

# **Különböző belterek levegőminőségének jellemzése**

**Doktori (PhD) értekezés**

**SZABADOS MÁTÉ**



**ELTE Természettudományi Kar  
Környezettudományi Doktori Iskola  
Környezetkémiai Program**

**Doktori Iskola vezetője: Dr. Turányi Tamás**

**Programvezető: Dr. Turányi Tamás**

**Témavezető: Dr. Szigeti Tamás, levegőhigiénés szakértő**

Készült a Nemzeti Népegészségügyi Központban

**Budapest, 2023**

DOI: 10.15476/ELTE.2023.138

## Tartalomjegyzék

<b>I. Bevezetés</b>	<b>5</b>
<b>II. Irodalmi áttekintés</b>	<b>8</b>
1. Beltéri légszennyezők forrásai és egészséghatásaik .....	8
1.1. Illékony szerves vegyületek .....	10
1.2. Aldehidek .....	13
1.3. Aeroszol részecskék .....	15
1.4. Radon .....	16
1.5. Komfortérzetet befolyásoló paraméterek .....	17
2. Légszennyező paraméterek mintavételezésére és meghatározására alkalmas módszerek ..	19
2.1. Illékony szerves vegyületek mintavételezéséhez és meghatározásához használt módszerek .....	19
2.2. Aldehidek mintavételéhez és meghatározására használt módszer .....	24
2.3. Kisméretű aeroszol részecskék mintavételéhez használt módszerek .....	24
2.4. Radon mintavételéhez és meghatározására használt módszer .....	26
2.5. Komfortérzetet befolyásoló paraméterek meghatározására használt módszerek.....	27
3. Kockázatbecslés .....	28
3.1. Veszély azonosítása .....	29
3.2. Veszélyjellemezés .....	29
3.3. Expozícióbecslés .....	32
3.4. Kockázatjellemezés .....	33
<b>III. Általános iskolák beltéri levegőminőségének jellemzése</b>	<b>35</b>
1. Bevezetés .....	35
2. Az InAirQ projekt .....	38
3. Kísérleti rész .....	40
3.1. Iskolák és osztályterem kiválasztásának kritériumai .....	40
3.2. Mintavétel .....	41
3.2.1. Mintavétel/helyszíni mérési kampány .....	41
3.3. Minták laboratóriumi elemzése .....	45
3.3.1. Illékony szerves vegyületek meghatározása .....	45
3.3.2. Aldehidek meghatározása .....	46
3.4. Kérdőíves felmérés .....	48
3.5. Adatfeldolgozás .....	49
3.5.1. Egészségkockázat értékelése .....	49
3.5.2. Levegőminőségi paraméterek statisztikai elemzése .....	54
3.5.3. A kérdőív által gyűjtött gyermekek egészségi állapotára vonatkozó adatok és a levegőminőségi paraméterek közötti összefüggések statisztikai elemzése.....	55
4. Eredmények és következtetések .....	57
4.1. A vizsgálatba bevont iskolaépületek és osztályterem jellemzői .....	57
4.2. Általános iskolák beltéri levegőminősége .....	57
4.2.1. Beltéri levegőminőség a vizsgált általános iskolák osztálytermeiben .....	57
4.2.2. A bel- és kültéri levegőminőség közötti kapcsolat .....	69
4.2.3. Az InAirQ projekt eredményeinek összehasonlítása különböző nemzetközi tanulmányokkal .....	73
4.3. Egészségkockázat és komfort .....	76
4.3.1. Nem karcinogén egészségkockázat .....	76

4.3.2. Karcinogén egészségkockázat.....	78
4.3.3. Komfort.....	81
4.4. Részvételi arány és a vizsgálatban részt vevő gyermekek jellemzői.....	82
4.5. Iskolás gyermekek egészségi állapota.....	85
4.5.1. Allergiás rhinitis és asztmatikus tünetek előfordulása iskolás gyermekek körében	85
4.5.2. A felmérést megelőző három hónapban tapasztalt tünetek előfordulása az iskolás gyermekek körében.....	88
4.5.3. Az InAirQ projekt eredményeinek összehasonlítása a különböző, gyermekek egészségi állapotának felmérését célzó nemzetközi tanulmányokkal.....	93
4.5.4. A szülők által jelentett tünetek javulása az iskolán kívüli tartózkodás során.....	94
4.6. A beltéri levegőminőségi paraméterek és a felmérést megelőző három hónapban tapasztalt tünetek előfordulási gyakorisága közötti összefüggések.....	96
4.6.1. Légzőszervi tünetek.....	96
4.6.2. Bőrtünetek.....	100
4.6.3. Általános tünetek.....	101
5. Összegzés.....	103
<b>IV. Passzív épületek beltéri levegőminőségének jellemzése</b>	<b>105</b>
1. Bevezetés.....	105
2. A passzív épületek vizsgálatára irányuló projekt.....	107
3. Kísérleti rész.....	108
3.1. Mintavétel/helyszíni mérési kampány.....	108
3.2. A minták laboratóriumi elemzése.....	112
3.2.1. Illékony szerves vegyületek és aldehidek meghatározása.....	112
3.3. Adatfeldolgozás.....	113
4. Eredmények és következtetések.....	114
4.1. A vizsgálatba bevont passzív épületek és helyiségek jellemzői.....	114
4.2. Passzív épületek bel- és kültéri levegőminősége.....	115
4.2.1. A beltéri levegőminőséget befolyásoló fizikai paraméterek.....	118
4.2.2. A beltéri levegőminőséget befolyásoló kémia légszennyező anyagok.....	119
4.3. A passzív házak beltéri levegőminőségéhez köthető egészséghatás értékelése.....	123
4.4. A felmérés eredményeinek összehasonlítása különböző nemzeti tanulmányokkal.....	126
5. Összegzés.....	128
<b>V. Összefoglalás és kitekintés</b>	<b>130</b>
<b>VI. Summary and outlook</b>	<b>133</b>
<b>Köszönetnyilvánítás</b>	<b>136</b>
<b>Irodalomjegyzék</b>	<b>137</b>
<b>Mellékletek</b>	<b>157</b>
<b>I. A doktori értekezés adatai</b>	Hiba! A könyvjelző nem létezik.
<b>II. Nyilatkozatok</b>	Hiba! A könyvjelző nem létezik.

## Rövidítésjegyzék

Rövidítés	Angol megfelelő	Magyar megfelelő
<b>AFSSET</b>	French Agency for Environmental and Occupational Health Safety	Francia Környezetvédelmi és Munkaegészségügyi Ügynökség
<b>ANSES</b>	French Agency for Food, Environmental and Occupational Health & Safety	Nemzeti Élelmezési, Környezetvédelmi és Munkaegészségügyi Ügynökség
<b>AT</b>	Averaging Time	Várható élettartam
<b>ATSDR</b>	Agency for Toxic Substances and Disease Registry	Toxikus Anyagok és Betegségek Nyilvántartása
<b>BMI</b>	Body Mass Index	Testtömegindex
<b>BTEX</b>	Benzene, Toluene, Ethylbenzene, Xylenes	benzol, toluol, etil-benzol és xilol vegyületek gyűjtőneve
<b>California</b>	California Environmental Protection Agency	Kaliforniai Környezetvédelmi Hivatal
<b>EPA</b>	EPA Provisional Peer-Reviewed Toxicity Value	EPA Ideiglenes, szakértői értékelésen alapuló toxicitási értékek
<b>CF</b>	Conversation Factor	Konverziós tényező
<b>CO<sub>2</sub></b>	Carbon dioxide	Szén-dioxid
<b>DAD</b>	Diode Array Detector	Diódasoros detektor
<b>EC</b>	Exposure concentration	Expozíciós koncentráció
<b>ED</b>	Exposure Duration	Teljes expozíció időtartama
<b>EF</b>	Exposure Frequency	Expozíciós gyakoriság
<b>ELCR</b>	Excess Lifetime Cancer Risk	Élettartamra vonatkoztatott többlet daganatkockázat
<b>EPA</b>	EPA Provisional Peer-Reviewed Toxicity Value	EPA Ideiglenes, szakértői értékelésen alapuló toxicitási értékek
<b>PPRTV</b>	Exposure Time	Expozíció időtartama
<b>ET</b>	Flame Ionization Detector	Lángionizációs detektor
<b>FID</b>	Gas Chromatograph(y)	Gázkromatográf(ia)
<b>GC</b>	Hazard Index	Kockázati mutató
<b>HI</b>	High Performance Liquid Chromatograph(y)	Nagyhatékonyságú folyadékkromatográf(ia)
<b>HPLC</b>	Hazard Quotient	Kockázati hányados
<b>HQ</b>	indoor/outdoor ratio	Beltér/kültér arány
<b>I/O</b>	International Agency for Research on Cancer	Nemzetközi Rákkutató Ügynökség
<b>IARC</b>	Inhalation Rate	Légzési arány
<b>IRa</b>	International Standard Classification of Education	Oktatás egységes nemzetközi osztályozási rendszere
<b>ISCED</b>	Inhalation Unit Risk	Inhalációs egységkockázat
<b>IUR</b>	Lowest Observed Adverse Effect Level	Legalacsonyabb megfigyelhető káros hatás szint
<b>LOAEL</b>	Limit of Detection	Kimutatási határ
<b>LOD</b>	Limit of Quantification	Meghatározási határ
<b>LOQ</b>	Maximum Cumulative Ratio	Maximum kumulatív arány
<b>MCR</b>	Mass Spectrometry / Mass Spectrometer	Tömegspektrometria / Tömegspektrométer
<b>MS</b>	Non-Dispersive Infrared (sensor)	Nem-diszperzív infravörös (szenzor)
<b>NDIR</b>	Nitrogen dioxide	Nitrogén-dioxid
<b>NO<sub>2</sub></b>		

<b>NOAEL</b> <b>O<sub>3</sub></b>	No Observed Adverse Effect Level Ozone	Nincs megfigyelhető káros hatás Ózon
Rövidítésjegyzék folytatása		
<b>Rövidítés</b>	<b>Angol megfelelő</b>	<b>Magyar megfelelő</b>
<b>OEHHA</b>	Office of Environmental Health Hazard Assessment	Környezetegészségügyi kockázatértékelő hivatal
<b>PM<sub>10</sub></b>	particles with an aerodynamic diameter less than 10 µm	10 µm-nél kisebb aerodinamikai átmérővel rendelkező részecskék
<b>PM<sub>2,5</sub></b>	particles with an aerodynamic diameter less than 2.5 µm	2,5 µm-nél kisebb aerodinamikai átmérővel rendelkező részecskék
<b>RfC</b>	Reference Concentration	Referencia koncentráció
<b>SF</b>	Safety Factor	Biztonsági faktor
<b>SF<sub>inhalation</sub></b>	Slope Factor	Kockázati meredekség
<b>SIM</b>	Selective Ion Monitoring	Szelektív ionkövetés
<b>TELCR</b>	Total Excess Lifetime Cancer Risk	Összegzett élettartamra vonatkoztatott többlet daganatkockázat
<b>TLV</b>	Threshold Limit Value	Küszöbérték
<b>UF</b>	Uncertainty Factor	Bizonytalansági tényező
<b>US EPA</b>	Environmental Protection Agency	Amerikai Környezetvédelmi Hivatal
<b>VOC</b>	Volatile Organic Compound	Illékony szerves vegyület
<b>WHO</b>	World Health Organization	Egészségügyi Világszervezet

## I. Bevezetés

A világ számos országához hasonlóan, Magyarországon is a légszennyezettség okozza a legnagyobb környezet-egészségügyi betegségterhet. Míg a kültéri levegőminőség jól szabályozott, a közegészségügyi szempontból legfontosabb légszennyezők koncentrációjára határértékek vonatkoznak, addig a belső terek levegőminőségét illetően nincs egységes szabályozás. Időnk jelentős részét belső terekben töltjük, így a beltéri légszennyezettség legalább olyan mértékben meghatározza egészségünket, mint a kültéri levegőminőség. Az elmúlt két évtizedben egyre több tudományos bizonyíték gyűlt össze a beltéri légszennyezők által okozott káros egészséghatásokról (WHO, 2010). Ezáltal kijelenthető, hogy a beltéri levegő minősége lakásokban, irodákban, iskolákban vagy egyéb magán és középületekben, ahol mindennapjainkat töltjük, nélkülözhetetlen meghatározója az egészségi állapotnak. A beltéri levegőben az egyes szennyezők koncentrációja gyakran magasabb lehet, mint amit a határértékek megengednek a kültéri levegőben.

A belső terek levegőminőségét jelentős mértékben befolyásolják különböző tényezők, többek között a kültéri levegőminőség, a beltéri légszennyező források, a légcseré aránya, a levegőkémiai reakciók és a légszennyezők eltávolítására alkalmazott technikák. A kültéri légszennyezők különböző arányban jelenhetnek meg a beltérben, vannak olyan szennyezők, amelyek főképp penetrációval jutnak a beltéri környezetbe. Azonban egyes légszennyezők, amelyek az alacsony légcseré, valamint a beltéri források (építőanyagok, berendezések vagy emberi tevékenységek) jelenléte miatt a kültéri koncentrációhoz képest jóval nagyobb mennyiségben fordulhatnak elő, széleskörű egészségi problémákhoz vezethetnek. Mindezen megfontolások alapján megállapítható, hogy a zárt terekben eltöltött idő és az egyes szennyezők relatíve magas koncentrációja miatt kiemelt jelentőségű a beltéri környezet levegőminősége az emberi egészség szempontjából.

Eleinte az európai szakpolitika csak a kültéri levegőminőség szabályozására összpontosított, elsősorban a hőerőművek, az ipari tevékenység és a közlekedés eredetű kibocsátások szabályozására. Az Egészségügyi Világszervezet (WHO) 1987-2021 között értékelte a légszennyező anyagokat és az általuk okozott egészséghatásokat, amely során a kültéri légszennyező anyagokra levegőminőségi ajánlásokat fogalmazott meg (WHO 1987, WHO 2000, WHO 2006, WHO 2021). Az elmúlt két évtizedben fokozott figyelem irányult a beltéri levegőminőséggel kapcsolatos kutatásokra és az eredmények értelmezésére. Ezen kutatások hatására jelentős lépések történtek a zárt terekben található légszennyező anyagok forrásainak

azonosítására, azok eliminálására, valamint a kültéri légszennyezés csökkentésére. Ezeknek a felméréseknek köszönhetően a levegőminőséggel kapcsolatos tudományos ismeretek folyamatosan bővültek, ami által hatékonyabb intézkedések kerültek kidolgozásra a beltéri levegőminőség javítása érdekében. Különböző irányértékek is megfogalmazásra kerültek (WHO 2010), amelyek célja a beltéri légszennyezők okozta káros egészséghatások csökkentése. Azonban továbbra sincs teljes konszenzus a beltéri légszennyező anyagok szabályozásának módjáról.

### **A disszertáció felépítése**

A doktori disszertációm hat részre tagolódik. Ezt az általános bevezetést (I. rész) a levegőkémiára, az analitikai kémiára, valamint a légszennyezők egészséghatásának és egészségkockázatának megfelelő részeire vonatkozó szakirodalom rövid tárgyalása követi a II. részben. Műszeres analitikai kémia alapismereteket feltételezve az irodalmi áttekintésben nem részletezem a különböző technikák működési elvét, azonban a levegőminőséget meghatározó paraméterekre és azok mintavételére, meghatározására kiemelt figyelmet fordítottam. Továbbá, bemutatom a doktori kutatómunka során alkalmazott módszereket is. A kutatómunka két külön részre tagolódik, melyek az általános iskolák (III. rész) és a passzív házak (IV. rész) beltéri levegőminőségének tanulmányozását tartalmazzák. A két rész elkülönítését indokolta, hogy az eltérő környezetekben a légszennyezők koncentrációja jelentősen eltérhet a különböző források miatt. Emellett a vizsgált légszennyezők egészségre gyakorolt hatása is különböző lehet, mivel az expozíciós forgatókönyvek eltérőek az általános iskolákban és a passzív házakban.

A III. rész az általános iskolák beltéri levegőminőségével foglalkozik, különösen az InAirQ elnevezésű, nemzetközi projekt (2016-2019) keretében 5 közép-európai ország (Cseh Köztársaság, Lengyelország, Magyarország, Olaszország, Szlovénia) 64 általános iskolájának egy-egy osztálytermében vizsgált bel- és kültéri légszennyezőkkel és az általuk okozott egészségkockázatok jellemzésével. A tanulmány kiterjed továbbá a vizsgált légszennyezők beltéri koncentrációja és a gyermekek egészségi állapota közötti kapcsolat vizsgálatára is. A III. rész rövid bevezetést (1. fejezet), az InAirQ projekt bemutatását (2. fejezet), a kísérleti rész részletes leírását (3. fejezet), továbbá az eredményeket és azok elemzését, valamint a következtetéseket (4. fejezet) tartalmazza.

A III. rész az alábbi három közétett tanulmányon alapszik:

**Szabados, M.,** Csákó, Z., Kotlík, B., Kazmarová, H., Kozajda, A., Jutraz, A., Kukec, A., Otorepec, P., Dongiovanni, A., Di Maggio, A., Fraire, S., Szigeti, T. (2021). Indoor air quality and the

associated health risk in primary school buildings in Central Europe – The InAirQ study. *Indoor Air*, 31(4), 989–1003.

<https://doi.org/10.1111/ina.12802>

IF = 6,554 (D2) (2021)

**Szabados, M.**, Kakucs, R., Páldy, A., Kotlík, B., Kazmarová, H., Dongiovanni, A., Di Maggio, A., Kozajda, A., Jutraz, A., Kukec, A., Otorepec, P., Szigeti, T. (2022). Association of parent-reported health symptoms with indoor air quality in primary school buildings – The InAirQ study, *Building and Environment*, 221, 109339.

<https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2022.109339>

IF: 7,093 (D2) (2021)

**Szabados, M.**, Csákó, Z., Kotlík, B., Kazmarová, H., Kozajda, A., Jutraz, A., Kukec, A., Otorepec, P., Dongiovanni, A., Di Maggio, A., Fraire, S., Szigeti, T. (2021). Általános iskolák beltéri levegőminősége Közép-Európában - Az InAirQ projekt. *Egészségtudomány*, 65(2): 51-71.

<https://doi.org/10.29179/EgTud.2021.2.51-71>

A IV. rész a 2019 és 2021 között, 15 magyarországi passzív épületben végzett, a levegőminőség felmérését célzó vizsgálataink eredményeiről számol be. Ez a rész szintén tartalmaz egy rövid bevezetést (1. fejezet), a projekt leírását (2. fejezet), egy kísérleti részt (3. fejezet), valamint az eredményeket és azok tárgyalását elemző fejezetet (4. fejezet).

A IV. rész az alábbi tanulmányon alapszik:

**Szabados, M.**, Magyar, D., Tischner, Zs., Szigeti, T. (2023). Indoor air quality in Hungarian passive houses, *Atmospheric Environment*, 307, 119857.

<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2023.119857>

IF: 5 (Q1) (2023)

A V. és VI. rész az InAirQ és a passzív épületek felmérése irányuló projektek eredményeinek összefoglalását tartalmazza magyar és angol nyelven.



## II. Irodalmi áttekintés

### 1. Beltéri légszennyezők forrásai és egészséghatásai

A beltéri levegőben található légszennyezők két főbb csoportra oszthatók, kémiai és biológiai szennyezőkre (II/1. táblázat). A kémiai csoportok között megkülönböztethetünk gázokat és gőzöket (szervetlen és szerves), valamint a levegőben eloszlott finomszemcsés szilárd vagy folyékony halmazállapotú anyagokat (aeroszol részecskék). A biológiai csoporthoz tartoznak a különböző élő szervezetekből (beleértve a mikro-organizmusokat és az élő szervezetek maradványait is) származó többféle lebegő szilárd (élő vagy elhalt) részecske, mint például vírusok, baktériumok, spórák, pollenek, atkák, rovarrészecskék törmelékei, emberi és állati szövetmaradványok (Bluyssen, 2009).

II/1. táblázat: A beltéri légszennyező anyagok fő csoportjai

Fő csoport	Alcsoport	
Kémiai	Gázok és gőzök	Szervetlen: - CO, CO <sub>2</sub> , NO <sub>x</sub> , SO <sub>x</sub> , O <sub>3</sub>
		Szerves: - aromás szénhidrogének, alifás szénhidrogének, oxigénezett szénhidrogének, halogénezett szénhidrogének
	Aeroszol részecskék	Szervetlen részecskék - szulfátok, nitrátok, ammónium, ásványi por Szerves részecskék: - bioaeroszol, biocidok, policiklikus aromás szénhidrogének
Biológiai	Radioaktív részecskék és gázok: radon és bomlástermékei gombák (pl.: penész), pollenek, atkák, spórák, allergének, baktériumok	

Feltehetjük magunknak a kérdést, hogy pontosan mi is okozza a beltéri légszennyezettséget? A válaszok erre a kérdésre éppoly összetettek, mint amilyen egyszerű a kérdés. Az idők során egyre több kémiai és biológiai anyagot azonosítottak a beltéri levegőben és a lista folyamatosan növekszik, ahogy a kutatók további tanulmányokat végeznek és új adatokat gyűjtenek. A beltéri levegőminőséggel kapcsolatos kutatások során azonosított légszennyező anyagok listái bőségesek, azonban a mennyiségi információk legalább olyan fontosak, mint a minőségi információk. Mivel a nem rákkeltő légszennyező anyagok esetében lehetséges olyan küszöbkoncentrációk

meghatározása, amelyek tartós belélegzése esetén sem jelentenek egészségkockázatot a szervezet számára. Így a beltéri légszennyező anyagok egy bizonyos koncentráció alatt tartása esetén, az egészség károsodása megelőzhető vagy megszüntethető. Ahogy azt a környezettóxicológia alapelve is kimondja: „a szennyező anyagot a dózisa vagy koncentrációja teszi mérgezővé”.

A beltéri levegőminőség szennyezőanyagainak forrásait két fő csoportra lehet osztani: kültéri és beltéri forrásokra. A kültéri légszennyező anyagok elsősorban a gépjárművek kipufogógázaiból, ipari kibocsátásokból, lakossági tüzelésből, mezőgazdasági tevékenységekből és légköri fotokémiai folyamatokból származó kémiai anyagok és aeroszol részecskék, valamint a természetes mikrobiális tevékenységekből származó bioaeroszolak. A beltéri levegőminőséget elsősorban belső források határozzák meg, mint például a háziállatokból, dohányzásból, építőanyagokból, berendezési tárgyakból és használati cikkekből származó biológiai és kémiai szennyezők. Meg kell jegyezni azonban, hogy a kültéri és beltéri környezet közötti kapcsolat nagyon fontos szerepet játszik a beltéri levegőminőség meghatározásában, mivel a belső terek állandó kapcsolatban vannak a kültéri levegővel. A kültéri légszennyező anyagok bejutnak a zárt terekbe szellőzőnyílásokon, ajtókon, ablakokon és az épületburkolat repedésein keresztül. A kültéri légszennyező anyagainak beltéri koncentrációját számos tényező befolyásolja, például az adott kültéri komponens koncentrációja, a légcseré mértéke és a szennyező anyagok reakcióképessége. A leggyakoribb kültéri szennyezőanyagok közé tartozik a szén-monoxid (CO), szén-dioxid (CO<sub>2</sub>), nitrogén-oxidok (NO<sub>x</sub>), kén-dioxid (SO<sub>2</sub>), ózon (O<sub>3</sub>), más oxidáló hatású anyagok és nem utolsósorban aeroszol részecskék (Bernstein és mtsai, 2008). Amennyiben nincsenek jelen belső szennyező források, akkor a beltéri levegőminőség megközelíti a kültérit (Annesi-Maesano és mtsai, 2013). Azonban a zárt terek olyan anyagokat is tartalmazhatnak, amelyek magas koncentrációja csak a beltéri környezetekre jellemző. Ezek az egyedi beltéri légszennyező anyagok különféle pontforrásokból származnak, például építőanyagokból és berendezési tárgyakból, készülékekből, emberi tevékenységekből és élő szervezetekből. Így a beltéri légszennyezés pontos forrásainak alapos ismerete elengedhetetlen a beltéri levegőminőség problémáinak megértéséhez. A továbbiakban azokat a beltéri légszennyező anyagokat részletezem, amelyeket a szakirodalom kiemelten fontosnak tart az egészségre gyakorolt lehetséges káros hatásai miatt.

## 1.1. Illékony szerves vegyületek

A beltéri légszennyezők egyik legjelentősebb csoportját az illékony szerves vegyületek (VOC) alkotják. A VOC-k olyan vegyületek, amelyek magas gőznyomással és alacsony vízdoldhatósággal rendelkeznek (Menezes és mtsai, 2012). A VOC-k az ipari és közlekedési eredetű kültéri szennyező források mellett jelentős beltéri forrásokkal is rendelkeznek. Ezen vegyületeket széles körben használják a háztartási termékek összetevőiként. A festékek, lakkok és viaszok mind tartalmazhatnak szerves oldószereket, csakúgy, mint számos tisztítószer, fertőtlenítő, kozmetikai, zsírtalanító termék (Sarigiannis és mtsai, 2011; Delgado-Saborit és mtsai, 2011; Villanueva és mtsai, 2018). Az építőanyagokban és a lakberendezési termékekben szintén megtalálhatók (Salthammer, 2004). Mindezen termékek szerves vegyületeket bocsáthatnak ki használatuk és bizonyos mértékig tárolásuk során is. Ennek okán számos VOC magasabb koncentrációban van jelen a beltéri környezetben, mint kültéren. Azonban a VOC-k beltéri koncentrációját nem csak a beltéri források száma, hanem a zárt terek fizikai paraméterei (hőmérséklet, páratartalom, légcseres mértéke) és egyéb légszennyező anyagok (aeroszol részecskék, reaktív gázok) jelenléte is befolyásolja (Ilgen és mtsai, 2001; Weschler, 2006; Kliucininkas és mtsai, 2011; Nørgaard és mtsai, 2014; Paciência és mtsai, 2016). A legtöbb VOC beltéri koncentrációja a hidegebb hónapokban általában magasabb, ami több okra vezethető vissza. Egyrészt a téli hónapokban kisebb a természetes szellőzés mértéke (Frankel és mtsai, 2012; Isaacs és mtsai, 2013; Stamp és mtsai, 2021), másrészt az emberek hajlamosak több időt tölteni zárt térben, ami fokozza a szennyezőanyagokat termelő beltéri tevékenységeket. Ebben az időszakban megnövekedhet a gáztűzhelyek, a kandallók és a háztartási cikkek (pl.: légrfrissítők, tisztítószerek) használata (Leech és mtsai, 2002; Schweizer és mtsai, 2006; Matz és mtsai, 2014). A felsoroltak mellett az alacsonyabb külső hőmérséklet a téli időszakban kedvez a légköri stabilitásnak és az alacsonyabb keveredési rétegmagasságnak, ami megakadályozza a légszennyező anyagok diszperzióját (Chithra és Nagendra, 2014), így a légszennyező tevékenységek fokozódásának hatására a beltérben jelenlévő kültéri eredetű szennyező anyagok koncentrációja is emelkedhet.

A kutatások kiemelt figyelmet fordítanak számos illékony szerves vegyületre, mivel ezek közül néhánynak bizonyítottan rövid és hosszú távon is egészségkárosító hatása van. Rövid távon ezek a komponensek fejfájást, légzőszervi megbetegedést, bőr-, szem- és légúti irritációt, szédülést, mellkasi fájdalmat, kimerültséget okozhatnak és csökkenthetik a koncentrálóképességet. Hosszú

távon pedig különböző szervek, szervrendszerek és az idegrendszer károsodását okozhatják (SCHER, 2007). Az illékony szerves vegyületek közül számos olyan anyag létezik, amelyek karcinogén hatással rendelkeznek. A Nemzetközi Rákkutató Ügynökség (IARC), mint ismert emberi rákkeltőként (1. csoport) tarja nyilván a kutatómunkám során vizsgált VOC-k közül a benzolt és a triklór-etilént. Egyes VOC-k (toluol, xilolok, limonén) rákkeltő hatása még mindig megkérdőjelezhető (3. csoport), azonban legtöbbjük valószínűsíthetően (2A csoport) vagy feltételezhetően (2B csoport) karcinogén hatású. Továbbá, a VOC-k egymással vagy más vegyületekkel reakcióba lépve, újabb légszennyező anyagok keletkezéséhez járulhatnak hozzá, amelyek akár veszélyesebbek is lehetnek, mint a kiindulási vegyületek (Menezes és mtsai, 2012; Bluysen, 2009). A II/2. táblázatban azokat az illékony szerves vegyületeket foglaltam össze, amelyek a legtöbb kutatómunka fókuszpontjában állnak, valamint a munkám során is meghatározásra kerültek.

II/2. táblázat: Vizsgált illékony szerves vegyületek lehetséges bel- és kültéri forrásai és az általuk okozott egészséghatások

Szennyező anyag	Bel- és kültéri forrás	Egészséghatás
benzol	<p>Beltéri forrás<sup>1-5</sup></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Háztartási termékek (pl.: festékek, ragasztók, lakkok)</li> <li>- Bizonyos építőanyagok és bútorok</li> <li>- Falburkolatok (pl.: oldószer alapú (vízálló) falfestékek)</li> <li>- Padlóburkolatok (pl.: ragasztóval ellátott PVC padlóburkolat, szőnyeghátlapok)</li> <li>- belterek fűtési- és főzőrendszere</li> <li>- Emberi tevékenységek (pl.: dohányzás)</li> </ul> <p>Kültéri forrás<sup>4-7</sup></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Közúti közlekedés</li> <li>- Biomassza és hulladékégetés</li> <li>- Bizonyos iparágak (pl.: kőolaj-, acél-, vegyipar)</li> <li>- Benzinkút</li> </ul>	<p>Rövid távú egészséghatás hatás<sup>8,9</sup></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- központi idegrendszeri hatások</li> </ul> <p>Hosszú távú egészséghatás<sup>8,9</sup></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- központi idegrendszeri hatások</li> <li>- vérképző rendszeri hatások</li> <li>- reprodukciós hatások</li> <li>- IARC: 1. csoport<sup>10</sup></li> </ul> <p>megjegyzés: nincs olyan koncentrációs szint, amely biztonságos lenne az emberi egészségre nézve<sup>8</sup></p>
toluol	<p>Beltéri forrás<sup>5,13</sup></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Háztartási termékek (p: festékek, ragasztók, gyanták, lakkok, tisztítószer)</li> <li>- Falburkolatok (pl.: oldószer alapú (vízálló) falfestékek)</li> <li>- Padlóburkolatok (pl.: ragasztóval ellátott PVC padlóburkolatok, szőnyeghátlapok)</li> <li>- Kozmetikumok (pl.: körömlakkok)</li> <li>- Egyéb fogyasztási cikkek (pl.: újságok, könyvek)</li> </ul> <p>Kültéri forrás<sup>11,12</sup></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Közúti közlekedés</li> <li>- Bizonyos iparágak (pl.: vegyipar)</li> <li>- Benzinkút</li> </ul>	<p>Rövid távú egészséghatás hatás<sup>14</sup></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- bőr-, szem- és légúti irritáció</li> <li>- központi idegrendszeri hatások</li> </ul> <p>Hosszú távú egészséghatás<sup>9</sup></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- szellemi teljesítőképesség csökkenésétől az agykárosodásig terjedhet</li> <li>- IARC: 3. csoport<sup>10</sup></li> </ul>

*II/2. táblázat (folytatása):*

Szennyező anyag	Bel- és kültéri forrás	Egészség hatás
etil-benzol	Beltéri forrás <sup>5,13</sup> - Háztartási termékek (pl.: festékek, ragasztók, lakkok, viaszok, tisztítószer) (falfestékek) - Falburkolatok (pl.: oldószer alapú (vízálló) padlóburkolatok (pl.: szőnyeghátlapok) - Emberi tevékenységek (pl.: dohányzás) Kültéri forrás <sup>11,12</sup> - Közúti közlekedés - Bizonyos iparágak (pl.: vegyipari intermedier) - Benzinkút	Rövid távú egészség hatás <sup>15,16</sup> - bőr- és nyálkahártya-irritáló hatású - központi idegrendszeri hatások (szédülés, eszméletvesztés, remegés és légzés megváltozása) Hosszú távú egészség hatás <sup>15,16</sup> - központi idegrendszeri hatások (szédülés, eszméletvesztés, remegés és légzés megváltozása) - IARC: 2B csoport
xilolok	Beltéri forrás <sup>5,13</sup> - Háztartási termékek (festékek, lakkok ragasztók) - Falburkolatok (pl.: oldószer alapú (vízálló) falfestékek) - Padlóburkolatok (pl.: ragasztóval ellátott PVC padlóburkolatok, szőnyeghátlapok) Kültéri forrás <sup>11,12</sup> - Közúti közlekedés - Bizonyos iparágak - Benzinkút	Rövid távú egészség hatás <sup>9</sup> - szem-, orr- és torokirritáció - gyomor-bélrendszeri hatások Hosszú távú egészség hatás <sup>9</sup> - központi idegrendszeri hatások (fejfájás, szédülés, fáradtság és remegés) - IARC: 3. csoport <sup>10</sup>
triklór-etilén	Beltéri forrás <sup>5,8</sup> - Fapác, festékel távolítók - Lakkok, ragasztók, kenőanyagok - Bizonyos háztartási tisztítószer Kültéri forrás <sup>8,17</sup> - Bizonyos iparágak (vegyipar, vegytisztítás, fémek zsírtalanítása, nyomdaipar, nyomdafestékgyártás)	Rövid távú egészség hatás <sup>8</sup> - központi idegrendszeri hatások Hosszú távú egészség hatás <sup>8</sup> - központi idegrendszeri hatások - IARC: 1. csoport <sup>10</sup>
tetraklóretilén	Beltéri forrás <sup>5,8</sup> - Száraz tisztítás (textíliák, függönyök, szőnyegek) - Ragasztók - Folteltávolítók, fatisztítószer Kültéri forrás <sup>5,8</sup> - Bizonyos iparágak (vegyipar, vegytisztítás, fémek zsírtalanítása)	Rövid távú egészség hatás <sup>8</sup> - központi idegrendszeri hatások - máj és vese károsító Hosszú távú egészség hatás <sup>8</sup> - központi idegrendszeri hatások - máj és vese károsító - IARC: 2A csoport <sup>10</sup>
α-pinén	Beltéri forrás <sup>5</sup> - Háztartási tisztító- és higiéniaszer - Festék- és lakkeltávolítók - Rovarölő szer - Bútorok és fatermékek Kültéri forrás <sup>5</sup> - Természetes eredet (fák (tülevelűek), növények, gombák és virágok)	Rövid távú egészség hatás <sup>9</sup> - bőr-, szem- és légúti irritáció Hosszú távú egészség hatás <sup>9</sup> - bőr-, szem- és légúti irritáció - IARC: nem besorolt <sup>10</sup>
limonén	Beltéri forrás <sup>5</sup> - Háztartási tisztítószer - Légszűrők - Rovarölő szer - Kozmetikumok (pl.: parfüm, illatszerek) Kültéri forrás <sup>5</sup> - Természetes eredet	Rövid távú egészség hatás <sup>9</sup> - bőr-, szem- és légúti irritáció Hosszú távú egészség hatás <sup>9</sup> - bőr-, szem- és légúti irritáció - IARC: 3. csoport <sup>10</sup>

II/2. táblázat (folytatása):

Szennyező anyag	Bel- és kültéri forrás	Egészség hatás
2-etil-hexanol	Beltéri forrás <sup>18-23</sup> - Bizonyos építőanyagok és bútorok - Háztartási termékek (pl.: festékek, ragasztók) - Falburkolatok (pl.: tapéta) - Padlóburkolatok (pl.: PVC padlóburkolat, szőnyeghátlapok) Kültéri forrás <sup>18</sup> - Bizonyos iparágak	Rövid távú egészség hatás <sup>24</sup> - érzékszervi irritáció (szem-, orrirritáció) Hosszú távú egészség hatás <sup>24</sup> - gyulladás és degeneráció a szaglójában - IARC: nem besorolt <sup>10</sup>
sztirol	Beltéri forrás <sup>5,25,26</sup> - Oldószer alapú (vízálló) falfestékek - Háztartási termékek (festékek, ragasztók, bevonatok) - Padlóburkolatok (pl.: PVC padlóburkolatok ragasztóval, szőnyeghátlapok) - Műanyagok - Emberi tevékenységek (pl.: dohányzás) Kültéri forrás <sup>5</sup> - Közúti közlekedés - Bizonyos iparágak	Rövid távú egészség hatás <sup>9</sup> - bőr-, szem- és légúti irritáció - központi idegrendszeri hatások Hosszú távú egészség hatás <sup>9</sup> - központi és perifériás idegrendszeri hatások - IARC: 2A csoport <sup>10</sup>

Referencia: 1: Wallace, 1989 2: Kim és mtsai, 2001; 3: Lee és mtsai, 2002; 4: HEI, 2007; 5: WHO, 2022; 6: Jia és mtsai, 2008a; 7: Jia és mtsai, 2008b; 8: WHO, 2010; 9: Kotzias és mtsai, 2005; 10: IARC, 2022; 11: Rao és mtsai, 2006; 12: Menchaca-Torre és mtsai, 2015; 13: Marzocca és mtsai, 2017; 14: ATSDR, 2017; 15: Bolden és mtsai, 2015; 16: Kuranchie és mtsai, 2019; 17: Franca, 2016; 18: Claeson és mtsai, 2007; 19: Katsumata és mtsai, 2008; 20: Wal és mtsai, 1997; 21: Järnström és mtsai, 2008; 22: Chino és mtsai, 2009; 23: Bluysen és mtsai, 1997; 24: Wakayama és mtsai, 2019; 25: Collins és Richey 1992; 26: Miller és mtsai, 1994

## 1.2. Aldehidek

Az aldehidek olyan beltéri és kültéri kémiai szennyező anyagok, amelyek az emberre gyakorolt potenciális egészségkárosító hatásuk és a légkör kémiájában betöltött fontos szerepük miatt különösen érdekesek. Az aldehidek az ipari és közlekedési eredetű kültéri szennyező források mellett jelentős beltéri forrásokkal is rendelkeznek (WHO, 2002; Liu és mtsai 2006). Ezen szerves vegyületeket széles körben használatosak a háztartási termékek összetevőiként. A festékek és különböző bevonatok mind tartalmazhatnak szerves oldószereket, csakúgy, mint számos tisztítószer, fertőtlenítő, kozmetikai termék (Aragón és mtsai, 2000; WHO, 2010; WHO, 2022). Az építőanyagokban és a lakberendezési termékekben szintén megtalálhatók (Kotzias és mtsai, 2005; Sarigiannis és mtsai, 2011; WHO, 2022). Továbbá az emberi tevékenységek (pl.: hússütés, kávépörkölés, dohányzás) hatására is jelentős mennyiségű aldehid kerülhet a beltéri levegőbe (Xiang és mtsai, 2017; Pei és mtsai, 2020; Zhang és mtsai, 2020; Klein és mtsai, 2016; Peng és mtsai, 2017). A beltéri koncentrációjukat szintén befolyásolják a zárt terek fizikai paraméterei

(hőmérséklet, légsere mértéke), valamint a közvetlen kibocsátások mellett a kémiai reakciók során keletkező aldehid is jelentősen hozzájárulhat a megemelkedett beltéri koncentrációhoz (Parthasarathy és mtsai, 2011; Vardoulakis és mtsai, 2020; Uhde és Salthammer, 2007; Weschler, 2006). A tisztítószerek gyakran bocsátanak ki terpéneket, amelyek gyorsan reakcióba lépnek az ózonnal. Ezek az ózon által kezdeményezett reakciók, amelyek a gázfázisban játszódnak le, számos másodlagos szennyező anyagokat eredményeznek, többek között aldehideket (Nørgaard és mtsai, 2014). Általánosságban elmondható, hogy az aldehideknek való kitettség beltéren nagyobb, mint kültéren. A beltéri környezetben a formaldehid a leggyakrabban megtalálható aldehid és ezért a legtöbbet vizsgált anyag (Marchand és mtsai, 2006). A formaldehid mellett, az acetaldehid és az aromás benzaldehid és a hexaldehid vegyületek is széles körben vizsgált aldehid vegyület, amelynek jelenléte a beltéri levegőben állandóan kimutatható.

Az aldehidek közül néhánynak bizonyítottan rövid és hosszú távon is egészségkárosító hatása van. Rövid távon ezek a komponensek fejfájást, légzőszervi megbetegedést, bőr, szem és légutak nyálkahártyájának irritációját okozhatják. Hosszú távon pedig különböző szervek, szervrendszerek és központi idegrendszer károsodását okozhatják (Clarisse és mtsai, 2003; US EPA). Ami a karcinogén egészségkockázatot illeti, az IARC a formaldehidet a 1. kategóriába (IARC, 2006), míg az acetaldehidet a feltételezhetően (2B csoport) karcinogén hatású vegyületek közé sorolta. A többi vizsgált aldehidet az IARC nem kategorizálta (IARC, 2022). A *II/3. táblázatban* azokat az aldehideket foglaltam össze, amelyek a legtöbb kutatómunka fókuszpontjában állnak, valamint a munkám során is meghatározásra kerültek.

*II/3. táblázat: Vizsgált aldehid vegyületek lehetséges bel- és kültéri forrásai és az általuk okozott egészséghatások*

Szennyező anyag	Bel- és kültéri forrás	Egészséghatás
formaldehid	<p>Beltéri forrás<sup>1-6</sup></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Bútorok és fatermékek (pl.: rétegelt lemez-, farostlemez bútorok, padló- és falburkolatok)</li> <li>- Háztartási termékek (pl.: festékek, tapéták, ragasztók)</li> <li>- Higiéniai termékek (pl.: folyékony szappanok, fogkrémek)</li> <li>- Bizonyos tisztítószerek és fertőtlenítőszer</li> <li>- Kozmetikumok (pl.: körömlakkle mosó)</li> <li>- Emberi tevékenységek (pl.: dohányzás, főzés)</li> <li>- Másodlagos képződés</li> </ul> <p>Kültéri forrás<sup>3,7</sup></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Közúti közlekedés</li> <li>- Bizonyos iparágak</li> <li>- Fotokémiai reakciók</li> </ul>	<p>Rövid távú egészséghatás<sup>2</sup></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- bőr, szem és légutak nyálkahártyájának irritációja</li> <li>- fejfájás, hányinger vagy szédülés</li> </ul> <p>Hosszú távú egészséghatás<sup>9</sup></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- krónikus kötőhártya-gyulladás, torokgyulladás, gégegyulladás, hörghurut</li> <li>- IARC: 1. csoport<sup>10</sup></li> </ul>

*II/3. táblázat (folytatása):*

Szennyező anyag	Bel- és kültéri forrás	Egészséghatás
acetaldehid	Beltéri forrás <sup>4,11,12</sup> - Bizonyos építőanyagok (pl.: poliuretánhab) - Bútor és fatermékek (pl.: rétegelt lemez-, farostlemez bútor) - Háztartási termékek (pl.: ragasztók, bevonatok) - Kozmetikumok (pl.: körömlakklemosó) - Emberi tevékenységek (pl.: dohányzás, főzés, légzés) - Fűtés (kandallóval, fatüzelésű kályhával) - Másodlagos képződés Kültéri forrás <sup>3,7</sup> - Közúti közlekedés - Bizonyos iparágak - Biomassza és hulladékégetés Fotokémiai reakciók	Rövid távú egészséghatás <sup>4</sup> - bőr, szem és légutak nyálkahártyájának irritációja Hosszú távú egészséghatás <sup>4</sup> - krónikus légúti szövetkárosodás és gyulladás - IARC: 2B csoport <sup>10</sup>
benzaldehid	- Beltéri forrás <sup>3,13-15</sup> - Padlóburkolatok (pl.: PVC) - Háztartási termékek (pl.: festékek, ragasztók, tisztítószerek, légfrissítők) - Kozmetikumok (pl.: illatszerek) - Emberi tevékenységek (pl.: dohányzás, főzés) Kültéri forrás <sup>7,16</sup> - Közúti közlekedés - Bizonyos iparágak - Biomassza és hulladékégetés	Rövid távú egészséghatás <sup>17</sup> - bőr, szem és légutak nyálkahártyájának irritációja Hosszú távú egészséghatás - központi idegrendszeri hatások - IARC: nem besorolt <sup>10</sup>
hexaldehid	Beltéri forrás <sup>5,6,16</sup> - Bizonyos építőanyagok - Bútor és fatermékek - Háztartási termékek (festékek, ragasztók) - Emberi tevékenységek (pl.: főzés) - Másodlagos képződés Kültéri forrás <sup>7,16</sup> - Közúti közlekedés - Bizonyos iparágak - Fotokémiai reakciók	Rövid távú egészséghatás <sup>16</sup> - bőr, szem és légutak nyálkahártyájának irritációja Hosszú távú egészséghatás: - központi idegrendszeri hatások - IARC: nem besorolt <sup>10</sup>

Referencia: 1: Aragón és mtsai, 2000; 2: WHO, 2010; 3: WHO, 2022; 4: Kotzias és mtsai, 2005; 5: Uhde és Salthammer, 2007; 6: Weschler, 2006; 7: Sinharoy és mtsai, 2019; 8: US EPA; 9: Clarisse és mtsai, 2003; 10: IARC, 2022; 11: Sarigiannis és mtsai, 2011; 12: Jurvelin és mtsai, 2001; 13: Birmili és mtsai, 2021; 14: Villanueva és mtsai, 2022; 15: Pubchem, 2022; 16: Liu és mtsai 2006; 17: Hartwig és mtsai 2012

### 1.3. Aeroszol részecskék

Az aeroszolak a levegőben eloszlatott folyékony és/vagy szilárd halmazállapotú részecskék kolloid rendszerei. Az aeroszol részecskék aerodinamikai átmérője néhány nanométertől körülbelül 100 µm-ig terjed. Az emberi egészségre leginkább a 10 µm-nél kisebb részecskék jelentenek kockázatot, mivel ezek képesek lejutni a mélyebb légutakba is. A beltéri aeroszolak különböző méretfrakcióba tartozó részecskéket tartalmaznak, beleértve az ultrafinom, finom és durva



módusba tartozó részecskéket. Az aeroszol részecskék a kültérről is bejutnak a beltérbe, de azok a beltéri források, mint a dohányfüst, főzés (különösen kerozinnal és biomassza tüzelőanyagokkal), fatüzelésű kályhák és kemencék, füstölők, gyertyák, valamint az emberi tevékenységek (pl.: takarítás, mozgás) és a háziállatok jelenléte, mind hozzájárulnak a finom és durva részecskék beltéri koncentrációjának növekedéséhez (Wallace és mtsai, 2003; Rojas-Bracho és mtsai, 2004; Mohammadyan és Ashmore, 2005; MacNeill és mtsai, 2014; Rosen és mtsai, 2015, Wyss és mtsai, 2016). Az aeroszol részecskék leginkább léggéssel kerülnek a szervezetbe és egészségre gyakorolt hatásuk sokrétű. Az aeroszol részecskék egészségre gyakorolt hatása több tényezőtől függ, többek között a részecskék fizikai, kémiai és biológiai, valamint a légzőszervek fiziológiai tulajdonságaitól. Az aeroszol részecskék önmagukban, a toxikus, karcinogén, mutagén komponensek nélkül is kockázatot jelentenek az egészségre. Azonban a toxikus anyagok jelenléte nagymértékben befolyásolja az egészségre gyakorolt hatást. A részecskék szerves vegyületeket (pl.: policiklusos aromás szénhidrogének), nehézfémeket (pl.: ólom, kadmium, króm), egyéb mérgező elemeket (pl.: arzén), savas karakterű vegyületeket (pl.: szulfát-, nitrátvegyületek), azbesztet és kormot is tartalmazhatnak. A részecskék között baktériumok, vírusok és gombák is találhatóak, amelyek szintén a légzőrendszerbe, a szervezetbe kerülhetnek. A kisméretű aeroszol részecskék már rövid távon is károsan hatnak a szív- és érrendszerre (pl.: szívritmuszavart okozhatnak, növelhetik az agyvérzés (stroke), a szívinfarktus, az akut szívelégtelenség kialakulásának és a végtagok érelzáródásának kockázatát), valamint a tüdőfunkció csökkenését okozhatják gyulladásos folyamatok révén. Hosszú távú kitettség esetén elsősorban a szívizom elégtelen vérellátása miatti (iszkémiás) szívbetegségek kialakulásában játszik fontos szerepet, azonban az agyvérzés, a krónikus obstruktív tüdőbetegség (COPD), a tüdőrák, illetve számos, egyéb nem fertőző betegség kialakulásában is számottevő szerepe van (McCormack és mtsai, 2009; McCormack és mtsai, 2011; Gurley és mtsai, 2013).

#### 1.4. Radon

A radon egy természetes eredetű, színtelen, szagtalan és emberi érzékszervekkel nem érzékelhető radioaktív nemesgáz. Az ismert radonizotópok száma 39, közülük a legstabilabb és egyben leggyakoribb izotópja a  $^{222}\text{Rn}$ . A radon az urán ( $^{238}\text{U}$ ) bomlási sorának tagja, ami az 1622 éves felezési idővel rendelkező  $^{226}\text{Ra}$  (rádium) alfa-bomlásából keletkezik és szintén alfa-részecske kibocsátásával bomlik tovább. A radon felezési ideje 3,824 nap, vagyis ennyi idő alatt csökken az

aktivitása a felére. A radon a talajból, az aljazaton keresztül és a talajfelszín alatti részek (pl.: alagsor) falain át jut be az épületek belső tereibe. A talajból származó radon a szerkezeti anyagok pórusain és repedésein keresztül jut be a helyiségekbe. Az épületbe jutó radon mennyiségét több tényező befolyásolja. Fontos szerepet játszanak a talaj és a környező kőzetek összetétele, porozitása, radioaktivitása, permeabilitása és nedvességtartalma. Az egyes tényezők kombinációja határozza meg, hogy mennyi radon képes áthatolni a talajon és a kőzeten és bejutni az épületbe. Például a porózus talajok vagy kőzetek könnyebben engedik át a radont, míg a sűrűbb szerkezetűek kevésbé engedik át. A nedvesség szintén szerepet játszik, mivel a nedves talajban vagy kőzetben a radon átjutása könnyebb lehet. A belélegzett radon közvetlen élettani hatása elhanyagolható. Egészségre gyakorolt káros hatást akkor válhat ki, ha bomlástermékei – melyek már szilárd elemek – megtapadnak a levegőben lévő aeroszol részecskék felületén. Az aeroszol részecskék belégzése által a radioaktív izotópok a tüdőbe kerülnek, ahol megtapadnak a tüdő különböző részein. A radioaktív sugárzás, amit ezek a megtapadt részecskék kibocsátanak, közvetlenül éri a sejteket, ezáltal károsíthatja azokat, növelve a rákos megbetegedések kockázatát (WHO, 2010).

### **1.5. Komfortérzetet befolyásoló paraméterek**

Egészségünket és komfortérzetünket számos tényező befolyásolja, melyek közül jelentős szerepe van a hőmérsékletnek, a relatív páratartalomnak, a CO<sub>2</sub> koncentrációnak és a légcseré mértékének. Komfortérzetünk egyik legfontosabb tényezője a beltéri környezet hőmérséklete. Tévhit azonban, hogy csak egy adott hőmérsékleten érezhetjük a legjobban magunkat. Számos ajánlást fogalmaztak meg, azonban nincs általánosan elfogadott ideális, mivel a komfortérzetet befolyásolja a környező felületek sugárzási hőmérséklete, a ruházatunk, az éghajlati zóna, épület típusa, beltéri környezet vagy akár a helyiségben végzett fizikai tevékenység is (Ganesh és mtsai, 2021). Az oktatási épületek komfortkörülményeinek biztosítása mindig kritikus jelentőségű volt, mivel az osztálytermek nagy létszámsűrűsége, valamint a nem megfelelő termikus környezete negatív hatást gyakorol a tanulók teljesítő és koncentráló képességére (Mendell és Heath, 2005; Barrett és mtsai, 2015; Hassanain és Iftikhar, 2015). Jelenlegi szabványok, mint például, az ISO 7730, az EN 15251 és az ASHRAE 55 különböző hőkomfort tartományokat fogalmazznak meg, azonban egyes tanulmányok kritizálták a meglévő szabványok alkalmazhatóságát az osztálytermekben (Zomorodian és mtsai, 2016). Salthammer és mtsai. (2016) az iskolás gyermekek termikus

komfortérzetét vizsgáló kutatások alapján ajánlásokat fogalmaztak meg az osztálytermek klímatarományaira vonatkozóan. Arról számoltak be, hogy 20-23 °C közötti hőmérsékleti tartományban nem csökken a diákok iskolai teljesítőképessége (Salthammer és mtsai, 2016).

Egy adott helyiségben a komfortérzetünket a relatív páratartalom is erőteljesen befolyásolhatja. A levegő páratartalma hatással van a hőérzetünkre, mivel magasabb páratartalmú levegőt melegebbnek, alacsonyabb páratartalmút hűvösebbnek érzünk. A diákok komfortját vizsgáló kutatások alapján, a legtöbb diák a 40–60% relatív páratartalmat részesíti előnyben (Salthammer és mtsai, 2016). A magas relatív páratartalmú belső terek hiánya az egészségkockázat szempontjából kedvező, hiszen a 60% feletti érték kedvezhet számos kórokozó elszaporodásának, valamint a penészgomba ezen érték felett kezd növekedni. Ezzel szemben az alacsony páratartalom káros hatással van a bőrre, a szemre és a felső légutakra (Wolkoff, 2018).

Zárt terekben a CO<sub>2</sub> koncentráció emelkedését elsősorban az emberi kilégzés, illetve a fűtésből és főzésből eredő kibocsátások okozzák. Az általánosan elfogadott álláspont szerint a Max von Pettenkofer által ajánlott 1000 ppm CO<sub>2</sub> koncentráció feletti értékek nem elfogadhatóak a szellőzés mértékének tekintetében, mivel kedvezőtlenül befolyásolhatja a bent tartózkodók teljesítő és felfogó képességét (von Pettenkofer, 1858).

A zárt terek szellőzése kulcsfontosságú a komfortérzet szempontjából, mivel befolyásolja a beltéri levegőminőséget, a hőmérsékletet, a páratartalmat és a CO<sub>2</sub> koncentrációját. Általában 20-30 diák tartózkodik egy osztályteremben egyszerre, akik légzésükkel vízgőzt és CO<sub>2</sub>-ot bocsátanak ki a levegőbe. Ennek eltávolítása érdekében a levegőt folyamatosan ki kell cserélni, hogy elkerüljük a relatív páratartalom 60% és a CO<sub>2</sub> koncentráció 1000 ppm feletti emelkedését. Az épületszerkezeti és burkoló anyagok, a berendezések, a bútorok és a beltéri tevékenységek szintén hatással vannak a levegőminőségre, ezért a megfelelő légcserét biztosítani kell a komfortérzet megőrzése érdekében. Az osztálytermekre vonatkozóan a DIN 1946/2 szabvány 30 m<sup>3</sup>/h (8,3 l/s/fő) friss levegőt ír elő egy főre vonatkoztatva. A magyar szabvány (MSZ 21875-2-1991) hasonlóan határozza meg az egy főre jutó friss levegő igényt a munkavégzés jellegétől függően. Azonban Carrer és mtsai. (2018) az epidemiológiai tanulmányok áttekintése alapján a friss levegő igény mennyiségét 4 l/másodpercben határozták meg személyenként (Carrer és mtsai, 2018).

## **2. Légszennyező paraméterek mintavételezésére és meghatározására alkalmas módszerek**

A beltéri levegőminőséget befolyásoló paraméterek forrásait és egészséghatásait részletező 1. fejezet rámutat arra, hogy a levegő mintavételezésének egyszerűsége, pontossága és reprodukálhatósága fontos, hogy a források azonosíthatóak legyenek, a mérési eredmények összehasonlíthatók legyenek más tanulmányokkal, a kockázatbecsléshez és az epidemiológiai értékeléshez felhasználhatók legyenek.

A levegőminősítési vizsgálatokat két fő csoportra oszthatjuk: online és offline vizsgálati módszer. Az online vizsgálati módszer esetén a levegő mintavételezése és elemzése egymástól sem térben, sem időben nincs elválasztva. Ez a megoldás a mintavevő által beszívott levegőmintát közvetlenül az elemzést végző készülékbe juttatja. Az online berendezések lehetnek szakaszos vagy folyamatos üzeműek, attól függően, hogy a mintavétel meghatározott időközönként vagy folyamatosan történik. Az online mintavételezés egyik előnye, hogy nagyon jó időbeli felbontással lehet meghatározni a vizsgált komponensek koncentrációváltozását. Azonban fontos megjegyezni, hogy a módszernek hátrányai is vannak. Az elemzés ugyanis kisebb mennyiségű mintából történik, ami hatással van az érzékenységre, így a kimutatási határok is magasabbak. Az offline vizsgálati módszer a fent említettekkel szemben szétválasztja a mintavétel és az elemzés lépéseit, mind térben, mind időben. Az előnyök és hátrányok is megcserélődnek az online módszerhez képest. Mivel az online módszerrel szemben lényegesen rosszabb időbeli felbontással jellemezhető, azonban a mintavétel során nagyobb mintamennyiség áll rendelkezésre, abból adódóan, hogy a mintát valamilyen alkalmas edénybe, szűrőre, hordozóra veszik megtöltődésig, illetve telítődésig. Ennek okán ez a megoldás az érzékenység növekedését, azaz a kimutatási határok csökkenését eredményezi (Óvári és mtsai, 2012). A doktori munkám során elsősorban a beltéri környezet légszennyező anyagainak vizsgálatával foglalkozom, amelyek alacsony koncentrációban vannak jelen, így ezen nyomszennyezők meghatározásánál elengedhetetlen az offline mintavétel. Így a továbbiakban az offline mintavétel típusaival foglalkozom részletesebben.

### **2.1. Illékony szerves vegyületek mintavételezéséhez és meghatározásához használt módszerek**

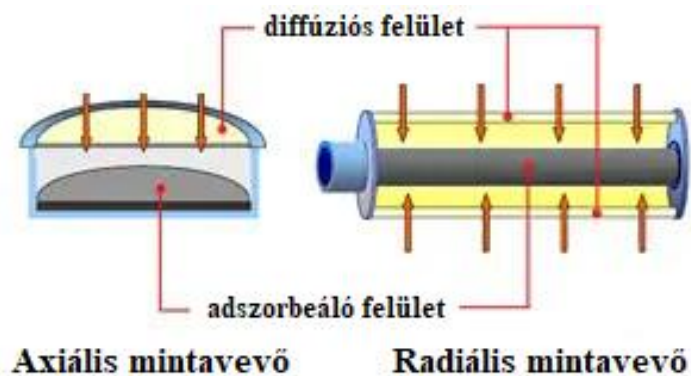
Az illékony vegyületek levegőből történő mintavételezésére számos analitikai módszer ismert. Az offline vizsgálati módszerek mintavételeit általában két csoportra osztjuk: térfogati- és dúsítósos

mintavételezésre (Balla, 2006). A mintavételi módszer kiválasztása a vizsgálat céljától és a légköri koncentráció szintjétől függ. A belső terek szennyezőanyag-vizsgálatakor általában alacsony koncentrációban ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$  nagyságrend) kell számolni a légszennyezők jelenlétével, ezért a dúsításos mintavétel legtöbbször elengedhetetlen. A dúsításos mintavétel három típusát különböztetjük meg: kifagyasztásos, abszorpciós (oldószerben való elnyeletés) és adszorpciós (szilárd adszorbensen való megkötés) mintavétel. A kutatásom során adszorpciós mintavételt alkalmaztam. Az adszorpciós dúsításos mintavétel során vagy levegőt vezetünk át a megfelelő adszorbenssel töltött csövön (aktív mintavétel), vagy a meghatározni kívánt alkotók diffúzióval jutnak az adszorbens felületére (passzív mintavétel).

Az aktív mintavételhez egy számunkra megfelelő térfogati áramlást biztosító pumpa szükséges, mely a mintavevő csövön átáramoltatja a levegőt. Általában egyféle adszorbens használatos a mintavételhez, de ha egyidejűleg több komponenst akarunk mintavételezni, amelyek különböző adszorpciós tulajdonsággal rendelkeznek, akkor több adszorbens használata is megoldható. Ebben az esetben a tölteteket a levegő áramlásának irányában, növekvő adszorpciós erősségi sorrendben helyezik a csövekbe. A VOC-k mintavételezésére leggyakrabban alkalmazott szorbensek az aktív szén és Tenax GC, de használatosak ezenfelül különböző gyöngypolimerek, illetve szervesetlen adszorbensek is. A szilárd adszorbensek típusának megválasztása mellett az átszívott levegő mennyiségét is lehet változtatni. Aktív mintavétellel viszonylag kevés idő alatt (1-2 óra) megfelelő mennyiségű mintát gyűjthetünk, amivel jellemezhetjük egy adott környezet levegőjének pillanatnyi állapotát (Ras és mtsai, 2009).

Ha hosszabb időtartamra vonatkozóan akarunk információt kapni a levegőminőségről, akkor passzív (diffúzív) mintavételi módszert alkalmazunk, amellyel akár több hétig is gyűjthető a meghatározni kívánt levegőminta. A mintavétel idejét az alkalmazott szilárd adszorbens kapacitása nagymértékben befolyásolja (Ras és mtsai, 2009). Számos előnye van a passzív mintavételezési technikának. Egyrészt a vizsgálandó analitok molekuláris diffúzió útján jutnak el a mintavevő eszközben kialakított szorpciós felülethez, így használatához pumpa nem szükséges. Ami egy terepi mérésnél nagy előnyt jelent, hiszen áramforrást nem igényel. Továbbá a beltéri vizsgálatok során a mintavevő szivattyú zaja zavaró lehet a hosszú idejű mintavétel során a bent tartózkodók számára. Alkalmazásának további előnye, hogy a passzív mintavevők meglehetősen olcsók, könnyűek, egyszerűen kezelhetők és szinte bárhová felszerelhetők, vagy személyre szabott

megfigyelés céljából magukkal vihetők. A diffúzív mintavételre kétféle kialakítást fejlesztettek ki, axiális és a radiális mintavevőket (II/1. ábra).



II/1. ábra: Axiális és radiális kialakítású mintavevők (sigmaaldrich)

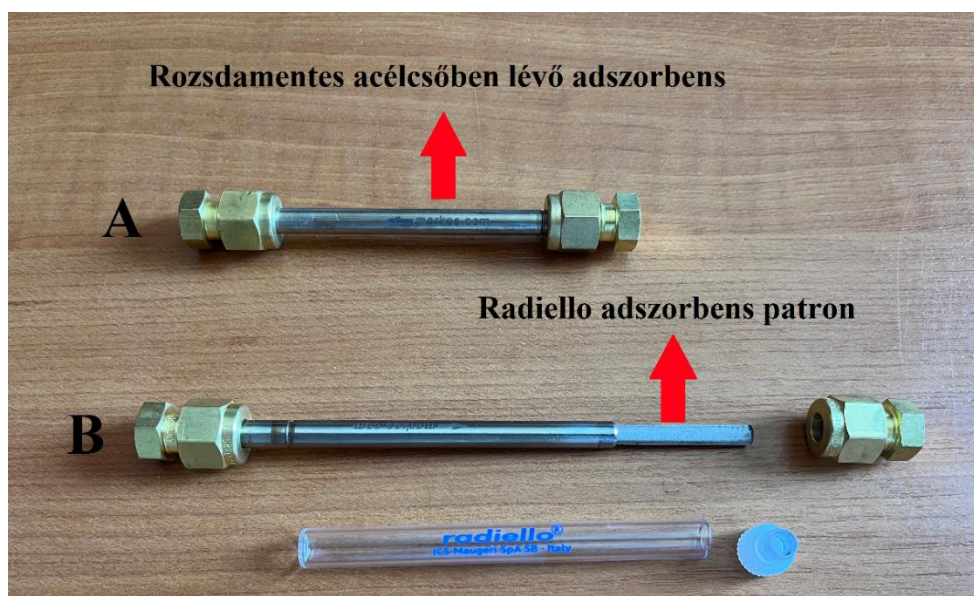
Régebben a passzív mintavételhez axiális kialakítású mintavevőket használtak. Az axiális mintavevők egy hengeres testből állnak, melynek egyik oldala átlátszó a gázmolekulák számára, így azok áthaladnak rajta, majd a másik oldalon adszorbeálódnak. Az előbbi oldalt diffúziós felületnek, az utóbbit adszorbeáló felületnek nevezzük. Az axiális mintavevők hátránya a lassú mintavételi sebesség, mivel relatív hosszú diffúziós úttal (kb. 15 cm) és kis diffúziós felülettel rendelkeznek. Ennek a problémának a megoldására ma már radiális kialakítású mintavevőket használnak. Ezekben a mintavevőkben a diffúzió iránya merőleges az adszorbens patronra, ami csökkenti a diffúziós utat és növeli a diffúziós felületet. Ennek eredményeként a mintavételi sebesség növekszik, mivel egységnyi idő alatt nagyobb az adszorbeálódó analitok tömege, ami javítja az analitikai módszer érzékenységét és csökkenti a kimutatási határt (Namieśnik és mtsai, 2004).

A kutatásom során használt Radiello® típusú radiális kialakítású mintavevő 3 részből áll, egy függesztő/támasztó lapból, egy diffúziós testből és egy adszorbens patronból. A hengeres kialakítású adszorbens patron egy szintén hengeres diffúziós testben található. Azt, hogy milyen diffúziós testet alkalmazunk a mintavétel során, a meghatározni kívánt analitok, valamint a megkötött alkotók visszanyerésének módja határozza meg. Ennek megfelelően az illékony szerves anyagok mintavételéhez sárga (RAD120-2) vagy fehér (RAD120) színű diffúziós testet használhatunk, amely 5 vagy 1,7 mm vastagságú mikroporozus polietilénből készül, a diffúziós út hossza pedig 150 vagy 18 mm.

Az adszorbensek kiválasztása fontos lépése a mérési és mintavételi stratégiának. Az adszorbensek legfontosabb tulajdonsága a nagy fajlagos felület, amely a szorbensek pórusosságából ered. Ennek következtében az adszorbens adszorpciós képessége a fajlagos felülettel arányosan növekszik. Továbbá fontos jellemzőjük a kémiai összetétel, alkalmazhatóságuk hőmérsékleti tartománya, valamint a hidrofobicitásuk. A jelenleg használt adszorbenseknek három csoportját különböztetjük meg: szerves eredetű, szervesetlen eredetű és módosított adszorbensek. A szerves eredetű adszorbensek legrégebbi képviselője az aktív szén, amelyeket kókuszdió héjából állítanak elő. Szintén szerves adszorbensek közé tartoznak a különböző gyöngypolimerek (Porapak és Chromosorb, XAD gyanták, Tenax, teflon) is. A Porapak és a Chromosorb szorbensek divinilbenzol-sztirol alapúak és jól használhatóak szerves és szervesetlen gázok megkötésére. A gyöngypolimerek közül legelterjedtebben Tenax-ot (poli-(2,6-difenil-p-feniléndioxid)) alkalmaznak, amely jó hőállósággal rendelkezik, ezért alkalmas arra, hogy dúsításos mintavételt követően termodeszorpcióval lehessen visszanyerni az összegyűjtött analitokat. A szervesetlen adszorbensek közé tartozik a szilikagél, az alumínium-oxid és a molekulasziták, amelyek mindegyike polárisnak tekinthető és fontos szerepük van a levegőelemzésben. A módosított adszorbensek lehetnek poláris vagy apoláris jellegűek, ilyenek például a grafitizált aktív szén, grafitizált szilikagél és különböző szénsziták. Az adszorbenseket mind passzív, mind aktív mintavételhez alkalmazhatjuk az elérni kívánt céltól függően. A grafitizált korom vagy az aktív szén a leggyakrabban alkalmazott adszorbensek az illékony szerves vegyületek passzív mintavételezése során és a kiválasztásuk attól függ, hogy a mintavételt követően termikusan vagy oldószerrel deszorbeáljuk az analitokat. (Balla, 2006).

A passzív vagy aktív mintavételt követően az adszorbensről a komponensek visszanyerhetők oldószeres leoldással vagy termikus deszorpcióval. Ha a vizsgált vegyületek termikusan instabilak, akkor a leoldást ajánlott oldószerekkel végezni. Az oldószeres deszorpcióhoz olyan oldószert kell választani, amely az adszorbensen erősen kötődő és képes minden alkotó leszorítására. További fontos szempont az alkalmazott oldószer kiválasztásánál, hogy ne zavarja a detektálást. Leggyakrabban szén-diszulfid oldószert használnak, amely sok illékony szerves vegyületre nézve jó oldóképességgel rendelkezik, valamint szerencsés a lángionizációs detektálású mérés szempontjából is. Azonban, ha a minta hígulása problémát okoz, mivel a légszennyező anyagok alacsony koncentrációban vannak jelen a levegőből vett mintákban, akkor célszerű a termikus deszorpciót alkalmazni. A termikus deszorber a gázkromatográf mintabemérő részéhez

csatlakoztatható készülékegység, ami felfogható egy mintaelőkészítési lépésként. Az illékony szerves vegyületek meghatározása termodeszorpciós eljárással költséghatékonynak mondható, mivel oldószer alkalmazása nélkül az adszorbeált komponensek az oszlopra juttathatók, illetve a mintavételezéshez használt adszorbens csövek újrahasználhatók. Az aktív mintavevő esetén a töltetet egy rozsdamentes acélcsövekbe töltik gyárilag, míg passzív mintavevő esetén a töltet egy rácsozott acél csőben van, amit szintén rozsdamentes acél csövekbe helyeznek mintavételt követően (II/2. ábra).



II/2. ábra: Adszorpciós mintavevők (A: aktív; B: passzív)

A termodeszorpciónak kétféle változata ismert, az egylépéses és a kétlépéses hődeszorpció. Mindkét esetben az acélcsőben lévő adszorbens behelyezhető egy fűthető kemencébe (termodeszorber). Ahol az egylépéses termodeszorpciónál az inert gázzal való átöblítést követően, gyors felfűtéssel az adszorbeálódott komponensek termikus hatásra deszorbeálódnak, s a gázkromatográfiás eluens a komponenseket az oszlopra juttatja. Ezzel a megoldással nehéz megfelelő hatékonyságot elérni, mivel a deszorpció nem pillanatszerű, ami a csúcsok szélesedését eredményezheti. A kétlépéses módszerrel javítható a hatékonyság, azáltal, hogy a meghatározni kívánt komponenseket fókuszáljuk a GC-s oszlopra való kerülésük előtt. Ez lehetséges kriofókuszálással vagy hidegcsapda (másodlagos csapda) alkalmazásával. Kriofókuszálás esetén, a kapilláris elején folyékony nitrogénes vagy szén-dioxidos hűtéssel kifagyasztják az alkotókat, majd gyors



felfűtéssel elpárologtatva (pillanatszerű deszopció) juttatják a gázkromatográfba. Ez a megoldás azonban meglehetősen költséges. A másik lehetőség költséghatékonyabb, ahol a hidegcsapda elektromosan hűthető.

## **2.2. Aldehidek mintavételéhez és meghatározására használt módszer**

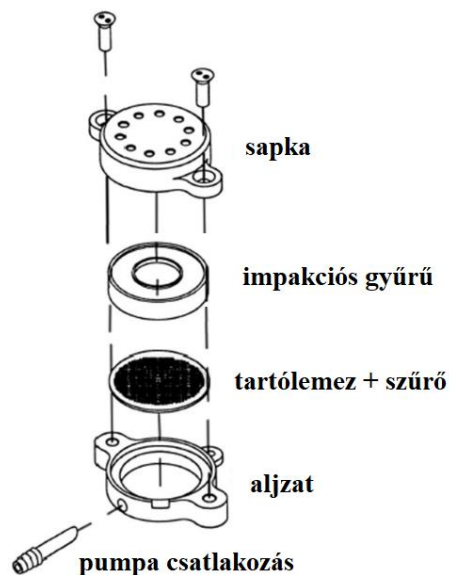
Az aldehidek és ketonok mintavételezése során a legáltalánosabb módszer a származékképzésen alapuló eljárások alkalmazása, figyelembe véve az aktív és passzív mintavételi módszereket. A karbonil vegyületeket olyan adszorbensekkel kötik meg, amelyek felületét kémiaiilag kezelték. A mintavételhez 2,4-dinitro-fenil-hidrazinnal (2,4-DNPH) impregnált szilikagélt használnak, amely hatékonyabbnak bizonyult a többi származékképző reagensnél (Otsen és mtsai, 1993; Zurek és mtsai, 2000; Zhang és mtsai, 2000; Alves és Acirole, 2012). A radiello® típusú mintavevő esetén a karbonil vegyületek passzív mintavételezése során kék színű diffúziós testet (RAD120-1) alkalmaznak, amely mikroporozus polietilénből készül, 1,7 mm vastagságú és 18 mm hosszú diffúziós utat biztosít. Az adszorbens felületén képződött származékok extrakciójához acetonitrilt használnak, majd a kapott oldatokat folyadék-kromatográfiás elválasztással vizsgálják. Detektorként diódasoros detektort (Diode Array Detector - DAD) alkalmaznak 360 nm hullámhosszon (Sandner és mtsai, 2001).

## **2.3. Kisméretű aeroszol részecskék mintavételéhez használt módszerek**

Aeroszol részecskék mintavételezésére számos módszer és műszer áll rendelkezésre, beleértve az online és offline vizsgálati módszereket. Az online vizsgálati módszer berendezései lehetővé teszik a levegőben lévő aeroszol részecskék koncentrációjának valós idejű követését és a műszer működési elvétől függően megjeleníti például a méreteloszlás adatokat. Az optikai részecskeszámláló és eloszlásmérő műszerek a legáltalánosabban használtak, amelyek fényszóráson, fényelnyelésen vagy részecskék által okozott fénykibocsátáson alapulnak (Whalley és Zandi, 2016). A valós idejű részecskemonitor számos előnyt kínál, ilyen például a perc alapú időbeli felbontás, így megfigyelhető a koncentráció napszakos változásai is. Az automatikus monitorok könnyű kezelhetőségük és hordozhatóságuk miatt széles körben használatosak a beltéri

levegő minőségének vizsgálatához. Azonban hátrányuk, hogy kevésbé pontosak, mint a laboratóriumi mérőeszközök.

Offline vizsgálati módszer alkalmazásával pontosabb tömegkoncentráció eredményekhez juthatunk. Ilyenkor a légköri aeroszol minta gyűjtéséhez szűrőt, (kaszkád) impaktort, ciklonokat vagy ezek kombinációit használják. Kutatómunkám során egy személyi környezet monitorozására alkalmas mintavevőt alkalmaztam, amely egy impaktor-szűrő kombináción alapul. A mintavevő egy egyfokozatú impaktorból és egy szűrőből áll (II/3. ábra).



II/3. ábra: Személyi környezet mintavételezésére használt PM<sub>2.5</sub> mintavevő

Az aeroszol részecskék mintavétele az egyfokozatú impaktoron keresztül történik, ami eltávolítja a 2,5 vagy 10  $\mu\text{m}$  aerodinamikai átmérő feletti részecskéket. A meghatározni kívánt méret feletti részecskéket egy zsírozott gyűrűre gyűjtik, melyek a mintavétel után lemoshatók. A vizsgálni kívánt részecskék (<2,5  $\mu\text{m}$  vagy <10  $\mu\text{m}$ ) áthaladnak az impaktoron, majd egy 37 mm-es átmérőjű szűrőre kerülnek. A szűrők különböző anyagúak lehetnek, például kvarc, üveg vagy teflon és a pórusméretük is eltérhet. Azt, hogy melyiket alkalmazzuk, elsősorban a tömegmérést követő vizsgálat célja határozza meg, amely a szerves és szervetlen alkotók meghatározására irányulhat. Például, ha a gyűjtött porminta tömegmeghatározásán kívül a szervetlen alkotók (pl.: fémek) analitikai meghatározása is a cél, akkor célszerű kvareshálós szűrőt alkalmazni mintavételkor, mivel a nyomelemtartalmuk kisebb, mint az üvegszál szűrőké. A PM<sub>2.5</sub> és PM<sub>10</sub>

mintavételezésére használt szűrőket a mintavétel előtt és után is kondicionálni kell  $20\pm 1^\circ\text{C}$ -on  $50\pm 5\%$ -os relatív páratartalmú akklimatizált helyiségben (WHO, 2020). Amennyiben szerves komponenseket is meg kell határoznunk az aeroszolmintából, úgy az (üveg- vagy kvarcszál) szűrőt a mintavétel előtt közvetlenül ki kell izzítani. Mivel egy aktív mintavételi módszerről van szó, így a mintázandó levegő áramoltatására kis és nagy térfogatáramú szivattyúkat szokás használni. Ami az egyik nagy hátránya is a módszernek, mivel a mintavevő szivattyú zaja zavaró lehet a hosszú távú beltéri mintavétel során a bent tartózkodók számára.

#### 2.4. Radon mintavételéhez és meghatározására használt módszer

Az online radon mérési módszer esetén a berendezések lehetővé teszik a mérések egyidejű kiértékelését. Az aktív radon mérési módszerrel rövid időn belül információt kaphatunk a radon aktuális koncentrációjáról, így akár nyomon követhető a radon napszakos koncentráció változása. A belső terek radon koncentrációjának folyamatos monitorozására különböző működési elvű mérő műszerek alkalmasak, mint például szcintillációs detektor, ionizációs kamra, félvezető detektor (Al-Azmi és mtsai, 2018). Azonban beltéri radon koncentráció hosszabb távú mérését ún. passzív, integratív detektorokkal érdemes elvégezni, mivel ezek jobban kiegyenlítik a változó időjárási körülményekből és az épület használatából eredő ingadozásokat. Ennek eredményeként pontosabb és reprezentatívabb képet kaphatunk radon expozícióról és annak hosszú távú átlagos szintjéről az épületben. Az ilyen passzív módszer hátránya, hogy nem tudunk az adatokból a radon szint változására következtetni. A passzív mérési módszerek közös előnye, hogy olcsóbbak és egyidejűleg sok helyszínen megvalósítható velük a mérés. Az offline módszereknél is megkülönböztetünk különböző működési elvű passzív detektorokat, mint például nyomdetektorok, elektret ionizációs kamrák, aktív szén patronok (WHO, 2010). A kutatómunka során használt nyomdetektor (CR-39 típusú nyomdetektor) radiális kialakítású mintavevő. Ebben a diffúziós kamrában helyeznek el egy allil-diglikol-karbonát anyagú (CR-39), 1-2 mm vastagságú detektor lapot. A detektor kamrájába egyedül a radon képes diffúzióval bejutni apró réseken keresztül. A kamrában található radon radioaktív bomlásakor keletkező alfa-részecskék sérüléseket, ún. látens nyomokat hoznak létre ütközésük révén a detektor lapkán. A látens nyomok száma arányos a vizsgálati időszak alatt a kamrába bediffundáló radon mennyiségével. A kiértékelés előtt a detektor lapokat kiveszik a kamrából és egy  $70^\circ\text{C}$ -os, 6 mol/l töménységű NaOH oldatban maratják, ami

látens nyomok növekedését eredményezi. Az előkészítés után a nyomok számlálása általában optikai mikroszkóp és egy képelemző program segítségével történik (Rana, 2018).

## 2.5. Komfortérzetet befolyásoló paraméterek meghatározására használt módszerek

A levegő hőmérsékletének mérésére a technikák széles köre áll rendelkezésre. A mérések pontossága és adatrögzítés szempontjából a beltéri környezet levegőhőmérsékletének egyszerű és olcsó meghatározásához az elektromos elvű hőmérők, azon belül is a termoelektromos szenzorok a leggyakrabban használatosak, mivel ezek nem igényelnek tápfeszültséget. A termisztoros érzékelők elektromos ellenállás hőmérséklet-függőségének felhasználásán alapszik. Megkülönböztetünk negatív hőmérsékleti tényezőjű (NTC) szenzorokat, melyek esetében a növekvő hőmérséklet hatására a termisztor ellenállása csökken, valamint pozitív hőmérsékleti tényezőjű (PTC) termisztorokat. A termisztorokat nagy érzékenység jellemzi az  $-55^{\circ}\text{C}$  és  $150^{\circ}\text{C}$  tartományban (Childs és mtsai, 2000; Valenta, 2013).

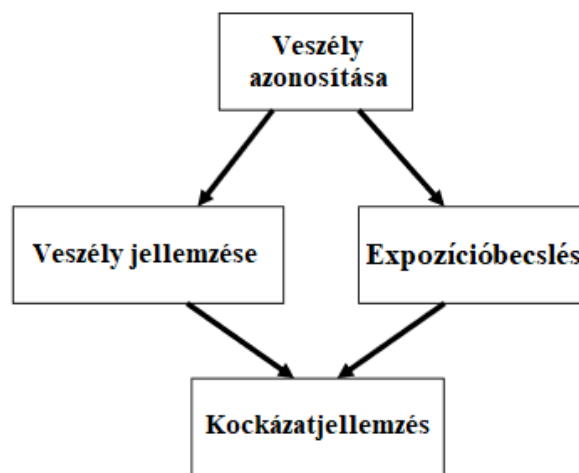
A levegőben jelenlévő vízgőz mennyiségének mérésére szintén számos berendezés áll rendelkezésre, de a leggyakrabban használt berendezése higrometrikus elven épített mikroelektronikai szenzorok. Ezek alapelve az, hogy egy olyan anyagi paraméterrel arányos elektromos jelet állítanak elő, amelynek értéke a relatív páratartalommal változik. A legkönnyebben mérhető elektromos paraméter az ellenállás és a kapacitás. A rezisztív érzékelők az ellenállást, míg a kapacitív érzékelő a dielektromos anyag elektromos permittivitásának változását mérik a páratartalom értékeinek kiszámításához (Connolly és mtsai, 2002; Dickey és mtsai, 2002).

A  $\text{CO}_2$  méréskor legtöbbször nem-diszperzív infravörös sugárzás (Non-dispersive infrared - NDIR) abszorpcióján alapuló detektorokat alkalmaznak. A módszer lényege, hogy az infravörös sugárzás kölcsönhatásba lép a meghatározni kívánt szén-dioxiddal, amely során a sugárzás elnyelődik. Ez az abszorpció minden gáz esetében egyedi, ezért az ilyen elnyelési (vagy abszorpciós) színeképvonalak az ujjlenyomatokhoz hasonlóan árulkodnak az elnyelő anyag jellemzőiről. Egy egyszerű NDIR-gázérezékelő egy IR-fényforrásból, mérőcellából, optikai szűrőből, detektorból és a jelfeldolgozáshoz szükséges áramköri elemekből áll. A fényforrás lehet világító dióda (LED), vagy IR-lámpa. Az infravörös spektrumot a levegőmintával töltött mérőcellán keresztül egy optikai szűrő felé irányítják, mielőtt elérné az infravörös fényérezékelő detektort. Ahogy az infravörös

sugárzás áthalad a mérőcellán, a CO<sub>2</sub> molekulák abszorbeálják az infravörös fény specifikus sávját (4 - 5,5 µm), míg más fényhullámhosszokat engednek áthaladni. A szenzor végén található egy optikai szűrő, amely minden fény hullámhosszát elnyeli, kivéve a CO<sub>2</sub> molekulák által elnyelt hullámhosszt. Végül az infravörös fény intenzitásának csökkenését az infravörös fényérzékelő detektor méri, amely segítségével meghatározható a CO<sub>2</sub> koncentrációja (Jha, 2021).

### 3. Kockázatbecslés

Az embereket mind a beltéri, mind a kültéri környezetben számos kémiai anyag éri, amelyek a levegő, víz, talaj és élelmiszerek közvetítésével kisebb-nagyobb mennyiségben rendszeresen bekerülhetnek az emberi szervezetbe. Becslések szerint közel százezer idegen kémiai anyag található a környezetünkben, amelyek károsíthatják az egészségünket (Barkács és mtsai, 2012). Ezért rendkívül fontos az idegen anyagok szervezetre gyakorolt hatásának ismerete az emberek egészségének védelme szempontjából. A kockázatbecslés folyamata magában foglalja az adott célszervezet, -rendszer vagy -populáció által ért ágens expozíciójából adódó kockázat meghatározását, beleértve a kísérő bizonytalanságok azonosítását is. A kockázatbecslés során figyelembe kell venni az ágens inherens jellemzőit, valamint a célrendszer egyedi tulajdonságait. A kockázatbecslés négy lépésből álló folyamat, amely magában foglalja a veszély azonosítását, a veszély jellemzését, az expozícióbecslést és a kockázatjellemezést (II/4. ábra) (National Research Council, 1983).



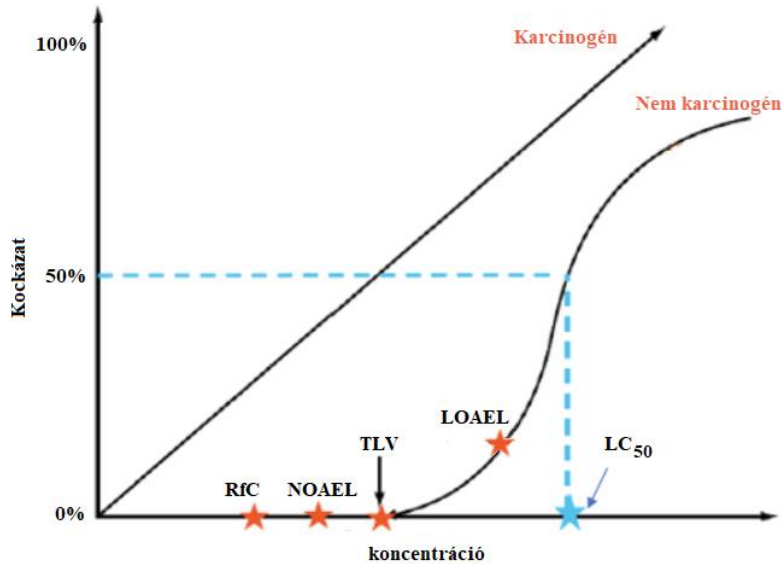
II/4. ábra: Kockázatbecslés lépései

### 3.1. Veszély azonosítása

A veszélyazonosítás az első lépése a négy lépésből álló kockázatbecslésnek. Ennek során meghatározásra kerül az ágens által okozott káros hatások típusa és jellege a szervezetben, rendszerben vagy populációban. Bár egy adott légszennyező anyag veszélyességének azonosítása történhet közvetlenül humán kísérletek alapján, azonban etikai megfontolások miatt a veszélyes, vagy potenciálisan veszélyes anyagok emberekre kifejtett ellenőrzött expozíciós vizsgálatainak száma korlátozott. Ezért a toxikológia korábbi éveiben az expozíciós szituációkat megélt emberektől származó információra (epidemiológiai tanulmányok) és különböző típusú állatkísérleti adatokra támaszkodott. Az utóbbi évtizedekben az *in vitro* módszerek (sejt- és szövetalapú vizsgálatok, chip modellek) kifejlesztése révén bővült a kutatások lehetősége (National Research Council, 2007).

### 3.2. Veszélyjellemezés

A kockázatbecslés második lépése a veszélyjellemezés, amely magában foglalja az ágens - például a légszennyező anyagok - káros hatásokra való képességének minőségi és mennyiségi leírását. A kockázatbecslési folyamat legkritikusabb része a légszennyező anyagok koncentrációja és a káros hatás közötti koncentráció-válasz összefüggés, valamint a kísérő bizonytalanságok meghatározása. Ez azért különösen kritikus, mivel koncentráció-válasz összefüggés meghatározása általában állatkísérletekben végzett toxicitási méréseken alapul, amelynek eredményeit emberi adatokra kell extrapolálni. Továbbá a kísérletekben alkalmazott magasabb koncentrációról alacsonyabb koncentrációra kell extrapolálni az expozíció olyan szintjének becslése céljából, amely alatt káros hatással nem kell számolni. A koncentráció-válasz összefüggések eltérőek lehetnek a rákkeltő és nem rákkeltő vegyületek esetén, ahogy az alábbi ábrán is látszik (II/5. ábra).

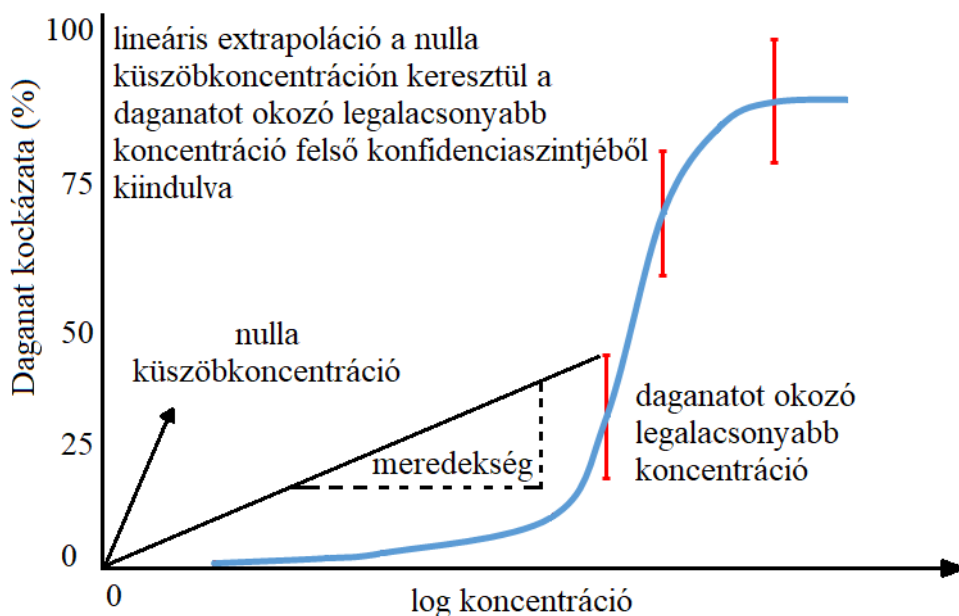


II/5. ábra: Koncentráció-válasz görbe

A nem karcinogén hatások értékelése során a vizsgált vegyi anyagok esetében meghatározható egy toxikológiai érték, mint például a küszöbérték (Threshold Limit Value - TLV) vagy a referencia koncentráció (Reference Concentration - RfC). Ezek az értékek azokat a koncentrációkat jelölik, amelyek alatt a vegyi anyagok valószínűleg nem okoznak káros hatást, még akkor sem, ha a személy egész életén át tartó expozíciónak van kitéve. A referencia értékek meghatározásához a megfigyelt vagy becsült NOAEL (Lowest Observed Adverse Effect Level - LOAEL) vagy LOAEL (Lowest Observed Adverse Effect Level) értékeket használják fel. Ezeket különböző "csökkentő" tényezőkkel, mint például biztonsági (Safety Factor - SF) és bizonytalansági (Uncertainty Factor - UF) tényezőkkel osztják el, hogy meghatározzák az észrevehető kockázattal nem járó, biztonságosnak tekintett határértékeket, mint például a TLV-t vagy az RfC-t. Az így meghatározott referenciaértékek segítenek meghatározni a vizsgált anyag biztonságos exponálási szintjét az emberi egészségre nézve. A vegyi anyagok biztonságos határértékeit számos szervezet határozta meg, mint például az US EPA (Environmental Protection Agency), az ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry), az OEHHA (Office of Environmental Health Hazard Assessment) és a Health Canada. Ezek az intézmények különböző terminológiát használnak, azonban az alapvető fogalmak hasonlóak vagy azonosak. Fontos hangsúlyozni, hogy a határértékek változók lehetnek attól függően, hogy milyen expozíciós forgatókönyvet (exponált populáció, expozíció időtartam, expozíciós út) alkalmaznak a kockázatbecslés során (Health Canada, 1994; US EPA, 1994; Pohl és Abadin, 1995; Klaassen, 2001; US EPA, 2002a). A US EPA a nem rákkeltő

hatások számszerűsítésére az inhalációs referenciakonzentrációt (RfC) alkalmazza, hogy meghatározza az emberek számára megengedett krónikus expozíciós szinteket. Az RfC egy vegyi anyag koncentrációja, amelyre a lakosság, beleértve az érzékeny alcsoportokat is, hosszú ideig kitéve lehet anélkül, hogy káros hatások érnék (Jarabek, 1994).

Ha egy vegyi anyagot humán vagy valószínűsíthetően humán rákkeltő anyagnak minősítenek, akkor karcinogén kockázatbecslésnek vetik alá. A karcinogén hatású vegyi anyagok - ahol nincs megállapított toxikológiai küszöbérték és így nincs olyan biztonságos szint, amely alatt az expozíció megengedhető lenne - kockázatbecslése során a rákkeltő hatás meghatározásához használt koncentráció-válasz összefüggésekből meredekségi tényezőket (Slope factor - SF) határoznak meg, amelyből kifejezik az inhalációs egységkockázatot (Inhalation Unit Risk - IUR). A US EPA iránymutatásokat tett közzé a rákkeltő anyagok koncentráció-válasz összefüggésének értékelésére vonatkozóan. Az iránymutatásukban linearizált többlépcsős modellt illesztnek a koncentráció-válasz adatokra és az így kapott egyenesnek meredekségét határozták meg, amelyet meredekségi tényezőnek neveznek (II/6. ábra). Ha ezeket a meredekségi tényezőket  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ -ben fejezik ki, akkor inhalációs egységkockázatról beszélünk, amelyet úgy definiálnak, hogy egy rákkeltő anyag  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ -es légköri koncentrációjának folyamatos belélegzés esetén a daganat kialakulási esélye egy az egymillióhoz (US EPA, 1986; 2005; 2009).



II/6. ábra: Linearizált többlépcsős modell alkalmazása a meredekségi tényező meghatározására



### 3.3. Expozícióbecslés

Az expozíció becslése vagy mérése kulcsfontosságú lépés a kockázatbecslési folyamatban, mivel expozíció nélkül még a legmérgezőbb vegyi anyag sem jelent veszélyt. Ezért a kockázatbecslés során alapvető, hogy ismerjük az expozíciós tényezőket, vagyis az expozíciónak kitett társadalmi csoportot, az expozícióért felelős vegyi anyagot vagy anyagokat, az expozíció előfordulásának gyakoriságát, időtartamát és az expozíció módját (útvonalát). A szennyező anyagoknak egyes társadalmi csoportok nagyobb kockázatnak lehetnek kitéve a fokozott érzékenyséjük miatt. Ilyenek például a csecsemők, a gyermekek, az idősek, a várandós nők és a krónikus betegségben szenvedők. A szennyező anyag ismerete szintén számottevő, hiszen egy vegyi anyag koncentrációja, vagy a szervezetben való felszívódása, abszorpciója függ annak kémiai és fizikai tulajdonságától. Emellett ismerni kell a kérdéses vegyület egészségkárosító hatását, mivel bizonyos vegyületek károsító hatásának egyetlen célszerve van, míg másoktól több szerv egyidejűleg szenvedhet károsodást. A létrejött káros hatás nemcsak az embert érő expozíciót okozó vegyülettől, hanem az expozíció típusától is függ. Ennek megfelelően az expozíciónak három típusát különböztetjük meg a gyakoriságától és az időtartamától függően: akut (heveny), szubkrónikus és krónikus (idült). Heveny expozíciónak azt tekintik, mikor az alany 24 óránál rövidebb ideig van kitéve az adott szennyező anyagnak. Ez idő alatt általában a toxikus anyag egyszeri dózisát értik. Szubkrónikus expozíciónak nevezik a 30 napnál hosszabb ideig, de legfeljebb az emberi élettartam körülbelül 10 százalékáig tartó ismételt, vagy folyamatos expozíciót. Idültnek pedig az emberi élettartam körülbelül 10 százalékánál hosszabb ideig tartó többször ismétlődő, vagy folyamatos expozíciót nevezik (US EPA, 2009). Egy toxikus anyag különböző expozíciós időtartamra vonatkozó vizsgálata fontos, mivel a krónikus expozíció teljesen eltérő káros hatásokat válthat ki, mint az akut expozíció. Ahhoz, hogy egy egészségre káros anyag a nem kívánatos, vagy ártalmas hatását kifejthesse, valamilyen expozíciós útra van szükség. A vegyi anyag szervezetbe kerülés módjától függően három expozíciós utat különböztetünk meg: dermális expozíció (bőrön keresztül történő abszorpció), orális expozíció (emésztőszerveken keresztül létrejövő abszorpció) és ami számunkra fontos az inhalációs expozíció (tüdőn keresztüli abszorpció). Az egészséghatás szempontjából fontos ismerni az expozíciós utat, mivel az eltérő vegyületek különböző káros hatásokat okozhatnak, attól függően, hogy a szervezetbe lenyelés, belélegzés, vagy bőrön keresztül történő felszívódás útján jutnak be. Ha egy toxikus anyag egy érintkezési területre korlátozódik

(dermális expozíció), az okozott hatás lokális lesz. Azonban, ha az anyag a szervezetben szívódik fel (orális- és inhalációs expozíció), akkor a különböző szervekhez eljutva szisztémás hatást okozhat.

### 3.4. Kockázatjellemezés

A kockázatbecslési folyamat utolsó szakaszában a vizsgált anyag által okozott egészségkárosító hatások előrejelzését és számszerűsítését végezzük az expozícióval érintett populációkban. Ebben a szakaszban a veszély jellemzésének és az expozíció becslésének értékeléséből származó következtetéseket összegezzük, hogy meghatározzuk, milyen valószínűséggel fordulnak elő nem kívánatos hatások a vizsgálatba bevont populációban.

A kockázatbecslés során a nem rákkeltő légszennyező anyagok esetében a kockázatot a kockázati hányados (Hazard Quotient - HQ) alapján határozzák meg. Ez az arány mutatja a becsült expozíciós koncentráció (Exposure Concentration - EC) és a toxicitás szempontjából biztonságos koncentráció hányadosát. Ha a HQ értéke 1-nél kisebb, akkor az anyag biztonságosnak tekinthető, azonban ha az érték meghaladja az 1-et, akkor valószínűsíthetően egészségkárosodást okozhat. A kockázati hányados értéke lehetővé teszi, hogy javaslatokat fogalmazzunk meg a kockázat csökkentése érdekében. Amennyiben több hasonló természetű toxikus anyag expozícióját vizsgáljuk, akkor a HQ értékek összeadhatók. Ezzel a módszerrel kiszámolható a kockázati mutató (Hazard Index – HI), amely a különböző anyagok által okozott egészségkockázatok összesített értékét jelenti. A HI értéke az egyes HQ értékek összege és ha a HI nagyobb, mint 1, akkor az azt jelenti, hogy a vizsgált anyagok expozíciója összességében nagyobb kockázatot jelent az egészségre, mint amennyit egy-egy anyag önmagában okozna.

Abban az esetben, ha a légszennyező anyagok között daganatkeltő anyagok is szerepelnek, az élettartamra vonatkoztatott többlet daganatkockázatot (Excess Lifetime Cancer Risk - ELCR) külön számíthatjuk ki. Az ELCR értékek a dózis-karcinogén hatás összefüggés meredeksége alapján határozhatók meg. Minél meredekebb a görbe, annál kisebb mennyiségű dózissal vagy alacsonyabb koncentrációra van szükség egy adott daganatkockázati szint eléréséhez. A vegyi anyagoknak való kitettségrel kapcsolatos potenciális emberi rákkeltő kockázatokat, a daganatos megbetegedés megnövekedett valószínűségében fejezik ki az egyén élete során. Például, ha az ELCR értéke  $10^{-6}$ , az azt jelenti, hogy egymillió ember közül egy esetben valószínűsíthető, hogy

daganatos megbetegedése adott vegyi anyag expozíciójára vezethető vissza mindamellett, hogy a daganat kialakulásának kockázatát számos egyéb tényező meghatározza. A daganatkeltő hatás esetében az egyén élethosszig tartó rákos megbetegedésének valószínűségét úgy becsülik meg, hogy az anyag rákkeltő hatásának egységkockázatát  $((\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1})$  megszorozták a krónikus expozíciós koncentrációval  $(\mu\text{g}/\text{m}^3)$ .

### III. Általános iskolák beltéri levegőminőségének jellemzése

#### 1. Bevezetés

Az iskolás gyermekek egészségét meghatározó tényezők között a kültéri és otthoni környezet mellett az iskolai környezetnek is rendkívüli jelentősége van. Mivel az iskoláskorú gyermekek a népesség különösen érzékeny csoportját alkotják és a hétköznapiak jelentős részét az osztályteremben töltik, kiemelt figyelmet kell fordítani az épített környezet szervezetre gyakorolt hatásaira. Az egészséges iskolai környezetnek döntő szerepe van a gyermekek egészséges fejlődésében, tanulási teljesítményében, kulturális és szociális fejlődésükben.

Az iskolák beltéri levegőminősége több tényezőtől függ, többek között a kültéri légszennyezéstől, a beltéri szennyező forrásoktól, az épület jellemzőitől és a beltéri tevékenységektől, amelyek együttesen különböző szennyező anyagok keverékét eredményezik az osztályterekben (pl.: kisméretű részecskék, szerves és szervetlen gáznemű szennyező anyagok és mikrobiális szennyező anyagok) (Salthammer és mtsai, 2016). Az iskolai környezet nagy létszámsűrűsége és a nem megfelelő szellőzés miatt (Fisk, 2017) a beltéri forrásokból (építési/dekorációs/bútorozási anyagok, valamint a beltéri tevékenységekhez és karbantartáshoz használt termékek) felszabaduló különböző szennyező anyagok hosszú ideig a levegőben maradhatnak (Ramalho és mtsai, 2015). A gyermekek különösen érzékenyek a beltéri levegőszennyezésre a fejlődő immun-, légző- és központi idegrendszerük miatt, valamint a felnőttekhez képest magasabb az anyagcserearányuk és az aktivitási szintjük. Ráadásul a gyermeki szervezetnek több környezeti levegőre van szüksége 1 liter oxigén felvételéhez, mint egy felnőttnek (Trasande és Thurston, 2005; WHO, 2018; Garcia és mtsai, 2021).

Számos bizonyíték áll rendelkezésre az iskolai környezetben jelen lévő légszennyező anyagok lehetséges egészségkárosító hatásairól (Mejía és mtsai, 2011; Rudnai és mtsai, 2012; Annesi-Maesano és mtsai, 2012; Annesi-Maesano és mtsai, 2013; Csobod és mtsai, 2014; Fornis és mtsai, 2016; Salthammer és mtsai, 2016; Villanueva és mtsai, 2018; Oliveira és mtsai, 2019). Az emberek egészségének védelme érdekében több országban már közzétettek iránymutatásokat vagy határértékeket a középületek beltéri levegőminőség szabályozására vonatkozóan, azonban még mindig jelentős erőfeszítéseket tesznek ezen értékek felülvizsgálatára és az újonnan azonosított vegyületek irány- és határérték meghatározására. Mivel egyes tanulmányok már a meglévő

levegőminőségi paraméterekre vonatkozó irányértékeknel jóval alacsonyabb koncentráció esetén is káros egészséghatásokról számoltak be a gyermekeknél (Madureira és mtsai, 2015; Branco és mtsai, 2020; Yu és mtsai, 2020). A rossz levegőminőség rövidtávon kihat az általános közérzetre, komfortérzetre és különböző tünetek kialakulásához és súlyosbodásához vezethet (Mejía és mtsai, 2011; Annesi-Maesano és mtsai, 2013; Chithra és Siva Nagendra, 2018). Számos légszennyező jelenléte növelheti többek között a légzőszervi tünetek-, nyálkahártya irritáció- és az allergiás szenzibilizáció kockázatát, ami a gyermekeknél légúti és tüdőfunkció-csökkenéshez vezethet (Yu és mtsai, 2020; Alford és Kumar, 2021). A rövid távú hatásokon túlmenően a 10-12 éves oktatási időszak alatt a szennyező anyagoknak való mindennapos kitettség növelheti a hosszú távú következmények esélyét a légzőszervi és egyéb betegségek kialakulása (Szabó és mtsai, 2008; Kephelopoulos és mtsai, 2014; Chithra és Siva Nagendra, 2018; Alford és Kumar, 2021; WHO, 2021), valamint a kognitív fejlődés és a tanulási teljesítmény károsodása tekintetében (Suades-González és mtsai, 2015; Wargocki és mtsai, 2020). Az illékony szerves vegyületek a szennyező anyagok különösen veszélyes csoportját képviselik. Mivel a beltérekben több szerves szennyezőanyag fordul elő együttesen, kihívást jelent az ok-okozati kapcsolat feltárása. Egy nemrégiben közzétett tanulmány azt is kimutatta, hogy az egészségkockázatok megnövekedtek, amikor egynél több szennyező anyag magasabb koncentrációban volt jelen a beltéri levegőben (Baloch és mtsai, 2020). A kisméretű aeroszol részecskék (PM<sub>2.5</sub>); bizonyos VOC-k és más légszennyező anyagok (pl.: nitrogén-dioxid, ózon) közismerten képesek kölcsönhatásba lépni a légúti hámmal és a nyálkahártyával, ezáltal redox reakciókon keresztül reaktív oxigénfajok termelését indukálják és proinflammatorikus citokinek felszabadulását eredményezik, ami pedig a légutak gyulladásához vezet. Így ezek a mechanizmusok közre játszhatnak a légúti tünetek kialakulásában vagy súlyosbodásában (Naclerio és mtsai, 2020; Alford és Kumar, 2021). Például az iskolai vagy otthoni formaldehid expozíció és az asztma közötti kapcsolatot vizsgáló epidemiológiai tanulmányokból nemrégiben készült metaanalízise megállapította, hogy a gyermekeknél a formaldehid expozíció minden 10 µg/m<sup>3</sup>-es növekedése szignifikánsan összefügg az asztma kialakulásának 10%-os kockázatonövekedésével (Yu és mtsai, 2020). Számos tanulmány azonban arról számolt be, hogy a beltéri légszennyezettség és a gyermekek allergiás és légúti egészsége közötti összefüggéseket még nem tárták fel teljesen (Annesi-Maesano és mtsai, 2012; Annesi-Maesano és mtsai, 2013; Patelarou és mtsai, 2015; Salthammer és mtsai, 2016).

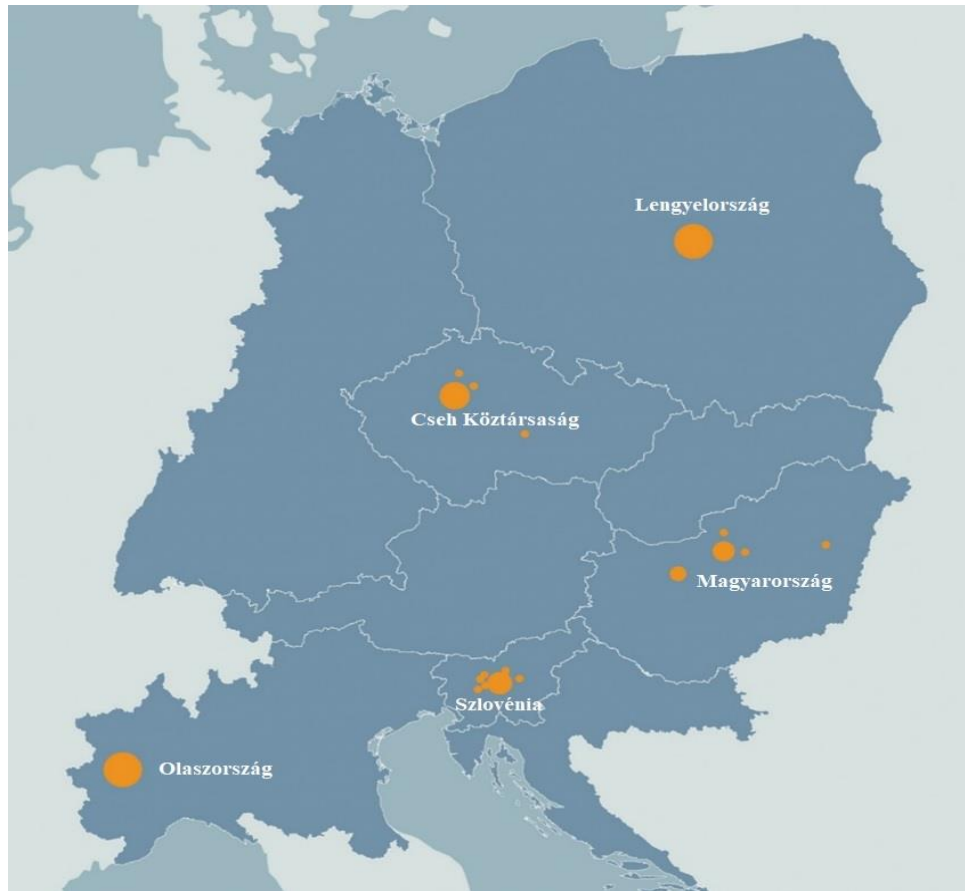
Az elmúlt két évtizedben különböző nemzetközi projektek fókuszpontjába került az általános iskolák beltéri levegőminőségének felmérése, valamint a beltérben megtalálható légszennyező anyagok gyermekek egészségére gyakorolt hatásának vizsgálata. Az első, nagyléptékű nemzetközi projekt a HESE (Health Effects of the School Environment; 2004 - 2005) felmérés volt, melynek keretében Európa öt országában, huszonegy általános iskolát vizsgáltak. A felmérés nem csak az osztálytermek beltéri levegőminőségének jellemzésére irányult, hanem vizsgálták a légszennyezők gyermekek egészségére gyakorolt hatását is. Számos, beltéri levegőminőséggel kapcsolatos problémát azonosítottak. A tantermeket a nem megfelelő szellőztetés, az alacsony légcseres jellemezte, mely a beltéri légszennyezők feldúsulásához vezetett (HESE, 2006). Az AIRMEX (European Indoor Air Monitoring and Exposure Assessment) projekt célul tűzte ki, hogy vizsgálja a beltéri levegőminőséget és a hozzá köthető lehetséges egészségkockázatokat. A felmérés során 9 ország iskoláiban vizsgálták az illékony szerves vegyületeket 2003 és 2008 között. Eredményeiket összegezve, felhívták a figyelmet arra, hogy további, átfogóbb kutatások szükségesek a légszennyezők és azok egészséghatásainak kimutatására (Kotzias és mtsai, 2009; Geiss és mtsai, 2011). A SEARCH (School Environment and Respiratory Health of Children; 2006 - 2013) kezdeményezést az olasz Környezet- és Tájvédelmi, valamint Tengerügyi Minisztérium támogatta. Tíz ország közreműködésével tovább vizsgálták az iskolai környezetet és a gyermekek légzőszervi egészségét. A SEARCH projektet két lépésben hajtották végre. Az első fázisban (2006–2009) egy átfogó adatbázis készült számos légszennyező anyag bel- és kültéren mért koncentrációjáról. A második fázisban (2010-2013), a figyelem az iskolaépületek energiafelhasználásának és az építőanyagok gyermekekre gyakorolt egészséghatásainak értékelésére irányult. Ennek jegyében javaslatokat fogalmaztak meg a beltéri levegőminőség javítására, valamint az energiahatékonyság növelésére (Csobod és mtsai, 2010; Beregszászi és mtsai, 2013). A SINPHONIE (Schools Indoor Pollution and Health – Observatory Network in Europe; 2010 - 2012) projekt Európa legnagyobb léptékű felmérése, melynek keretében 23 európai országban egységes módszerrel vizsgálták az iskolai környezetet és a 7-11 éves korú gyermekek egészségét (Csobod és mtsai, 2014; Baloch és mtsai, 2020). A projekt keretében jelenlegi és jövőbeni szabályozással kapcsolatos útmutatókat dolgoztak ki az egészséges iskolai környezet kialakítása céljából. A javaslatok kidolgozásánál tekintettel voltak a kültéri környezetre, a szellőztetésre, az építési stratégiákra, az építőanyagokra, a fogyasztási cikkekre, valamint a figyelemfelkeltésre és képzésre is nagy hangsúlyt fektettek.

Az iskolaépületek beltéri levegőminőségével kapcsolatban azonban továbbra is számos probléma megoldatlan a gyakorlatban, az osztálytermekben egyes légszennyezők koncentrációja magasabb lehet, mint a kültéri értékek. Az elmúlt évtizedben több olyan változtatást hajtottak végre az iskolaépületekben és azok beltéri környezetében, amelyek jelentős hatással lehettek a beltéri levegő minőségére. Például az iskolaépületek energiahatékonyságának és légtömörségének javítását célzó felújítási munkálatok, valamint a különféle szintetikus anyagok növekvő használata új vagy már ismert légszennyező anyagokat bocsáthat ki a légtérbe, ami pedig a szennyező anyagok megnövekedett koncentrációjához vezethet. Számos ország nem rendelkezik mérési adatokkal az iskolaépületek épített beltéri környezetéről, annak ellenére, hogy régóta a figyelem központjában áll a középületek beltéri levegőminőségének felmérése és javítása. Továbbá, jelenleg még nincs egyetértés abban, hogy miként szabályozzák a beltéri levegőminőséget nemzetközi szinten. A beltéri levegőminőséggel és a gyermekek egészségével kapcsolatos ismeretek bővítése érdekében az InAirQ projekt célul tűzte ki a beltéri légszennyező anyagok azonosítását és a hozzá köthető egészségkockázatok azonosítását az általános iskolák épületeiben. Az egészséggel kapcsolatos legjelentősebb légszennyező anyagok azonosítása és ezen anyagok együttes expozíciós kockázatainak felmérése segítheti a szakembereket olyan kockázatcsökkentő intézkedések végrehajtásában, amelyek megszüntetik vagy csökkentik ezen szennyező anyagok forrásait.

## **2. Az InAirQ projekt**

A Nemzeti Népegészségügyi Központ konzorciumvezetőként irányította a 2016. július 1-jén elindult InAirQ (Transnational Adaption Actions for Integrated Indoor Air Quality Management) elnevezésű, nemzetközi projektet, mely célul tűzte ki többek között a bel- és kültéri levegőminőség jellemzését országonként kiválasztott általános iskolák egy-egy osztálytermében és iskolánként egy-egy kültéri mintavételi ponton. További cél volt a vizsgált légszennyezők beltéri koncentrációjából eredő egészségkockázatok meghatározása, valamint az iskolás gyermekek egészségi állapotának (allergiás rhinitis, asztma) és a felmérést megelőző három hónapban tapasztalt légzőszervi-, bőr-, szem- és általános tünetek felmérése és összehasonlítása a korábbi nemzetközi projektekben jelentett tünetekkel. Nem utolsó sorban célunk volt a vizsgált légszennyezők beltéri koncentrációja és a gyermekek egészségi állapota közötti kapcsolat vizsgálata. Ezen célok megvalósításához öt közép-európai ország (Csehország, Lengyelország,

Magyarország, Olaszország, Szlovénia) hatvannégy általános iskolájában végeztünk felméréseket (III/1. ábra).



III/1. ábra: Térkép az InAirQ projektben résztvevő országokról.

A beltéri légszennyező anyagok közül meghatározásra kerültek az aldehidek, illékony szerves vegyületek, kisméretű aeroszol részecskék, radon és CO<sub>2</sub> koncentrációja. A felmérés ideje alatt a komfortérzetet befolyásoló néhány fizikai paraméter (hőmérséklet, relatív páratartalom) alakulását is nyomon követtük. A levegőminőséget meghatározó paraméterek mérésén kívül kérdőíves felmérést is végeztünk. A kérdőív segítségével információt gyűjtöttünk az iskolás gyermekek egészségi állapotáról, illetve az otthoni környezetükről. Felmértük az iskolaépület és az osztályterem tulajdonságait (pl.: iskolák elhelyezkedése, padlóburkolat típusa, épület kora, stb.) ellenőrzőlisták segítségével. Magyarországon a felmérés humán biomonitring vizsgálattal is kiegészült.



Nagy hangsúlyt kapott a szemléletformálás is a projektben, ennek céljából oktatási anyagok, ismeretterjesztő előadások, szemléletformáló anyagok kerültek kidolgozásra a pedagógusok, az iskolai fenntartók és az építészek részére. A tanulókorban lévő gyerekek szemléletformálása is a projekt egyik kiemelt jelentőségű célja volt. Az InAirQ projekt alatt a Nemzeti Népegészségügyi Központ egy rajz-, fotó-, plakát és videó pályázatot hirdetett meg általános iskolás gyermekek számára, melynek témája az egészséges levegő volt. Mivel az iskoláskor a társadalomba beilleszkedés kezdete, ezért az időben elsajátított, egészséggel kapcsolatos ismeretek és szokások jelentik nemcsak a saját, hanem mások egészségének helyes irányba történő fejlődését is.

Az iskolaépületek beltéri levegőminőség vizsgálatának fő célja a meglévő problémák azonosítása, melyek alapot szolgáltatnak a beltéri levegő minőségének javítását célzó cselekvési tervek kidolgozásához. A beltéri levegőminőség javítására irányuló intézkedéseket több nemzetközi szervezet (pl.: WHO) is kiemelte és számos ajánlást fogalmaztak meg már korábbi nemzetközi projektek (pl.: SINPHONIE) az elmúlt évtizedben. Sok tantermet azonban továbbra is rossz beltéri levegőminőség jellemez, ami azt jelzi, hogy a javítására irányuló újabb beavatkozási tervek kidolgozása és tesztelése még mindig szükséges. Ennek megfelelően a projektben három tervet dolgoztunk ki a mintavételi kampány során azonosított problémák alapján. Így Csehországban, Magyarországon és Lengyelországban három különböző kísérletet teszteltünk a beltéri levegő minőségének javítására. A Cseh Köztársaságban helyes takarítási és szellőztetési gyakorlatokat alkalmaztak egy forgalmas út mellett található iskolában. Magyarországon egy légtisztító berendezés határfokát vizsgáltam egy kiválasztott iskola osztálytermében, míg Lengyelországban levegőminőséget mérő monitorokkal láttak el osztálytermeiket, hogy valós idejű tájékoztatást nyújtsanak a tanároknak a jelenlegi beltéri levegőminőségről. A tanulmányokból kiderült, hogy a fő légszennyező anyagok koncentrációja csökkenthető az alkalmazott kísérleti módszerekkel.

### **3. Kísérleti rész**

#### **3.1. Iskolák és osztálytermek kiválasztásának kritériumai**

Az iskolaépületek kiválasztása előre meghatározott szempontok alapján történt. Elsődleges szempont volt, hogy a kiválasztott épületek reprezentálják az adott ország iskolaépületeit, azaz a kiválasztás során figyelembe vettük az alkalmazott építési technológiát és az épületek korát is. A

szellőztetés típusa jelentősen befolyásolja a beltéri levegő minőségét. Mivel Közép-Európában a természetes szellőztetés a leggyakoribb, ezért főleg olyan iskolaépületeket választottunk, melyekben nem volt mechanikus szellőztető rendszer. A beltéri levegő alapvetően a kültéri levegőből származik. Egy belső térnek állandó kapcsolata van a kültéri levegővel, így a kültér szennyező anyagai jelen vannak a beltérben is. Ennek okán az iskolaépületek kiválasztásánál figyelembe vettük azok elhelyezkedését és törekedtünk a különböző környezetekben található épületek kiválasztására. Az osztályterem kiválasztása szintén előre meghatározott szempontrendszer alapján történt. Minden iskolaépületben egy tanteremet vizsgáltunk, mely a legjobban reprezentálta a többi osztálytermet az épületen belül. A kiválasztási eljárás során azt is figyelembe vettük, hogy a diákok a tanóráik legnagyobb részét a felmérésbe bevont osztálytermekben töltsék.

## 3.2. Mintavétel

### 3.2.1. Mintavétel/helyszíni mérési kampány

Összesen hatvannégy általános iskola épületének egy-egy osztálytermét vizsgáltuk a Cseh Köztársaságban (n = 12), Magyarországon (n = 16), Olaszországban (n = 12), Lengyelországban (n = 12) és Szlovéniában (n = 12). A bel- és kültéri levegőminőség vizsgálatára irányuló mintavételeket a 2017/2018-as fűtési időszakban (2017. november 6-tól 2018. április 6-ig) 5 egymást követő tanítási napon végeztük épületenként. A levegőminőséget meghatározó kémiai és fizikai paraméterek vizsgálata hétfő reggeltől péntek délutánig tartott. A kitettség pontosabb becslése érdekében a mintavétel és a helyszíni mérések kiértékelése egy 6 - 8 órás időintervallumra vonatkozott iskolától függően, vagyis a mintavételt és a mérési adatok kiértékelését a tanítási nap hosszához igazítottuk. A felmérés során olyan kémiai szennyezőket vizsgáltunk, melyek a korábbi, nemzetközi vizsgálatokban is szerepeltek. Meghatároztuk tíz illékony szerves vegyület, öt aldehid, a PM<sub>2,5</sub> méretfrakció, a CO<sub>2</sub> és a radon koncentrációját, valamint néhány fizikai paraméter (hőmérséklet, relatív páratartalom) alakulását is nyomon követtük. A kiválasztott kémiai és fizikai paramétereket, valamint az alkalmazott módszereket a *III/1. táblázat* tartalmazza.

*III/1. táblázat: Az InAirQ projekt keretében vizsgált levegőminőségi paraméterek, valamint a mintavételi eszközök és az meghatározás részletei.*

Vizsgált paraméterek	Mintavételi eszközök	Meghatározás
Illékony szerves vegyületek (n=10): benzol, toluol, etilbenzol, xilolok, triklór-etilén, tetraklóretilén, $\alpha$ -pinén, limonén, 2-etil-hexanol, sztirol	Passzív mintavevő csövek (Radiello®) diffúziós test kód: 1202 + adszorbens (töltet) kód: 145	TD-GC-MS; ISO 16017-2:2003 szabvány szerint
aldehidek (n=5): formaldehid, acetaldehid, propionaldehid, benzaldehid, hexaldehid	Passzív mintavevő csövek (Radiello®) diffúziós test kód: 1201 + adszorbens (töltet) kód: 165	LC-UV; ISO 16000-4:2011 szabvány szerint
PM <sub>2,5</sub>	alacsony térfogatú mintavevő (pumpa + mintavevő fej; áramlási sebesség: 4-10 L/perc vagy több) + kvarcszálás szűrő	ISO 16000– 37:2019 szabvány szerint
radon (csak beltér)	nyomdetektor (CR-39)	ISO 11665-4: 2012 szabvány szerint
hőmérséklet, relatív páratartalom, szén-dioxid	Adatgyűjtővel ellátott kalibrált műszerek (az adatrögzítés 1-3 perces időközönként történt)	

Rövidítések: TD-GC-MS: termál deszorpciós – gázkromatográfia – tömegspektrométer; LC-UV: folyadékkromatográfia – UV detektor

Az adott országban történő mintavételekért a felmérésbe bevont partnerek voltak felelősek. A mintavételi folyamatot egységes protokoll alapján végeztük. Ez a protokoll szabályozta a mintavétel időpontját, helyszínét, módszerét és az adatok rögzítésének módját. Az egységes protokollnak köszönhetően a mért eredmények összehasonlíthatók voltak. A mintavételi eszközöket az ISO 16000-1:2004 szabványnak megfelelően a padlótól körülbelül 0,8 - 1 m magasságban telepítettük, mely megfelel az ülő gyermekek légzési zónájának. Amikor arra lehetőség volt, azokat az osztályterem közepén, de minden esetben a faltól vagy ablaktól egy méter távolságban helyeztük el. A beltéri vizsgálattal párhuzamosan minden épületnél kültéri mérések is folytak azonos mérőműszerekkel és mintavételi eszközökkel. A kültéri mintavételi pont kiválasztásánál figyelembe vettük, hogy a mintavételi eszközök a vizsgált tanteremmel azonos magasságban legyenek elhelyezve. Azokban az iskolákban, melyek mechanikus szellőztetőrendszerrel voltak ellátva, ott a mintavételi pontot a szellőztetőrendszer légbeömlőjénél jelöltük ki. Az *III/2. ábrán* egy beltéri mintavételi pont látható.



III/2. ábra: Egy osztályteremben folytatott mérés/mintavétel.

Az illékony szerves vegyületek és aldehidek mintavételezésére Radiello® típusú diffúziós mintavevőket alkalmaztunk. A mintavétel minden tanítási napon az első óra előtt kezdődött és az utolsó óra befejeztével ért véget, amikor a diákok elhagyták a tantermet. Ennek eredményeképpen a mintavételi idő a teljes hét folyamán 30 és 40 óra között volt, az osztályterem foglaltságától függően. Az illékony szerves vegyületek megkötésére adszorpciós mintavevő csöveket (Radiello®) használtunk. A komponensek meghatározását az ISO 16017-2: 2003 szabvány szerint TD-GC-MS/MS rendszerrel SIM módban végeztük. Aldehidek mintavételezésére 2,4-dinitrofenilhidrazinnal bevont szilikagélt alkalmaztunk (Radiello®), mely reagálva a karbonilcsoporttal stabil, 2,4-dinitrofenilhidrazon származékot eredményez. Acetonitriles leoldást követően a kapott oldatokat HPLC-DAD rendszerrel, 360 nm hullámhosszon vizsgáltuk az ISO 16000-4:2011 szabványnak megfelelően. A mintavétel során legalább négy helyszíni vakmintát és egy duplikált mintát gyűjtöttünk a felmérésben résztvevő országokból. Az alkalmazott meghatározási módszerek paramétereit a 3.3 fejezetben részletesen ismertetem.

A PM<sub>2.5</sub> mintavétele alacsony térfogatáramú mintavevőkkel történt. A mintavétel során a megmintázandó levegőt egy alacsony térfogatáramú pumpa segítségével, egy kvarcszálalás szűrőt (Ø 37 vagy 47 mm, Pallflex® Tissuquartz) tartalmazó mintavevő egységen (impaktor) áramoltattuk keresztül. A mintavételhez használt pumpa 10 l/perces térfogatáramát egy rotaméter

segítségével állítottuk be. A térfogatáramot minden egyes mintavételi nap elején és végén ellenőriztük. A körülbelül 5×8 órás mintavételi periódus végén, a mintát egy speciális szűrőtartó tokban szállítottuk és mélyhűtőben tároltuk a tömegmérésig. Mintavételt megelőzően a szerves komponensek eltávolítása érdekében a szűrőket 550°C-on 8 órán át izzítottuk. Ezután a szűrőket egy akklimatizált helyiségben kondicionáltuk legalább 48 órán át 20 ± 1°C-on és 50 ± 5% relatív páratartalom mellett, majd egy 1 µg-os leolvashatósággal bíró mikromérleg (Mettler Toledo XPE26) segítségével meghatároztuk a tömegét. A kondicionálást a mintavételt követően is elvégeztük.

A radon mérésére egy CR-39 típusú passzív nyomdetektort (RSKS type, Radosys Kft., Budapest, Hungary) helyeztünk ki 3 hónapos időszakra a tanulmányba bevont iskolák egy-egy osztálytermébe. A mintavételt követően a nyomdetektorokat alumíniumfóliába csomagoltuk, majd műanyag zacskóba helyeztük és az ISO 11665-4: 2012 szabványnak megfelelően történt az elemzése.

A hőmérsékletet, relatív páratartalom és a CO<sub>2</sub> méréseket beltéren és kültéren egyaránt különböző, kalibrált műszerekkel (Testo 174H, Testo 435, TSI 7545, Green Eye) végeztük. Az online mintavételezéssel nagy időbeli felbontással lehet meghatározni a paraméterek változását. Jelen tanulmányban az adatrögzítés 1-3 perces időközönként történt. A helyszíni mérés során használt eszközök specifikációját a III/2. táblázat tartalmazza.

III/2. táblázat: A hőmérséklet, a relatív páratartalom és a szén-dioxid-koncentráció mérésére használt eszközök jellemzői.

Mérő műszer	Specifikáció	Relatív páratartalom	Hőmérséklet	Szén-dioxid
Testo 174H (HU, IT)	Tartomány	0 % to 100 %	-20°C to +70°C	-
	Pontosság	±3 %	±0.5 °C	-
Testo 435-2 (HU, IT)	Tartomány	-	-	0 to 10000 ppm
	Pontosság	-	-	±75 ppm
Testo 435 (CZ)	Tartomány	0 to 100 %	-20 to +70 °C	0 to 10 000 ppm
	Pontosság	± 2 %	± 0.3 °C	± 50 ppm
Green Eye CO <sub>2</sub> (PL)	Tartomány	0.1% to 99.9%	-10°C to +60°C	0 to 9999 ppm
	Pontosság	±3%	±0.6°C	±50 ppm
TSI 7545 (SI)	Tartomány	5% to 95%	0°C to 60°C	0 to 5000 ppm
	Pontosság	±3.0%	±0.5°C	±50 ppm

Rövidítések: CZ: Cseh Köztársaság; HU: Magyarország; IT: Olaszország; PL: Lengyelország; SI: Szlovénia

### 3.3. Minták laboratóriumi elemzése

A mintavételt követően a partnerországok a mintavevő eszközöket (Radiello, kvarcszálás szűrő, CR-39 nyomdetektor) hűtött csomagolásban küldték a Nemzeti Népegészségügyi Központba. Az összes laboratóriumi vizsgálatot a Nemzeti Népegészségügyi Központban végeztük el, mely a projektben a központi laboratórium szerepét töltötte be.

#### 3.3.1. Illékony szerves vegyületek meghatározása

A Radiello® típusú passzív mintavételi csöveken adszorbeált VOC vegyületek elválasztásához Unity Markes típusú TD-100 termál deszorpciós mintabevételi készülékkel összekötött Agilent Technologies 7890B gázkromatográfot (GC) és ehhez kapcsolt 7000C tömegspektrométert (MS/MS) alkalmaztunk. A munkám során a következő illékony szerves vegyületeket határoztuk meg: benzol, toluol, etil-benzol, *m-p-o*-xilol, triklór-etilén, tetraklóretilén, alfa-pinén, limonén, 2-etil-hexanol, sztirol.

Első lépésként a kalibráló oldatsorhoz szükséges VOC törzsoldatot készítettem el. A VOC törzsoldat elkészítését analitikai minőségű anyagmintákból, tömegbeméréssel hajtottam végre. Az analitikai tisztaságú (95-99%-os tisztaságú) VOC vegyületek a Sigma-Aldrich-tól kerültek beszerzésre. A VOC törzsoldat névleges koncentrációja 2000 µg/ml volt. Ehhez egy 15 ml-es üvegcsébe mindegyik vegyületből körülbelül 0,02 g-ot mértem be analitikai mérlegen. A bemérést a naftalinnal kezdtem, ennek oka, hogy ez az egyedüli szilárd halmazállapotú vegyület. Ezt követően mértem be a 10 ml oldószert (metanol), majd a folyékony halmazállapotú vegyületeket. A kalibráló oldatsor elkészítéséhez a 2000 µg/ml koncentrációjú VOC törzsoldatot használtam. A kalibrációs oldatsorozatot 50-1000 ng/ml közötti tartományban állítottam elő. A mennyiségi meghatározást belső standard módszerrel végeztem, belső standardnek fluor-benzolt használtam. A belső standardet tartalmazó törzsoldat szintén névlegesen 2000 µg/ml koncentrációjú volt, amelyből a minták előkészítéséhez, egy 100 µg/ml-es munkaoldatot készítettem.

A kalibráció felvételéhez az elkészített oldatsorozatból 1 µl-t juttattunk a TD csőre 2 perc alatt. A kalibráció felvétele után a mintát tartalmazó acél csövet a termikus deszorpciós egység melletti folyadékadagoló szerkezetbe helyeztük. A mintákhoz 1 µl fluor-benzol munkaoldatot adagoltunk 2 perc alatt gyenge nitrogén áram (kb. 100 ml/perc) alatt. Ezt követően az előkészített mintavételi

csöveket a TD automata mintaadagoló egységébe helyeztük. Az adszorbensen megkötött vegyületek termikus deszorpcióját 300 °C-os hőmérsékleten 10 percen át végeztük. Az elsődleges csapdáról (adszorbens) a komponensek egy másodlagos csapdára (hidegcsapda) kondenzáltak, melynek hőmérséklete -10°C-ra volt beállítva. A hidegcsapdáról a komponensek gyors felfűtéssel a gázkromatográfiás rendszerbe jutottak. A hidegcsapdára a komponensek fókuszálása, koncentrációja miatt van szükség, ami biztosítja a keskeny sávok kialakulását. A kolonna kezdeti hőmérséklete 35°C volt, amelyet hőprogrammal folyamatosan emeltünk 240°C-ig. Végezetül a tömegspektrometriás detektálás szelektív ionkövetés (SIM) üzemmódban történt. A mennyiségi meghatározást belső standard módszerrel, a minőségi azonosítást pedig a retenciók idői, illetve a minősítő ionok alapján végeztük el. A mérési körülményeket a *III/3. táblázat* foglalta össze. Az illékony szerves vegyületekre vonatkozó LOD és LOQ értékek az *M/III/1. táblázatban* találhatók.

*III/3. táblázat: Gázkromatográfiás körülmények*

<b>Készülékek</b>	
Termikus deszorber	Markes TD-100
Gázkromatográf	Agilent 7890B GC
Tömegspektrométer	Agilent 7000C GC/MS Triple Quad
<b>Oszlop</b>	
Állófázis	RTX-VMS kapilláris kolonna
Hossz	20 m
Belső átmérő	180 µm
Filmvastagság	1 µm
<b>Vivőgáz</b>	
Típus	6.0 hélium
Áramlás módja	konstans áramlási sebesség
Áramlási sebesség	1 ml/perc
<b>Felfűtési program</b>	
35°C → tart 5 percig → felfűtés 10°C/perccel 120°C-ig → tart 0 percig → felfűtés 40°C/perccel 240°C-ig → tart 5 percig	

### 3.3.2. Aldehidek meghatározása

Az aldehid vegyületek meghatározására a karbonil vegyületek származékképzésén alapuló reakciót alkalmaztunk. A mintavételt 2,4-dinitro-fenil-hidrazin (2,4-DNPH) töltetet tartalmazó mintavételi cső segítségével hajtottuk végre, amely a levegőben található aldehideket képes megkötni. A munkám során a következő aldehid komponenseket határoztuk meg: formaldehid, acetaldehid, propionaldehid, benzaldehid, hexaldehid.

Első lépésként a kalibráló oldatsorhoz szükséges aldehid/keton törzsoldatot készítettem el. Az aldehid/keton törzsoldat elkészítését analitikai minőségű anyagmintából (TO11/IP-6A Aldehyde/Ketone-DNPH MIX), tömegbeméréssel hajtottuk végre. Az analitikai tisztaságú aldehid/keton mix oldat a Sigma-Aldrich Kft-től kerültek beszerzésre. A törzsoldat névleges koncentrációja 1500 ng/ml volt. Ehhez egy 2 ml-es barna peremes üvegcsébe a mix oldatból 100 µl-t (körülbelül 0,075 g) mértünk be analitikai mérlegem, majd a 900 µl acetonitrillel egészítettük ki. A kalibrációs oldatokat 45-1500 ng/ml tartományban állítottam elő minden vegyület esetében. A minta-előkészítés során, az alkalmazott extraháláshoz a Radiello szorbenst tartalmazó 4 ml-es lezárható üveg edényhez 2 ml acetonitrilt adtunk hozzá. Ezt követően az edényeket lezártuk majd 2 percig ultrahangos kádban extraháltuk a mintákat. A minták ülepedése után az extraktumot egy 0,2 µm-es pórusméretű fecskendőszűrőn átszűrtük egy sötétített üvegű mintatartóba. A mintákat a mérésig egy szeptumos fedővel lezárt barna 2 ml-es üvegcsében mélyhűtőben  $-20\pm 5^{\circ}\text{C}$ -on tároltuk. A végső extraktumokat két héten belül elemeztük. Minden mintasorozathoz vakmintát alkalmaztunk, amit azonosan kezeltünk a mintavételi csövekkel, a mintavételt leszámítva. Radiello passzív mintavevővel adszorbeált aldehid komponensek elválasztásához Agilent Technologies 1260 nagy teljesítményű folyadékkromatográfot (HPLC) és ehhez kapcsolt 1290 Agilent DAD detektort alkalmaztunk. A minősítési azonosítást a retenciós idők és a komponensek UV-spektruma alapján végeztük, a koncentrációkat pedig analitikai mérőgörbe segítségével határoztuk meg. A mérési körülményeket a *III/4. táblázatban* foglaltam össze. Az aldehidekre vonatkozó LOD és LOQ értékek az *M/III/1. táblázatban* találhatóak.

*III/4. táblázat: Folyadékkromatográfiai körülmények*

<b>Folyadékkromatográfiai körülmények</b>		
Eluens		víz (80%) – acetonitril (20%) → [0 – 0,6 perc között]
		víz (60%) – acetonitril (40%) → [0,6 – 16 perc között]
	Összetétel	víz (40%) – acetonitril (60%) → [16 – 22 perc között]
		víz (10%) – acetonitril (90%) → [22 – 22,2 perc között]
		víz (0%) – acetonitril (100%) → [22,2 – 26 perc között]
	Áramlási sebesség	0,4 ml/perc
	Nyomás	600 bar
Oszlop	Állófázis	Agilent Rapid Resolution HD Zorbax Eclipse Plus C18
	Hossz	100 mm
	Belső átmérő	2,1 mm
	Átlagos szemcseátmérő	1,8 µm
Diódasoros detektor	Spektrum skála	190 – 640 nm
	Hullámhossz	360



### 3.4. Kérdőíves felmérés

A levegőminőséget meghatározó paraméterek mérésén kívül kérdőíves felmérést is végeztünk. A kiválasztott osztálytermekbe járó 3 és 4. osztályos gyermekek egészségi állapotának felmérése a szülők vagy a törvényes gyámok által kitöltött kérdőív segítségével történt. A kérdőív az *International Study of Asthma and Allergies in Childhood* (ISAAC) (Asher és mtsai, 2006) standardizált kérdőívein alapult, amit a felmérésben résztvevő országok anyanyelvére fordítottak le a projektben lévő partnerek. A felmérésben való részvételre a kiválasztott osztálytermekben tanuló összes gyermeket, illetve szüleiket/gondviselőiket felkértünk a részvételre. Minden országban meghívólevelet és emlékeztető levelet küldtünk a részvétel és a válaszadási arány maximalizálása érdekében. A gyermekek szülei/gondviselői a részvételt megelőzően írásbeli beleegyezésüket adták és a teljes felmérés során biztosítottuk az anonim részvételüket. Így, a szülők/gondviselők bevonásával egy, a perinatális időszakra, a gyermek egészségi állapotára, a felmérést megelőző három hónapban tapasztalt légzőszervi, bőr-, szem- és általános tünetek gyakoriságára, az otthoni környezetre és a társadalmi-gazdasági helyzetre vonatkozó kérdéseket tartalmazó kérdőíves felmérést végeztünk. Amellett, hogy a kérdőíves felmérés áttekintést nyújtott az iskolás gyermekek légúti és allergiás egészségi állapotáról, a felmérést megelőző időszakban jelentkező tünetekre vonatkozó kérdéseket használtuk a légszennyezők beltéri koncentrációja és a gyermekek egészségi állapota közötti kapcsolat vizsgálatára. Továbbá, a szülőket/törvényes gyámokat megkérdeztük arról is, hogy a jelentett légzőszervi, bőr-, szem- és általános tünetek javultak-e, amikor a gyermek nem tartózkodott az iskolában. Az iskolás gyermek egészségi állapotára (allergia, asztma, asztmatikus tünetek), valamint felmérést megelőző időszakban jelentkező légzőszervi, bőr-, szem- és általános tünetekre vonatkozó kérdéseket az *M/III/2.* és *M/III/3. táblázat* tartalmazza. A testtömegindex (BMI) meghatározásához a gyermekek testsúlyát és magasságát használtuk fel, amit a szülők/törvényes gyámok jelentettek vagy az iskolai védőnő által kerültek meghatározásra.

### 3.5. Adatfeldolgozás

#### 3.5.1. Egészségkockázat értékelése

Az iskolák beltéri légszennyezőinek egészségre gyakorolt hatása mennyiségi kockázatbecsléssel számszerűsíthető. A kockázatbecslés során figyelembe kell venni, hogy a vegyi anyagok egészségkárosító hatása determinisztikus vagy sztochasztikus jellegű. Az előbbi esetén a koncentráció-hatás összefüggés egy küszöbkoncentrációval jellemezhető, amelynél alacsonyabb bevitel esetén a szervezet károsodása nem következik be. Az utóbbi esetben a vegyi anyagoknak karcinogén hatása valószínűséggel írható le, amely az expozíciós időn túl, az élet későbbi szakaszában is jelentkezhet. A doktori munkám során a vizsgált légszennyező anyagokra elvégeztem a karcinogén és a nem karcinogén kockázatbecslést. Az expozíció számításához az EPA által ajánlott számítási módszert alkalmaztam minden egyes légszennyező anyagra (US EPA, 2009). Számításaim során a krónikus expozíciós forgatókönyvet alkalmaztam a US EPA ajánlása alapján. Mivel a krónikus expozíciós forgatókönyv alkalmazását abban az esetben ajánlják, ha az ismételt expozíció az emberi élettartam körülbelül 10 százalékánál hosszabb ideig tart. Ahhoz, hogy egy vegyi anyag ártalmas hatását kifejthesse, valamilyen expozíciós útra van szükség. Különböző expozíciós utak vannak és az expozíció módja befolyásolhatja a vegyület toxicitását. Jelen dolgozatban a tüdőn keresztül abszorpciót (belélegzés), mint expozíciós utat alkalmaztam a légszennyező anyagok egészségre gyakorolt hatásuk kockázatbecsléséhez.

A légszennyező anyagok között olyan vegyületek is találhatóak, amelyek belélegzése növelheti daganatos betegségek kialakulásának kockázatát. Az élettartamra vonatkoztatott többlet daganatkockázatot az inhalációs egységkockázat ( $1/(\mu\text{g}/\text{m}^3)$ ) és az élettartamra vonatkoztatott expozíciós koncentráció ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) szorzatával becsültem meg az alábbiak szerint:

$$ELCR = IUR \times EC \quad (1)$$

ahol:

ELCR: élettartamra vonatkoztatott többlet daganatkockázat (dimenziómentes)

IUR: inhalációs egységkockázat ( $1/(\mu\text{g}/\text{m}^3)$ )

EC: krónikus expozíciós koncentráció ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )

Az egységkockázat a daganatkockázat jellemzésére szolgál, ami kifejezi, hogy az élettartam alatt  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  koncentrációjú adott rákkeltő vegyület belégzése mennyivel növeli meg a daganat kialakulásának kockázatát. A rákkeltő tulajdonságokkal rendelkező légszennyező anyagok (azaz az IARC által az 1., 2A és 2B csoportba sorolt anyagok (IARC, 2022)) IUR értékének kiválasztásánál előnyben részesítettem a nagyobb nemzetközi szervezetek által jóváhagyott értékeket. Az IUR-értékeket a *III/5. táblázat* tartalmazza.

A levegőből (belégzéssel) a szervezetbe jutott anyag mennyisége az expozíciós koncentráció, amelynek kiszámítása az alábbi tényezők figyelembevételével történik:

$$EC = \frac{CA \times ET \times EF \times ED}{AT} \quad (2)$$

ahol:

EC: krónikus expozíciós koncentráció ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )  
 CA: a vizsgált légszennyező anyag koncentrációja ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )  
 ET: napi expozíció időtartama (óra/nap)  
 EF: expozíció gyakorisága (nap/év)  
 ED: teljes expozíció időtartama (év)  
 AT: várható átlagos élettartam (év)

Az EC számításánál a napi kitettségnek (Exposure Time - ET) 8 órát vettem, amely megfelel a gyermekek átlagos tartózkodási idejének az iskolában. A tanítási napok számának figyelembe vételével az expozíció gyakoriságát (Exposure Frequency - EF) 180 napban határoztam meg. Továbbá 8 évnek vettem a teljes expozíció időtartamát (Exposure Duration - ED), mivel általánosságban elmondható, hogy a diákok az általános iskolákban ennyi időt töltenek a kijelölt osztálytermükben. A várható átlagos élettartamnak (Averaging Time - AT) pedig 70 évet vettem. A radonra vonatkozó ELCR kiszámításához némileg eltérő megközelítést alkalmaztam (RAIS, 2006). Először a krónikus expozíciós koncentrációt a következő egyenlet alapján számítottam ki:

$$EC = CA \times ET \times EF \times ED \times IRa \times CF \quad (3)$$

Ahol:

EC: krónikus expozíciós koncentráció (Bq)  
 ET: napi expozíció időtartama (óra/nap)  
 EF: expozíció gyakorisága (nap/év)  
 ED: teljes expozíció időtartama (év)  
 IRa: légzési arány ( $\text{m}^3/\text{nap}$ )

CF: konverziós faktor (1 nap/24 óra)

Az EC számítása során a 2. egyenletben használt változókat (ET, EF és ED) változatlanul alkalmaztam, mivel a radon kitettséget ugyanazon időszakokra becsültem, amikor a gyermekek az osztálytermekben tartózkodnak. A gyermekekre vonatkoztatott légzési aránynak (Inhalation Rate - IRa) a US EPA expozíciós kézikönyv által gyermekekre megadott 12 m<sup>3</sup>/óra értéket vettem (US EPA, 2011a).

A radon esetében az élettartamra vonatkoztatott többlet daganatkockázatot az inhalációs meredekségi tényező (Inhalation Slope Factor - SF<sub>inhalation</sub>; 1/Bq) és az expozíciós koncentráció szorzataként kapjuk:

$$ELCR = SF_{inhalation} \times EC \quad (4)$$

ahol:

ELCR: élettartamra vonatkoztatott többlet daganatkockázat (dimenziómentes)

SF: inhalációs meredekségi tényező (1/Bq)

EC: expozíciós koncentráció (Bq)

Az inhalációs meredekségi tényező értékét a III/5. táblázat tartalmazza.

Az összegzett élettartamra vonatkoztatott többlet daganatkockázatot (Total Excess Lifetime Cancer Risk - TELCR) a 1. és 4. egyenlet alapján számolt értékek összege adja meg.

III/5. táblázat: A Nemzetközi Rákkutatási Ügynökség által osztályozott vegyületekre vonatkozó inhalációs egységkockázat értékek és a meredekségi tényező érték, valamint a nem karcinogén kockázatbecsléshez használt krónikus inhalációs referenciaértékek.

Légszennyező	Kategória <sup>a,1</sup>	inhalációs egységkockázat (IUR; 1/(µg/m <sup>3</sup> )) vagy inhalációs meredekségi tényező (SF; 1/Bq) (radon esetén)	krónikus inhalációs referencia érték (RfC; µg/m <sup>3</sup> )
benzol	1	6,00 × 10 <sup>-6</sup> <sup>2</sup>	30 <sup>3</sup>
toluol	3	-	260 <sup>4,5</sup>
etilbenzol	2B	2,50 × 10 <sup>-6</sup> <sup>6</sup>	260 <sup>7</sup>
xilolok	3	-	100 <sup>8,9</sup>
triklór-etilén	1	4,30 × 10 <sup>-7</sup> <sup>2</sup>	2 <sup>10</sup>
tetraklóretilén	2A	2,60 × 10 <sup>-7</sup> <sup>11</sup>	100 <sup>12</sup>
alfa-pinén	-	-	200 <sup>13</sup>
limonén	3	-	1000 <sup>14</sup>
2-etil-hexanol	-	-	100 <sup>15</sup>
sztírol	2A	-	250 <sup>16</sup>
formaldehid	1	1,30 × 10 <sup>-5</sup> <sup>17</sup>	100 <sup>2,18</sup>
acetaldehid	2B	2,20 × 10 <sup>-6</sup> <sup>19</sup>	100 <sup>20</sup>

<i>III/5. táblázat (folytatása):</i>			
Légszennyező	Kategória <sup>a,1</sup>	inhalációs egységkockázat (IUR; 1/( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )) vagy inhalációs meredekségi tényező (SF; 1/Bq) (radon esetén)	krónikus inhalációs referencia érték (RfC; $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )
		propionaldehid	-
benzaldehid	-	-	20 <sup>22</sup>
hexaldehid	-	-	100 <sup>23</sup>
radon	1	$8,62 \times 10^{-10}$ <sup>24</sup>	-

<sup>a</sup>: 1: rákkeltő; 2A: Valószínűsíthetően rákkeltő; 2B: Feltételezhetően rákkeltő; 3: Nem osztályozott

Referenciák: 1: IARC, 2022; 2: WHO, 2010; 3: US EPA, 2002; 4: WHO, 2000; 5: MHLW, 2002; 6: OEHHA, 2009; 7: ATSDR, 2010; 8: Ad hoc AG, 2015; 9: US EPA, 2003; 10: US EPA, 2011b; 11: US EPA, 2012; 12: Ad hoc AG, 2017; 13: Sagunski és Heinzow, 2003; 14: Ad hoc AG, 2010; 15: Ad hoc AG, 2013; 16: Kotzias és mtsai, 2005; 17: US EPA, 1990; 18: Ad hoc AG, 2016; 19: US EPA, 1991b; 20: Ad hoc AG, 2013; 21: US EPA, 2008; 22: Ad hoc AG, 2010; 23: Ad hoc AG, 2009; 24: ORNL, 2014

A nem rákkeltő egészségkárosító hatás jellemzésére és számszerűsítésére a kockázati hányadost használjuk, amely az adott anyagra becsült EC és a toxicitás szempontjából biztonságosnak tekintett referencia koncentráció arányát jelenti. Így a nem karcinogén kockázat értékeléséhez kiszámítottam a HQ-t minden egyes vizsgált vegyületre az alábbi egyenlet segítségével:

$$HQ = \frac{EC}{RfC} \quad (5)$$

ahol:

HQ: kockázati hányados (dimenziómentes)

EC: expozíciós koncentráció ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )

RfC: krónikus inhalációs referenciakoncentráció ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )

A kockázati hányadossal jellemezhető egészségkockázat akkor ítéhető elfogadhatónak, ha a légszennyező koncentrációja nem haladja meg a referencia értéket, vagyis a HQ értéke egynél nem nagyobb. Ha az érték nagyobb, mint egy, akkor az egészségre gyakorolt káros hatás nem elhanyagolható. A projekt során vizsgált légszennyező anyagokra vonatkoztatott krónikus inhalációs RfC értékeket a *III/5. táblázat* tartalmazza.

Az RfC értékek kiválasztása meghatározó lépés a kockázatbecslés folyamatában, hiszen a toxikológiai értékek gyakran különböző nagyságrendűek lehetnek az adott anyag esetében. Ennek megfelelően a referencia értékek kiválasztása egy meghatározott kritérium alapján történt (de Brouwere és Cornelis, 2016). Előnyben részesítettem a nagyobb nemzetközi szervezetek (WHO, US EPA-IRIS, ATSDR) által jóváhagyott referencia értékeket. Azonban néhány vegyület esetében

más forrásokat is felhasználtam (pl.: EPA Provisional Peer-Reviewed Toxicity Value - EPA PPRTV; California EPA; California Office of Environmental Health Hazard Assessment - California OEHHA; Health Canada; French Agency for Food, Environmental and Occupational Health & Safety - ANSES), mivel a fent említett nagyobb nemzetközi szervezetek nem határoztak meg referencia értéket egyes légszennyező anyagokra. Ha egy vizsgált vegyülethez több referencia érték tartozott, akkor a több forrás által elfogadott referencia értéket vagy a legszigorúbbat választottam ki.

Tekintettel arra, hogy a HQ csak egyetlen anyag egészségkockázatát számszerűsíti, a kockázati mutató is kiszámításra került annak érdekében, hogy az egyidejűleg jelenlévő légszennyező komponensek együttes egészségkockázatát is értékelni tudjuk. A HI az egyes kockázati hányadosok összegzésén alapszik és az alábbi egyenlet segítségével kapható meg:

$$HI = \sum_{i=1}^n HQ_i \quad (6)$$

Az egészséghatás szempontjából a HI-t szintén úgy értelmezhetjük, mint a HQ-t, vagyis a kockázat akkor ítéhető elfogadhatónak, ha a HI értéke egynél nem nagyobb. Azonban fontos megjegyezni, hogy HI nem ad információt arról, hogy az egészségkockázatot az egyidejűleg jelenlévő légszennyező anyagok közül egy vagy több anyag hajtja (Meek és mtsai, 2011).

A probléma megoldására vezették be a maximum kumulatív arányt (Maximum Cumulative Ratio – MCR), amely az egészségkockázatot egy vagy a több komponens kumulatív hatásának függvényében adja meg. Tehát segít meghatározni, hogy a beltéri levegőben található keveréknek egyetlen vagy több összetevője hajtja-e az egészségkockázatot (Price és Han, 2011). Az MCR a HI és a legnagyobb kockázati hányados (maxHQ) arányából fejezhető ki:

$$MCR = \frac{HI}{maxHQ} \quad (7)$$

Mivel a beltéri környezetben egyidejűleg több légszennyező anyag van jelen, amelyek együttesen okozhatnak toxikus hatásokat, így a Price és Han által megalkotott MCR arány 1 és n (n = a keverékben lévő vizsgált anyagok száma) által határolt mutató. Ha az MCR arány egyhez közelít, akkor egyetlen anyag felelős a keverék toxicitásáért. Ha a keverék azonos toxicitású anyagokból

áll, akkor az MCR arány értéke megegyezik a vizsgált anyagok számával. Az MCR arány magas értéke esetén szükség van a kumulatív kockázatkezelésre, csakúgy, mint a magas HI értéknél.

Az MCR, a felhasznált HI és a maxHQ értékeket a következő négy csoportba sorolja, amelyek mindegyike különböző kockázatkezelési stratégiát igényel (Price és mtsai, 2012).

- I. csoport ( $\text{maxHQ} > 1$ ): Az egészségre gyakorolt káros hatásért az egyidejűleg jelenlévő légszennyező komponensek közül egyetlen anyag felelős. Vagyis a keverék legalább egy anyagot tartalmaz olyan koncentrációban, amely nem elfogadható egészségkockázatot jelenthet. Az egészségkockázat az anyagonkénti értékelés során is azonosítható.
- II. csoport ( $\text{HI} < 1$ ): Alacsony egészségkockázatot jelentenek a keverékben lévő egyes anyagok, illetve azok együttes hatásai is elhanyagolhatóak.
- III.A csoport ( $\text{MCR} < 2$ ;  $\text{HI} > 1$ ;  $\text{maxHQ} < 1$ ): Az egészségkockázat tekintetében a keverékekben lévő egyes anyagok külön-külön aggodalomra nem adnak okot ( $\text{maxHQ} < 1$ ), de az együttes hatások tekintetében aggályosak ( $\text{HI} > 1$ ), amennyiben a keverék toxicitásának nagy részét egyetlen anyag okozza. Az anyagonkénti kockázatértékelés nem azonosította volna ezt a keveréket aggályosnak, mivel a  $\text{maxHQ} < 1$ .
- III.B csoport ( $\text{MCR} > 2$ ;  $\text{HI} > 1$ ;  $\text{maxHQ} < 1$ ): Az egészségkockázat tekintetében a keverékekben lévő egyes anyagok külön-külön aggodalomra nem adnak okot ( $\text{maxHQ} < 1$ ), de az együttes hatások tekintetében aggályosak ( $\text{HI} > 1$ ), amennyiben több anyag felelős a keverék toxicitásáért. Az anyagonkénti kockázatértékelés nem azonosította volna ezt a keveréket aggályosnak, mivel a  $\text{maxHQ}$  szintén kisebb, mint 1.

### 3.5.2. Levegőminőségi paraméterek statisztikai elemzése

Az adatok statisztikai elemzését a STATISTICA szoftvercsomaggal (STATISTICA 7.1 szoftver; Statsoft, Inc.) végeztem. Az adatok elemzése során általában szükség van az eloszlás vizsgálatára. Több olyan statisztikai próba is van, melyeket csak akkor végezhetünk el, ha a változóink adatai ismert eloszlásúak, emiatt a normalitás vizsgálatára a Shapiro-Wilk tesztet alkalmaztam. Ha nem normális az eloszlás, csak nem-paraméteres próbát végezhetünk. Annak eldöntésére, hogy egy adott országhoz tartozó levegőminőségi paraméterek mediánjai között szignifikáns eltérés mutatkozik-e, Kruskal-Wallis és Mann-Whitney-U statisztikai próbát alkalmaztam. Ellenkező

esetben, ha a normalitás vizsgálat során az adatok normális eloszlást mutattak, akkor varianciaanalízist (ANOVA) és kétmintás t-próbát alkalmaztam. A torzítás csökkentése érdekében a kimutatási határ (LOD) alatti értékeket LOD/2 értékekkel helyettesítettem. Az LOD és a meghatározási határ (LOQ) közötti értékek esetében a laboratórium által megadott nyers koncentráció értékeket tartottam meg a statisztikai elemzésekhez.

### 3.5.3. A kérdőív által gyűjtött gyermekek egészségi állapotára vonatkozó adatok és a levegőminőségi paraméterek közötti összefüggések statisztikai elemzése

A kérdőív által gyűjtött adatok és a levegőminőségi paraméterek közötti összefüggések statisztikai elemzését STATISTICA szoftvercsomaggal (STATISTICA 7.1 szoftver; Statsoft, Inc.), valamint az IBM által kínált SPSS (Statistical Package for the Social Sciences) szoftvercsomaggal (IBM SPSS 24.0 szoftver; IBM Corporation, Armonk, NY, USA) végeztem. A légszennyező anyagok tekintetében a kimutatási határérték alatti koncentrációértékeket az LOD felével helyettesítettem. Az LOD és az LOQ közötti értékek esetében szintén a laboratórium által megadott nyers koncentráció értékeket tartottam meg a statisztikai elemzésekhez. A minták kevesebb, mint 80%-ában kimutatott (LOD < 80%), illetve kevesebb, mint 50%-ában mennyiségileg meghatározott (LOQ < 50%) légszennyező vegyületeket kizártam az elemzésből, mivel a nagyszámú LOD/2 érték nagy torzítást eredményezhet az elemzés során. Ennek eredményeként az elemzésből kizárásra került a triklór-etilén, a tetraklóretilén, az  $\alpha$ -pinén, a 2-etil-hexanol és a sztirol.

A szülők által kitöltött kérdőív alapján khi négyzet próbával vizsgáltam az iskolás gyermekek egészségi állapotában, a felmérésben résztvevő országok között jelentkező különbségeket és hasonlóságokat. Továbbá, többváltozós logisztikus regressziós modellekkel vizsgáltam a beltéri légszennyezők koncentrációja és az elmúlt három hónapban tapasztalt tünetek gyakorisága közötti összefüggéseket. A levegőminőségi paramétereket (folytonos változókat) tercilisek alapján három csoportba soroltam. Az expozíció és a tünetek közötti kapcsolat leírásához az első tercilis csoportot használtam referenciakategóriaként. A nem karcinogén kockázatbecslés során kiszámolt HI értékeket szintén tercilis alapján csoportosítottam, majd felhasználtam a logisztikus regressziós modellekben. Ezen túlmenően az ICONE (Indice de CONfinement d'air dans les Ecoles) index, melynek segítségével hat különböző kategóriával jellemezhető a levegő elhasználtságának mértéke, szintén kiszámításra és felhasználásra került. A modellben az index 0. kategóriáját (friss levegő) alkalmaztam referenciakategóriaként.



Ami az elmúlt három hónapban tapasztalt tünetekre adott válaszokat illeti, szintén csoportosításra kerültek az elemzést megelőzően. Például az egyik kérdés így szólt: "Előfordult-e gyermekénél a következő tünetek közül bármelyik is az elmúlt 3 hónap során?", melyre a szülők/gondviselők négy alternatív választ adhattak a következők szerint: (1) nem, soha; (2) igen, néha (1-3 alkalommal/hónap); (3) igen, gyakran (1-4 alkalommal/hét); és (4) igen, naponta. A különböző "igen" válaszokat a tünetek gyakoriságától függetlenül egyetlen "igen" válasszá alakítottam át, mivel bináris logisztikus regressziót alkalmaztam. Az esélyhányadosokat a 95%-os konfidenciaintervallummal (Confidence Interval - CI) minden egyes tercilisre és ICONE kategóriára vonatkozóan meghatároztam, hogy vizsgáljam a beltéri levegőminőségi paraméterek és a tünetek közötti összefüggéseket. A tanulmányomban csak a korrigált esélyhányadosokat számítottam ki, mivel a nyers esélyhányadosok (egyváltozós) nem veszik figyelembe a zavaró tényezők befolyását. Egyváltozós logisztikus regressziós elemzést végeztem a felmérést megelőző három hónapban tapasztalt légzőszervi, bőr-, szem- és általános tünetcsoportok és a korábbi tanulmányokban azonosított potenciális zavaró tényezők (pl.: személyes, társadalmi-gazdasági, otthoni és iskolai környezeti tényezők) közötti összefüggések felmérésére (Baloch és mtsai, 2020; Bayer-Oglesby és mtsai, 2005; Norbäck és mtsai, 2017). Azokat a zavaró tényezőket használtam fel a többváltozós modellben korrigálásra, amelyek legalább egy tünetcsoporttal szignifikáns összefüggést mutattak (*M/III/4. táblázat*). A beltéri légszennyező anyagokkal szignifikánsan korreláló környezeti tényezőket (pl.: légszere) kizártam az elemzésből. Az egyváltozós logisztikus regressziós elemzés eredményei alapján két modellt építettem a modellek robusztusságának vizsgálatára. Az első modellben minden tünetcsoporttal szignifikáns kapcsolatot mutató tényezővel (ország) korrigáltam, míg a második modellben felhasználtam a többi szignifikáns tényezőt (ország, nem, BMI, az anya iskolai végzettsége, nedvesség/penész jelenléte otthon, a háziállat jelenléte a lakásban és az osztályterem hőmérséklete) is korrigálásra. Az iskolai végzettséget három kategóriába soroltam: alacsony, közepes és magas végzettség, ami megfelel az ISCED 0-2, 3-4 és  $\geq 5$  szinteknek. A 0,05 alatti p-értéket statisztikailag szignifikánsnak tekintettem.

## 4. Eredmények és következtetések

### 4.1. A vizsgálatba bevont iskolaépületek és osztálytermek jellemzői

A felmérésben alkalmazott két ellenőrzőlista az iskolaépület és a vizsgált tanterem általános jellemzőin kívül a bel- és kültéri levegőminőséget befolyásoló tényezőkre vonatkozott. A kiválasztott iskolákról elmondható, hogy az épületek több mint fele ( $n = 40$ ; 64%) 1950 és 2000 között épült, csak két épület létesült 2000 után és négy épület származott az 1900-as évek előtti időből. A legtöbb épületben ( $n = 42$ ; 66%) helyreállítási munkálatokat végeztek az elmúlt öt évben. A fűtési rendszert tekintve, szinte az összes épület ( $n = 61$ ; 95%) központi vagy távfűtéses radiátorokkal volt felszerelve. Az iskolák 100 méteres körzetében lévő forgalom mértékéről megállapítható, hogy az épületek 17%-a enyhe, 55%-a közepes és 28%-a sűrű forgalmú körzetben helyezkedett el. A kiválasztott osztálytermekről megállapítható, hogy átlagos alapterületük  $53 \text{ m}^2$  és a felmérés során a tanórák alatt átlagosan 23 tanuló volt jelen. A zsúfoltságot tekintve átlagosan  $2,35 \text{ m}^2$  jutott egy főre. A legmagasabb átlagérték ( $2,70 \text{ m}^2/\text{fő}$ ) a szlovén tantermekben figyelhető meg, míg a legalacsonyabb ( $2,11 \text{ m}^2/\text{fő}$ ) a lengyelországi iskolákban.

Az osztálytermek elhelyezkedését illetően elmondható, hogy a projektben vizsgált tantermek több mint fele ( $n=41$ , 64%) udvarra vagy kertre néző, a maradék egyharmada ( $n=23$ , 36%) utcára néző kialakítású volt. Az osztálytermek többségében műanyag padlóburkolat ( $n = 26$ ; 41%) vagy parketta ( $n = 20$ ; 31%) volt. Azonban az olaszországi általános iskolákban 12 tanteremből tizenben a padlót szőnyeg borította. A tantermek számottevő része vagy a földszinten ( $n = 29$ ; 45%), vagy az első emeleten ( $n = 22$ ; 34%) helyezkedett el, míg egy tanterem az alagsorban volt kialakítva a magyarországi iskolák közül. Mindösszesen két iskola rendelkezett mechanikus szellőztető rendszerrel. Az osztálytermek 92%-ában hagyományos krétával ellátott táblát használtak. A takarítási szokásokat nézve, a leggyakoribb padlótisztítási módszer a seprés ( $n = 34$ ; 53%) vagy a nedves felmosás ( $n = 29$ ; 45%) volt. Látható penészről egy tanteremben számoltak be.

### 4.2. Általános iskolák beltéri levegőminősége

#### 4.2.1. Beltéri levegőminőség a vizsgált általános iskolák osztálytermeiben

A vizsgálatban részt vevő iskolák beltéri levegőminőségéről készült összesítés a *III/6. táblázatban* található. A *III/7. táblázatban* található a beltéri környezetben vizsgált paraméterek eredményei országos bontásban. A *III/8. táblázat* mutatja be a beltéri levegőminőséget befolyásoló komponensek országok közötti statisztikai különbségét. Az eredmények rámutatnak arra, hogy a tanulók egyformán voltak-e kitéve a különböző légszennyező anyagoknak, vagy esetleg egyes országok diákjait jelentősebb kitétség érte egyes paraméterek esetén.

III/6. táblázat: Az InAirQ projekt keretében a 2017/18-as fűtési időszak alatt a beltérben vizsgált légszennyező anyagok és fizikai paraméterek leíró statisztikai elemzése

Paraméterek	n	Mértékegység	Min.	Medián	Átlag	Szórás	Max.	c > LOD (%)	c > LOQ (%)
benzol	62	µg/m <sup>3</sup>	0,92	4,41	5,24	4,00	20,1	100	100
toluol	62	µg/m <sup>3</sup>	0,97	6,13	12,3	14,9	63,4	100	100
etilbenzol	62	µg/m <sup>3</sup>	<LOD	0,88	1,64	1,91	9,14	98	89
xilolok	62	µg/m <sup>3</sup>	<LOD	2,23	5,37	7,27	34,6	95	90
triklór-etilén	62	µg/m <sup>3</sup>	<LOD	<LOD	<LOD	-	0,89	2	2
tetraklóretilén	62	µg/m <sup>3</sup>	<LOD	<LOD	4,41	12,1	67,1	47	24
alfa-pinén	62	µg/m <sup>3</sup>	<LOD	1,77	4,85	9,79	73,0	69	45
limonén	62	µg/m <sup>3</sup>	<LOD	9,01	26,6	44,1	249	94	94
2-etil-hexanol	62	µg/m <sup>3</sup>	<LOD	<LOQ	6,64	25,2	188	52	35
sztirol	62	µg/m <sup>3</sup>	<LOD	0,32	0,44	0,39	1,99	87	47
formaldehid	64	µg/m <sup>3</sup>	2,24	7,95	9,06	4,97	33,9	100	100
acetaldehid	64	µg/m <sup>3</sup>	1,38	4,96	5,28	2,06	11,0	100	100
propionaldehid	64	µg/m <sup>3</sup>	<LOD	1,35	1,49	0,95	6,54	94	91
benzaldehid	64	µg/m <sup>3</sup>	<LOD	0,45	0,51	0,51	3,70	83	70
hexaldehid	64	µg/m <sup>3</sup>	1,64	8,66	9,17	4,84	32,7	100	100
PM <sub>2.5</sub>	41	µg/m <sup>3</sup>	3,20	28,4	31,3	18,7	77,8	100	100
radon	59	Bq/m <sup>3</sup>	9	55	98	106	507	100	100
szén-dioxid	64	ppm	767	1284	1329	356	2328	-	-
hőmérséklet	64	°C	18,7	22,8	22,5	1,5	25,9	-	-
relatív páratartalom	64	%	20,0	35,1	35,3	6,4	54,8	-	-
légcsereszám	64	1/h	0,05	1,49	2,10	2,45	16,6	-	-
frisslevegő mennyiség	64	l/s fő	0,15	3,07	3,91	2,93	16,0	-	-

Rövidítések: n: mintavételi helyek száma; c: koncentráció; LOD: kimutatási határ; LOQ: mennyiségi határ

III/7. táblázat: Az InAirQ projekt keretében vizsgált beltéri levegőminőségi paraméterek átlagértékei a felmérésben részt vevő 5 országban

Paraméterek	Mértékegység	CZ		HU		IT		PL		SI	
		n	Átlag ± szórás	n	Átlag ± szórás	n	Átlag ± szórás	n	Átlag ± szórás	n	Átlag ± szórás
benzol	µg/m <sup>3</sup>	12	3,47 ± 1,57	15	4,61 ± 1,85	11	10,9 ± 5,27	11	3,06 ± 1,56	12	4,15 ± 2,63
toluol	µg/m <sup>3</sup>	12	9,33 ± 6,56	15	3,32 ± 1,89	11	36,6 ± 17,3	11	7,81 ± 7,47	12	6,51 ± 4,54
etilbenzol	µg/m <sup>3</sup>	12	1,91 ± 2,42	15	0,67 ± 0,50	11	3,78 ± 2,05	11	1,38 ± 1,54	12	0,67 ± 0,84
xilolok	µg/m <sup>3</sup>	12	5,25 ± 6,56	15	1,50 ± 1,34	11	15,15 ± 9,21	11	4,38 ± 4,69	12	1,46 ± 0,43
triklór-etilén	µg/m <sup>3</sup>	12	<LOD	15	<LOD	11	<LOD	11	<LOD	12	<LOD
tetraklóretilén	µg/m <sup>3</sup>	12	<LOQ	15	<LOD	11	21,4 ± 20,7	11	<LOQ	12	<LOD
alfa-pinén	µg/m <sup>3</sup>	12	3,52 ± 3,37	15	2,28 ± 2,49	11	6,70 ± 6,70	11	8,70 ± 21,4	12	4,02 ± 4,59
limonén	µg/m <sup>3</sup>	12	66,8 ± 50,6	15	8,49 ± 10,5	11	45,3 ± 68,1	11	5,90 ± 5,61	12	9,41 ± 8,69
2-etil-hexanol	µg/m <sup>3</sup>	12	<LOQ	15	1,44 ± 1,73	11	29,1 ± 53	11	<LOD	12	2,10 ± 4,23
sztirol	µg/m <sup>3</sup>	12	0,52 ± 0,32	15	<LOQ	11	0,70 ± 0,45	11	0,46 ± 0,58	12	0,31 ± 0,19
formaldehid	µg/m <sup>3</sup>	12	7,79 ± 2,30	16	8,67 ± 3,46	12	9,80 ± 8,23	12	7,73 ± 5,45	12	11,5 ± 3,43
acetaldehid	µg/m <sup>3</sup>	12	4,73 ± 1,27	16	5,31 ± 2,35	12	5,74 ± 2,23	12	4,47 ± 1,97	12	6,16 ± 2,07
propionaldehid	µg/m <sup>3</sup>	12	1,25 ± 0,24	16	1,64 ± 1,38	12	1,79 ± 0,76	12	1,16 ± 1,18	12	1,57 ± 0,50
benzaldehid	µg/m <sup>3</sup>	12	0,40 ± 0,29	16	0,39 ± 0,19	12	0,42 ± 0,30	12	0,49 ± 0,30	12	0,90 ± 0,99
hexaldehid	µg/m <sup>3</sup>	12	8,26 ± 1,77	16	9,02 ± 4,92	12	9,72 ± 4,45	12	9,78 ± 7,95	12	9,11 ± 3,65
PM <sub>2,5</sub>	µg/m <sup>3</sup>	12	26 ± 19	16	46 ± 13	-	n.a.	7	10 ± 7	6	28 ± 7
radon	Bq/m <sup>3</sup>	12	93 ± 33	13	110 ± 160	11	34 ± 12	12	67 ± 69	11	188 ± 116
szén-dioxid	ppm	12	1207 ± 275	16	1324 ± 416	12	1352 ± 308	12	1475 ± 447	12	1287 ± 271
hőmérséklet	°C	12	23,7 ± 1,0	16	22,7 ± 1,1	12	22,4 ± 2,3	12	21,4 ± 1,2	12	22,4 ± 0,9
relatív páratartalom	%	12	32,7 ± 5,1	16	36,8 ± 7,1	12	31,0 ± 5,9	12	36,4 ± 6,0	12	39,3 ± 4,6
légcsereszám	1/h	12	1,83 ± 1,08	16	3,04 ± 3,87	12	1,26 ± 0,89	12	2,91 ± 2,73	12	1,14 ± 0,80
friss levegő mennyisége	l/s fő	12	4,64 ± 2,82	16	4,91 ± 4,00	12	2,59 ± 1,52	12	4,54 ± 2,78	12	2,55 ± 1,76

Rövidítések: n: mintavételi helyek száma; CZ: Cseh Köztársaság; HU: Magyarország; IT: Olaszország; PL: Lengyelország; SI: Szlovénia LOD: kimutatási határ; LOQ: mennyiségi határ; n.a.: nincs adat

III/8. táblázat: Beltérben vizsgált levegőminőségi paraméterek területi különbségei az InAirQ projektben részt vevő országok között.

Paraméterek	n	Kruskal-Wallis próba / Egyszempontos ANOVA*		Mann-Whitney U próba / Két mintás T-próba*
		H / F	p érték	
benzol	62	26,3	< 0,001	IT>PL; IT>CZ; IT>SI; IT>HU; HU>PL
toluol	62	33,1	< 0,001	IT>HU; IT>SI; IT>PL; IT>CZ; CZ>HU
etilbenzol	62	25,8	< 0,001	IT>SI; IT>HU; IT>PL; IT>CZ; CZ>SI; CZ>HU
xilolok	62	29,9	< 0,001	IT>SI; IT>HU; IT>PL; IT>CZ; CZ>SI; CZ>HU
tetraklóretilén	62	34,5	< 0,001	IT>PL; IT>CZ; IT>SI; IT>HU;
alfa-pinén	62	3,45	0,485	-
limonén	62	25,3	< 0,001	CZ>PL; CZ>SI; CZ>HU; IT>PL; IT>SI; IT>HU
2-etil-hexanol	62	22,7	< 0,001	IT>PL; IT>CZ; IT>SI; IT>HU
sztírol	62	12,6	< 0,05	IT>SI; IT>HU; CZ>HU
formaldehid	64	10,8	< 0,05	SI>PL; SI>CZ
acetaldehid	64	5,24	0,264	-
propionaldehid	64	7,30	0,121	-
benzaldehid	64	3,22	0,521	-
hexaldehid	64	0,99	0,912	-
PM <sub>2,5</sub>	41	24,4	< 0,001	HU>PL; SI>PL; HU>SI; CZ>PL; HU>CZ
radon	59	25,9	< 0,001	SI>IT; CZ>IT; SI>PL; SI>CZ; SI>HU; CZ>PL
szén-dioxid	64	2,46	0,652	-
hőmérséklet	64	16,4	< 0,05	CZ>PL; CZ>SI; SI>PL; HU>PL; CZ>HU
relatív páratartalom	64	3,82	< 0,05	SI>IT; SI>CZ; HU>IT; PL>IT
légcsereszám	64	8,71	0,069	-
friss levegő mennyisége	64	7,97	0,093	-

\* Az esetek többségében a légszennyező komponensek nem mutattak normális eloszlást, kivételt képez a kisméretű aeroszol részecskék (PM<sub>2,5</sub>), a hőmérséklet és relatív páratartalom. Mivel, a varianciaanalízis további feltételei nem teljesültek a PM<sub>2,5</sub> és hőmérséklet esetében, így egyszempontos ANOVA-t és kétmintás T-próbát egyedül a relatív páratartalom esetén alkalmaztunk. A többi esetben Kruskal-Wallis és Mann-Whitney-U statisztikai próbát használtunk a térbeli különbségek feltárására.

Rövidítések: n: mintavételi helyek száma; H: Kruskal-Wallis próba statisztika értéke; F: egyszempontos ANOVA statisztika értéke; CZ: Cseh Köztársaság; HU: Magyarország; IT: Olaszország; PL: Lengyelország; SI: Szlovénia;

A projekt keretében tíz illékony szerves vegyületet (benzol, etilbenzol, toluol, xilolok, sztírol, tetraklóretilén, triklór-etilén, limonén,  $\alpha$ -pinén, 2-etil-hexanol) vizsgáltunk. Az illékony szerves vegyületek közül a legmagasabb beltéri medián koncentráció a limonén és a toluol esetében volt megfigyelhető, míg a benzol, xilolok,  $\alpha$ -pinén, etilbenzol és sztírol koncentrációk mediánja alacsonyabb volt, mint 5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (III/6. táblázat). A triklór-etilén, a tetraklóretilén és a 2-etil-hexanol a minták többségében a mennyiségileg biztonságosan meghatározható határ alatt volt. Az illékony szerves vegyületek koncentrációjában jelentős különbségek figyelhetők meg az egyes országok között (III/8. táblázat). A triklór-etilén esetében a mért koncentráció értékek csak 2%-a haladta

meg a meghatározási határt, ezért a statisztikai elemzésből kizártuk. A *III/8. táblázatban* látható, hogy jelentősen magasabb benzol, toluol, etilbenzol, xilol, tetraklóretilén és 2-etilhexanol beltéri koncentráció jellemezte az olaszországi általános iskolák tantermeit, mint a felmérésbe bevont többi ország osztálytermeit. A benzol, toluol, etilbenzol és a xilokok (BTEX) esetében kétszer magasabb átlagkoncentráció figyelhető meg, összehasonlítva az összes vizsgált osztályterem átlagkoncentrációjával. A tetraklóretilén mennyiségileg meghatározható koncentrációban csak az olaszországi iskolaépületek beltéri levegőjében volt jelen. A tetraklóretilént széles körben használnak textíliák száraz tisztítására. Néhány fogyasztási cikkben is megtalálható, beleértve a festék- és a feltárolókat, valamint aeroszolkészítményekben is használják (WHO, 2010). A *III/7. táblázatban* látható, hogy a 2-etil-hexanol egy nagyságrenddel magasabb koncentrációban volt jelen az olaszországi tantermekben (átlagérték:  $29,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), összehasonlítva a többi osztályteremmel, ahol az átlagértékek a kimutatási határ és  $2,10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  között változtak. Ez a vegyület egyes padlóburkoló anyagok és ragasztók hidrolízise során képződhet (Uhde és Salthammer, 2007). Mivel Olaszországban a tantermek többségében ( $n=10$ ) a padlót szőnyeg borította, ezáltal ezek nedves tisztítása a 2 etil-hexanol magas koncentrációjához vezethetett. A limonén koncentrációk szignifikánsan magasabbak voltak az olaszországi és a cseh-köztársasági iskolaépületekben a többi ország épületeihez képest. A terpének közül az  $\alpha$ -pinén medián koncentrációja ötször alacsonyabb volt, mint a limonén koncentrációja. A monoterpének közé tartozó limonén és  $\alpha$ -pinén vegyületeket illatanyagként használják fogyasztási cikkekben (pl.: légfrissítők, tisztítószeresek, rovarölő szerek), testápolási termékekben (pl.: hajápolási termékek, parfümök), valamint illatos gyertyákban. Számos beltéri tárgyból is származhatnak, főképpen a fa eredetű bútorokból (Wolkoff és Nielsen, 2017).

A projekt során öt aldehid (formaldehid, acetaldehid, propionaldehid, benzaldehid, hexaldehid) koncentrációját is vizsgáltuk. Legmagasabb medián értéket a hexaldehid ( $8,66 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) esetén mértünk, ezt követi csökkenő koncentráció sorrendben a formaldehid ( $7,95 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), az acetaldehid ( $4,96 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), a propionaldehid ( $1,35 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) és a benzaldehid ( $0,45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Az aldehidek közül a formaldehid koncentrációja mutatott szignifikáns, országok közötti különbséget, a többi vizsgált aldehid koncentrációja minden országban hasonlóan alakult (*III/8. táblázat*). A legmagasabb formaldehid koncentráció értékeket a szlovén osztálytermekben mértük (átlagérték:  $11,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), míg a legalacsonyabb koncentrációkat a cseh (átlagérték:  $7,79 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) és a lengyel tantermekben (átlagérték:  $7,73 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). A Francia Környezeti és Munkaegészségügyi Ügynökség (AFSSET) a

formaldehidre vonatkozóan  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  hosszú távú beltéri határértéket javasol a tüdőfunkciót érintő hosszú távú káros hatások és az élethossznyi többlet rákos halálozások megelőzése céljából. Ezt a  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  javasolt koncentráció értéket az általunk vizsgált osztálytermek 27%-a haladta meg. Az aldehideknek számos beltéri forrása van, beleértve bútorokat és fatermékeket, textíliákat, fal- és padlóburkolatokat, festékeket, folyékony tisztító- és fertőtlenítőszeret (WHO 2010).

A beltéri  $\text{PM}_{2.5}$  tömegkoncentráció értékek  $3,20$  és  $77,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$  között változtak (*III/6. táblázat*). Az összes vizsgált helyszín beltéri  $\text{PM}_{2.5}$  tömegkoncentrációját nézve az átlag  $31,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  volt. Országoként vizsgálva elmondható, hogy a legmagasabb beltéri  $\text{PM}_{2.5}$  tömegkoncentráció értékeket a magyar iskolaépületekben mértünk (átlag:  $46 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), míg Lengyelország osztálytermeit a legkisebb átlag tömegkoncentráció ( $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) jellemzi. A WHO éves irányértéke a  $\text{PM}_{2.5}$  tömegkoncentrációra vonatkozóan  $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , melyet az osztálytermekben mért értékek 95,1%-a ( $n=39$ ) meghaladta. A  $\text{PM}_{2.5}$  tömegkoncentráció vonatkozásában a WHO 24 órás kültéri irányértéke – mely a beltéri környezetekre is alkalmazható –  $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , melyet a beltéri  $\text{PM}_{2.5}$  tömegkoncentráció értékek 80,5%-a ( $n=33$ ) lépte át.

A beltérekben feldúsuló radon nagyrészt a talajból, kisebb részt az építőanyagból és a levegőből származik. A radon koncentrációja jelentősen eltért az egyes iskolaépületek között és szignifikáns területi különbséget figyeltünk meg az országok között. Az osztálytermekben mért legalacsonyabb ( $9 \text{Bq}/\text{m}^3$ ) és legmagasabb ( $507 \text{Bq}/\text{m}^3$ ) aktivitáskoncentráció két nagyságrendbeli különbséget mutatott. A Magyarországon található várpalotai iskola kiugró értéke ( $507 \text{Bq}/\text{m}^3$ ) adódhat az ottani alapkőzet esetlegesen magasabb radionuklid tartalmából (Balaton-felvidéki vörös homokkő), valamint a mintavételezett osztályterem elhelyezkedéséből, ami az alagsorban található. Köztudott, hogy a legmagasabb radonkoncentráció értékek épületen belül az alagsorban figyelhetők meg. A szlovén iskolákat jellemezte a legnagyobb átlagos radon koncentráció ( $188 \text{Bq}/\text{m}^3$ ), míg a lengyel tantermeket a legalacsonyabb ( $34 \text{Bq}/\text{m}^3$ ).

A  $\text{CO}_2$  átlagkoncentrációja beltérben a  $767$ – $2328$  ppm közötti tartományban változott. Azonban, ahogy a *III/8. táblázatban* látható, szignifikáns országos különbségek nem figyelhetők meg a  $\text{CO}_2$  koncentráció értékekben. Az egy órára vonatkoztatott legmagasabb átlagkoncentráció értéket ( $4700$  ppm) egy szlovén tanteremben figyeltük meg, azonban az órás maximum a Cseh Köztársaság kivételével a többi országban is meghaladta a  $4000$  ppm-es órás átlagkoncentrációt. A mért értékek közérthető formába hozásának érdekében Ribéron és mtsai. (2011) kifejlesztették az ICONE-indexet, melynek segítségével hat különböző kategóriával (1: friss levegő, 2: alacsony



elhasználtság, 3: átlagos elhasználtság, 4: magas elhasználtság, 5: nagyon magas elhasználtság, 6: extrém magas elhasználtság) jellemezhető a levegő elhasználtságának mértéke (Ribéron és mtsai, 2011). Az index a CO<sub>2</sub> koncentráció gyakoriságát és intenzitását veszi figyelembe a meghatározott 1000 és 1700 ppm küszöbértékekhez képest. Az ICONE-index kiszámításához felhasználtam az egy teljes iskolai héten keresztül, az iskolás gyermekek tanórai jelenléte során meghatározott CO<sub>2</sub> koncentrációkat. Először a CO<sub>2</sub> koncentráció értékeket 3 osztályba csoportosítjuk: 1.  $n_0 < 1000$  ppm alatti CO<sub>2</sub> koncentrációk száma a tanterem foglaltsága alatt; 2.  $1000 \text{ ppm} < n_1 < 1700 \text{ ppm}$ ; 3.  $n_2 > 1700 \text{ ppm}$ . Ezt követően az indexet a 8. *egyenlet* alkalmazásával számítottam ki.

$$ICONE = \left( \frac{2,5}{\log_{10}(2)} \right) \times \log_{10}(1 + f_1 + 3 \times f_2) \quad (8)$$

$$f_1 = \left( \frac{n_1}{n_0 + n_1 + n_2} \right) \quad (9)$$

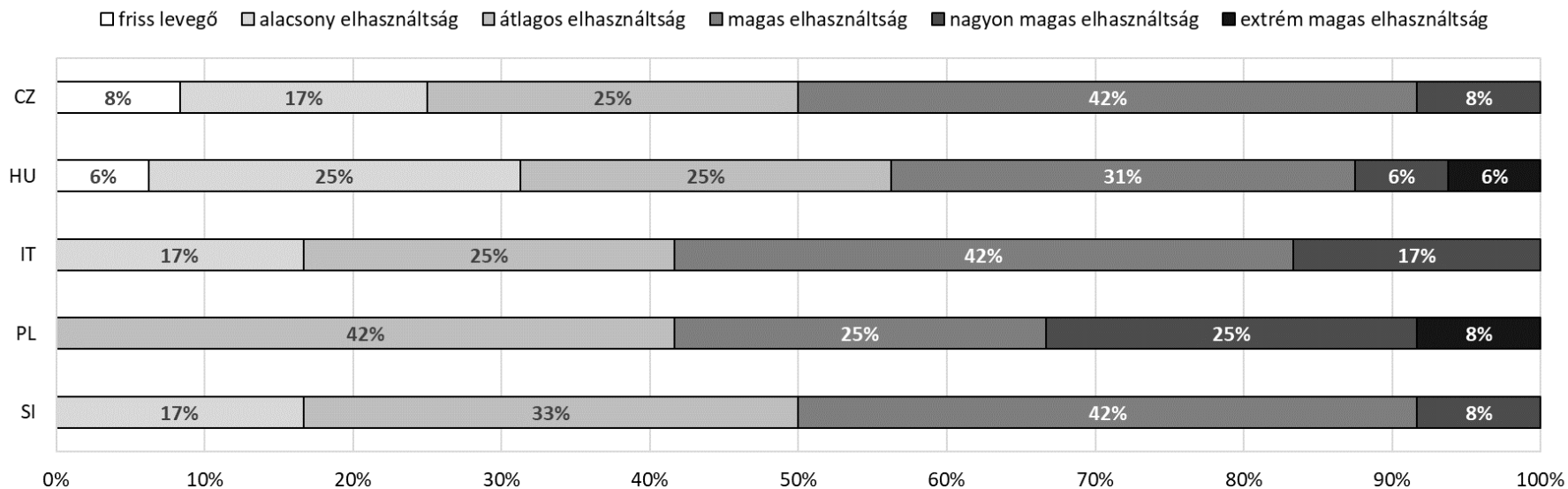
$$f_2 = \left( \frac{n_2}{n_0 + n_1 + n_2} \right) \quad (10)$$

ahol:

$f_1$ : 1000 és 1700 ppm közötti CO<sub>2</sub> koncentráció értékek részaránya,

$f_2$ : 1700 ppm feletti CO<sub>2</sub> koncentráció értékek részaránya.

Az index értékekről megállapítható, hogy az osztálytermek CO<sub>2</sub> terheltsége 3,1%-ban extrém, 13%-ban nagyon magas, 36%-ban magas, 30%-ban átlagos és mindössze 19%-uk esett az alacsony vagy nem terhelt kategóriába (*III/3. ábra*).



ICONE kategóriák megoszlása

III/3. ábra: Az ICONE kategóriák megoszlása országonként a vizsgált iskolaépületek között

A légcsereszám azt fejezi ki, hogy óránként hányszor tud egy helyiségben lévő teljes levegőmennyiség kicserélődni. Egy folyamatos és megfelelő mennyiségű légcseréje nagyon fontos a komfortérzet szinten tartására az iskolaépületben tartózkodók számára. A légcsereszám az ASTM E471 szabványnak megfelelően a CO<sub>2</sub> koncentráció felhasználásával került meghatározásra (Batterman, 2017). A módszer alapja, hogy az osztályteremben tartózkodók légzése miatt a zárt tér CO<sub>2</sub> koncentrációja növekszik. A CO<sub>2</sub> növekedés mértékét befolyásolja a tanterem geometriája, illetve a benne tartózkodók száma. Mivel a légcsereszám arányos a CO<sub>2</sub> koncentráció növekedésével, ezért annak értéke közelíthető különböző számítási módszerekkel. A légcsereszámot a *11. egyenlet* felhasználásával számítottam ki.

$$A_B = 6 \times 10^4 n G_p \{ \sum_t (C_t - C_R)^{-1} \} / (V T) - \Delta t^{-1} \ln \{ (C_1 - C_R) / (C_0 - C_R) \} \quad (11)$$

ahol:

$A_B$ : légcsereszám (1/h),

$n$ : az osztályteremben tartózkodó személyek száma,

$G_p$ : az egy főre jutó átlagos CO<sub>2</sub> termelés mértéke (l/perc × fő),

$C_t$ : CO<sub>2</sub> koncentráció egy adott időpontban a megfigyelési időablakban (ppm),

$C_R$ : CO<sub>2</sub> koncentráció a kültéri levegőben (ppm),

$V$ : az osztályterem térfogata (m<sup>3</sup>),

$T$ : CO<sub>2</sub> koncentráció mérés adatainak száma a megfigyelési időablakban,

$C_0$  és  $C_1$ : a megfigyelési időablak kezdetén és végén mért CO<sub>2</sub> koncentráció (ppm),

$\Delta t$ : a  $C_0$  és  $C_1$  mérések közötti időszak (h).

Az egy főre jutó friss levegő mennyiség meghatározása a tanterem térfogatának, az ott tartózkodó diákok számának, illetve a légcsereszám figyelembevételével történt. Az eredményeket a *III/6.* és *III/7. táblázat* foglalja össze. Mind a légcsereszám, mind az egy főre jutó friss levegő mennyisége a vizsgált tanterekben jelentősen változott, azonban szignifikáns különbségeket nem azonosítottam az országok között (*III/8. táblázat*). Az epidemiológiai tanulmányok áttekintése alapján az ideális friss levegő szükségletet 4 l/másodpercben határozták meg személyenként (Carrer és mtsai, 2018). Az általunk vizsgált tantermek 64%-át jellemezte alacsonyabb friss levegő utánpótlás. Spearman-rangkorrelációval vizsgáltam a szellőztetési paraméterek és a beltéri légszennyezők közötti kapcsolatot. A tipikus beltéri forrásokkal (formaldehid, acetaldehid, hexaldehid) rendelkező vegyületek koncentrációja negatívan korrelált a szellőztetéssel kapcsolatos paraméterekkel (*III/9. táblázat*).

A komfortérzetünkre nem csak a belső terek CO<sub>2</sub> koncentrációja van hatással, hanem annak hőmérséklete, relatív páratartalma is. Az átlagos hőmérséklet értékek beltérben 18,7 - 25,9 °C, kültéren -11,2 – 16,9 °C közötti tartományban, míg az átlagos relatív páratartalom értékek beltérben 20,0 - 54,8%, kültéren 29,7 - 90,9% közötti tartományban mozogtak. A legmagasabb relatív páratartalom értékek Szlovéniában, míg a legalacsonyabbak Olaszországban figyeltük meg. A szén-dioxiddal ellentétben a hőmérséklet és a relatív páratartalom szignifikáns országos különbséget mutatott (*III/8. táblázat*).

III/9. táblázat: Spearman-féle rangkorrelációs együtthatók az egyes, levegőminőségi paraméterek esetén.

	formaldehid	acetaldehid	propionaldehid	benzaldehid	hexaldehid	benzol	toluol	etilbenzol	xilolok	alfa-pinén	limonén	hőmérséklet	relatív páratartalom	szén-dioxid	PM <sub>2,5</sub>	radon	légcserezszám	friss levegő mennyiség	
formaldehid	1,000																		
acetaldehid	<b>0,699**</b>	1,000																	
propionaldehid	<b>0,646**</b>	<b>0,706**</b>	1,000																
benzaldehid	<b>0,578**</b>	<b>0,501**</b>	<b>0,461**</b>	1,000															
hexaldehid	<b>0,522**</b>	<b>0,577**</b>	<b>0,596**</b>	<b>0,364**</b>	1,000														
benzol	-0,044	0,167	0,182	-0,148	0,032	1,000													
toluol	-0,033	0,091	0,120	-0,100	0,103	<b>0,635**</b>	1,000												
etilbenzol	-0,100	0,046	0,187	-0,114	0,156	<b>0,478**</b>	<b>0,728**</b>	1,000											
xilolok	-0,157	0,012	0,117	-0,072	0,092	<b>0,378**</b>	<b>0,677**</b>	<b>0,917**</b>	1,000										
alfa-pinén	0,183	0,137	0,070	0,124	0,152	0,158	<b>0,442**</b>	<b>0,385**</b>	<b>0,399**</b>	1,000									
limonén	0,000	0,032	0,201	-0,017	0,049	<b>0,256*</b>	<b>0,512**</b>	<b>0,567**</b>	<b>0,545**</b>	<b>0,403**</b>	1,000								
hőmérséklet	0,192	0,007	0,027	-0,041	0,062	-0,073	-0,010	0,038	0,016	-0,012	0,183	1,000							
relatív páratartalom	<b>0,349**</b>	0,238	0,216	<b>0,368**</b>	0,200	<b>-0,315*</b>	-0,222	-0,119	-0,145	0,241	-0,148	<b>-0,248*</b>	1,000						
szén-dioxid	<b>0,348**</b>	<b>0,435**</b>	<b>0,255*</b>	<b>0,250*</b>	<b>0,367**</b>	0,111	0,076	0,182	0,127	0,218	0,079	-0,143	<b>0,439**</b>	1,000					
PM <sub>2,5</sub>	<b>0,316*</b>	0,221	<b>0,349*</b>	-0,004	0,060	0,215	-0,298	-0,232	-0,270	-0,058	-0,016	0,110	0,135	-0,019	1,000				
radon	0,206	0,085	0,040	0,181	-0,011	<b>-0,264*</b>	-0,188	-0,190	-0,211	0,161	0,027	0,043	<b>0,424**</b>	0,045	0,055	1,000			
légcserezszám	<b>-0,338**</b>	<b>-0,419**</b>	-0,157	-0,209	<b>-0,252*</b>	-0,245	<b>-0,273*</b>	-0,089	-0,066	-0,114	-0,047	-0,004	-0,193	<b>-0,622**</b>	-0,622	-0,100	1,000		
friss levegő mennyiség	<b>-0,389**</b>	<b>-0,452**</b>	-0,225	<b>-0,247*</b>	<b>-0,291*</b>	-	<b>-0,259*</b>	-0,154	-0,101	-0,176	-0,039	0,070	<b>-0,296*</b>	<b>-0,718**</b>	0,027	-0,114	<b>0,947**</b>	1,000	

\* p-érték < 0,05; \*\* p-érték < 0,01

#### 4.2.2. A bel- és kültéri levegőminőség közötti kapcsolat

A vizsgálatban részt vevő iskolák kültéri levegőminőségéről készült összesítés a *III/10. táblázatban* található. A *III/11. táblázatban* található a kültéri környezetben vizsgált paraméterek eredményei országos bontásban.

*III/10. táblázat:* Az InAirQ projekt keretében a 2017/18-as fűtési időszak alatt a kültéren vizsgált légszennyező anyagok és fizikai paraméterek leíró statisztikai elemzése

Paraméterek	n	Mértékegység	Min.	Medián	Átlag	Szórás	Max.	c > LOD (%)	c > LOQ (%)
benzol	63	µg/m <sup>3</sup>	1,17	4,48	5,80	4,94	28,8	100	100
toluol	63	µg/m <sup>3</sup>	0,45	3,73	8,81	12,7	68,1	100	100
etilbenzol	63	µg/m <sup>3</sup>	<LOD	0,39	0,96	1,73	12,4	90	75
xilolok	63	µg/m <sup>3</sup>	<LOD	0,95	3,15	7,59	56,9	83	73
triklór-etilén	63	µg/m <sup>3</sup>	<LOD	<LOD	<LOD	-	<LOD	0	0
tetraklóretilén	63	µg/m <sup>3</sup>	<LOD	<LOD	1,54	3,11	14,4	38	22
alfa-pinén	63	µg/m <sup>3</sup>	<LOD	<LOD	1,14	2,14	8,13	25	16
limonén	63	µg/m <sup>3</sup>	<LOD	<LOQ	2,65	7,08	47,6	51	40
2-etil-hexanol	63	µg/m <sup>3</sup>	<LOD	<LOD	<LOD	-	7,52	24	16
sztírol	63	µg/m <sup>3</sup>	<LOD	<LOQ	<LOQ	-	3,66	57	22
formaldehid	64	µg/m <sup>3</sup>	<LOD	1,86	2,22	1,46	10,3	89	72
acetaldehid	64	µg/m <sup>3</sup>	<LOD	1,57	1,96	1,58	9,00	89	67
propionaldehid	64	µg/m <sup>3</sup>	<LOD	0,72	0,83	0,51	2,68	86	53
benzaldehid	64	µg/m <sup>3</sup>	<LOD	<LOD	<LOQ	-	0,67	42	27
hexaldehid	64	µg/m <sup>3</sup>	<LOD	1,44	2,28	2,23	8,58	92	64
PM <sub>2.5</sub>	42	µg/m <sup>3</sup>	2,68	21,1	27,7	18,7	85,1	100	100
hőmérséklet	64	°C	-11,20	5,48	5,89	5,26	16,9	-	-
relatív páratartalom	64	%	29,7	66,0	65,0	14,1	90,9	-	-

Rövidítések: n: mintavételi helyek száma; c: koncentráció; LOD: kimutatási határ; LOQ: meghatározási határ

III/11. táblázat: Az InAirQ projekt keretében vizsgált kültéri levegőminőségi paraméterek átlagértékei a felmérésben résztvevő 5 országban

Paraméterek	Mértékegység	CZ		HU		IT		PL		SI	
		n	Átlag ± szórás	n	Átlag ± szórás	n	Átlag ± szórás	n	Átlag ± szórás	n	Átlag ± szórás
benzol	µg/m <sup>3</sup>	12	3,77 ± 1,38	16	4,49 ± 1,83	11	14,1 ± 6,70	12	3,16 ± 1,55	12	4,62 ± 1,93
toluol	µg/m <sup>3</sup>	12	5,43 ± 3,69	16	3,16 ± 3,46	11	26,6 ± 11,2	12	2,28 ± 1,53	12	9,95 ± 18,4
etilbenzol	µg/m <sup>3</sup>	12	0,87 ± 0,62	16	0,55 ± 0,95	11	2,02 ± 1,20	12	<LOQ	12	1,46 ± 3,45
xilolok	µg/m <sup>3</sup>	12	2,41 ± 2,13	16	1,26 ± 2,56	11	7,11 ± 4,52	12	0,74 ± 0,68	12	5,43 ± 16,2
triklór-etilén	µg/m <sup>3</sup>	12	<LOD	16	<LOD	11	<LOD	12	<LOD	12	<LOD
tetraklóretilén	µg/m <sup>3</sup>	12	1,50 ± 4,06	16	<LOD	11	6,50 ± 2,93	12	<LOD	12	<LOD
alfa-pinén	µg/m <sup>3</sup>	12	<LOQ	16	<LOQ	11	<LOD	12	<LOD	12	<LOQ
limonén	µg/m <sup>3</sup>	12	10,4 ± 13,8	16	0,72 ± 2,43	11	2,11 ± 1,77	12	<LOD	12	0,72 ± 0,97
2-etil-hexanol	µg/m <sup>3</sup>	12	<LOD	16	<LOD	11	<LOQ	12	<LOD	12	<LOD
sztirol	µg/m <sup>3</sup>	12	0,46 ± 0,40	16	<LOQ	11	<LOQ	12	<LOQ	12	0,54 ± 1,00
formaldehid	µg/m <sup>3</sup>	12	2,39 ± 0,81	16	<LOQ	12	4,02 ± 2,24	12	<LOQ	12	1,97 ± 0,84
acetaldehid	µg/m <sup>3</sup>	12	1,98 ± 0,67	16	1,17 ± 0,54	12	4,22 ± 2,17	12	<LOQ	12	1,69 ± 0,97
propionaldehid	µg/m <sup>3</sup>	12	0,88 ± 0,38	16	0,69 ± 0,25	12	1,43 ± 0,70	12	<LOQ	12	0,72 ± 0,25
benzaldehid	µg/m <sup>3</sup>	12	<LOD	16	<LOD	12	<LOQ	12	<LOQ	12	<LOQ
hexaldehid	µg/m <sup>3</sup>	12	5,13 ± 1,89	16	1,01 ± 0,68	12	3,71 ± 2,49	12	0,87 ± 0,73	12	1,12 ± 0,59
PM <sub>2.5</sub>	µg/m <sup>3</sup>	12	16,2 ± 11,0	16	40,1 ± 19,1	-	-	9	18,0 ± 10,4	5	33,5 ± 19,8
hőmérséklet	°C	12	3,68 ± 4,57	16	7,47 ± 4,75	12	11,1 ± 3,55	12	2,19 ± 3,43	12	5,7 ± 4,05
relatív páratartalom	%	12	76,6 ± 9,33	16	62,2 ± 11,2	12	47,7 ± 10,1	12	68,6 ± 12,6	12	70,9 ± 8,54

Rövidítések: n: mintavételi helyek száma; CZ: Cseh Köztársaság; HU: Magyarország; IT: Olaszország; PL: Lengyelország; SI: Szlovénia LOD: kimutatási határ; LOQ: meghatározási határ

A bel- és kültéren mért koncentrációk aránya (indoor/outdoor - I/O) elterjedten alkalmazott módszer, annak eldöntésére, hogy egy adott légszennyező komponens esetében a beltéri vagy a kültéri források jelentősebbek-e. A medián I/O arányokat a III/12. táblázat tartalmazza. Mivel néhány célkomponens mediánja mennyiségileg nem volt meghatározható, ezért a torzítás elkerülése érdekében az azokra vonatkozó arányok meghatározását elvettem.

III/12. táblázat: A légszennyezők bel - és kültéri medián koncentrációinak aránya, valamint az egyes légszennyezők bel- és kültéri koncentráció értékeinek kapcsolata

Paraméterek	Medián beltér/kültér koncentráció arány						r <sub>s</sub>	p-érték	n
	Összes	CZ	HU	IT	PL	SI			
benzol	0,93	0,95	0,96	0,84	0,86	0,93	0,849	<0,001	61
toluol	1,46	1,75	1,46	1,20	2,17	1,08	0,707	<0,001	61
etilbenzol	2,01	2,07	2,00	1,87	4,19	1,58	0,560	<0,001	61
xilolok	1,99	2,13	1,99	2,30	3,37	1,59	0,644	<0,001	61
alfa-pinén	2,38	2,33	2,11	10,4	4,31	1,03	0,246	>0,05	61
limonén	23,2	6,11	28,9	21,9	31,3	12,2	0,406	<0,05	61
formaldehid	4,31	3,26	6,02	2,09	5,27	6,67	0,095	>0,05	64
acetaldehid	7,86	4,73	9,86	4,25	9,59	9,28	0,066	>0,05	64
propionaldehid	1,62	1,40	2,07	1,39	1,49	2,39	0,399	<0,05	64
hexaldehid	6,18	1,48	8,87	2,82	9,88	8,68	0,275	<0,05	64
PM <sub>2,5</sub>	1,07	1,34	1,13	n.a.	0,76	1,05	0,507	<0,001	39

Rövidítések: CZ: Cseh Köztársaság; HU: Magyarország; IT: Olaszország; PL: Lengyelország; SI: Szlovénia; r<sub>s</sub>: Spearman-féle rangkorrelációs együttható; n: mintavételi helyek száma; n.a.: nincs adat

Annak ellenére, hogy a BTEX vegyületek koncentrációja szignifikánsan magasabb volt az olaszországi osztálytermekben, Lengyelország kivételével minden országban hasonló I/O koncentráció arányokat tapasztaltam. A III/12. táblázatban szintén látható a Spearman-féle rangkorreláció eredménye, mely a BTEX vegyületek esetén erősen szignifikáns és pozitív kapcsolatot mutat a beltéri és kültéri értékek között. Marzocca és mtsai. (2017) öt kategóriába sorolták a légszennyezőket a beltéri/kültéri koncentráció arányok alapján ( $I/O > 5$ ;  $2 < I/O < 5$ ;  $0,5 < I/O < 2$ ;  $0,2 < I/O < 0,5$ ;  $I/O < 0,2$ ), melyeknél az I. kategóriát ( $I/O > 5$ ), mint a nagyon magas és az V. kategóriát ( $I/O < 0,2$ ), mint nagyon alacsony beltéri forrással rendelkező kategóriákat érdemes kiemelni (Marzocca és mtsai, 2017). Az összesített medián arányokat nézve, az illékony szerves vegyületek közül a limonénnek az I/O koncentráció aránya (23,2) az I. kategóriába ( $I/O > 5$ ), míg az etilbenzolnak (2,01) és az  $\alpha$ -pinénnek (2,38) a II. kategóriába esett. A többi illékony szerves vegyület (toluol, xilolok) a III. ( $0,5 < I/O < 2$ ) kategóriába sorolható. Így kijelenthető, hogy ezen légszennyezők a vizsgálatba bevont osztálytermekben bizonyosan beltéri forrásokból (pl.:



oldószerek, bevonatok, szintetikus illatanyagok, ragasztók, festékek és tisztítószerek) is származnak. Továbbá a BTEX vegyületek I/O arányairól elmondható, hogy a legkisebb medián érték a benzol (0,93) esetén figyelhető meg. A benzol tekintetében a I/O arány egyhez közeli, így kijelenthető, hogy nem rendelkezik jelentős beltéri forrással. A benzol fő forrása a közúti közlekedésnek tulajdonítható. Az Európai Bizottság az éves kültéri benzol koncentrációra  $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  koncentráció értéket határozott meg határértékként. Ezt a szintet a vizsgált osztálytermek 37%-ában meghaladta a benzol koncentrációja, míg a többi iskolában alacsonyabb koncentráció értékeket mértünk. Azonban a benzol tekintetében a WHO nem ad meg biztonságos irányértéket, mivel daganatkelő hatása miatt a legalacsonyabb koncentrációban is egészségkárosító hatású (WHO, 2010). Ahogy fentebb említettük, a limonénhez tartozott a legmagasabb I/O medián koncentráció arány (23,2), mely jelzi, hogy elsősorban beltéri forrással rendelkezik.

Látható, hogy az acetaldehid (7,86), a hexaldehid (6,18), valamint a formaldehid (4,31) értékek nagyon magas - magas (I. és II. kategória) I/O aránnyal rendelkeznek. Ebből adódóan megállapítható, hogy a magas aldehid koncentrációk az osztálytermekben beltéri forrásokból erednek és dúsulnak fel a beltéri környezetben. A vizsgált aldehidek közül a bel- és a kültéri koncentráció értékek csak a propionaldehid és a hexaldehid esetében korreláltak szignifikánsan (*III/12. táblázat*).

A kültéri  $\text{PM}_{2.5}$  tömegkoncentráció értékek 2,68 és  $85,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  között változtak, átlaguk  $27,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  volt (*III/10. táblázat*). Országos átlagokat tekintve, a legmagasabb kültéri  $\text{PM}_{2.5}$  tömegkoncentráció értékek a magyar iskolaépületek környezetében voltak megfigyelhetők (átlag:  $40,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), míg a Cseh-Köztársaságot a legalacsonyabb átlagkoncentráció ( $16,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) jellemezte (*III/11. táblázat*). Az I/O arányokat nézve, a lengyel iskolaépületek kivételével a  $\text{PM}_{2.5}$  tömegkoncentráció értékei valamivel magasabbak voltak beltérben, mint a kültéri értékek. A medián I/O arány 0,76 és 1,34 között változott az öt közép-európai országban. Az I/O arányok 80%-a alacsonyabb volt, mint kettő, mely azt jelzi, hogy a beltéri források kisebb mértékben járulnak hozzá a  $\text{PM}_{2.5}$  tömegkoncentrációhoz és megerősítik azt a tényt, hogy a finom részecskék nagyrészt kültéri eredetűek (Morawska és mtsai., 2013). A bel- és a kültéri  $\text{PM}_{2.5}$  tömegkoncentráció értékek között meghatározott szignifikáns, pozitív összefüggés sem mond ellent a korábbi tanulmányoknak (*III/12. táblázat*).

#### 4.2.3. Az InAirQ projekt eredményeinek összehasonlítása különböző nemzetközi tanulmányokkal

Az InAirQ projekt eredményeit összehasonlítottam az általános iskolák beltéri levegőminőségének felmérésére irányuló, az elmúlt két évtizedben végzett nemzetközi tanulmányok (SINPHONIE (Csobod és mtsai, 2014), SEARCH (Beregszászi és mtsai, 2013), AIRMEX (IPCHEM, 2015) és HESE (HESE, 2002)) eredményeivel (*III/13. táblázat*). A táblázatban látható, hogy a formaldehid átlagkoncentrációja minden esetben alacsonyabbnak bizonyult a korábbi vizsgálatokkal szemben. Azonban az alacsonyabb koncentráció nem feltétlen eredményezi azt, hogy ezen komponens mennyisége csökkent az idők folyamán. A különbség egyrészt adódhat abból, hogy különböző mintavételi stratégiát alkalmaztak (pl.: a SINPHONIE felmérés során a mintavételt nem csak kizárólag a tanítási időben végezték), másrészt a tanterekben lévő forrásösszetétel is eltérhet. A tanulmányokban mért formaldehid koncentrációértékek az AFSSET által javasolt ( $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) koncentráció értéket esetenként túllépték, azonban egyik felmérésnél sem haladták meg a WHO által javasolt ( $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) szintet. A további aldehideket tekintve, korlátozott számú adat állt rendelkezésre, mivel a felmérések közül egyedül az AIRMEX projektben vizsgálták az általunk is meghatározott vegyületeket. Az eredmények azt mutatják, hogy az AIRMEX projektben mért koncentrációk minden esetben meghaladták az InAirQ projektben kimutatott értékeket.

A benzol eredmények összehasonlításával elmondható, hogy az InAirQ projekt által mért átlagkoncentrációk megegyeznek a korábban végzett felmérések eredményeivel. Az összehasonlítás nem mutatott egyértelmű időbeli tendenciát. Mivel a beltérben jelenlévő benzol főként kültéri eredetű, ennek okán a projektek nagy hangsúlyt fektettek az iskolaépületek reprezentatív kiválasztására. Így egységesen vizsgáltak forgalmas úthoz közeli, illetve a forgalomtól távol elhelyezkedő iskolaépületeket. Feltételezhetően a benzol-koncentrációk ezért nem mutatnak nagy, időbeli változást. Benzol esetén egyedül az InAirQ projekt keretén belül mértek az Európai Bizottság által meghatározott, kültéri környezetre vonatkozó éves határérték ( $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) feletti értéket. Jelentős eltéréseket nem tapasztaltunk a toluol, az etilbenzol és a xilol vegyületek esetén, melyek közel megegyeztek az AIRMEX és SEARCH felmérésekben résztvevő iskolákban mért koncentrációértékekkel.

A triklór-etilén és a tetraklóretilén, a WHO által is kiemelt jelentőségű vegyületek az egészségre gyakorolt daganatkeltő hatásuk miatt (WHO, 2010). Az InAirQ és a SINPHONIE projektben a

vizsgált osztálytermek többségében nem voltak jelen kimutatható koncentrációban. Az eredmények azt mutatták, hogy manapság a triklór-etilén nem tartozik az elsődleges légszennyező anyagok közé az iskolai környezetben, míg a tetraklóretilén magas koncentrációban csak elvétve fordult elő.

Az InAirQ projekt iskolaépületeiben a beltéri limonén koncentráció értékek a SINPHONIE projekt iskolái körében mért értékekkel egyeznek meg. Azonban kiugró beltéri limonén koncentráció is megfigyelhető a SINPHONIE felmérés keretein belül. Azokat az iskolákat, amelyeket az AIRMEX tanulmány során vizsgáltak, alacsonyabb limonén koncentráció jellemzett.

A radon koncentrációja kisebb eltérést mutatott az egyes épületek között az InAirQ vizsgálatban a SINPHONIE felméréshez képest. Utóbbi esetén a maximum érték egy nagyságrenddel magasabb volt az általunk mértnél.

Az InAirQ projektben részt vevő 5 ország viszonylatában alacsonyabb beltéri PM<sub>2.5</sub> tömegkoncentráció értéket mértünk, mint a SINPHONIE felmérésben. Megjegyzem, hogy a SINPHONIE projektben a közép-kelet-európai országokra vonatkozóan magasabb kültéri PM<sub>2.5</sub> tömegkoncentráció értékeket mértek, mint az InAirQ projektben, mely egyéb tényezők mellett magasabb beltéri tömegkoncentráció értéket eredményezhetett.

A CO<sub>2</sub> koncentrációt tekintve a jelen felmérés általános iskoláit hasonló értékek jellemezték, mint a korábbi vizsgálatok során felmért épületeket. Annak ellenére, hogy egy sokat hangoztatott problémáról van szó és rengeteg szemléletformálási kampány valósult meg az elmúlt években, a beltéri CO<sub>2</sub> koncentráció alakulásában nem figyelhető meg jelentős javulás. Ez azt mutatja, hogy a tanterem szellőztetésével kapcsolatos kampányok nem voltak sikeresek, vagy az épületek energetikai felújítása, szigetelése miatt csökkent a légcseré mértéke. Érdeemes megjegyezni, hogy a mechanikus szellőztető rendszerrel felszerelt iskolaépületek aránya továbbra is alacsony a természetes szellőztetésű iskolaépületek számához képest Közép-Európában. Mivel a legtöbb vizsgált iskola tervezése a természetes szellőzés elve mentén történt, a tanítási idő alatt gyakoribb szellőztetésre van szükség.

A komfortérzetünkre hatással lehet a hőmérséklet és a páratartalom. Ezek a paraméterek nem feltétlen egészségkárosító hatásúak, viszont közvetetten hatással lehetnek egészségünkre. A komfortérzetet befolyásoló paraméterek közül a relatív páratartalom alacsonyabb volt az InAirQ vizsgálatban a SINPHONIE tanulmányhoz képest, azonban az utóbbi vizsgálatban extrém értékeket is megfigyeltek mind az alacsony, mind a magas tartományokban.

III/13. táblázat: Az InAirQ tanulmány keretében vizsgált levegőminőségi paraméterek eredményeinek összehasonlítása a korábbi nemzetközi tanulmányok eredményeivel

Paraméterek	Mértékegység	Tanulmány*	Mintavételi periódus**	Átlag	Szórás	Medián	Tartomány***
benzol	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	InAirQ	2017 – 2018	5,2	4,0	4,4	0,9 - 20,1 <sup>a</sup>
		SINPHONIE	2010 – 2012	4	6	2	<LOD - 38 <sup>a</sup>
		SEARCH	2006 – 2013	4,3	n.a.	n.a.	1,95 - 7,4 <sup>b</sup>
toluol	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	AIRMEX	2003 – 2008	3,8	4,5	2,6	0,6 - 31 <sup>a</sup>
		InAirQ	2017 – 2018	12,3	14,9	6,1	0,97 - 63,4 <sup>a</sup>
		SEARCH	2006 – 2013	15,1	n.a.	n.a.	4,6 - 29,5 <sup>b</sup>
etilbenzol	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	AIRMEX	2003 – 2008	12,5	13,4	7,9	1 - 52 <sup>a</sup>
		InAirQ	2017 – 2018	1,6	1,9	0,9	<LOD - 9,14 <sup>a</sup>
		SEARCH	2006 – 2013	1,4	n.a.	n.a.	0,8 - 1,82 <sup>b</sup>
xilolok	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	AIRMEX	2003 – 2008	2,6	3,6	1,5	<LOD - 22,5 <sup>a</sup>
		InAirQ	2017 – 2018	5,4	7,3	2,2	<LOD - 34,6 <sup>a</sup>
		SEARCH	2006 – 2013	6,6	n.a.	n.a.	4,3 - 9,1 <sup>b</sup>
triklór-etilén	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	AIRMEX	2003 – 2008	8,7	13,8	4,7	1,3 - 97,3 <sup>a</sup>
		InAirQ	2017 – 2018	<LOD	0,13	<LOD	<LOD - 0,9 <sup>a</sup>
		SINPHONIE	2010 – 2012	3	8	<LOD	<LOD - 126 <sup>a</sup>
tetraklóretilén	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	InAirQ	2017 – 2018	4,4	12,1	<LOD	<LOD - 67,1 <sup>a</sup>
		SINPHONIE	2010 – 2012	1	2	<LOD	<LOD - 81 <sup>a</sup>
		InAirQ	2017 – 2018	4,9	9,8	1,8	<LOD - 73 <sup>a</sup>
$\alpha$ -pinén	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	AIRMEX	2003 – 2008	2,3	2,8	1,7	<LOD - 16,2 <sup>a</sup>
		InAirQ	2017 – 2018	26,6	44,1	9	<LOD - 259 <sup>a</sup>
limonén	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	SINPHONIE	2010 – 2012	38	133	9	<LOD - 672 <sup>a</sup>
		AIRMEX	2003 – 2008	9,2	11,5	2,7	<LOD - 45,9 <sup>a</sup>
		InAirQ	2017 – 2018	9,1	5,0	8,0	2,2 - 33,9 <sup>a</sup>
formaldehid	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	SINPHONIE	2010 – 2012	15	11	12	1,0 - 66 <sup>a</sup>
		SEARCH	2006 – 2013	10,1	n.a.	n.a.	1,7 - 33,1 <sup>b</sup>
		AIRMEX	2003 – 2008	17,5	10	14,6	8,2 - 49,7 <sup>a</sup>
acetaldehid	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	InAirQ	2017 – 2018	5,3	2	5	1,4 - 11 <sup>a</sup>
		AIRMEX	2003 – 2008	8,2	4,7	7,5	3,5 - 21,7 <sup>a</sup>
propionaldehid	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	InAirQ	2017 – 2018	1,5	1	1,4	<LOD - 6,5 <sup>a</sup>
		AIRMEX	2003 – 2008	2,7	2,6	2,3	1 - 15,9 <sup>a</sup>
hexaldehid	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	InAirQ	2017 – 2018	9,2	4,8	8,7	1,6 - 32,7 <sup>a</sup>
		AIRMEX	2003 – 2008	17,8	11	15,4	7,6 - 47 <sup>a</sup>
radon	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	InAirQ	2017 – 2018	98	106	55	9 - 507 <sup>a</sup>
		SINPHONIE	2010 – 2012	205	2146	101	<LOD - 9190 <sup>a</sup>
PM <sub>2,5</sub>	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	InAirQ	2017 – 2018	31	19	28	3 - 78 <sup>a</sup>
		SINPHONIE	2010 – 2012	44	37	37	4 - 250 <sup>a</sup>
szén-dioxid	ppm	InAirQ	2017 – 2018	1329	356	1284	767 - 2328 <sup>a</sup>
		SINPHONIE	2010 – 2012	1433	856	1257	269 - 4960 <sup>a</sup>
		HESE	2004 – 2005	1467	683	1490	525 - 3475 <sup>a</sup>
hőmérséklet	°C	InAirQ	2017 – 2018	22,5	1,5	22,8	18,7 - 25,9 <sup>a</sup>
		SINPHONIE	2010 – 2012	20	2	21	-8 - 30 <sup>a</sup>
		HESE	2004 – 2005	23,3	2	22,7	20,5 - 29,5 <sup>a</sup>
relatív páratartalom	%	InAirQ	2017 – 2018	35	6	35	20 - 55 <sup>a</sup>
		SINPHONIE	2010 – 2012	43	12	42	6 - 98 <sup>a</sup>
légcsereszám	1/h	InAirQ	2017 – 2018	2,10	2,45	1,49	0,05 - 16,6 <sup>a</sup>
		SINPHONIE	2010 – 2012	1	1	0	0 - 4 <sup>a</sup>

Rövidítések: LOD: kimutatási határ; n.a.: nincs adat

\* A vizsgált iskolaépületek és osztályteremk száma az egyes projektekben: SINPHONIE: 114 iskolaépület, 342 tanterem8; SEARCH: 100 iskolaépület, 388 tanterem7; AIRMEX: nem áll rendelkezésre adat22; HESE: 21 iskolaépület, 46 osztályterem3.

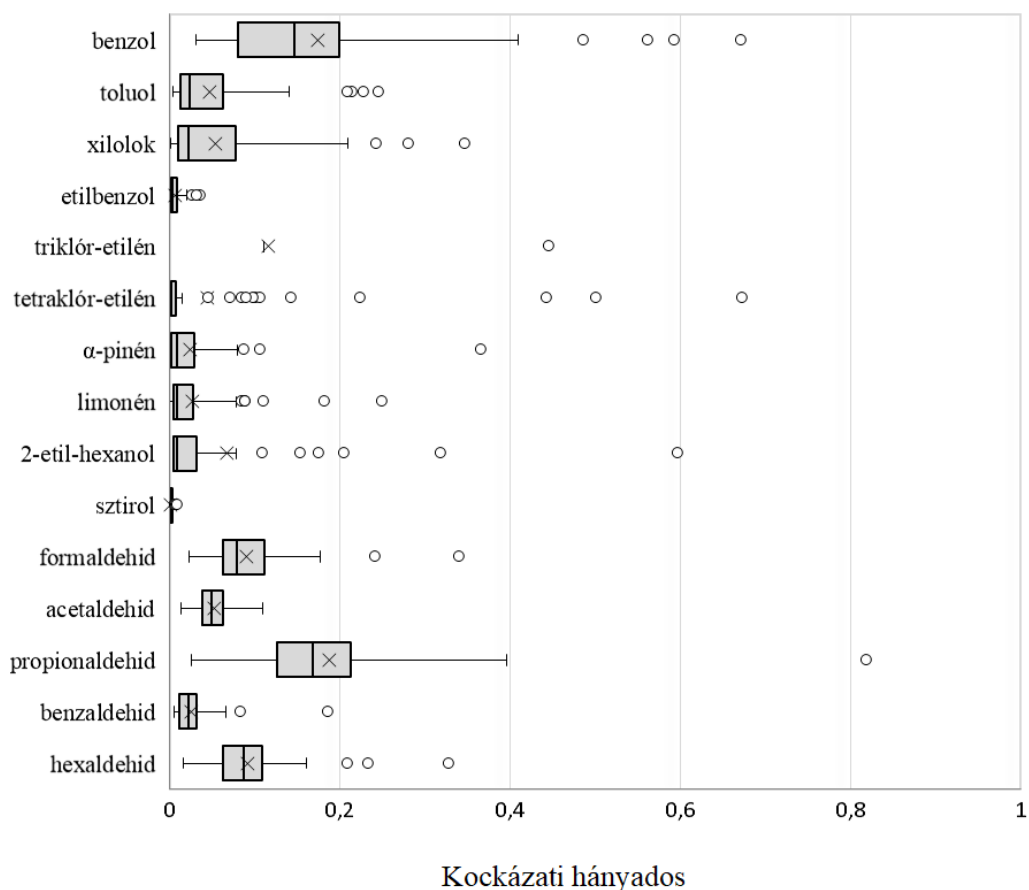
\*\* A mintavétel által lefedett időszakok: SINPHONIE: fűtési és nem fűtési időszakok; SEARCH: fűtési időszak; AIRMEX: fűtési és nem fűtési időszakok; HESE: fűtési időszak

\*\*\* a: minimum és maximum koncentrációs értékek a teljes adathalmazra; b: minimum és maximum koncentrációs értékek az országos átlagkoncentrációt tekintve

### 4.3. Egészségkockázat és komfort

#### 4.3.1. Nem karcinogén egészségkockázat

Az általános iskolák beltéri levegőjében vizsgált illékony szerves vegyületek és aldehidek kockázati hányados értékeinek dobozdiagramja a III/4. ábrán látható.

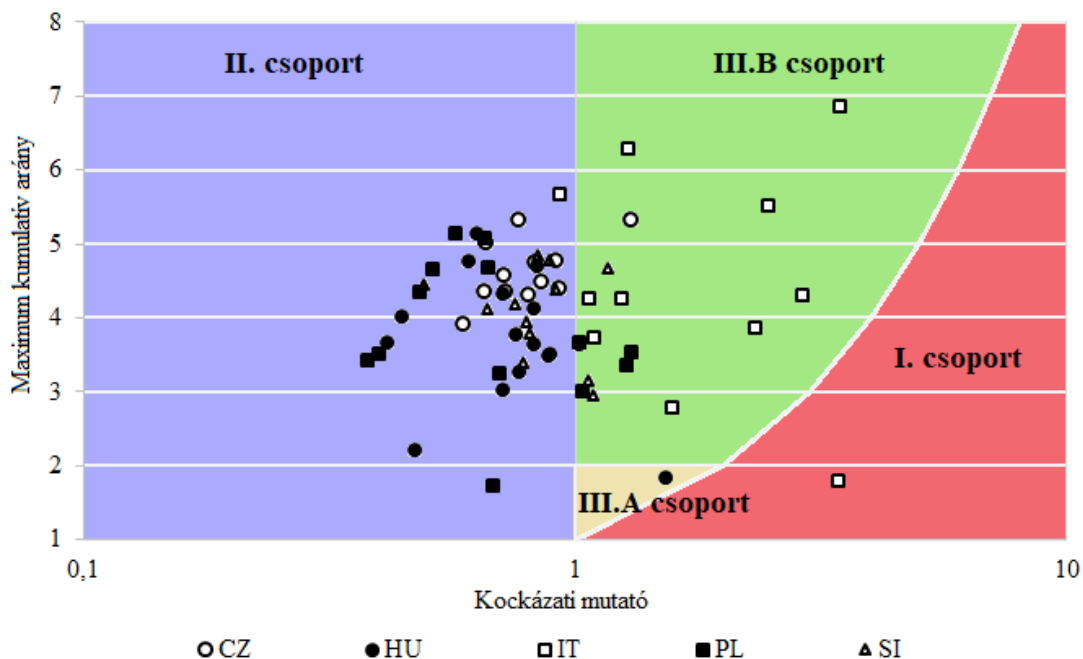


III/4. ábra: A 64 általános iskolaépület beltéri levegőjében vizsgált illékony szerves vegyületek és aldehidek kockázati hányados értékeinek dobozdiagramja. Az interkvartilis terjedelmet a doboz szemlélteti, amelyről leolvasható a medián (doboz belsejében lévő vonal) és a kvartilisek (25. percentilis a doboz alja és a 75. percentilis a doboz teteje). Az átlagértékek kereszttel és kiugró értékek kör szimbólummal vannak jelölve.

A légszennyezőkre meghatározott HQ értékekben jelentős különbségek figyelhetők meg, a legalacsonyabb és legmagasabb medián értékek a sztírol (0,001) és a propionaldehid (0,17) esetében adódtak. Az összes HQ érték az 1-es küszöbérték alatt volt, ez alól kivételt képez az

olaszországi iskolában mért 2-etilhexanol, amely esetében a számolt érték egy esetben 1,88 (nem került feltüntetésre az ábrán) volt. Az 1-es küszöbérték alatti HQ értékek azt jelzik, hogy sem a vizsgált illékony szerves vegyületek, sem az aldehidek nem jelentenek külön-külön jelentős nem karcinogén egészségkockázatot.

A HQ értékekkel szemben az iskolaépületek 31%-ában (n = 20) a HI értékek 1-nél magasabbak voltak (III/5. ábra). A legmagasabb HI értékeket az olaszországi osztálytermekben figyeltük meg, ahol a legtöbb illékony szerves vegyület koncentrációja is magas volt. Ezek az eredmények azt mutatják, hogy a beltéri légszennyező anyagoknak való együttes kitétség egyes esetekben nem elhanyagolható egészségkockázatot jelenthet. Fontos megemlíteni, hogy számos egyéb légszennyező van még (pl.: NO<sub>2</sub>), melyeket a projekt során nem vizsgáltunk. Ennek eredményeként a HI számítás nem teljes, így az 1-nél kisebb értékekkel jellemezhető esetekben is felmerülhet jelentős egészségkockázat. Szintén fontos megjegyezni, hogy a számított HI értékeket nem csoportosítottuk egészséghatások/végpontok szerint, mivel jelenleg hiányosak az egyidejűleg jelenlévő szennyezőanyagok egészséghatásainak ismeretei. Emellett, néhány tanulmány szerint a dózisok additív kiszámítása alábecsülheti a tényleges káros egészséghatást a szinergista kölcsönhatások miatt (Kortenkamp és mtsai, 2009).



III/5. ábra: A 64 általános iskolaépület beltéri levegőjében vizsgált illékony szerves vegyületek és aldehidek kockázati mutató és a maximum kumulatív arány értékeinek szórásdiagramja. (rövidítések: CZ: Cseh-Köztársaság; HU: Magyarország; IT: Olaszország; PL: Lengyelország; SI: Szlovénia )

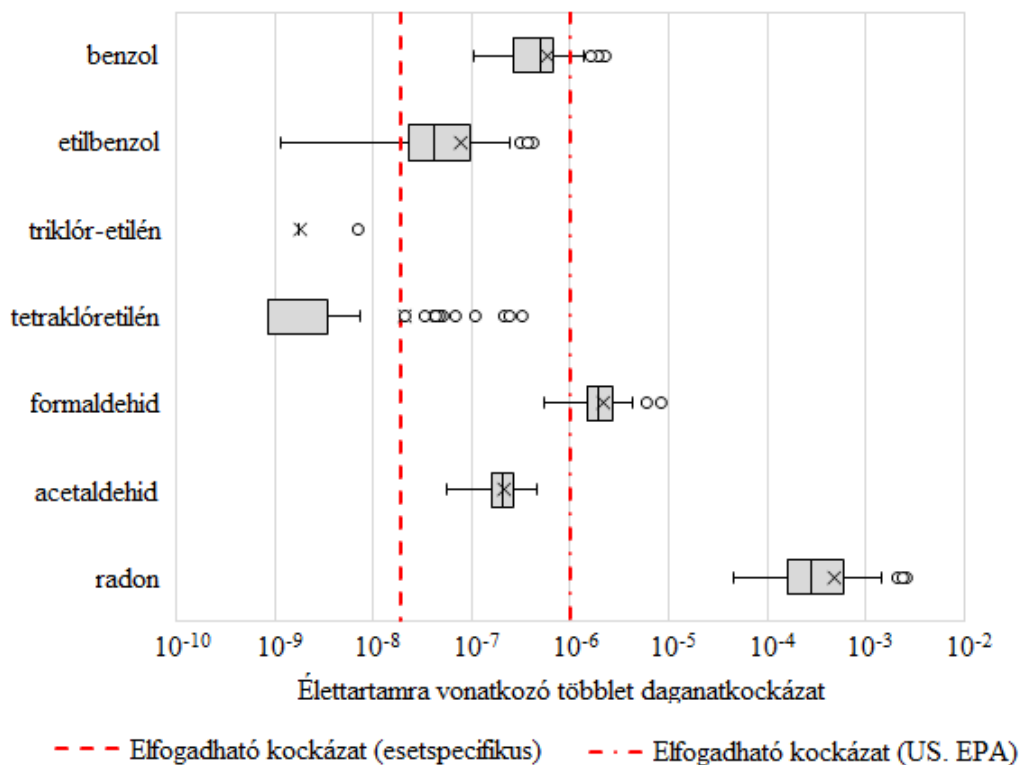
A III/5. ábrán látható, hogy az iskolai osztálytermekben számított MCR értékek (átlagérték: 4,1) széles skálán, 1,7 és 6,9 között mozogtak. Az értékek többsége a II. (n = 44; 68,8%) vagy a III.B (n = 18; 28,1%) csoportba tartozott, ami azt mutatja, hogy a vizsgált illékony szerves vegyületek és aldehidek nem karcinogén egészségkockázata vagy alacsony volt, vagy az egészségkockázatért az egyidejűleg jelenlévő komponensek együttesen felelősek. A III.A csoportba egy magyarországi osztályterem sorolható, ahol egy légszennyező (propionaldehid) dominál az egészségkockázatot tekintve. Az I. csoportba tartozik az az olaszországi iskola, ahol a mért 2-etilhexanol koncentrációhoz tartozó HQ érték 1,88 volt. A résztvevő országok között jelentős különbségek tapasztalhatók a tanterem csoportbesorolásban (III/5. ábra). A cseh (n = 11; 91,7%) és a magyar (n = 14; 87,5%) tanterem többsége a II. csoportba, míg az olaszországi tanterem többsége (n = 10; 83,3%) a III.B csoportba tartozott.

Az MCR módszert korábbi tanulmányokban is használták az egészségkockázat értékelésére. De Brouwere és mtsai. (2014) négy európai tanulmány, különböző beltéreiben (iskola, lakás) vizsgált légszennyezők koncentrációértékeit felhasználva számították ki az MCR értékeket. Az MCR értékek 1 és 5,8 között változtak, az átlagérték 1,8 volt. A belgiumi iskolákban mért 10 illékony szerves vegyülethez és aldehidhez tartozó koncentrációértékek alapján az MCR értékek többsége (98%) az alacsony kockázati csoportba (II. csoport), míg a maradék (2%) a III.B csoportba tartozott (De Brouwere és mtsai, 2014). Mishra és mtsai. (2015) szintén hasonló eredményről számoltak be tanulmányukban. Brisbane városában 25 iskolában mérték a beltéri légszennyező anyagok koncentrációját és az MCR értékek 0,81 és 7,49 között változtak, a mediánérték 1,71 volt. Az általuk számolt MCR értékek többnyire (91%) az alacsony kockázati csoportba (II. csoport) tartoztak (Mishra és mtsai, 2015). Az MCR kockázatértékelés eredménye, hasonlóan a nem karcinogén kockázatértékelésben használt HI módszerhez, nem csak a kiválasztott referencia értékektől és a mért koncentrációértékektől függ, hanem a számítások során felhasznált légszennyező anyagok számától és típusától is.

#### 4.3.2. Karcinogén egészségkockázat

Az elfogadható kockázat definícióját az 1960-as években vezették be Amerikában a környezeti szabályozások kialakítása során. A US EPA meghatározta, hogy az élettartamra vonatkozó társadalmilag elfogadható kockázat értéke  $1 \times 10^{-6}$ , ami azt jelenti, hogy egymillió ember közül egy

esetben valószínűsíthető, hogy daganatos megbetegedése adott kémiai anyag expozíciójára vezethető vissza mindamelllett, hogy a daganat kialakulásának kockázatát számos egyéb tényező meghatározza. Az InAirQ projektben vizsgált légszennyezők esetén látható, hogy a radon és a formaldehid esetében az ELCR értékek mediánja meghaladta US EPA által definiált elfogadható kockázat értékét (III/6. ábra). Azonban ELCR értékek kiszámítása a gyermekek iskolában töltött időjükre (8 év × 180 nap × 8 óra) vonatkozott, így az eredmények összehasonlítása az elfogadható kockázat értékével félrevezető lehet, mivel a többi környezetet (pl.: otthon, kültér) és az iskolán kívüli tartózkodásra vonatkozó kitettséget nem vettem figyelembe az értékelésnél. Ennek okán definiáltam egy időarányos elfogadható kockázati értéket, ami az iskolában töltött időszakra vonatkozó értékekből származik. Ez az érték  $1,88 \times 10^{-8}$ .

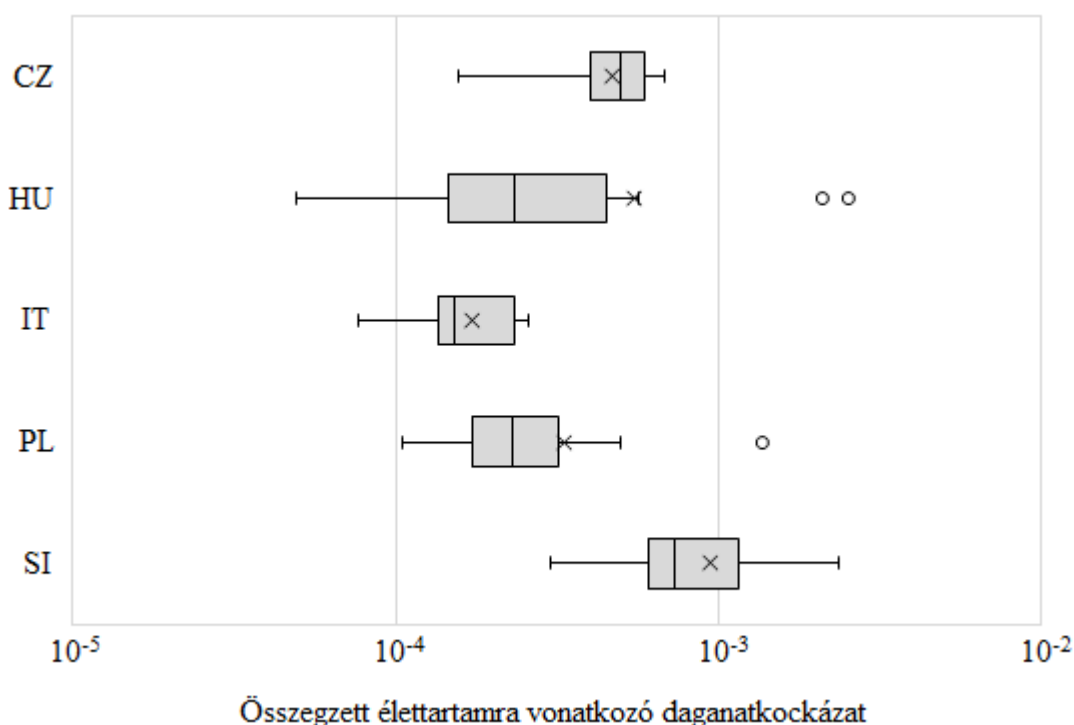


III/6. ábra: Az IARC által I., 2A. és 2B. csoportba sorolt légszennyező anyagok élettartamra vonatkoztatott többlet daganatkockázat értékeinek dobozdiagramja. Az interkvartilis terjedelmet a doboz szemlélteti, amelyről leolvasható a medián (doboz belsejében lévő vonal) és a kvartilisek (25. percentilis a doboz alja és a 75. percentilis a doboz teteje). Az átlagértékek kereszttel és kiugró értékek kör szimbólummal vannak jelölve.



A legmagasabb ELCR értékek a radon esetében figyelhetők meg, amelyek a vizsgált osztálytermekben  $4,6 \times 10^{-5}$  és  $2,5 \times 10^{-3}$  között változtak. Látható, hogy a számolt ELCR értékek magasabbak voltak mind a US EPA által definiált, mind az esetspecifikus elfogadható kockázat értéktől. A legalacsonyabb medián ELCR értékek a triklór-etilén és a tetraklóretilén esetében figyelhetők meg, amelyek alacsonyabbak, mint az esetspecifikus elfogadható kockázat, ami azt jelzi, hogy a daganatképző kockázat alacsonynak tekinthető ezen két légszennyezőre vonatkozóan. Az acetaldehid és a benzol esetében az ELCR értékek az iskolaépületek 100%-ában, míg az etilbenzol esetén az épületek 79%-ban haladták meg az általam definiált, időarányos elfogadható kockázati értéket.

A III/7. ábrán láthatóak a beltéri környezetben vizsgált légszennyező anyagok összegzett élettartamra vonatkozó többlet daganatkockázat értékei országos bontásban.



III/7. ábra: Az IARC által I., 2A. és 2B. csoportba sorolt légszennyező anyagok összegzett élettartamra vonatkoztatott többlet daganatkockázat értékeinek dobozdiagramja. Az interkvartilis terjedelmet a doboz szemlélteti, amelyről leolvasható a medián (doboz belsejében lévő vonal) és a kvartilisek (25. percentilis a doboz alja és a 75. percentilis a doboz teteje). Az átlagértékek kereszttel és kiugró értékek kör szimbólummal vannak jelölve.

A számított TELCR értékekben jelentős különbségek tapasztalhatók az egyes országok között, amelyek  $10^{-5}$  és  $10^{-3}$  között változnak. Országos mediánokat tekintve, a legmagasabb TELCR értékeket a szlovén iskolaépületek esetén adódtak (medián:  $7,27 \times 10^{-4}$ ), míg az olaszországi iskolaépületeket a legalacsonyabb értékek (medián:  $1,53 \times 10^{-4}$ ) jellemezték. Összességében megállapítható, hogy a számított TELCR értékek 97,0%-a ( $n = 57$ ) meghaladja a  $10^{-4}$  értéket, ami azt jelzi, hogy csökkenteni kell a beltéri levegőminőség okozta karcinogén egészségkockázatot. Továbbá látható, hogy a radon játszik vezető szerepet a karcinogén kockázat tekintetében. A legmagasabb ELCR értékek a szlovén iskolákban figyelhetők meg, mivel itt volt a legnagyobb átlagos radon koncentráció ( $188 \text{ Bq/m}^3$ ). A WHO a radon koncentráció elfogadható éves átlagértékét  $100 \text{ Bq/m}^3$ -ben határozta meg. Ha ez a szint nem teljesíthető, akkor a koncentráció nem haladhatja meg a  $300 \text{ Bq/m}^3$  értéket. A radon beltéri koncentrációja az iskolák 32,2%-ában ( $n = 19$ ) meghaladta a WHO által megállapított elsődleges irányértéket ( $100 \text{ Bq/m}^3$ ), illetve az iskolák 5,1%-ában ( $n = 3$ ) a másodlagos irányértéket ( $300 \text{ Bq/m}^3$ ) meghaladó értékeket mértünk.

Az aeroszol részecskék ( $\text{PM}_{2.5}$ ) szulfátokat, nitrátokat, policiklusos aromás szénhidrogéneket valamint toxikus fémeket is tartalmazhatnak. Ezeknek a belégzése szintén egészségkockázattal jár. Jelenleg nem ismert olyan alacsony  $\text{PM}_{2.5}$  koncentráció, amelynél nem kellene az egészségkárosodás kockázatával számolni (WHO, 2005). A  $\text{PM}_{2.5}$  egészségkockázatát nem lehet kiszámítani a 3.5.1. fejezetben ismertetett módszerekkel, ezért a mért tömegkoncentráció értékeket összehasonlítottam a WHO által ajánlott irányadó értékekkel (WHO, 2021). Az eredmények szerint a  $\text{PM}_{2.5}$  tömegkoncentráció az iskolák 80,5%-ában meghaladta a WHO által megállapított 24 órás irányértéket ( $15 \mu\text{g/m}^3$ ) és az iskolák 95,1%-ában az éves ( $5 \mu\text{g/m}^3$ ) irányértéket meghaladó értékeket mértünk. Az összehasonlítást elővigyázatossággal kell kezelni, mivel az irányadó értékeket a környezeti levegőre dolgozták ki. Azonban a részecskék toxicitása számos tényezőtől függ, mint például kémiai összetételtől és morfológiától, ami a beltéri és kültéri környezetből származó részecskék esetében a keletkezésükből adódóan különbözik (Kelly és Fussell, 2012).

#### 4.3.3. Komfort

A belső terek hőmérséklete, relatív páratartalma és  $\text{CO}_2$  koncentrációja alapvetően meghatározza a komfortérzetet, amelyek jelentős hatással vannak a diákok iskolai teljesítményére. Felvetődik a kérdés, hogy mi is az a tartomány, ahol a hőmérséklet és relatív páratartalom értékek, valamint a

CO<sub>2</sub> koncentráció egészségesnek tekinthetőek. Salthammer és mtsai. (2016) az iskolás gyermekek termikus komfortérzetét vizsgáló kutatások alapján ajánlásokat fogalmaztak meg az osztálytermek ideális klimatikus tartományaira vonatkozóan. Arról számoltak be, hogy a diákoknak alapvetően 20-23°C közötti hőmérsékleti tartományban és 40% – 60% relatív páratartalom között, valamint 1000 ppm CO<sub>2</sub> koncentráció alatt megfelelő az iskolai teljesítménye (Salthammer és mtsai, 2016). Ezekon a tartományokon kívül eső komfortparaméterek negatívan befolyásolhatják a gyermekek komfortérzetét, illetve a teljesítő- és felfogó képességét. Azonban, számos tényező befolyásolja az egyéni érzékelést, beleértve a nemet, életkort és fiziológiát. Az eredményeink alapján megállapítható, hogy az osztálytermekben mért átlagos hőmérsékleti értékek 56%-a (n = 36) a javasolt tartományban volt. A tanterem mintegy 38%-ában magasabb átlaghőmérsékletet mértünk a javasolt tartomány felső határértékénél (23°C), míg az átlaghőmérséklet csak néhány esetben volt alacsonyabb (6%, n = 4), mint 20°C. A relatív páratartalom értékek alapján megállapítható, hogy az iskolaépületek 80%-ában alacsonyabb értékeket mértünk, mint az ajánlott tartomány és a felső határértéket egyetlen esetben sem haladták meg. A magas relatív páratartalmú osztálytermek hiánya előnyös lehet az egészségkockázat szempontjából, mivel a penészgomba 60% felett kezd el szaporodni, ami egészséghatása miatt problémákat okozhat. Azonban túlságosan száraz levegő esetén a szem, bőr és felső légutak könnyebben irritálódnak az illékony szerves vegyületek hatására (Wolkoff, 2018). A vizsgált osztálytermek 81%-ában (n = 52) a CO<sub>2</sub> koncentrációja a javasolt tartomány alatt maradt (<1000 ppm), ugyanakkor 28%-ban meghaladta a brit építési előírások által meghatározott határértéket (1500 ppm) (Building bulletin, 2018) és az iskolák 5%-ában a német környezetvédelmi ügynökség által javasolt értéket (2000 ppm) (Ad hoc AG, 2008). Azonban fontos megjegyezni, hogy az osztálytermekben a CO<sub>2</sub> közvetlen egészségre gyakorolt hatásának vizsgálatát megnehezíti a szellőztetés és a beltéri légszennyező anyagok megnövekedett koncentrációja közötti keresztkölcsönhatás (Salthammer és mtsai, 2016).

#### **4.4. Résztvételi arány és a vizsgálatban részt vevő gyermekek jellemzői**

A felmérésre bevont osztálytermekben tartózkodó diákok száma 14 és 30 között változott. Az öt országban összesen 1501 gyermeket és azok szüleit/gondviselőit hívtuk meg a keresztmetszeti felmérésben való részvételre. Azok közül, akiket meghívtunk, 133 (8,9%) gyermek nem kívánt részt venni a felmérésben, így őket a beleegyező nyilatkozat kitöltése nélkül visszautasítottuk

tekintettük. Ennek megfelelően, 1368 kérdőív került kiosztásra a felmérésben résztvevő 64 általános iskolában. További 284 résztvevő nem küldte vissza a kérdőívet. Így az elemzésekhez összesen 1084 (79,2%) kérdőívet használtunk fel a szülők és törvényes gondviselők kitöltése alapján. A legtöbb válaszadó Magyarországról érkezett (n=280), ezt követte Olaszország (n=226), Szlovénia (219), Cseh Köztársaság (181) és Lengyelország (n=178) (*III/14. táblázat*). Minden esetben a szülők vagy a törvényes gondviselők töltötték ki a kiosztott kérdőíveket a mérési kampány hetében.

*III/14. táblázat: A kérdőíves felmérés részletei*

Ország	Az osztályteremben lévő összes tanuló száma	Kiosztott kérdőívek száma	Szülők által kitöltött kérdőívek száma	Részvételi arány (%) [Beleegyezett]	Válaszadási arány (%) [Kitöltött / Beleegyezett]
Cseh Köztársaság	296	296	181	100	61,1
Magyarország	410	306	280	74,6	91,5
Olaszország	267	267	226	100	84,6
Lengyelország	251	222	178	88,4	80,2
Szlovénia	277	277	219	100	79,1
Összes	1501	1368	1084	91,1	79,2

A keresztmetszeti felmérésben résztvevő gyermekek és szüleik/gondviselőik jellemzőit az *III/15. táblázat* tartalmazza. A felmérésben közel azonos arányban vettek részt a lányok (51,6%) és fiúk (48,4%). A gyermekek életkora 6 és 14 év között változott, az átlagéletkor 8,8 év volt. Az iskolások 11,3%-a volt otthoni dohányfüstnek kitéve, a legmagasabb arányt a lengyel (20,2%) és olasz gyermekeknél (16,4%) figyeltük meg, míg a Cseh Köztársaságban, Magyarországon és Szlovéniában a gyerekek kevesebb, mint 10%-át jellemezte. A szülők vagy gondviselők átlagéletkora 41 év volt, az életkoruk 23 és 67 év között változott. Ami a szülők iskolai végzettségét illeti, az anyák 45,9, illetve az apák 42,9%-a rendelkezett felsőfokú végzettséggel, míg alacsony iskolai végzettség az anyák 3,2 és az apák 5,0%-ánál volt megfigyelhető. A *III/15. táblázatban* az is látható, hogy a szülők többsége teljes munkaidőben foglalkoztatott volt és csak alacsony százalékuk volt munkanélküli.

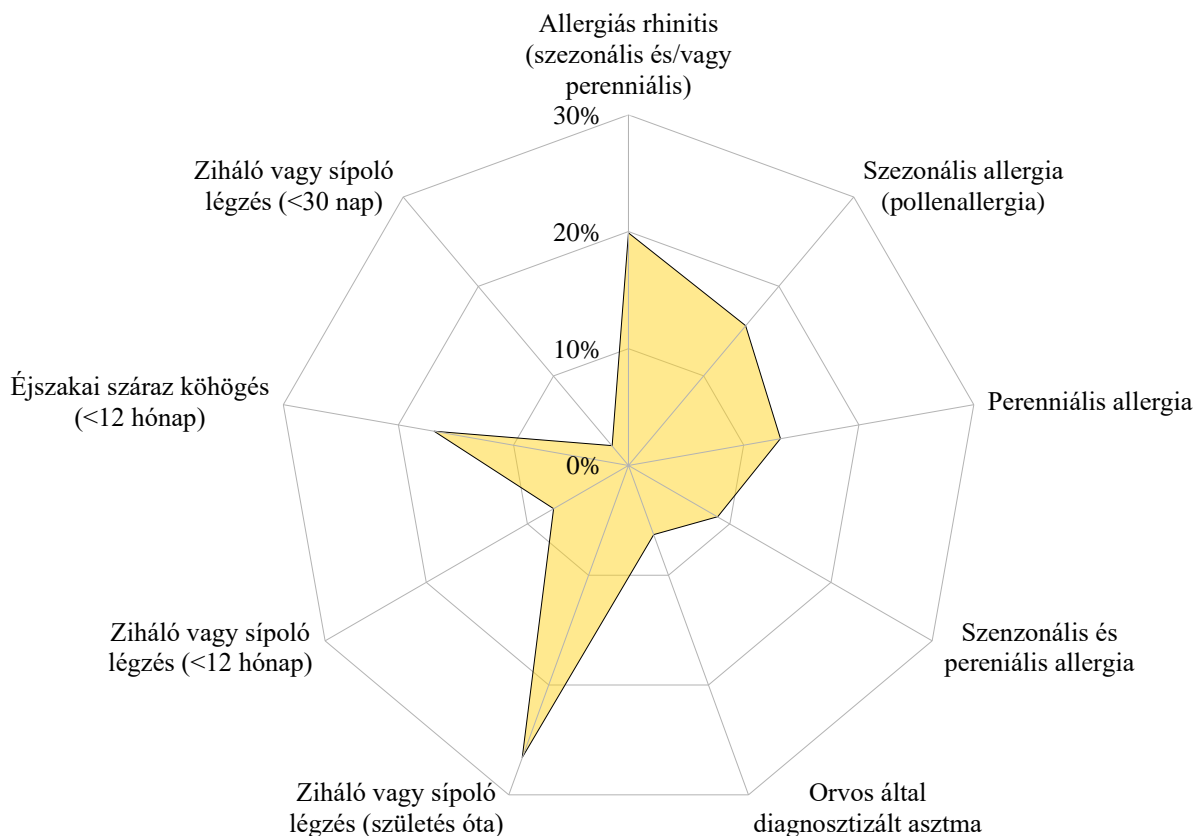
III/15. táblázat: A felmérésben részt vevő gyermekek és szülei/ törvényes gyámjaik jellemzői

	Összes	Cseh Köztársaság	Magyarország	Olaszország	Lengyelország	Szlovénia
	n (%)					
<b>Személyes információk a gyermekekről</b>						
Nem (n = 1069/178/275/223/177/216)						
- lány	517 (51,6)	86 (48,3)	141 (51,3)	106 (47,5)	88 (49,7)	96 (44,4)
- fiú	552 (48,4)	92 (51,7)	134 (48,7)	117 (52,5)	89 (50,3)	120 (55,6)
Gyermek életkora [év] (átlag, szórás) (n=1072/179/274/224/178/217)	8,8 (1,1)	8,9 (1,3)	9,4 (0,73)	9,3 (1,39)	8,5 (0,61)	7,9 (0,41)
Testtömeg index [kg/m <sup>2</sup> ] (átlag, szórás) (n=953/160/254/198/156/185)	17,2 (0,10)	16,8 (0,25)	17,2 (0,28)	18,2 (0,25)	16,8 (0,21)	16,6 (0,19)
Születési súly [g] (átlag, szórás) (n=1049/175/273/221/176/204)	3281 (708)	3285 (715)	3348 (619)	3197 (841)	3323 (537)	3241 (777)
Otthoni dohányfüstnek való kitettség (n=1076/180/279/220/178/219)						
- nem, soha	954 (88,7)	173 (96,1)	251 (90,0)	184 (83,6)	142 (79,8)	204 (93,1)
- igen, néha (1-3 alkalom/hónap)	67 (6,2)	4 (2,2)	14 (5,0)	22 (10)	19 (10,7)	8 (3,7)
- igen, gyakran (1-4 alkalom/hét)	17 (1,6)	2 (1,1)	6 (2,1)	4 (1,8)	4 (2,2)	1 (0,5)
- igen, naponta	38 (3,5)	1 (0,6)	8 (2,9)	10 (4,6)	13 (7,3)	6 (2,7)
<b>Személyes információk a szülőkről/törvényes gondviselőkről</b>						
Anya életkora [év] (átlag, szórás) (n=1057/179/273/220/169/216)	39,8 (5)	39,7 (4,4)	40,6 (5)	41,2 (5,6)	37,9 (4,6)	39 (4,8)
Apa életkora [év] (átlag, szórás) (n=1032/176/267/213/166/210)	42,1 (5,7)	41,9 (5,1)	42,6 (5,4)	43,9 (6,1)	39,9 (5,5)	40,9 (5,6)
Anya iskolai végzettsége (n=1051/177/270/210/177/217)						
- Általános iskola (befejezett és nem befejezett)	34 (3,2)	3 (1,7)	12 (4,4)	8 (3,8)	6 (3,4)	5 (2,3)
- Szakmunkásképző	142 (13,5)	12 (6,8)	51 (18,9)	55 (26,2)	4 (2,3)	20 (9,2)
- Középiskola/érettségi	392 (37,3)	78 (44,1)	89 (33)	99 (47,1)	55 (31,1)	71 (32,7)
- Főiskola/egyetem	445 (42,3)	77 (43,5)	105 (38,9)	46 (21,9)	103 (58,2)	114 (52,5)
- PhD	38 (3,6)	4 (4)	13 (4,8)	2 (1)	9 (5,1)	7 (3,2)
Anya foglalkoztatottsága (n=1028/176/262/202/174/214)						
- rokkantnyugdíjas/nyugdíjas	8 (0,8)	0 (0)	4 (1,5)	1 (0,5)	2 (1,1)	1 (0,5)
- munkanélküli	101 (9,8)	8 (4,6)	13 (5,0)	40 (19,8)	20 (11,5)	20 (9,3)
- részmunkaidős	171 (16,6)	50 (28,4)	20 (7,6)	62 (30,7)	20 (11,5)	19 (8,9)
- főállású	748 (72,8)	118 (67)	225 (85,9)	99 (49)	132 (75,9)	174 (81,3)
Apa iskolai végzettsége (n=1035/175/277/201/173/209)						
- Általános iskola (befejezett és nem befejezett)	52 (5,0)	3 (1,7)	21 (7,6)	9 (4,5)	8 (4,6)	11 (5,3)
- Szakmunkásképző	169 (16,3)	33 (18,9)	26 (9,4)	62 (30,8)	14 (8,1)	34 (16,3)
- Középiskola/érettségi	370 (35,7)	59 (33,7)	92 (33,2)	90 (44,8)	53 (30,6)	76 (36,4)
- Főiskola/egyetem	412 (39,8)	9 (39,4)	133 (48)	34 (16,9)	94 (54,3)	82 (39,2)
- PhD	32 (3,1)	11 (6,3)	5 (1,8)	6 (3,0)	4 (2,3)	6 (2,9)
Apa foglalkoztatottsága (n=1014/170/267/195/172/210)						
- rokkantnyugdíjas/nyugdíjas	17 (1,7)	0 (0)	3 (1,1)	9 (4,6)	2 (1,2)	3 (1,4)
- munkanélküli	36 (3,6)	1 (0,6)	12 (4,5)	12 (6,2)	2 (1,2)	9 (4,3)
- részmunkaidős	59 (5,8)	3 (1,8)	30 (11,2)	12 (6,2)	8 (4,7)	6 (2,9)
- főállású	902 (89)	166 (97,6)	222 (83,1)	162 (83,1)	160 (93)	192 (91,4)

## 4.5. Iskolás gyermekek egészségi állapota

### 4.5.1. Allergiás rhinitis és asztmatikus tünetek előfordulása iskolás gyermekek körében

A szülők vagy a törvényes gondviselők által kitöltött kérdőív segítségével felmért iskolás gyermekek egészségi állapotára vonatkozó összesített adatok (allergia, orvos által diagnosztizált asztma és tünetei) a III/8. ábrán láthatók.



III/8. ábra: Az allergia, asztma és tüneteinek gyakorisága az InAirQ projektben részt vevő iskolás gyermekek körében.

Az eredmények alapján megállapítható, hogy a felmérésben résztvevő gyermekek körülbelül ötöde (19,9%) szénanáthában szenved (III/16. táblázat). Pollenallergiáról (szezonális allergia) és egész évben fennálló (perenniális) allergiáról a gyermekek 15,6, illetve 13,2%-a számolt be, míg a

gyermek 8,8%-ánál jelentettek egyidejűleg fennálló pollen- és perenniális allergiát. A területi különbségek minden esetben szignifikánsak voltak. Az allergiás rhinitisben (szezonális és/vagy perenniális) szenvedő gyermekek legmagasabb aránya Lengyelországban (31,5%) és a Cseh Köztársaságban (26,1%), míg a legalacsonyabb arány Olaszországban (12,5%) és Magyarországon (14,7%) figyelhető meg. A pollenallergia és perenniális allergia előfordulása hasonló mintázatot mutatott (III/16. táblázat). Az allergia kialakulásában és súlyosbodásában számos tényező, mint a genetikai, epigenetikai, környezeti (pl.: éghajlati viszonyok, pollenterhelés, egész évben fennálló allergének jelenléte, épületek körüli tereprendezés, beltéri és kültéri légszennyezés, vírusfertőzések) és társadalmi-gazdasági helyzet kulcsfontosságú, ami területi különbségeket eredményezhet (Wise és mtsai, 2018; Naclerio és mtsai, 2020; Long és mtsai, 2020).

A III/16. táblázatban szintén látható a gyermekek asztmaszerű tüneteinek előfordulása a felmérésbe bevont országokban. A szülők/törvényes gondviselők mintegy egynegyede (26,6%) jelentette, hogy gyermekük életében már előfordult mellkasi sípolás vagy zihálás. Továbbá a gyerekek 7,4%-a szenvedett sípoló vagy ziháló légzésben és 16,9%-uk tapasztalt száraz éjszakai köhögést az elmúlt 12 hónapban. Az általunk vizsgált iskolások körében az orvos által diagnosztizált asztma gyakorisága 6,3% volt. Szignifikáns terület különbségeket tapasztaltunk a gyermek életében már jelentett mellkasi sípoló vagy ziháló légzés előfordulásában és a száraz éjszakai köhögés arányában. Szlovéniában volt a legmagasabb a diagnosztizált asztma előfordulása, ami egy lehetséges oka lehet az itt tanuló gyerekek körében tapasztalt legmagasabb arányú mellkasi sípoló vagy ziháló légzés és a száraz éjszakai köhögés előfordulásának. Ezzel szemben Magyarországon volt a legalacsonyabb a diagnosztizált asztma előfordulási gyakorisága és ennek következtében a legalacsonyabb az elmúlt egy évben tapasztalt mellkasi sípoló vagy ziháló légzés és a száraz éjszakai köhögés előfordulási aránya. Meg kell jegyezni, hogy a legmagasabb átlagos beltéri formaldehidkoncentrációt a szlovén iskolákban figyeltük meg. A formaldehid magas koncentrációjának való kitettséget az asztma kialakulásában vagy súlyosbodásában releváns kockázati tényezőként azonosították (Yu és mtsai, 2020).

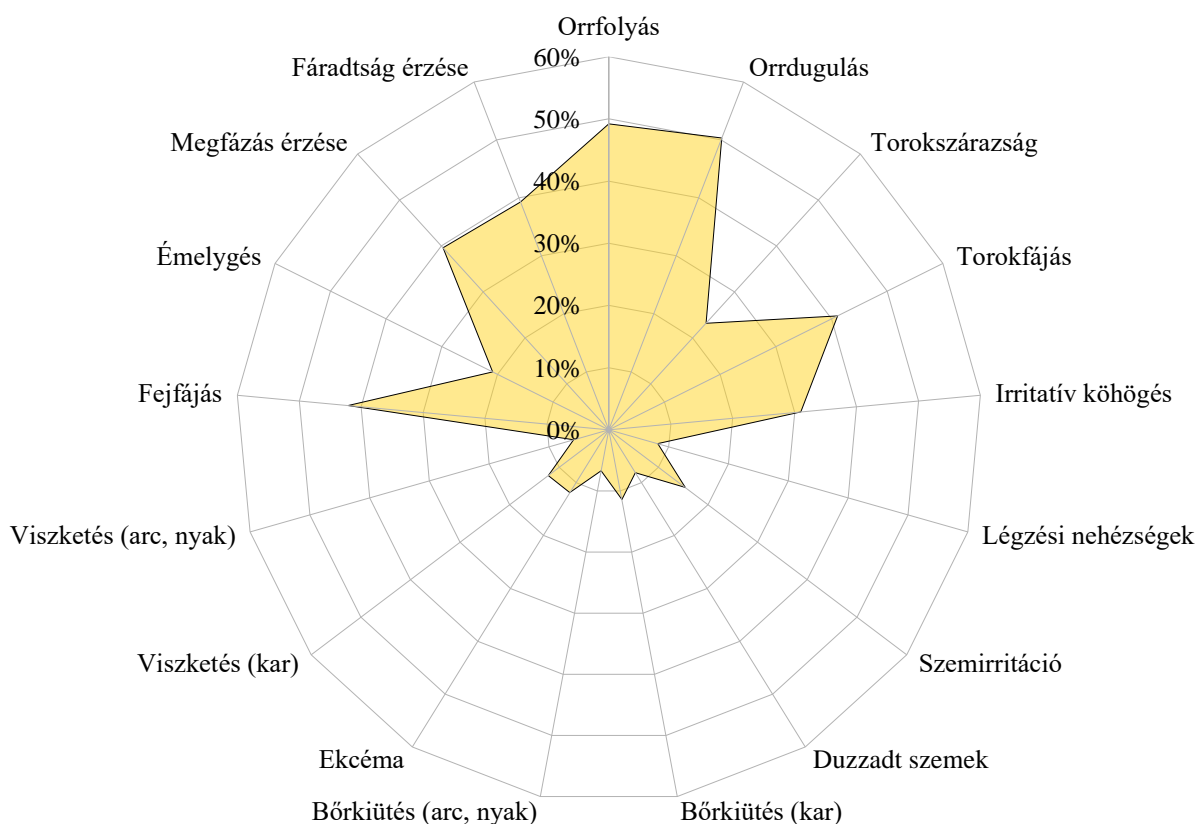
III/16. táblázat: Az allergiás rhinitis és az asztma gyakorisága, valamint a légúti tünetek előfordulási aránya az InAirQ vizsgálatban részt vett iskolás gyermekek körében.

	Összes	Cseh Köztársaság	Magyarország	Olaszország	Lengyelország	Szlovénia	Khi-négyzet próba	
							n (%)	$\chi^2$
<b>Allergiás rhinitis</b>								
Allergiás rhinitis (szezonális és/vagy perenniális) (n=1059/176/279/216/178/210)								
- nem	848 (80,1)	130 (73,9)	238 (85,3)	189 (87,5)	122 (68,5)	169 (80,5)	31,37	<0,001
- igen	211 (19,9)	46 (26,1)	41 (14,7)	27 (12,5)	56 (31,5)	41 (19,5)		
Pollen (szezonális) allergia (n=1055/174/279/216/178/209)								
- nem	891 (84,4)	139 (79,9)	247 (88,5)	199 (92,1)	127 (71,3)	179 (85,6)	39,34	<0,001
- igen	165 (15,6)	35 (20,1)	32 (11,5)	17 (7,9)	51 (28,7)	30 (14,4)		
Egész évben fennálló (perenniális) allergia (n=1055/176/278/214/178/208)								
- nem	916 (86,8)	145 (82,4)	250 (89,6)	197 (92,1)	138 (77,5)	186 (89,4)	24,71	<0,001
- igen	139 (13,2)	31 (17,6)	29 (10,4)	17 (7,9)	40 (22,5)	22 (10,6)		
Szezonális és perenniális allergia (n=1052/174/279/214/178/207)								
- nem	959 (91,2)	154 (88,5)	259 (92,8)	207 (96,7)	143 (80,3)	196 (94,7)	39,79	<0,001
- igen	93 (8,8)	20 (11,5)	20 (7,2)	7 (3,3)	35 (19,7)	11 (5,3)		
<b>Asztma</b>								
Orvos által diagnosztizált asztma (n=1075/180/279/222/178/216)								
- nem	1007 (93,7)	167 (92,8)	266 (95,3)	208 (93,7)	167 (93,8)	199 (92,1)	2,496	0,645
- igen	68 (6,3)	13 (7,2)	13 (4,7)	14 (6,3)	11 (6,2)	17 (7,9)		
Mellkasi sípólás vagy zihálás (valaha) (n=1072/176/279/224/178/214)								
- nem	786 (73,4)	127 (72,2)	220 (78,9)	179 (79,9)	129 (72,5)	131 (61,2)	25,75	<0,001
- igen	285 (26,6)	49 (27,8)	59 (21,1)	45 (20,1)	49 (27,5)	83 (38,8)		
Mellkasi sípólás vagy zihálás (<12 hónap) (n=1081/181/278/225/178/219)								
- nem	1001 (92,6)	166 (91,7)	267 (96)	210 (93,3)	162 (91)	196 (89,5)	8,925	0,063
- igen	80 (7,4)	15 (8,3)	11 (4)	15 (6,7)	16 (9)	23 (10,5)		
Száras éjszakai köhögés (<12 hónap) (n=1069/178/279/221/177/214)								
- nem	888 (83,1)	141 (79,2)	248 (88,9)	172 (77,8)	154 (87)	173 (80,8)	14,28	0,007
- igen	181 (16,9)	37 (20,8)	31 (11,1)	49 (22,2)	23 (13)	41 (19,2)		
Mellkasi sípólás vagy zihálás (<30 nap) (n=1082/181/279/226/177/219)								
- nem	1058 (97,8)	178 (98,3)	275 (98,6)	222 (98,2)	172 (97,2)	211 (96,4)	3,642	0,457
- igen	24 (2,2)	3 (1,7)	4 (1,4)	4 (1,8)	5 (2,8)	8 (3,6)		



#### 4.5.2. A felmérést megelőző három hónapban tapasztalt tünetek előfordulása az iskolás gyermekek körében

A vizsgált gyermekek közelmúltbeli (<3 hónap) tüneteinek előfordulását a *III/17. táblázat* foglalja össze. Továbbá az elmúlt időszakban jelentkező légzőszervi, bőr-, szem- és általános tünetek gyakoriságát *III/9. ábra* mutatja.



*III/9. ábra:* A felmérést megelőző három hónapban tapasztalt tünetek gyakorisága az InAirQ projektben részt vevő iskolás gyermekek körében.

Ami a légzőszervi tüneteket illeti, a gyermekek körében az orrdugulás (50,3%), az orrfolyás (49,2%), a torokfájás (41,1%) és az irritatív köhögés (31,0%) voltak a leggyakrabban előforduló tünetek. A felmérésben részt vevő országok között jelentős különbségek mutatkoztak. A legmagasabb gyakoriságot az orrfolyás (70,1%) és orrdugulás (65,5%) tekintetében Lengyelországban, míg a legalacsonyabb előfordulási arányokat Olaszországban és

Magyarországon tapasztaltuk. Ezek az eredmények összhangban vannak az allergiás rhinitis előfordulási gyakoriságával (*III/16. táblázat*), mivel az orrfolyás és az orrdugulás ennek az egészségállapotnak a fő tünetei. Azonban érdemes megjegyezni, hogy a vizsgált iskolaépületek közül Lengyelországban volt a legalacsonyabb a külső (2,2 °C) és a belső hőmérséklet (21,4 °C), ami szintén befolyásolhatja az eredményeket. A kérdéseinket azonban úgy tettük fel az orrtünetek előfordulásával kapcsolatban, hogy ne vegyék figyelembe, ha a tünet megjelenése megfázáshoz vagy influenzához köthető. A torokszárazság és a torokfájás előfordulási gyakorisága is jelentős eltéréseket mutatott az országok között. A lengyel szülők/gondviselők arról számoltak be, hogy a gyermekeik 41,7%-ánál jelentkezett torokszárazság a felmérést megelőző 3 hónapban, ami majdnem kétszer magasabb volt, mint a többi országban tapasztaltak. Emellett a lengyel gyermekek körében a torokfájás előfordulása is jelentősen magasabb volt (61,1%), mint az összes vizsgált gyermek esetén jelentett előfordulási arány (41,1%). Körülbelül minden harmadik (31%) gyermek szenvedett irritatív köhögéstől az elmúlt 3 hónapban, a legmagasabb arány (53,7%) a lengyel iskolások körében, míg a legalacsonyabb arány Olaszországban (22,2%) figyelhető meg (*III/17. táblázat*). Míg az asztmatikus tünetek (mellkasi sípolás vagy zihálás /valaha/ és száraz éjszakai köhögés /<12 hónap/) esetén jelentős területi különbségeket azonosítottam, addig az elmúlt 3 hónapban jelentett légzési nehézségek előfordulási gyakoriságában nem volt jelentős eltérés (átlagos előfordulási arány 8,2%).

A felmérésbe bevont gyermekek 15,4%-nál tapasztalt szemirritációt (száraz, vörös vagy viszkető szem) és 8,1%-ánál fordult elő szemhéj duzzanat. Mindkét szemtünet gyakorisága jelentős különbséget mutatott a felmérésbe bevont országok között, azonban a területi mintázatok eltérőek voltak a két szemtünet esetében (*III/17. táblázat*).

A bőrtünetek gyakorisága (5,9 és 12,2% között változtak) alacsonyabb volt, mint a többi szervre jelentett tüneteké, kivételt képez ez alól a légzési nehézség és a duzzadt szemhéj. Az összes bőrtünet előfordulása - kivéve az arcon vagy a nyakon tapasztalt viszketést - jelentős térbeli eltérést mutatott. A bőrkiütések különböző testrészekben való előfordulása az olasz gyermekeknél volt a legalacsonyabb, míg a legmagasabb arányt a lengyel gyermekeknél tapasztaltuk. Az iskolások szülei/gondviselői által jelentett ekcémás fellángolás előfordulási aránya a Cseh Köztársaságban volt a legmagasabb, míg Olaszországban a legalacsonyabb. A kézfejen vagy az alkaron jelentkező viszketés legmagasabb előfordulási arányát a lengyel, míg a legmagasabb gyakoriságot olasz gyermekeknél találtuk. Az eredmények alapján elmondható, hogy a bőrtünetek előfordulása

Lengyelországban volt a legmagasabb, míg az olasz gyermekek körében tapasztaltuk a legalacsonyabb arányt. Ez a megfigyelés összhangban van azokkal a korábbi tanulmányokkal, amelyek szerint az atópiás dermatitisz tüneteinek gyakorisága kapcsolatban állhat a csökkent kültéri hőmérséklettel és a kevesebb napsütéses órák számával (Fuertes és mtsai, 2017; Hamann és mtsai, 2018; Kim és mtsai, 2021). Az alacsony relatív páratartalom, hőmérséklet és ultraibolya sugárzás hozzájárulhat a bőrgát funkciójának csökkenéséhez, ami növeli a bőr érzékenységet az irritáló anyagokkal és allergénekkal szemben (Engebretsen és mtsai, 2015; Narla és Silverberg, 2020). Az említett fizikai paraméterek mellett más tényezők is szerepet játszhatnak a vizsgálatunkban megfigyelt térbeli különbségekben, például öröklődési és pszichológiai tényezők. Az említett tényezők együtt befolyásolhatják az atópiás dermatitisz kialakulásának valószínűségét és a tünetek súlyosságát.

Az általános tünetek közül a fejfájás volt a leggyakoribb a vizsgált gyermekek között, amelyet a tanulók 42,1%-a tapasztalt a felmérést megelőző három hónapban. A különbségek az egyes országok között jelentősek voltak, a legmagasabb arányt a lengyel gyermekeknél (52,3%), míg a legalacsonyabb arányt a szlovén gyermekeknél (29,3%) találtuk. Az émelygés és hányinger előfordulása az iskolások 20,9%-ánál jelentkezett és az eredmények nem mutattak jelentős térbeli eltérést. A megfázás érzésének tünete 26,1% és 56,9% között fordult elő a tanulók körében, ami szignifikáns különbségeket mutatott az egyes országok között. Hasonló előfordulási gyakoriságról számoltak be a fáradtság érzését illetően is (29,0 és 56,0% között változott), ami szintén jelentős térbeli eltérést mutatott.

Összességében megállapítható, hogy a vizsgált közelmúltbeli tünetek többsége magasabb előfordulási arányt mutatott a lengyel gyermekek körében, mint más országokban. Az éghajlati és környezeti tényezők mellett az életmód, a táplálkozási szokások és a társadalmi-gazdasági helyzet is okozhatja az országok közötti különbségeket. Emellett fontos megemlíteni, hogy a szülők egészségfelfogása és a tünetekkel kapcsolatos információik befolyásolhatják a gyermekeik tüneteiről való beszámolást, ami további területi különbségeket eredményezhet (Selinheimo és mtsai, 2021).

III/17. táblázat: Az InAirQ vizsgálatban részt vevő iskolások körében a felmérést megelőző három hónapban tapasztalt légzőszervi, bőr-, szem- és általános tünetek gyakorisága.

Tünetek	Összes	Cseh Köztársaság	Magyarország	Olaszország	Lengyelország	Szlovénia	Khi-négyzet próba	
							$\chi^2$	p-érték
<b>Légzőszervi</b>								
Orrfolyás (n=1039/169/272/215/177/206)								
- nem	528 (50,8)	87 (51,5)	146 (53,7)	134 (62,3)	53 (29,9)	108 (52,4)	43,38	<0,001
- igen	511 (49,2)	82 (48,5)	126 (46,3)	81 (37,7)	124 (70,1)	98 (47,6)		
Orrdugulás (n=1042/172/273/213/177/207)								
- nem	518 (49,7)	83 (48,3)	156 (57,1)	117 (54,9)	61 (34,5)	101 (48,8)	25,03	<0,001
- igen	524 (50,3)	89 (51,7)	117 (42,9)	96 (45,1)	116 (65,5)	106 (51,2)		
Torokszárazság (n=1038/170/271/215/175/208)								
- nem	798 (76,8)	138 (81,2)	220 (81,2)	165 (76,7)	102 (58,3)	173 (83,2)	43,16	<0,001
- igen	241 (23,2)	32 (18,8)	51 (18,8)	50 (23,3)	73 (41,7)	35 (16,8)		
Torokfájás (n=1041/170/272/214/175/210)								
- nem	613 (58,9)	93 (54,7)	163 (59,9)	146 (68,2)	68 (38,9)	143 (68,1)	45,41	<0,001
- igen	428 (41,1)	77 (45,3)	109 (40,1)	68 (31,8)	107 (61,1)	67 (31,9)		
Irritatív köhögés (n=1037/169/272/212/175/209)								
- nem	716 (69,0)	117 (69,2)	194 (71,3)	165 (77,8)	81 (46,3)	159 (76,1)	55,57	<0,001
- igen	321 (31,0)	52 (30,8)	78 (28,7)	47 (22,2)	94 (53,7)	50 (23,9)		
Nehézlégzés (n=1033/169/272/211/175/206)								
- nem	948 (91,8)	155 (91,7)	256 (94,1)	198 (93,8)	152 (86,9)	187 (90,8)	9,044	0,060
- igen	85 (8,2)	14 (8,3)	16 (5,9)	13 (6,2)	23 (13,1)	19 (9,2)		
<b>Szem</b>								
Szemirritáció (n=1037/170/272/214/175/206)								
- nem	877 (84,6)	149 (87,6)	243 (89,3)	177 (82,7)	142 (81,1)	166 (80,6)	10,63	0,031
- igen	160 (15,4)	21 (12,4)	29 (10,7)	37 (17,3)	33 (18,9)	40 (19,4)		
Szemháj duzzanat (n=1036/171/273/211/173/208)								
- nem	952 (91,9)	166 (97,1)	260 (95,2)	192 (91,0)	148 (85,5)	186 (89,4)	21,54	<0,001
- igen	84 (8,1)	5 (2,9)	13 (4,8)	19 (9,0)	25 (14,5)	22 (10,6)		
<b>Bőr</b>								
Kiütések a kézen vagy az alkaron (n=1047/176/272/214/177/208)								
- nem	928 (88,6)	157 (89,2)	246 (90,4)	208 (97,2)	133 (75,1)	184 (88,5)	48,51	<0,001
- igen	119 (11,4)	19 (10,8)	26 (9,6)	6 (2,8)	44 (24,9)	24 (11,5)		

III/17. táblázat (folytatása):

Tünetek	Összes	Cseh Köztársaság	Magyarország	Olaszország	Lengyelország	Szlovénia	Khi-négyzet próba	
							$\chi^2$	p-érték
n (%)								
<b>Bőr</b>								
Kiütések az arcon vagy a nyakon (n=1043/173/271/216/176/207)								
- nem	973 (93,3)	162 (93,6)	253 (93,4)	213 (98,6)	155 (88,1)	190 (91,8)	18,22	0,001
- igen	70 (6,7)	11 (6,4)	18 (6,6)	3 (1,4)	21 (11,9)	17 (8,2)		
Ekcéma fellángolás (n=1025/168/272/212/175/198)								
- nem	903 (88,1)	136 (80,9)	227 (83,5)	205 (96,7)	148 (84,6)	187 (94,4)	38,41	<0,001
- igen	122 (11,9)	32 (19,1)	45 (16,5)	7 (3,3)	27 (15,4)	11 (5,6)		
Viszketés a kézen vagy az alkaron (n=1036/167/272/212/176/209)								
- nem	910 (87,8)	148 (88,6)	232 (85,3)	199 (93,9)	147 (83,5)	184 (88,0)	12,04	0,017
- igen	126 (12,2)	19 (11,4)	40 (14,7)	13 (6,1)	29 (16,5)	25 (12,0)		
Viszketés az arcon vagy a nyakon (n=1023/168/269/204/176/206)								
- nem	963 (94,1)	160 (95,2)	251 (93,3)	198 (97,1)	160 (90,9)	194 (94,2)	7,180	0,127
- igen	60 (5,9)	8 (4,8)	18 (6,7)	6 (2,9)	16 (9,1)	12 (5,8)		
<b>Általános</b>								
Fejfájás								
(n=1048/172/276/216/176/208)								
- nem	607 (57,9)	105 (61,0)	148 (53,6)	123 (56,9)	84 (47,7)	147 (70,7)	24,25	<0,001
- igen	441 (42,1)	67 (39,0)	128 (46,4)	93 (43,1)	92 (52,3)	61 (29,3)		
Émelygés, hányinger								
(n=1029/166/272/211/173/207)								
- nem	814 (79,1)	123 (74,1)	215 (79,0)	172 (81,5)	132 (76,3)	172 (83,1)	6,076	0,194
- igen	215 (20,9)	43 (25,9)	57 (21,0)	39 (18,5)	41 (23,7)	35 (16,9)		
Mégfázás érzése								
(n=1037/173/270/213/174/207)								
- nem	626 (60,4)	96 (55,5)	160 (59,3)	142 (66,7)	75 (43,1)	153 (73,9)	42,94	<0,001
- igen	411 (39,6)	77 (44,5)	110 (40,7)	71 (33,3)	99 (56,9)	54 (26,1)		
Fáradékonyság és kimerültség								
(n=1045/171/276/214/175/209)								
- nem	634 (60,7)	85 (49,7)	175 (63,4)	152 (71,0)	77 (44,0)	145 (69,4)	46,12	<0,001
- igen	411 (39,3)	86 (50,3)	101 (36,6)	62 (29,0)	98 (56,0)	64 (30,6)		

4.5.3. Az InAirQ projekt eredményeinek összehasonlítása a különböző, gyermekek egészségi állapotának felmérését célzó nemzetközi tanulmányokkal

Az InAirQ projekt eredményeit összehasonlítottam az iskolás gyermekek egészségi állapotának felmérésére irányuló, az elmúlt két évtizedben végzett nemzetközi tanulmányok (SINPHONIE (Csobod és mtsai, 2014), SEARCH (Beregszászi és mtsai, 2013) és HESE (HESE, 2006)) eredményeivel (III/18. táblázat).

III/18. táblázat: Az InAirQ tanulmány keretében résztvevő gyermekek egészségi állapotára és tüneteire vonatkozó gyakoriságok összehasonlítása korábbi nemzetközi tanulmányok eredményeivel

	InAirQ [2017–2018] (n=1084)	SINPHONIE [2011–2012] (n=4919)	SEARCH [2007–2008] (n=7860)	HESE [2004–2005] (n=550)
	Gyakoriság (%)			
<b>Betegség, egészségállapot és tünetek (&lt;12 hónap; valaha)</b>				
Pollen (szezónális) allergia (valaha)	15,6	13,4	n.a.	n.a.
Orvos által diagnosztizált asztma	6,3	7,6	9,1	14,8
Mellkasi sípolás vagy zihálás (valaha)	26,6	22,8	n.a.	23,4
Mellkasi sípolás vagy zihálás (<12 hónap)	7,4	7,8	20,8	8,2
Száraz éjszakai köhögés (<12 hónap)	16,9	18,3	12,4	18,0
Mellkasi sípolás vagy zihálás (<30 nap)	2,2	1,9	n.a.	n.a.
<b>Tünetek (&lt;3 hónap)</b>				
Orrfolyás	49,2	42,0	n.a.	n.a.
Orrdugulás	50,3	46,6	n.a.	n.a.
Torokszárazság	23,2	20,6	n.a.	n.a.
Torokfájás	41,1	35,8	n.a.	n.a.
Irritatív köhögés	31,0	29,3	n.a.	n.a.
Nehézlégzés	8,2	8,6	n.a.	n.a.
Szemirritáció	15,4	13,4	5,6 <sup>a</sup>	n.a.
Szemhéj duzzanat	8,1	6,6		n.a.
Kiütések a kézen vagy az alkaron	11,4	6,8		n.a.
Kiütések az arcon vagy a nyakon	6,7	5,7	10,5 <sup>a</sup>	n.a.
Ekcéma fellángolás	11,9	7,1		n.a.
Viszketés a kézen vagy az alkaron	12,2	8,8	n.a.	n.a.
Viszketés az arcon vagy a nyakon	5,9	4,9	n.a.	n.a.
Fejfájás	42,1	41,1	n.a.	n.a.
Émelygés, hányinger	20,9	17,8	n.a.	n.a.
Megfázás érzése	39,6	41,2	n.a.	n.a.
Fáradékonyság és kimerültség	39,3	36,2	19,6 <sup>a</sup>	n.a.

Rövidítések: n.a.: nincs adat

<sup>a</sup>: a tünet előfordulása az elmúlt 12 hónapra vonatkozik

A tanulmányokban a gyermekek egészségi állapotát és tüneteit a szülők által kitöltött kérdőívek segítségével értékelték. A tanulmányokban ISAAC-alapú kérdőíveket alkalmaztak az asztma, a rhinitis és az ekcéma gyakoriságának és súlyosságának felmérésére iskolás gyermekek körében.

Azonban a betegségek prevalenciájának és tüneteinek előfordulási gyakoriságának összehasonlítása nehézkes, mivel a fent említett felmérések különböző időszakban és különböző országokban történtek.

Az InAirQ felmérésben a pollenallergia előfordulási gyakorisága 15,6% volt, ami a SINPHONIE-vizsgálat 13,4%-os átlagával összhangban van. Az orvos által diagnosztizált asztma prevalenciája idővel csökkenő tendenciát mutat, mivel a legmagasabb prevalenciát (14,8%) a legrégebbi vizsgálatban (HESE) jelentették és az idő előrehaladtával a SEARCH, a SINPHONIE és az InAirQ vizsgálatokban fokozatosan alacsonyabb arányokról számoltak be (9,1%, 7,6% és 6,3%). Azonban, az asztmatikus tünetek nem követik ezt a tendenciát, például a mellkasi sípolás vagy zihálás gyakorisága az elmúlt 12 hónapban azonos volt a HESE, SINPHONIE és InAirQ vizsgálatokban (8,2%, 7,8%, illetve 7,4%), míg a SEARCH vizsgálatban több mint kétszer magasabb (20,8%) volt, mint a másik három tanulmányban. Ezzel szemben a száraz éjszakai köhögés előfordulása lényegesen alacsonyabb volt a SEARCH vizsgálatban (12,4%), mint a másik három tanulmányban (az átlagértékek 16,9% és 18,3% között változtak). A közelmúltbeli tüneteket (<3 hónap) tekintve, korlátozott számú adat állt rendelkezésre, mivel a felmérések közül csak a SINPHONIE tanulmányban vizsgálták az általunk is felmért tünetek előfordulási gyakoriságát. Összességében megállapítható, hogy a felmérést megelőző három hónapban jelentett tünetek gyakorisága mindkét vizsgálatban hasonló volt (*III/18. táblázat*).

#### 4.5.4. A szülők által jelentett tünetek javulása az iskolán kívüli tartózkodás során

Az iskolás gyermekek különböző, fent említett tüneteket tapasztalhatnak olyan osztályterekben, ahol beltéri levegőminőség nem megfelelő. Néhány tünet hasonlít az iskolai közösségekben gyakorta tapasztalható légúti fertőzések által kiváltott tünetekhez, amelyek megnehezíthetik az ok-okozati összefüggés megállapítását. Például a megfázás tünetei azonosak lehetnek a levegőminőséggel kapcsolatos tünetekkel (Ahman és mtsai, 2000).

Az épületen belüli levegőminőséghez köthető akut tünetek általában megszűnnek, ha a gyermekek elhagyják az épületet. Vizsgálatunkban a leggyakoribb, egészséggel kapcsolatos probléma a légzőszervi tünetek voltak (n = 725), melyeket az általános- (n=711), a bőr- (n=256) és a szemtünetek (n=187) követték a gyermekeknél. A szülők/gondviselők jelentése alapján a gyermekek iskolán kívüli tartózkodás során a bejelentett tünetek javulása 4,9% és 15% közötti

tartományban volt (III/19. táblázat). A tanulmányunkban a tünetek összeségére vonatkozóan a szülők/gondviselők 17,7%-a jelentett javulást a tünetekben, amikor a gyermek az iskolán kívül tartózkodott, míg a SINPHONIE tanulmányban ez az arány magasabb volt (26,2%) (Csobod és mtsai, 2014). A vizsgálatunkban a gyermekek többsége (52,4% - 65,5%) nem tapasztalt javulást a tünetekben. Meg kell jegyezni, hogy a válaszadók kb. 30%-a nem tudta felidézni, hogy történt-e változás a tünetek alakulásában vagy sem.

III/19. táblázat: A tünetek változása az iskolán kívül

Tünetek (esetek száma)	Javult-e ezen tünetek közül bármelyik is, amikor a gyermek az iskolán kívül tartózkodott?			
	Nem	Igen		
		n (%)		Nem tudja
Légzőszervi tünetek (n = 725)	419 (59,9)	59 (8,5)		221 (31,6)
Szemtünetek (n = 187)	123 (65,5)	9 (4,9)		53 (28,6)
Bőrtünetek (n = 256)	162 (64,0)	13 (5,2)		78 (30,8)
Általános tünetek (n = 711)	361 (52,4)	107 (15,5)		221 (32,1)
Összes tünet (n = 869)	433 (51,8)	148 (17,7)		255 (30,5)

Mindazonáltal nem reális csupán azon iskolai környezettel kapcsolatos tünetekre összpontosítani, amelyek gyorsan javulnak vagy megszűnnek, amikor a gyermek távol marad az iskolától. Az irritáló anyagok által okozott elváltozások a szövetekben és sejtekben, valamint a légszennyező anyagok által kiváltott vagy súlyosbított tünetek nem szűnnek meg azonnal. Egyes kutatások éveig fennmaradó nyálkahártya-érzékenységről számolnak be az kifogásolt beltéri levegőminőséggel rendelkező épület elhagyását követően is (Ohm és mtsai, 1995; Rudblad és mtsai, 2002). Ezért több epidemiológiai tanulmányban figyelembe veszik a nem megfelelő beltéri levegőminőséggel kapcsolatos összes tünetet (függetlenül attól, hogy javulnak-e vagy sem az épület elhagyását követően), amelyek összefügghetnek az épület levegőminőségével (Zhang és mtsai, 2014). Ugyanakkor, az épülettel kapcsolatos tünetek több tényezőhöz kapcsolódnak, beleértve az egyéni és környezeti tényezőket is (Norbäck, 2009). Bár, ezen tünetek előfordulása csökkenthető hosszabb távolmaradással vagy a beltéri levegőminőség javítását célzó beavatkozásokkal (Ahman és mtsai, 2000; Jhun és mtsai, 2017), ezeket a paramétereket nem vizsgáltuk a jelen tanulmányban.

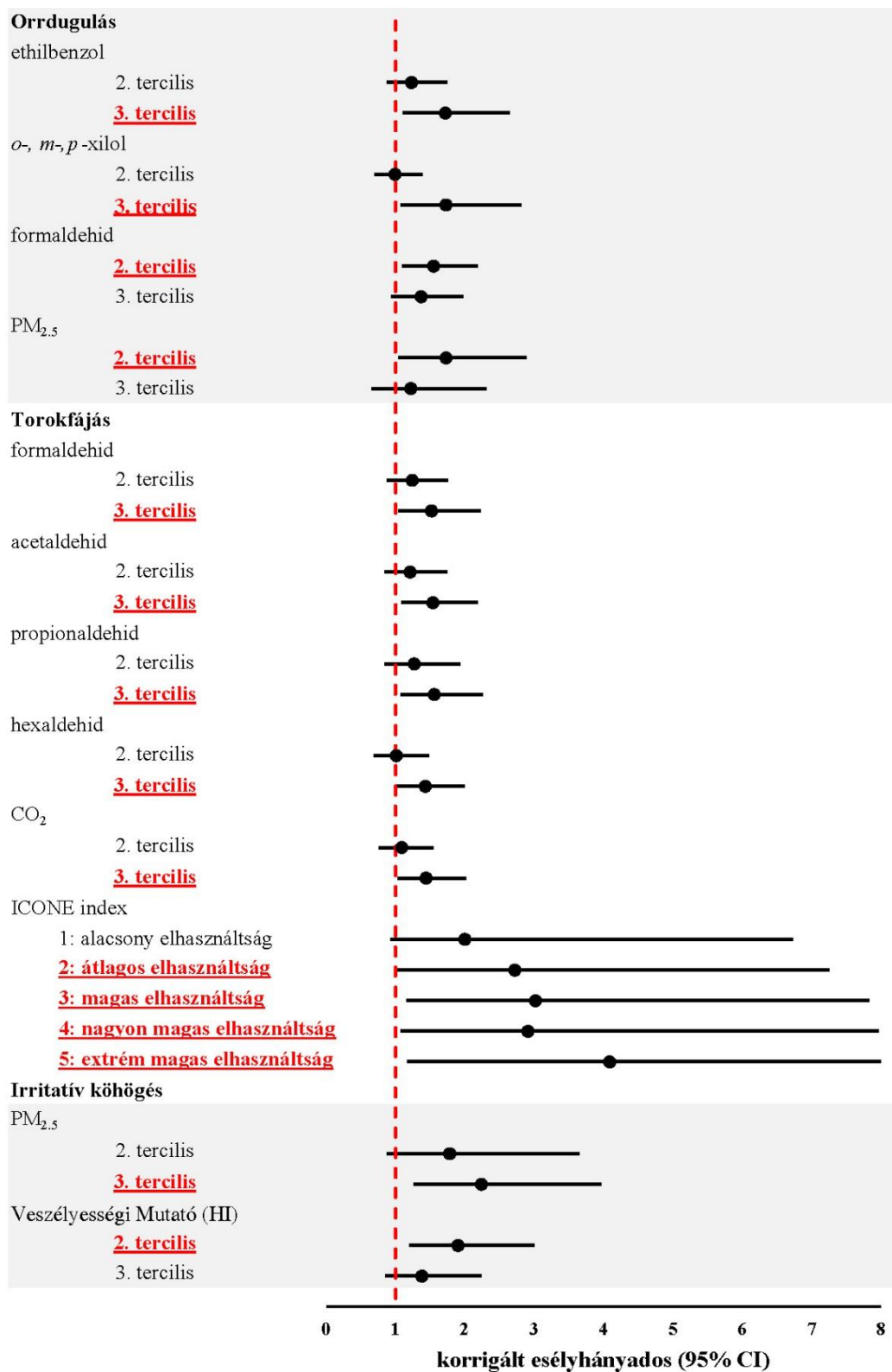


#### 4.6. A beltéri levegőminőségi paraméterek és a felmérést megelőző három hónapban tapasztalt tünetek előfordulási gyakorisága közötti összefüggések

A felmérést megelőző három hónapban tapasztalt tünetek gyakorisága és a különböző beltéri légszennyező anyagok koncentrációja közötti összefüggéseket vizsgáltam két különböző logisztikus regressziós modell (az I. modellt egy tényezővel, míg a II. modellt több tényezővel korrigáltam a 3.5.3. *fejezetben* leírtak szerint) segítségével. Mindkét modell hasonló eredményeket adott, de az eredmények ismertetéséhez a második modellt használtam, amely figyelembe veszi az összes általam vizsgált zavaró tényezők befolyását. A légzőszervi, bőr- és általános tünetcsoportokra vonatkozóan szignifikáns pozitív összefüggéseket találtam (*III/10-12. ábrák*). Az összes tünetre és légszennyező anyagra vonatkozó korrigált esélyhányados értékek az *M/III/5-8. táblázatban* találhatóak. A szemtünetek gyakorisága és a vizsgált légszennyező anyagok koncentrációja között nem találtam szignifikáns összefüggést. A modell robusztusságának bemutatása érdekében összehasonlítottam a két modell által kapott esélyhányadosok értékeit, amelyek az *M/III/9. táblázatban* találhatóak.

##### 4.6.1. Légzőszervi tünetek

Eredményeink megerősítették azokat a korábbi megállapításokat, miszerint bizonyos beltéri légszennyező anyagok az iskolaépületekben hatással lehetnek a gyermekek légzőszervi tüneteire. (Mejía és mtsai, 2011; Annesi-Maesano és mtsai, 2013; Chithra és Shiva Nagendra, 2018; Oliveira és mtsai, 2019). Vizsgálatunk során megállapítottuk, hogy az egyes illékony szerves vegyületeknek és aldehideknek való kitettség összefüggésbe hozható légúti tünetekkel (*III/10. ábra*).



III/10. ábra: A beltéri légszennyező anyagok koncentrációja, a HI, valamint az ICONE-index és a légúti tünetek előfordulási gyakorisága közötti összefüggések (a szignifikáns összefüggések kiemelve, aláhúzva)

A statisztikai modell alapján az orrdugulás gyakorisága szignifikáns összefüggést mutatott az etilbenzol ( $EH_k$ : 1,72; 95% CI: 1,11 - 2,65) és a xilolok ( $EH_k$ : 1,72; 95% CI: 1,11 - 2,65) harmadik tercilisével, valamint a formaldehid ( $EH_k$ : 1,55; 95% KI: 1,10 - 2,19) és a  $PM_{2,5}$  ( $EH_k$ : 1,73; 95% KI: 1,04 - 2,89) második tercilisével. Az orrdugulás és a beltéri légszennyezettség közötti összefüggést több tanulmány is vizsgálta. Egy francia és egy máltai tanulmány szerint a rhinoconjunctivitis előfordulása és a beltéri formaldehid koncentrációja között szignifikáns összefüggés volt megfigyelhető (Annesi-Maesano és mtsai, 2012; Fsadni és mtsai, 2018). Egy svédországi tanulmányban hasonló eredményeket értek el, amelyben az orr átjárhatóság alacsonyabb fokáról számoltak be 12 véletlenszerűen kiválasztott svédországi általános iskola osztálytermében (Norbäck és mtsai, 2017), ahol az átlagos beltéri formaldehid koncentráció ( $9,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) hasonló volt az általunk vizsgált koncentrációtartományhoz. Egy további keresztmetszeti vizsgálatban, amelyet Portugáliában 815 résztvevő bevonásával végeztek, pozitív kapcsolatot találtak az orrdugulás gyakorisága és az etilbenzol, a toluol és a xilolok koncentrációja között (Paciência és mtsai, 2019). Szintén egy Portugáliában megvalósított tanulmányban az összes szálló por tömegkoncentrációja és az iskolás gyermekek körében jelentett rhinitis között mutattak ki szignifikáns kapcsolatot (Canha és mtsai, 2011). A belélegezhető részecskék megnövekedett koncentrációjánál szintén csökkent orr átjárhatóságot figyeltek meg (Norbäck és mtsai, 2000). A részecskék irritálhatják az orr nyálkahártyáját, ami gyulladásos mediátorok keletkezéséhez vezethet, mely hiperreaktivitást is okozhat (Naclerio és mtsai, 2020; Passali és mtsai, 1999).

Az eredmények szerint a formaldehid ( $EH_k$ : 1,52; 95% KI: 1,04 - 2,23), az acetaldehid ( $EH_k$ : 1,54; 95% KI: 1,08 - 2,18), a propionaldehid ( $EH_k$ : 1,56; 95% KI: 1,07 - 2,26) és a hexaldehid ( $EH_k$ : 1,43; 95% KI: 1,02 - 2,00) koncentrációja szignifikánsan összefüggést mutatott a torokfájás előfordulásával. Az összefüggések minden esetben a beltéri koncentrációk harmadik tercilisénél váltak szignifikánssá. Ez az eredmény összhangban van a Norback és mtsai. (2017) által végzett korábbi vizsgálattal, amely az általános iskolákban mért formaldehid koncentrációt összefüggésbe hozta a toroktünetek előfordulásával (Norbäck és mtsai, 2017). Mori és mtsai. (2015) szintén megfigyelték, hogy a torokfájás előfordulása jelentősen megnőtt az orvostanhallgatók körében az anatómia kurzus alatt, ahol a formaldehid kitétség általában nagyon magas (Mori és mtsai, 2015). Ezzel szemben a SINPHONIE vizsgálatban a torokfájás előfordulása a benzol és a limonén koncentrációjával volt összefüggésben, nem pedig a formaldehiddel (a projektben más aldehideket nem vizsgáltak) (Csobod és mtsai, 2014). Korábbi tanulmányok nem találtak összefüggést az

iskolai környezetben vizsgált acetaldehid, propionaldehid és hexaldehid beltéri koncentrációja és a tanulók légzőszervi tünetei között. Azonban humán sejt- és állatkísérletekben már leírták ezen aldehidek gyulladáskeltő, immunotoxikus és légúti irritációt okozó hatását (US EPA, 2008; Cho és mtsai, 2017).

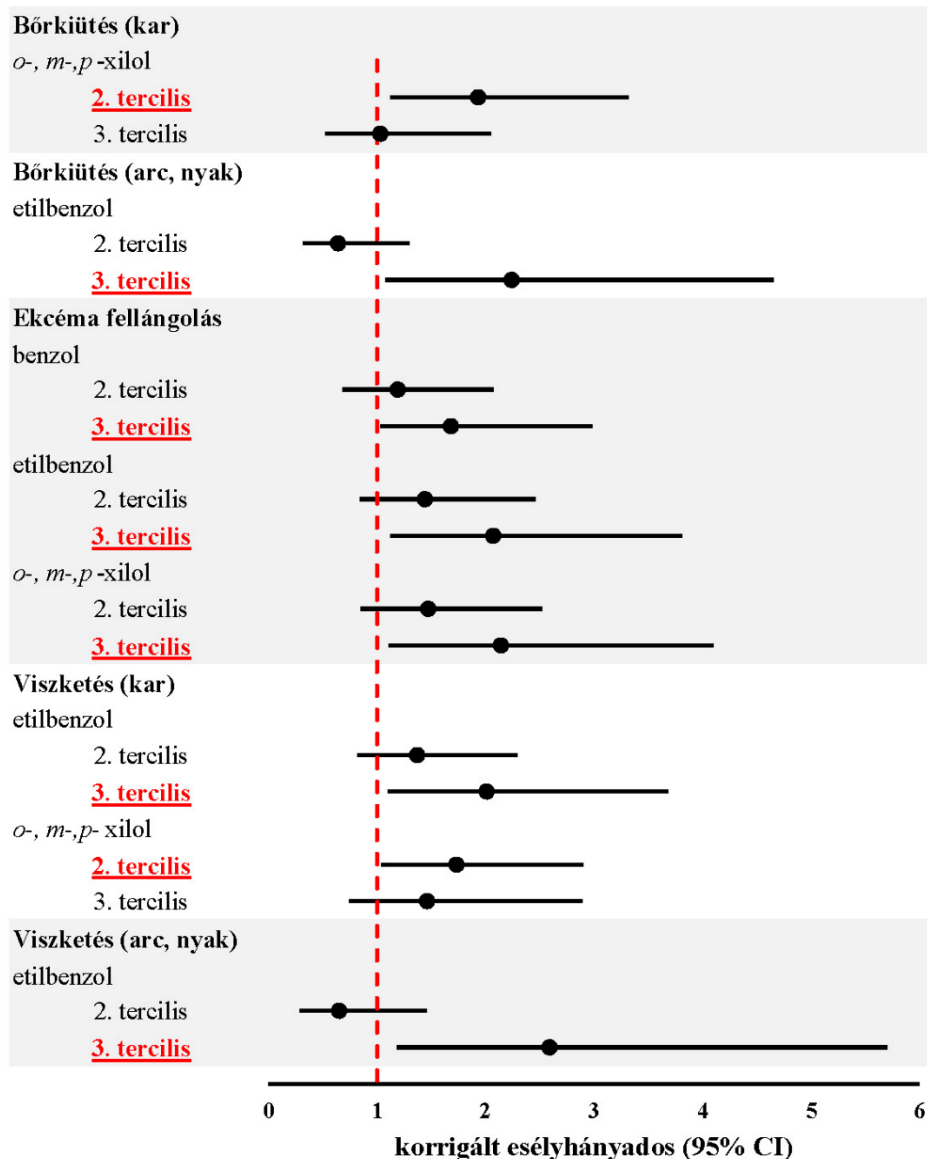
A statisztikai elemzés alapján a torokfájás előfordulásának gyakorisága szignifikánsan összefüggött a CO<sub>2</sub> koncentrációval (EH<sub>k</sub>: 1,44; 95% KI: 1,03 - 2,02 /harmadik tercilis/) és a levegő elhasználtságát jelző ICONE-indexszel (2. és az 5. kategória között). A 4.2.1. fejezetben bemutattam, hogy a CO<sub>2</sub> koncentráció és az aldehidek koncentrációja között szignifikáns pozitív korreláció mutatkozik, míg a CO<sub>2</sub> koncentráció és a légcsereszám, valamint a friss levegő mennyisége között szignifikáns negatív korreláció figyelhető meg. A magas CO<sub>2</sub> koncentráció tehát a tantermek nem megfelelő szellőztetését jelzi, ami a különböző beltéri légszennyező anyagok megnövekedett koncentrációjához (Rudnai és mtsai, 2012; Ramalho és mtsai, 2015; Sun és mtsai, 2019) és ennek következtében légzőszervi tünetekhez vezethet (Sun és mtsai, 2019; Wolkoff és mtsai, 2021). A toroktünetek előfordulási gyakorisága és a PM<sub>2.5</sub> tömegkoncentráció közötti összefüggéseket tanulmányunkban nem találtuk szignifikánsnak, ellentétben a SINPHONIE vizsgálattal, amelyben a torokszárazság kapcsolatot mutatott a megnövekedett PM<sub>2.5</sub> tömegkoncentrációval (Csobod és mtsai, 2014). Érdeemes megjegyezni, hogy az InAirQ tanulmány során alacsonyabb PM<sub>2.5</sub> tömegkoncentráció értékeket mértünk (átlag: 31 µg/m<sup>3</sup>), mint a SINPHONIE projektben (átlag: 44 µg/m<sup>3</sup>; (Csobod és mtsai, 2014)).

Ugyanakkor a magas beltéri PM<sub>2.5</sub> tömegkoncentrációnak kitett gyermekeknél gyakrabban fordult elő irritatív köhögés, mint az alacsonyabb koncentrációnak kitett gyermekeknél. A logisztikus regressziós modell alapján az irritatív köhögés előfordulási gyakorisága szignifikáns pozitív összefüggést mutatott a PM<sub>2.5</sub> tömegkoncentráció harmadik tercilisével (EH<sub>k</sub>: 2,24; 95% KI: 1,26 – 3,97). Korábbi kutatások is hasonló összefüggéseket találtak iskolás gyermekek körében az aeroszol részecskék és a köhögési tünetek között (Schwartz és Neas, 2000; Qian és mtsai, 2004; Pierse, 2006). Egy újabb tanulmány szerint a nap folyamán bekövetkező PM<sub>2.5</sub> tömegkoncentráció 10 µg/m<sup>3</sup>-es növekedése 2%-kal növelte a köhögés előfordulását (EH: 1,02; 95% CI: 1,00 - 1,04) (Zhang és mtsai, 2018). Baloch és mtsai. (2020) hasonló összefüggést találtak az alsó légúti tünetek előfordulási gyakorisága és a PM<sub>2.5</sub> tömegkoncentráció között (Baloch és mtsai, 2020), amit FaseehaSuhaimi és mtsai. (2015) is megerősítettek malajziai általános iskolás gyermekek körében végzett vizsgálatban (FaseehaSuhaimi és mtsai, 2015). Az irritatív köhögés előfordulási

gyakorisága a számított HI értékek második tercilisével is pozitív kapcsolatban állt ( $EH_k$ : 1,90; 95% KI: 1,20 – 3,00). Érdemes megjegyezni, hogy a legmagasabb HI értékek azon tantermeket jellemezték, amelyekben magas VOC és aldehid koncentráció jellemzett. Ezen szennyező anyagok közül több is torokirritáló hatású és nagy reaktivitási potenciállal rendelkezik a légúti hám számára, ami irritatív köhögést okozhat (Alford and Kumar, 2021; US EPA).

#### 4.6.2. Bőrtünetek

Az elemzés során azt tapasztaltuk, hogy a magas koncentrációban jelenlévő xilolok (második tercilis) és etilbenzol (harmadik tercilis) szoros összefüggést mutattak a kézen/alkaron ( $EH_k$ : 1,93; 95% KI: 1,12 - 3,32) és az arcon/nyakon ( $EH_k$ : 1,93; 95% KI: 1,12 - 3,32) jelentkező bőrkiütésekkel (*III/11. ábra*). Emellett a kéz/alkar és az arc/nyak viszketésének előfordulási gyakorisága is szignifikánsan kapcsolódott az etilbenzol és xilolok beltéri koncentrációjával (az utóbbi csak a kéz/alkar viszketése esetén). Az ekcémás tünetek szintén gyakrabban fordultak elő magas beltéri benzol, etilbenzol és *o*-, *m*-, *p*-xilol koncentrációval rendelkező osztálytermekben. Szignifikáns összefüggéseket minden esetben csak a harmadik terciliseknél figyeltem meg. Az eredményeink azt jelzik, hogy az említett aromás szénhidrogének hozzájárulhatnak a bőrtünetek kialakulásához vagy súlyosbodásához. A légszennyezők oxidatív stresszt okozhatnak a bőrben, ami a bőrgát diszfunkciójához és immunrendszeri diszregulációhoz vezethet, ami pedig bőrtüneteket okozhat (Kim és mtsai, 2013; Ahn, 2014; Bonamonte és mtsai, 2019; Roberts, 2020). Megfigyeléseinket egy korábbi felmérés eredményei is alátámasztják, melyben a beltéri légszennyező anyagok növelték az atópiás dermatitisz előfordulásának gyakoriságát és a toluolt releváns környezeti tényezőként azonosították (Kim és mtsai, 2015).

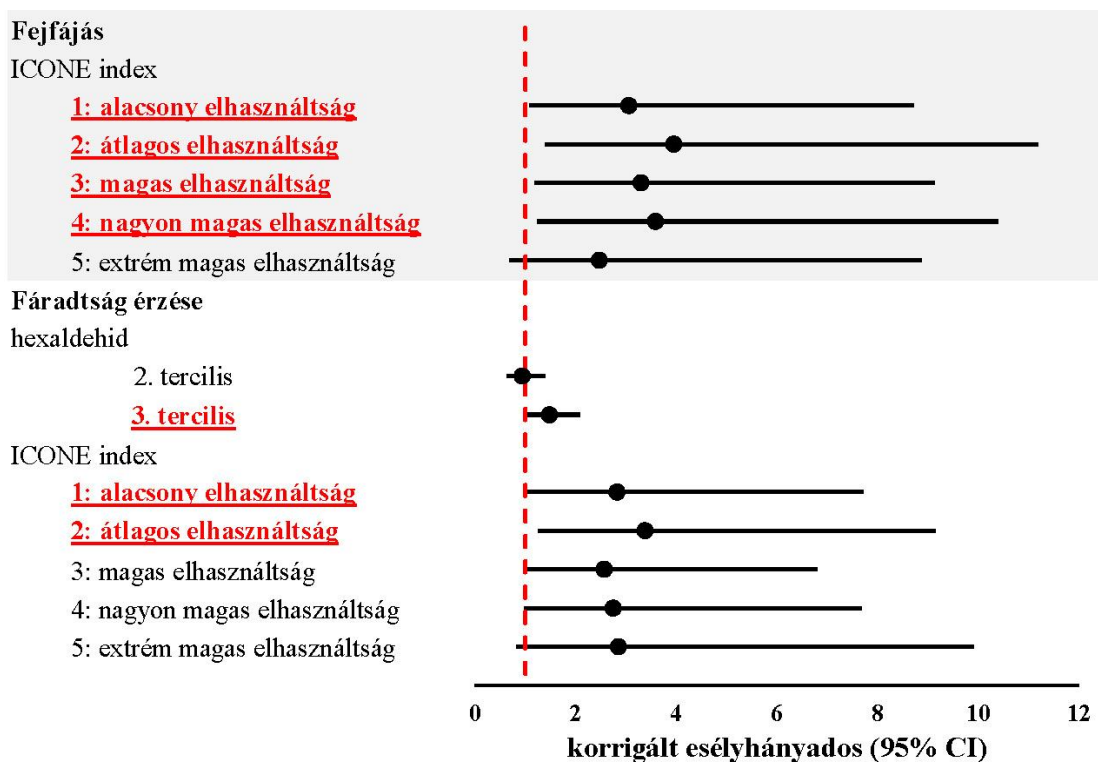


III/11. ábra: A beltéri légszennyező anyagok koncentrációja és a bőrtünetek előfordulási gyakorisága közötti összefüggések (a szignifikáns összefüggések kiemelve, aláhúzva)

#### 4.6.3. Általános tünetek

A gyermekek körében a fejfájás és a fáradtság tünetei szignifikánsan nagyobb eséllyel fordultak elő azokban az osztálytermekben, amelyeket nem megfelelő szellőztetés jellemzett. A fejfájás előfordulási gyakorisága szignifikáns kapcsolatban állt az ICONE-index szintjeivel (1. kategóriától a 4. kategóriáig). A fáradtság esetében csak az ICONE index első és második szintjén tapasztaltam szignifikáns összefüggést. Ezek az eredmények összhangban vannak a magas beltéri CO<sub>2</sub>

koncentrációhoz köthető egészséghatásokkal kapcsolatos korábbi megfigyelésekkel (Kajtár és mtsai, 2006; Cetin, 2016; Korsavi és mtsai, 2020). Továbbá, azt is megfigyeltük, hogy a hexaldehid koncentrációja összefüggésbe hozható a gyermekek fáradtságérzetével (III/12. ábra). A vizsgált aldehidek közül a hexaldehid volt a legmagasabb koncentrációban jelen (átlagérték  $9,17 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) az osztálytermekben. Korábbi állatkísérletek kimutatták, hogy a hexaldehid belélegzése izomgyengeséget és depresszióhoz hasonló viselkedést okozhat az állatokban (Ueno és mtsai, 2020). Irodaépületekben végzett kutatások szerint a hexaldehid összefüggésbe volt hozható légúti, bőr- és szemirritációs tünetekkel (Sakellaris és mtsai, 2020).



III/12. ábra: A beltéri légszennyező anyagok koncentrációja, az ICONE-index és az általános tünetek előfordulási gyakorisága közötti összefüggések (a szignifikáns összefüggések kiemelve, aláhúzva)

## 5. Összegzés

A beltéri levegő minőségének vizsgálata és a levegőminőség javítását célzó intézkedések meghozatala kulcsfontosságú az iskolás gyermekek egészségének megőrzésében. Egyre több tanulmány mutat rá a korábban már azonosított, illetve az újonnan felmerülő, a beltéri környezettel kapcsolatos problémákra. Az InAirQ projekt új adatokat szolgáltatott a beltéri légszennyezettséggel és annak egészségkockázatával kapcsolatban 5 közép-európai ország 64 általános iskolájában végzett felmérések alapján. Számos beltéri légszennyező koncentrációjában jelentős területi eltéréseket azonosítottam. Az eredmények alapján elmondható, hogy a legtöbb vizsgált illékony szerves vegyület beltéri koncentrációja jelentősen magasabb volt az olaszországi általános iskolák tantermeiben. Továbbá, a magyarországi általános iskolák tantermeit szignifikánsan magasabb  $PM_{2.5}$  tömegkoncentráció, illetve a szlovén iskolák osztálytermeit szignifikánsan magasabb radon koncentráció jellemezte, mint a felmérésbe bevont többi ország osztálytermeit. Általánosságban elmondható, hogy a vizsgált épületekben gyakoriak és hasonlóak voltak a beltéri levegőminőséggel kapcsolatos legfontosabb problémák. A bel- és kültéri koncentrációk medián aránya az illékony szerves vegyületek esetén 0,93 (benzol) és 23,2 (limonén), míg az aldehidek esetén 1,62 (propionaldehid) és 7,86 (acetaldehid) között változott. Az eredmények alapján meghatároztam, hogy számos illékony szerves vegyület és aldehid jelentős beltéri forrással rendelkezik és a nem megfelelő szellőztetés hiányában dúsul a beltéri környezetben. A bel- és kültéri  $PM_{2.5}$  tömegkoncentrációk medián aránya 0,76 és 1,34 között változott az öt közép-európai ország természetes szellőztetésű iskoláiban, mely azt jelzi, hogy a beltéri források kisebb mértékben járulnak hozzá a  $PM_{2.5}$  tömegkoncentrációhoz és megerősítik azt a tényt, hogy a finom részecskék nagyrészt kültéri eredetűek. A légszennyező anyagok egészségre gyakorolt káros hatásának vizsgálatára különböző kockázatbecslési módszereket alkalmaztam. Az eredmények rámutattak arra, hogy az általános iskolák osztálytermeiben a legnagyobb aggodalom a magas  $PM_{2.5}$  tömeg-, radon, formaldehid és  $CO_2$  koncentrációjából adódik. A kockázatbecslés továbbá rámutatott, hogy más légszennyező anyagok (acetaldehid, benzol és etilbenzol) koncentrációjának csökkentése is szükséges a gyermekek egészségének védelme érdekében. Fontos megjegyezni, hogy az alkalmazott kockázatbecslési megközelítéseknek vannak korlátai (pl.: a megfelelő referenciaértékek kiválasztása, a kumulatív kockázatbecslésben a kockázati



hányadosok összeadása az alapértelmezett opció és nem utolsó sorban pedig a korlátozott számú vizsgált légszennyező anyag), amelyeket figyelembe kell venni az eredmények értelmezése során. A korábbi epidemiológiai vizsgálatok alapján nem rendelkezünk elegendő információval arról, hogy az általános iskolás gyermekek krónikus és akut tüneteinek alakulásában milyen szerepet játszik az osztálytermek beltéri levegőminősége. Ennek okán a levegőminőségi vizsgálatokkal párhuzamosan egy kérdőív segítségével felmértük az érintett osztálytermekben tanuló gyermekek egészségi állapotát (allergia, orvos által diagnosztizált asztma és tünete, a felmérést megelőző három hónapban tapasztalt légzőszervi, bőr-, szem- és általános tünetek). A szülők által kitöltött, összesen 1084 kérdőív alapján a gyermekek egészségi állapotában jelentős területi eltéréseket azonosítottam. Az orvos által diagnosztizált asztma prevalenciája és az asztmaszerű tünetek előfordulása a szlovén, míg az akut légzőszervi, bőr- és általános tünetek gyakorisága a lengyel gyermekek körében volt a legmagasabb. Továbbá logisztikus regressziós modellekkel vizsgáltam a beltéri légszennyezők koncentrációja és az elmúlt három hónapban tapasztalt tünetek gyakorisága közötti összefüggéseket. A statisztikai elemzés alapján a légzőszervi tünetek előfordulásának gyakorisága elsősorban az aldehidek, a kisméretű aeroszol részecskék és a CO<sub>2</sub> koncentrációjával, valamint a kockázati hányadosok összegével mutatott szignifikáns összefüggést. A bőrtünetek gyakorisága magasabb volt azon gyermekek körében, ahol az osztálytermekben magasabb volt az aromás szénhidrogének koncentrációja. Az általános tünetek (pl.: fejfájás, fáradékonyság) a levegő elhasználtságát jelző indexszel és a hexaldehiddel mutattak szignifikáns összefüggést. Az InAirQ projektben azonosított összefüggések jó egyezést mutatnak korábbi vizsgálatok eredményeivel. A beltéri légszennyezettségnek tulajdonítható egészséghatások és egészségkockázatok azonosítása segítheti a döntéshozókat a szükséges intézkedések kidolgozásában.

## IV. Passzív épületek beltéri levegőminőségének jellemzése

### 1. Bevezetés

A globális energiaválság miatt - különösen az Európai Unió országaiban - az épületeink fenntartási költségei folyamatosan emelkednek és a környezetterhelés okozta károk egyre pusztítóbbá válnak, így az alacsony energiaigényű épületek mind inkább a figyelem középpontjába kerül. Az Európai Unió országaiban, így Magyarországon is egyre szigorodnak az új épületekre vonatkozó követelmények, előírások és energetikai jogszabályok. Az Európai Parlament 2010/31/EU irányelve kimondja, hogy 2021. január 1-jétől az Európai Unióban minden új épületnek tartalmaznia kell energiamegtakarítási intézkedéseket és „közel nulla energiaigényű épületnek” kell lennie. Emelett a 2018/844/EU direktíva megkönnyíti a meglévő épületek költséghatékony átalakítását közel nulla energiaigényű épületekké a hosszú távú fenntarthatóság érdekében. Ennek eredményeként a mai kor egyik legmeghatározóbb építészeti jelenségeivé váltak a passzívházak, amelyek az energiatudatosság építészeti eszközeit alkalmazzák. A "passzívház" kifejezés (vagy az eredeti német "Passivhaus" kifejezés) olyan építési szabványra utal, amely egész évben minimális energiafogyasztás mellett biztosítja a magas szintű beltéri komfortérzetet. A koncepciót a 90-es évek elején dolgozták ki és ahhoz, hogy egy épület passzívháznak minősüljön, meg kell felelnie bizonyos kritériumoknak a helyiségek fűtési és hűtési energiaigénye, a teljes primerenergia-igény, a légtömörség és a hőkomfort tekintetében, amint azt a Passzívház Intézet részletesen leírja (Passive House Institute, 2015). A koncepció műszaki, gazdasági és társadalmi megvalósíthatóságát a 2000-es évek elején a CEPHEUS (Cost Efficient Passive Houses as European Standards) projekt keretében épült több mint 100 lakás energiateljesítményének, hőkomfortjának és a lakók elégedettségének részletes vizsgálata bizonyította (Schnieders és Hermelink, 2006).

Mint minden új technológiánál, a passzívházak esetén is felvetődik a kérdés, hogy az energiamegtakarításon kívül az egészséghatás szempontjából kedvezőbbek-e a feltételek a hagyományos építési technológiával épült házakhoz képest (Spiru és Simona, 2017). Mivel a lakosság egyre nagyobb hányada él energiatakarékos épületekben, mint például passzívházakban, amelyekben a nem megfelelően kialakított mechanikus szellőztetés, illetve a beltéri forrásokból (pl.: építési/dekorációs/bútorozási anyagok, valamint a beltéri tevékenységekhez és

karbantartáshoz használt termékek) felszabaduló különböző szennyező anyagok hosszú ideig a levegőben maradhatnak, amelyek a lakók egészségére negatív hatást gyakorolhatnak (Persily és Emmerich, 2012; Vardoulakis és mtsai, 2020; Moreno-Rangel és mtsai, 2020).

Kezdetben a passzív épületek felmérésére irányuló projekteken a levegőminőségi vizsgálatok csak a fizikai paraméterek (pl.: hőmérséklet, relatív páratartalom) vizsgálatára terjedtek ki (Mahdavi és Doppelbauer, 2010; Brunsgaard és mtsai, 2011; McGill és mtsai, 2014; Foster és mtsai, 2016). Azonban az elmúlt évtizedben a passzív épületek beltéri levegőminőségének részletes felmérése különböző országokban is a fókuszpontba került. Több kutatás is arra a következtetésre jutott, hogy a passzívházak beltéri levegő minősége általában hasonló vagy jobb, mint a hagyományos építésű házaké (Derbez és mtsai, 2014a; Langer és mtsai, 2015; Wallner és mtsai, 2015; Wallner és mtsai, 2017; Wang és mtsai, 2018; Meyer, 2019). Egy franciaországi tanulmány szerint azonban bizonyos VOC-k (*n*-dekán, *n*-undekán, *o*-xilol és sztírol) és aldehidek (acetaldehid, hexaldehid) magasabb koncentrációban voltak jelen 7 újonnan épített energiahatékony épületben (beleértve a passzív épületeket is), mint az országos felmérésben véletlenszerűen kiválasztott 576 lakásban (Derbez és mtsai, 2014a). A beltéri levegőminőséget meghatározó paraméterek szezonális változásait is vizsgálták és az energiahatékony épületekben szignifikánsan magasabb beltéri PM<sub>2.5</sub> tömegkoncentrációt találtak a téli hónapokban. Langer és munkatársai (2015) 20 svédországi passzívházban vizsgálták a beltéri levegőminőséget és azt tapasztalták, hogy a fűtési időszakban az alacsonyabb formaldehid-koncentráció mellett magasabb összes VOC (Total Volatile Organic Compound - TVOC) koncentrációt találtak a hagyományos épületekhez képest (Langer és mtsai, 2015). Wallner és mtsai. (2015) tanulmányában valamennyi vizsgált légszennyező paraméter alacsonyabb koncentrációban volt jelen a felmérésbe bevont 62 ausztriai energiahatékony lakásban, mint az ugyanebben az időszakban épült hagyományos épületekben (Wallner és mtsai, 2015).

A főként passzívházakra összpontosító tanulmányok mellett az elmúlt évtizedben széles körű adatbázisok készültek az energiahatékony épületek beltéri levegőminőségével kapcsolatban. Derbez és munkatársai (2017) célul tűzték ki, hogy részletesen vizsgálják a beltéri levegőminőséget 72 energiahatékony franciaországi lakásban a fűtési és a nem fűtés időszakban. A tanulmány szerint az energiahatékony épületekben jelentősen magasabb  $\alpha$ -pinén, limonén és hexaldehid koncentrációt találtak, mint a hagyományos építési technológiával épült házakban (Derbez és mtsai, 2017). A tanulmány szerzői rámutattak arra, hogy a szezonális mellett a lakások

építéséhez, szigeteléséhez, díszítéséhez és berendezéséhez használt fa vagy faalapú termékek kibocsátása a legjelentősebb tényezők közé tartoznak a beltéri levegőminőség szempontjából. Yang és munkatársai (2020) országos felmérést végeztek, amelyben 169 svájci energiahatékony lakást vizsgáltak. A felmérés széleskörű adatokat szolgáltatott a beltéri levegőminőségről és számos problémát azonosítottak ezzel kapcsolatban. Az eredmények rámutatnak, hogy azon energiahatékonyági intézkedések, amelyek nem veszik figyelembe a beltéri levegő minőség alakulását befolyásoló egyes tényezőket (pl.: megfelelő légcserre), az illékony szerves vegyületek és az aldehidek feldúsulásához vezetnek (Yang és mtsai, 2020). Stranger és munkatársai (2012) összesen 25 energiahatékony belgiumi épületben vizsgálták a beltéri levegőminőséget meghatározó paramétereket. A szerzők a vizsgált légszennyező anyagok nemzeti és nemzetközi irányékeinek túllépéséről számoltak be (Stranger és mtsai, 2012).

Látható, hogy a passzív és energiahatékony épületek beltéri levegőminőségével kapcsolatban továbbra is számos probléma megoldatlan a gyakorlatban, a passzív vagy energiahatékony épületekben egyes légszennyezők koncentrációja magasabb lehet a hagyományos épületekben, valamint a kültéren mért értékekhez képest. Az elmúlt évtizedben több olyan változtatást hajtottak végre az épületekben és azok beltéri környezetében, amelyek jelentős hatással lehetnek a beltéri levegő minőségére. Az energiahatékony és légtömorség javítását célzó munkálatok, valamint a különféle szintetikus anyagok növekvő használata új vagy ismert légszennyező anyagokat bocsáthat ki a levegőbe, ami a szennyező anyagok megnövekedett koncentrációjához vezethet.

Számos ország nem rendelkezik passzív épületek beltéri környezetére vonatkozó mérési adatokkal, annak ellenére, hogy a beltéri levegőminőség egészségre gyakorolt hatása régóta a figyelem középpontjában áll. A passzív épületek beltéri légszennyező anyagainak azonosítása segítheti a szakembereket olyan épületek tervezésében, amelyek csökkentik ezen szennyező anyagok forrásait és így jobb beltéri levegőminőséget biztosítanak.

## **2. A passzív épületek vizsgálatára irányuló projekt**

Napjainkban a passzív épületek létesítése Magyarországon is egyre elterjedtebbé válik, melyekben az alacsony energiafelhasználás, a megfelelő légcserre és a komfortos környezet kialakítása a cél. Az új épületekben gyakran használnak olyan szerkezeti, berendezési és használati tárgyakat, melyek különböző illékony szerves vegyületeket és aldehideket bocsátanak ki. Ha az épület nem

megfelelően van kialakítva és használva, akkor ezeknek a légszennyezők koncentrációja a kültéri levegőhöz képest jelentősen magasabb lehet.

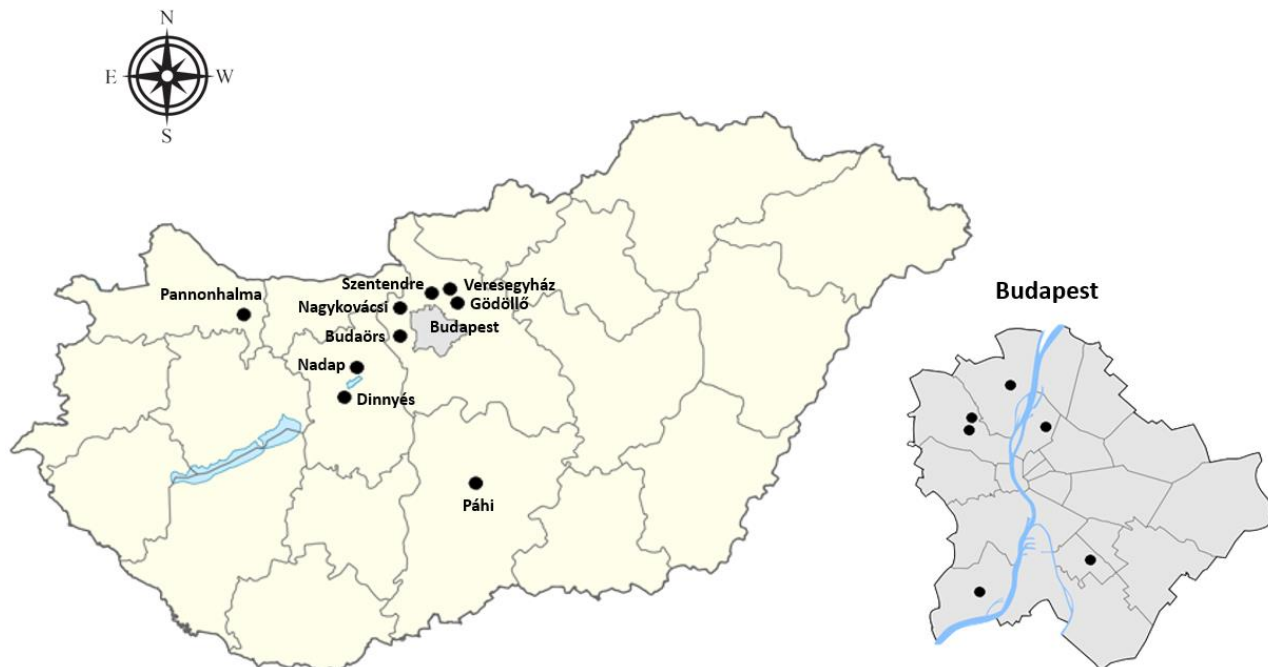
Ezt felismerve, a Nemzeti Népegészségügyi Központban egy felmérés keretében a passzív épületek bel- és kültéri levegőminőségét vizsgáltam a fűtési és nem fűtési időszakban. Célul tűztem ki, annak megállapítását, hogy a háztartás lakói egyformán vannak-e kitéve a különböző légszennyező anyagoknak a két vizsgált időszakban, vagy esetleg az egyik szezonban az épület lakóit jelentősebb kitettség éri egyes paraméterek esetén. Céлом volt továbbá, hogy a projekt során kapott eredményeket összehasonlítsam a különböző szervezetek által megállapított referenciaértékekkel és a korábbi tanulmányok eredményeivel. Ezen célok megvalósításához 15 passzív épületben végeztem felméréseket.

A beltéri légszennyező anyagok közül meghatározásra kerültek az illékony szerves vegyületek, az aldehidek, a kisméretű aeroszol részecskék (PM<sub>2,5</sub>), az ózon, a nitrogén-dioxid és a CO<sub>2</sub> koncentrációja. A felmérés ideje alatt a komfortérzetet befolyásoló néhány fizikai paraméter (hőmérséklet, relatív páratartalom, légsebesség) alakulását is nyomon követtem. A levegőminőséget meghatározó paraméterek mérésén kívül ellenőrzőlisták segítségével felmértem a passzív épületek és a kiválasztott helyiségek tulajdonságait (pl.: épület elhelyezkedése, padlóburkolat típusa, épület kora, stb.).

### **3. Kísérleti rész**

#### **3.1. Mintavétel/helyszíni mérési kampány**

A bel- és kültéri levegőminőség vizsgálatára irányuló mintavételeket és helyszíni méréseket 2019 és 2021 között, 7 egymást követő napon végeztem épületenként és szezononként. Összesen 15 passzív épület felmérésére került sor Magyarország területén, melyek elhelyezkedését a *IV/1. ábra* szemlélteti, illetve a *M/IV/1. táblázat* a pontos mintavételi időpontok feltüntetésével az épületek listáját tartalmazza.



IV/1. ábra: Mintavételi helyszínek.

A felmérés során olyan kémiai szennyezőket vizsgáltam, melyek az egészséghatás szempontjából kiemelt jelentőségűek. Meghatároztam tíz illékony szerves vegyület, öt aldehid, a PM<sub>2.5</sub> méretfrakció, az O<sub>3</sub>, a NO<sub>2</sub> és a CO<sub>2</sub> koncentrációját. A kémiai légszennyezőkön kívül, néhány fizikai paraméter (hőmérséklet, relatív páratartalom, légsebesség) alakulását is nyomon követtem. A kiválasztott kémiai és fizikai paramétereket, valamint az alkalmazott módszereket az IV/2. táblázat tartalmazza. A biológiai légszennyezők is meghatározásra kerültek a projekt során, azonban a doktori értekezés nem tartalmazza ennek tárgyalását.

IV/2. táblázat: A passzív épületek felmérése keretében vizsgált levegőminőségi paraméterek, valamint a mintavételi eszközök és a meghatározás részletei.

Vizsgált paraméterek	Mintavételi eszközök	Meghatározás
Illékony szerves vegyületek (n=10): benzol, toluol, etilbenzol, xilolok, triklór-etilén, tetraklóretilén, α-pinén, limonén, 2-etil-hexanol, sztirol	Passzív mintavevő csövek (Radiello®) diffúziós test kód: 1231 + adszorbens (töltet) kód: 130	GC-FID; ISO 16200-2:2000 szabvány szerint
Aldehidek (n=5): formaldehid, acetaldehid, propionaldehid, benzaldehid, hexaldehid	Passzív mintavevő csövek (Radiello®) diffúziós test kód: 1201 + adszorbens (töltet) kód: 165	LC-UV; ISO 16000-4:2011 szabvány szerint

---

*IV/2. táblázat (folytatása):*

---

Vizsgált paraméterek	Mintavételi eszközök	Meghatározás
PM <sub>2.5</sub>	alacsony térfogataramú mintavevő (pumpa + mintavevő fej; áramlási sebesség: 10 L/perc) + kvarcszálalás szűrő	ISO 16000–37:2019 szabvány szerint
ózon, nitrogén-dioxid	Adatgyűjtővel ellátott kalibrált műszer (Aeroqual 500) (az adatrögzítés 3 perces időközönként történt)	
szén-dioxid	Adatgyűjtővel ellátott kalibrált műszer (Testo 435-2) (az adatrögzítés 2 perces időközönként történt)	
hőmérséklet, relatív páratartalom	Adatgyűjtővel ellátott kalibrált műszerek (Testo 174H) (az adatrögzítés 2 perces időközönként történt)	
légsebesség	hődrótos légsebességmérő (Testo 405i)	

Rövidítések: GC-FID: gázkromatográfia – lángionizációs detektor; LC-UV: folyadékkromatográfia – UV detektor

A mintavételi eszközöket az ISO 16000-1:2004 szabványnak megfelelően a padlótól körülbelül 0,8 - 1 m magasságban telepítettem. Amikor arra lehetőség volt, azokat a helyiség közepén, de minden esetben a faltól vagy ablaktól egy méter távolságban helyeztem el. Továbbá ügyeltem arra, hogy kellő távolságra legyen a mechanikus szellőzőrendszer légbeömlőjétől és elszívójától. A beltéri vizsgálattal párhuzamosan minden épületnél kültéri vizsgálatokat is folytattam a beltéri levegőminőség vizsgálatánál is alkalmazott mérőműszerekkel és mintavételi eszközökkel. A kültéri mintavételi pont kiválasztásánál figyelembe vettem, hogy a mintavételi eszközök a mechanikus szellőzőrendszer légbeszívó egység közelében, azonban a turbulens légáramlást elkerülve legyenek elhelyezve.

Az illékony szerves vegyületek és aldehidek mintavételezésére Radiello® típusú diffúziós mintavevőket alkalmaztam. A mintavétel 7 teljes napon keresztül tartott, aminek eredményeképpen a mintavételi idő a teljes hét folyamán körülbelül 168 óra volt. Az illékony szerves vegyületek megkötésére adszorpciós mintavevő csöveket (Radiello®) használtam. A komponensek meghatározását az ISO 16200-2:2000 szabvány szerint GC-FID rendszerrel végeztem. Aldehidek mintavételezésére 2,4-dinitrofenilhidrazinnal bevont szilikagélt alkalmaztam (Radiello®). Acetonitriles leoldást követően a kapott oldatokat HPLC-DAD rendszerrel, 360 nm hullámhosszon vizsgáltam az ISO 16000-4:2011 szabványnak megfelelően. Az alkalmazott meghatározási módszerek paramétereit a 3.2 *fejezetben* részletesen ismertetem.

A kisméretű aeroszol részecskék mintavétele alacsony térfogatáramú mintavevőkkel történt. A mintavétel során a megmintázandó levegőt egy alacsony térfogatáramú pumpa segítségével, egy kvarcszálás szűrőt ( $\varnothing$  37 mm, Pallflex® Tissuquartz) tartalmazó mintavevő egységen (impaktor) áramoltattam keresztül. A mintavételhez használt pumpa 10 l/perces térfogatáramát egy rotaméter segítségével állítottam be. A térfogatáramot a mintavétel megkezdése előtt és a mintavétel befejezésekor ellenőriztem. A körülbelül 7×24 órás mintavételi periódus végén, a mintát egy speciális szűrőtartó tokban szállítottam és mélyhűtőben tároltam a tömegmérésig. Mintavételt megelőzően a szűrőket egy akklimatizált helyiségben kondicionáltam legalább 48 órán át  $20 \pm 1^\circ\text{C}$ -on és  $50 \pm 5\%$  relatív páratartalom mellett, majd egy 1  $\mu\text{g}$ -os leolvashatósággal bíró mikromérleg (Mettler Toledo XPE26) segítségével meghatároztam a tömegét. A kondicionálást a mintavételt követően is elvégeztem.

A beltéri és kültéri ózon és nitrogén-dioxid méréseket egyaránt 3 perces időbeli felbontással működő hordozható Aeroqual™ S500 (Aeroqual Ltd., Auckland, New Zealand) műszerekkel végeztem. Továbbá a CO<sub>2</sub> koncentrációját 2 perces időbeli felbontással működő Testo 435-2 műszerrel (Testo SE & Co. KGaA, Németország) mértem. A készülékek specifikációja az IV/3. táblázat tartalmazza.

A fizikai paraméterek, mint a hőmérséklet és a relatív páratartalom méréseit is elvégeztem mind a beltéri, mind kültéri helyszíneken. A Testo 174H (Testo SE & Co. KGaA, Németország) monitorok 2 perces időbeli felbontással rögzítették a fizikai paraméterek értékeit. A légbeáramlási sebességet Testo 405i termikus anemométerrel mértem a szellőzőrendszer légbeömlőjénél hetente kétszer és az így kapott adatokat felhasználtam a légcseré mértékének meghatározásához. A helyszíni mérés során használt eszközök specifikációját a IV/3. táblázat tartalmazza.

IV/3. táblázat: A fizikai és kémia paraméterek mérésére használt eszközök jellemzője.

Mérőműszer	Specifikáció	
	Tartomány	Pontosság
Aeroqual 500		
ózon	0 – 0,15 ppm	$\pm 0.005$ ppm
nitrogén-dioxid	0 - 1 ppm	$\pm 0,02$ ppm (0 – 0,2 ppm) $\pm 10\%$ (0,2 - 1 ppm)
Testo 435-2		
szén-dioxid	0 - 10000 ppm	$\pm 75$ ppm
Testo 174H		
relatív páratartalom	0 % - 100 %	$\pm 3$ %
hőmérséklet	-20°C - +70°C	$\pm 0,5$ °C



IV/3. táblázat (folytatása):		
Mérőműszer	Specifikáció	
	Tartomány	Pontosság
Testo 405i		
légsebesség	0 – 30 m/s	± 0,1 m/s + a mért érték 5%-a (0 - 2 m/s) ± 0,3 m/s + a mért érték 5%-a (2 - 15 m/s)

### 3.2. A minták laboratóriumi elemzése

#### 3.2.1. Illékony szerves vegyületek és aldehidek meghatározása

A munkám során a következő illékony szerves vegyületeket határoztam meg: benzol, toluol, etilbenzol, *m*-, *p*-, *o*-xilol, triklóretilén, tetraklóretilén,  $\alpha$ -pinén, limonén, 2-etil-hexanol, sztirol. Első lépésként a kalibráló oldatsorhoz szükséges VOC törzsoldatot készítettem el. Ezt analitikai minőségű anyagmintákból, tömegbeméréssel hajtottam végre. A törzsoldat névleges koncentrációja 2000  $\mu\text{g/ml}$  volt. Ehhez egy 10 ml-es EPA csavaros üvegcsébe mindegyik vegyületből körülbelül 0,02 g-ot mértem be analitikai mérlegen. A bemérést a naftalinnal kezdtem, mivel ez az egyedüli szilárd halmazállapotú vegyület. Ezután mértem be a folyékony halmazállapotú vegyületeket, majd ezt követően adtam hozzá szén-diszulfidot. Kalibráló oldatsor elkészítéséhez az általam készített VOC törzsoldatot használtam. A kalibrációs oldatokat 0,1-75  $\mu\text{g/ml}$  tartományban állítottam elő minden vegyület esetében. A kalibráló oldatokhoz belső standardot is adagoltam. Ez névlegesen 2000  $\mu\text{g/ml}$  koncentrációjú fluor-benzol oldat volt, szén-diszulfidban oldva.

A minta-előkészítés során, az alkalmazott extraháláshoz a Radiello szorbenst tartalmazó 4 ml-es lezárható üveg edényhez 2 ml extraháló oldatot adtam hozzá. Ezt követően az edényeket lezárom majd 10 percig ultrahangos kádban extraháltam a mintákat, végül kihülés után átjuttattam egy 2 ml-es üvegcsébe. A minta-ekőkészítéshez felhasznált extraháló oldat az előkészített VOC törzsoldat 100 szoros hígítása, amelynek koncentrációja 20  $\mu\text{g/ml}$  volt. A mintákat a mérésig egy szeptumos fedővel lezárt barna 2 ml-es üvegcsében mélyhűtőben  $-20^{\circ}\text{C}$ -on tároltam. A végső extraktumokat egy héten belül elemeztem. Minden harmadik mérésnél vakmintát alkalmaztam, amit azonosan kezeltem, mint a mintavételi csövek elemzését.

Radiello passzív mintavevővel adszorbeált VOC komponensek elválasztásához Agilent 6890N gázkromatográfot (GC) és ehhez kapcsolt lángionizációs detektort (FID) alkalmaztam. A minősítési azonosítást a retenciós idők alapján végeztem, a koncentrációkat pedig analitikai

mérőgörbe segítségével határoztam meg. A mérési körülményeket a *IV/4. táblázatban* foglaltam össze.

*IV/4. táblázat: Gázkromatográfias körülmények*

<b>Készülék</b>	
Gázkromatográf	Agilent 6890N
<b>Oszlop</b>	
Állófázis	HP-PONA kolonna (100% dimetil-polisziloxán)
Hossz	50 m
Belső átmérő	200 $\mu\text{m}$
Filmvastagság	0,5 $\mu\text{m}$
<b>Vivógáz</b>	
Típus	6.0 nitrogén és 6.0 hélium ütköztető gáznak
Áramlás módja	konstans áramlási sebesség
Áramlási sebesség	2 ml/perc
<b>Felfűtési program</b>	
35°C → tart 3 percig → felfűtés 10°C/perccel 220°C-ig → tart 2 percig	

Az aldehidek meghatározása az általános iskolák beltéri levegőminőségének felmérése során alkalmazott módszerrel történt. Az illékony szerves vegyületekre és az aldehidekre vonatkozó LOD és LOQ értékek az *M/IV/2. táblázatban* találhatóak.

### 3.3. Adatfeldolgozás

Az adatok statisztikai elemzését az IBM által kínált SPSS (Statistical Package for the Social Sciences) szoftvercsomaggal (IBM SPSS 24.0 szoftver; IBM Corporation, Armonk, NY, USA) végeztem. Az LOD alatti értékeket LOD/2 értékekkel helyettesítettem. Az LOD és az LOQ közötti értékek esetében a laboratórium által megadott nyers koncentráció értékeket tartottam meg a statisztikai elemzésekhez. A torzítás csökkentése érdekében a 80%-nál kisebb kimutatási gyakorisággal rendelkező vegyületeket kizártam az elemzésből, mivel a nagyszámú LOD/2 érték torzítást eredményezhet az eredményekben. Ennek megfelelően a triklór-etilént, a tetraklór-etilént, a 2-etil-hexanolt és a sztirolt kizártam az elemzésből.

Annak eldöntésére, hogy a fűtési és a nem fűtési időszakok alatt vizsgált levegőminőségi paraméterek mediánjai között szignifikáns eltérés mutatkozik-e, páros Wilcoxon statisztikai próbát alkalmaztam. A beltéri és kültéri koncentrációk arányának kiszámítása során nem vettem figyelembe azon levegőminőségi paramétereket, amelyek beltérben 80%-nál kisebb kimutatási

gyakorisággal rendelkeztek. Azonban néhány légszennyező anyag a kültéren gyűjtött minták többségében nem volt számszerűsíthető, így az I/O arány kiszámításához a kültéren mért szennyező anyagokra vonatkozó szigorú kritériumot ( $c > LOD$  (80%)) figyelmen kívül hagytam.

#### 4. Eredmények és következtetések

##### 4.1. A vizsgálatba bevont passzív épületek és helyiségek jellemzői

A felmérésben alkalmazott két ellenőrzőlista a passzív épület és a vizsgált helyiség általános jellemzőin kívül a bel- és kültéri levegőminőséget befolyásoló tényezőkre vonatkozott.

A mérési kampány során összesen 15 passzívházat vizsgáltam, amelyek közül 13 családi ház és 2 lakóház volt. Az épületek a passzívház-szabványoknak (ISO 7730; DIN 1946) megfelelően, főként téglából és pórusbetonból épültek. A kiválasztott passzívházakról elmondható, hogy az épületek egy kivételével ( $n = 14$ ) 2010 után épültek. Az épületekben ( $n = 15$ ) helyreállítási munkálatokat nem végeztek az elmúlt 1 évben. Az épületek teljes alapterülete 62 és 360 m<sup>2</sup> között változott. A beltérbe érkező levegő a legtöbb esetben teljesen friss, kinti forrásból származott, kivéve egy esetben, ahol részlegesen visszaforgatott (20% recirkulációs arány) levegőt használtak. Ilyenkor a levegő egy része a kültérből, egy része pedig a beltérből visszaforgatva érkezik. A mechanikus szellőzőrendszer kültéri légbeszívó nyílása az épületek többségében ( $n=10$ ) a homlokzaton volt elhelyezve, míg három esetben a földszintre, két esetben pedig a tetőre telepítették. Mindegyik szellőzőrendszerben használtak fűszűrőt, valamint az épületek több mint felénél ( $n=9$ ) előszűrőt is alkalmaztak. A legtöbb esetben a szűrőket évente kétszer vagy gyakrabban cserélték ( $n=11$ ). A passzívházak 100 méteres körzetében lévő forgalom mértékéről megállapítható, hogy az épületek 67%-a enyhe ( $n=10$ ), 13%-a közepes ( $n=2$ ) és 20%-a sűrű és nagyon sűrű ( $n = 3$ ) forgalmú körzetben helyezkedett el. Azonban az épületek 200 m-es körzetén belül minden esetben volt egy forgalmas út is. A kiválasztott passzív épületek főbb jellemzőit az *M/IV/3. táblázat* tartalmazza.

Az épületek mintavételi helyiségei minden esetben a nappalik vagy amerikai konyhás nappalik voltak, amelyek átlagos alapterülete 52 m<sup>2</sup> volt. A zsúfoltságot tekintve átlagosan 13,9 m<sup>2</sup> jutott egy főre. A helyiségek elhelyezkedését illetően elmondható, hogy a felmérésben az összes vizsgált helyiség udvarra vagy kertre néző kialakítású volt. A nappalik többségében laminált padlóburkolat ( $n = 4$ ) vagy csempe ( $n = 4$ ) volt. A legtöbb beltéri helyiségben vízdoldható festéket használtak fal-

(n = 8) és mennyezetburkolatként (n = 9). Az ellenőrzőlista eredményei alapján a nem fűtési időszakban a szobák többségében (n = 12) naponta legalább egyszer kinyitották az ablakokat szellőztetés céljából, míg a fűtési időszakban a lakók ritkábban nyitottak ablakot. A legtöbb szobát (n = 11) legalább hetente egyszer takarították. A leggyakoribb padlótisztítási módszerek a porszívózás (n = 14) és a nedves felmosás (n = 8) voltak. Egyetlen helyiségben volt csak látható penészesedés. Nyomtatók, légfrissítők, gyertyák és illóolajok használatáról csak néhány esetben számoltak be. A beltéri dohányzásról egyetlen épület esetében sem számoltak be. A vizsgált helyiségek főbb jellemzőit az *M/IV/4. táblázat* tartalmazza.

#### 4.2. Passzív épületek bel- és kültéri levegőminősége

A vizsgálatban részt vevő passzívházak fűtési és nem fűtési időszakban mért bel- és kültéri levegőminőségéről készült összesítések az *IV/5.* és a *M/IV/5. táblázatokban* találhatóak. A *IV/6. táblázat* mutatja be a vizsgált légszennyezők koncentrációi és a tanulmányozott fizikai paraméterek értékei közötti szezonális különbséget. Az eredmények rámutatnak arra, hogy a lakók egyformán vannak-e kitéve a különböző légszennyező anyagoknak a két vizsgált időszakban, vagy esetleg az egyik szezonban jelentősebb kitétség jellemző. A medián beltér és kültér koncentráció arányok szintén meghatározásra kerültek. A fűtési és nem fűtési időszakra vonatkozó medián I/O arányokat öt kategóriába soroltam Marzocca és mtsai. (2017) alapján, amelyeket a *IV/7. táblázat* tartalmaz (Marzocca és mtsai, 2017). Mivel néhány célkomponens mediánja mennyiségileg nem volt meghatározható, ezért a torzítás elkerülése érdekében az azokra vonatkozó arányok meghatározását elvettem.

IV/5. táblázat: A passzív épületek felmérésére irányuló projekt keretében 2019-21 között a fűtési és nem fűtési időszak alatt a beltérben vizsgált légszennyező anyagok és fizikai paraméterek leíró statisztikája.

Paraméterek (mértékegység)	Nem fűtési időszak (n = 15)									Fűtési időszak (n = 14)								
	Min.	P25	Medián	Átlag	Szórás	P75	Max.	c>LOD (%)	c>LOQ (%)	Min.	P25	Medián	Átlag	Szórás	P75	Max.	c>LOD (%)	c>LOQ (%)
benzol (µg/m <sup>3</sup> )	0,42	0,63	0,79	1,12	0,83	1,35	3,24	100	100	0,57	0,75	1,87	2,24	1,61	3,17	6,13	100	100
toluol (µg/m <sup>3</sup> )	0,98	2,07	3,16	8,96	15,3	4,91	58,7	100	100	1,25	2,14	3,05	4,14	2,89	4,88	10,4	100	100
etilbenzol (µg/m <sup>3</sup> )	0,67	1,29	2,34	3,00	2,09	4,72	6,38	100	100	<LOQ	0,56	2,25	3,07	3,07	4,46	10,4	100	93
xilolok (µg/m <sup>3</sup> )	<LOD	1,31	5,71	6,84	7,69	6,45	24,0	87	87	<LOQ	0,98	1,88	8,95	12,4	12,2	37,9	100	74
triklór-etilén (µg/m <sup>3</sup> )	<LOD	<LOD	0,81	1,98	3,36	2,30	13,3	67	60	<LOD	<LOD	1,06	1,63	2,62	1,72	10,0	57	57
tetraklóretilén (µg/m <sup>3</sup> )	<LOD	<LOD	0,59	0,65	0,59	1,10	1,74	60	60	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	-	<LOD	<LOD	0	0
α-pinén (µg/m <sup>3</sup> )	2,15	4,25	10,3	55,9	161	21,7	634	100	100	3,63	10,4	16,2	48,8	95,8	42,8	374	100	100
limonén (µg/m <sup>3</sup> )	<LOD	4,55	11,4	14,5	14,5	21,3	51,5	93	93	5,39	36,3	48,8	89,2	106	112	422	100	100
2-etil-hexanol (µg/m <sup>3</sup> )	<LOD	<LOQ	0,76	1,61	1,84	3,12	4,91	79	57	<LOD	<LOD	0,84	2,51	3,52	3,71	10,2	57	50
sztirol (µg/m <sup>3</sup> )	<LOD	<LOD	<LOQ	<LOQ	-	<LOQ	2,92	53	20	<LOD	<LOQ	0,84	0,86	0,62	0,97	1,98	86	71
formaldehid (µg/m <sup>3</sup> )	6,77	19,5	25,8	27,9	12,4	32,4	56,8	100	100	8,54	15,1	21,8	25,4	15,5	29,1	62,6	100	100
acetaldehid (µg/m <sup>3</sup> )	4,42	8,84	11,1	12,3	4,74	14,6	20,7	100	100	8,49	12,2	17,0	18,9	9,36	21,0	42,3	100	100
propionaldehid (µg/m <sup>3</sup> )	1,79	2,73	3,11	3,58	1,29	4,40	6,07	100	100	1,61	2,95	3,40	4,28	2,14	5,64	9,19	100	100
benzaldehid (µg/m <sup>3</sup> )	<LOD	1,13	1,23	3,10	5,65	2,28	23,0	93	93	0,60	0,78	1,15	3,40	6,96	1,50	26,9	100	100
hexaldehid (µg/m <sup>3</sup> )	9,85	19,7	28,4	31,1	17,0	37,8	71,8	100	100	13,6	15,6	18,3	23,6	10,4	31,4	46,7	100	100
PM <sub>2,5</sub> (µg/m <sup>3</sup> )	13,0	16,7	19,4	26,5	16,4	30,3	70,7	-	-	15,2	17,7	21,7	23,7	7,8	29,1	35,9	-	-
ózon (µg/m <sup>3</sup> )	<LOD	<LOD	5,1	6,0	6,0	10,7	14,5	47	-	<LOD	<LOD	<LOD	3,55	4,07	6,94	10,3	46	-
nitrogén-dioxid (µg/m <sup>3</sup> )	17,9	31,2	36,3	35,1	7,23	39,3	47,6	100	-	23,7	31,8	34,8	33,8	4,6	37,0	40,0	100	-
szén-dioxid (ppm)	481	545	589	606	94	668	837	-	-	544	604	702	731	152	862	961	-	-
hőmérséklet (°C)	23,2	25,0	26,1	25,8	1,4	26,6	28,2	-	-	22,2	23,7	23,9	23,9	0,83	24,2	25,8	-	-
relatív páratartalom (%)	32,4	53,3	55,6	53,1	7,9	56,8	61,0	-	-	30,0	34,7	38,3	39,3	6,72	40,9	53,8	-	-
légcserezszám (1/h)	0,30	0,42	0,52	0,68	0,41	0,83	1,61	-	-	0,21	0,32	0,47	0,51	0,28	0,62	1,30	-	-
friss levegő mennyiség (m <sup>3</sup> /h fő)	8,83	14,0	22,3	23,0	10,5	29,7	43,6	-	-	7,69	11,8	19,5	17,3	6,16	20,8	27,5	-	-

Rövidítések: n: mintavételi helyek száma; Min: minimum; P25: 25. percentilis; P75: 75. percentilis; Max: maximum; c: koncentráció; LOD: kimutatási határ; LOQ: mennyiségi határ

IV/6. táblázat: Beltérben vizsgált levegőminőségi paraméterek szezonális különbségei

Paraméterek	n	Páros Wilcoxon próba		Eredmény
		T / Z	p érték	
benzol	14	<b>9,00 / 2,73</b>	<b>0,006</b>	<b>NF &lt; F</b>
toluol	14	45,0 / 0,47	0,638	-
etilbenzol	14	49,0 / 0,22	0,826	-
xilolok	14	45,0 / 0,47	0,638	-
$\alpha$ -pinén	13	<b>8,00 / 2,62</b>	<b>0,009</b>	<b>NF &lt; F</b>
limonén	14	<b>0,00 / 3,30</b>	<b>&lt; 0,001</b>	<b>NF &lt; F</b>
formaldehid	14	28,0 / 1,54	0,124	-
acetaldehid	14	<b>13,0 / 2,48</b>	<b>0,013</b>	<b>NF &lt; F</b>
propionaldehid	14	34,0 / 1,16	0,245	-
benzaldehid	14	51,0 / 0,09	0,925	-
hexaldehid	14	28,0 / 1,54	0,124	-
PM <sub>2,5</sub>	7	13,0 / 0,17	0,866	-
nitrogén-dioxid	13	30,0 / 1,08	0,279	-
szén-dioxid	14	<b>12,0 / 2,54</b>	<b>0,011</b>	<b>NF &lt; F</b>
hőmérséklet	14	<b>5,00 / 2,98</b>	<b>0,003</b>	<b>NF &gt; F</b>
relatív páratartalom	14	<b>0,00 / 3,30</b>	<b>&lt; 0,001</b>	<b>NF &gt; F</b>
légcsereszám	<b>14</b>	<b>0,00 / 3,30</b>	<b>&lt; 0,001</b>	<b>NF &gt; F</b>

Rövidítések: n: mintavételi helyek száma; T/Z: Páros Wilcoxon próba statisztika értékei; NF: nem fűtési időszak; F: fűtési időszak

IV/7. táblázat: A fűtési és nem fűtési időszakban vizsgált légszennyezők bel - és kültéri medián koncentrációinak aránya

Légszennyező anyagok	Medián beltér/kültér koncentráció arány	
	Nem fűtési időszak (I/O kategória)	Fűtési időszak (I/O kategória)
benzol	1,17 (III.)	0,97 (III.)
toluol	3,84 (II.)	3,72 (II.)
etilbenzol	55,5 (I.)	62,3 (I.)
xilolok	24,6 (I.)	31,2 (I.)
$\alpha$ -pinén	175 (I.)	489 (I.)
limonén	239 (I.)	1440 (I.)
formaldehid	9,96 (I.)	19,1 (I.)
acetaldehid	8,78 (I.)	17,8 (I.)
propionaldehid	10,1 (I.)	12,3 (I.)
benzaldehid	6,17 (I.)	5,73 (I.)
hexaldehid	42,1 (I.)	48,6 (I.)
PM <sub>2,5</sub>	1,38 (III.)	1,66 (III.)
ózon	0,03 (V.)	0,16 (V.)
nitrogén-dioxid	0,71 (III.)	0,71 (III.)

#### 4.2.1. A beltéri levegőminőséget befolyásoló fizikai paraméterek

A projekt során a légcsereszámot a térfogatáram és a monitorozott helyiségek térfogata alapján számoltam ki, míg az egy főre jutó friss levegő mennyiségét a helyiség térfogata, az ott tartózkodó lakók száma és a légcsereszám figyelembevételével határoztam meg. A fűtési szezonban a légcsereszám mediánja 0,47 1/h-nak, míg a nem fűtési szezonban 0,52 1/h-nak adódott. Az egy főre jutó friss levegő mennyiségének mediánja a fűtési időszakban 22,3 m<sup>3</sup>/h, míg a nem fűtési időszakban 19,5 m<sup>3</sup>/h voltak (IV/5. táblázat). Az általam vizsgált épületek 64, illetve 47%-ában a fűtési, illetve a nem fűtési időszakban a légcsereszám mediánja alacsonyabb volt, mint a Magyarországon érvényben lévő épületenergetikai rendelet (7/2006. TNM rendelet) által meghatározott 0,5 1/h minimális érték. Az eredmények alapján a légcsereszám medián értéke a nem fűtési időszakban szignifikánsan magasabb volt, mint a fűtési szezonban (IV/6. táblázat). Az alacsonyabb légcsereszám oka az, hogy a lakók a fűtési időszakban a mechanikus szellőzőrendszeren alacsonyabbra állították a légcseré mértékét, annak érdekében, hogy megakadályozzák a beltéri levegő páratartalmának csökkenését. Továbbá, a mért értékek alacsonyabbak lehetnek a tényleges értékeknél, különösen a nem fűtési időszakban, mivel a természetes szellőztetés hatását nem vettük figyelembe. A kérdőív eredményei azt mutatják, hogy a hideg idő miatt a lakók kevesebbszer nyitották az ablakokat a téli hónapokban, ami csökkenti a természetes szellőzés mértékét. A melegebb hónapokban a megkérdezett 15 háztartás közül 12 esetén nyitották ki az ablakokat naponta legalább egyszer, míg a fűtési időszakban csak a háztartások egyharmada (n = 5) tett így (M/IV/4. táblázat). A mérési eredményeink összhangban vannak a korábbi tanulmányokkal, amelyekben hasonlóan alacsonyabb légcsereszámot tapasztaltak a fűtési időszakban (Frankel és mtsai, 2012; Isaacs és mtsai, 2013; Derbez és mtsai, 2017; Stamp és mtsai, 2021).

A beltéri átlagos hőmérséklet a fűtési időszakban 22,2 - 25,8 °C között, a nem fűtési időszakban pedig 23,2 - 28,2 °C között változott. Az optimális hőmérséklet a passzív házakban 20 °C és túlmelegedés akkor jelentkezik, ha a beltéri hőmérséklet az év több mint 10%-ában meghaladja a 25 °C-ot (Feist és mtsai, 2012). Annak ellenére, hogy a monitorozott időszak minden szezonban csak egyetlen hétig tartott, a heti átlagos beltéri hőmérséklet a fűtési szezonban egy esetben, míg a nem fűtési szezon alatt tizenegy esetben volt magasabb 25 °C-nál. Ezek az eredmények rámutatnak a meleg időszakokban tapasztalható túlmelegedési problémákra. Korábbi tanulmányok már

beszámoltak a túlmelegedés problémáiról (Ridley és mtsai, 2013; Rojas és mtsai, 2015; Fokaides és mtsai, 2016; Foster és mtsai, 2016), amelyeknek fő oka lehet a nem megfelelő árnyékolás vagy az éjszakai szellőzés hiánya (Rojas és mtsai, 2015).

A heti átlagos beltéri relatív páratartalom értékek a fűtési szezonban 30,0 - 53,8% között, a nem fűtési szezonban 32,4 - 61,0% közötti tartományban ingadozott. Ezen szezonális mintázat a korábbi megfigyelésekkel (Langer és mtsai, 2015; Derbez és mtsai, 2017) összhangban van. Az ASHRAE (2020) felső határértékeket ajánl a páratartalomra, mellyel megakadályozható a mikrobák beltéri szaporodása és növelhető a hőkomfort, de nincs egyetértés a minimális szintet illetően, amely általában 40% alatt alacsonynak számít (Derby és mtsai, 2016). Az átlagos beltéri relatív páratartalom értékek két esetben voltak 40% alatt a nem fűtési szezonban és hét esetben a fűtési időszakban. Korábbi kutatások szerint a mechanikus szellőztető rendszerrel felszerelt energiahatékony házakban alacsonyabb a relatív páratartalom, mint a hagyományos lakóépületekben (Langer és mtsai, 2015; Wallner és mtsai, 2015). Az energiahatékony épületek lakói jelentősen gyakrabban számoltak be szemszárzságról, mint a hagyományos épületek lakói (Wallner és mtsai, 2017), amit a mérési eredmények is megerősítenek.

#### 4.2.2. A beltéri levegőminőséget befolyásoló kémia légszennyező anyagok

A felmérés keretében 10 illékony szerves vegyületet (benzol, toluol, etilbenzol, xilolok, sztirol, triklór-etilén, tetraklóretilén,  $\alpha$ -pinén, limonén, 2-etil-hexanol) vizsgáltam mind a fűtési, mind a nem fűtési időszakban. A passzív épületek legalább 80%-ban a célkomponensek mennyiségileg meghatározhatók voltak, kivéve a triklór-etilén, a tetraklóretilén, a 2-etil-hexanol és a sztirol. A beltéri környezetben a legmagasabb koncentrációban a limonén volt jelen mindkét időszakban, mediánértéke a fűtési szezonban  $48,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ -nek, míg a nem fűtési szezonban  $11,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ -nek adódott. Az  $\alpha$ -pinén koncentrációja szintén magas volt, medián értékei a fűtési szezonban 16,2, illetve a nem fűtési időszakban  $10,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  voltak (IV/5. táblázat). Mindkét terpén koncentrációjában jelentős szezonális különbség figyelhető meg (IV/6. táblázat). A limonén és az  $\alpha$ -pinén nagyon reaktívak és könnyen oxidálhatók, akár az ózon, akár más oxidatív anyagok hatására (Uhde és Salthammer, 2007; Calogirou és mtsai, 1999). Ezért feltehetően a nem fűtési időszakban megfigyelt alacsonyabb terpén koncentráció a nyári hónapokat jellemző magasabb



fotokémiai aktivitással és ózonkoncentrációval magyarázható. Továbbá mindkét szezonban a terpéneket jellemezte a legmagasabb a medián I/O koncentráció arány.

A limonén esetében a számított értékek a fűtési szezonban 1440-nek, míg a nem fűtési időszakban 239-nek adódott. Az  $\alpha$ -pinén beltér/kültér koncentráció arány értékei a fűtési időszakban 489, míg a nem fűtési szezonban 175 voltak (*IV/7. táblázat*). Ezek az értékek arra utalnak, hogy a limonén és az  $\alpha$ -pinén forrása bizonyosan a vizsgált passzív épületekben található beltéri forrásokból származik, mint például illatanyagok, testápolási termékek és tisztítószer, valamint festékek, lakkeltávolítók és berendezési tárgyak (Kotzias és mtsai, 2005; Wolkoff és Nielsen, 2017). A Derbez és mtsai. (2017) által végzett kutatások is hasonló eredményt mutattak, melynek során franciaországi energiahatékony épületben vizsgálták a beltéri levegőminőséget. Megállapították, hogy a limonén elsődleges forrása az emberi tevékenység, míg az  $\alpha$ -pinén a lakások építéséhez, szigeteléséhez, díszítéséhez és berendezéséhez használt fa vagy faalapú termékekből kerül a levegőbe (Derbez és mtsai, 2017).

A beltéri levegőben mindkét vizsgált időszakban az aromás szénhidrogének (benzol, toluol, etilbenzol, xilolok) koncentrációinak mediánja alacsonyabb volt, mint  $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , kivéve a xilolok koncentrációját, amely a fűtés nélküli időszakban meghaladta ezt az értéket. Az I/O arányok vizsgálata azt mutatta, hogy a legkisebb medián értékek a benzol esetében voltak megfigyelhetők (a fűtési időszakban a medián érték 0,97; a nem fűtési időszakban pedig 1,17). Az 1 körüli arány azt jelenti, hogy a benzol nem rendelkezik jelentős beltéri forrással. Általánosan elmondható, hogy a közúti közlekedés a fő forrása a beltéri benzolnak (Skov és mtsai, 2001; WHO, 2010). A benzol beltéri koncentrációja a fűtési időszakban szignifikánsan magasabb volt (*IV/6. táblázat*), ami összhangban van a korábbi megfigyelésekkel (Langer és mtsai, 2016). Hasonló szezonális mintázatot tapasztaltam a kültéri benzolkoncentráció esetében is.

A BTEX vegyületek közül az etilbenzol és xilolok I/O aránya az I. kategóriába ( $I/O > 5$ ), míg a toluol I/O aránya a II. kategóriába ( $2 < I/O < 5$ ) esett mindkét vizsgált időszakban. Ez arra utal, hogy ezeknek a komponenseknek beltéri forrásai is voltak a vizsgált helyiségekben, mint például különböző építési és berendezési tárgyakban található oldószerek, bevonatok, szintetikus illatanyagok, ragasztók, festékek és tisztítószer (Sarigiannis és mtsai, 2011; WHO 2022).

A tetraklóretilén csak a nem fűtési időszakban volt jelen, míg a triklóretilén, a 2-etilhexanol és a sztirol kimutatási gyakorisága és koncentrációja mindkét időszakban hasonló volt.

A felmérés során az öt aldehid (formaldehid, acetaldehid, propionaldehid, benzaldehid, hexaldehid) koncentrációját vizsgáltam. A legmagasabb medián koncentrációban ( $>10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) a hexaldehid, a formaldehid és az acetaldehid voltak jelen mind a fűtési, mind a nem fűtési időszakban. A legmagasabb medián koncentrációt a fűtési időszakban a formaldehid esetén ( $21,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), míg a nem fűtési időszakban a hexaldehid esetében ( $28,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) mértem. A propionaldehid és a benzaldehid átlagosan egy nagyságrenddel alacsonyabb koncentrációban volt jelen, mint a többi aldehid. A vizsgált aldehidek közül csak az acetaldehid mutatott szignifikáns szezonális eltérést, a fűtési időszakban magasabb koncentrációban volt jelen (*IV/6. táblázat*). Langer és munkatársai (2016) 567 francia lakás levegőminőségét vizsgálták, eredményeik hasonlóak voltak a jelen felmérés során tapasztaltakkal. Megállapították, hogy az acetaldehid koncentrációja a téli hónapokban szignifikánsan magasabb volt, ami arra utal, hogy a specifikus források elsősorban ebben az időszakban voltak aktívak (Langer és mtsai, 2016). Az acetaldehid különböző forrásokból származhat, mint például az építőanyagokból, bútorokból, tisztítószerből, testápolási termékekből, biomassa égetésből és főzési folyamatokból (Salthammer, 2023). Az általunk mért magas beltéri koncentrációk az alacsony légcserével magyarázhatók, valamint azzal, hogy az emberek több időt töltenek beltéren a téli hónapokban, ami következtében megnövekszik a légszennyező anyagokat termelő tevékenységek száma. A vizsgálatunkban a formaldehid és hexaldehid medián koncentrációja magasabb volt a nem fűtési időszakban. Több tanulmányban is kimutatták, hogy a magasabb beltéri hőmérséklet hatására a kémiai anyagok párolgása is intenzívebb (Parthasarathy és mtsai, 2011; Vardoulakis és mtsai, 2020). Ezenkívül a nyári hónapokban az ózon nagyobb mennyiségben volt jelen és az általa kezdeményezett reakciók számos, másodlagos szennyezőanyagot eredményeznek, többek között formaldehidet és hexaldehidet (Uhde és Salthammer, 2007; Weschler, 2006). Ugyanakkor a nem fűtési szezonban a magasabb légcsereszám bizonyos mértékig kompenzálhatja ezeket a hatásokat. Ami az aldehidek I/O koncentráció arányait illeti, a vizsgált aldehidek mediánértékei 5,73 és 48,6 között változtak. A *IV/6. táblázatban* látható, hogy az aldehid értékek nagyon magas (I. kategória) I/O aránnyal rendelkeznek, amely azt jelzi, hogy a magas aldehid koncentráció beltéri forrásokból ered és halmozódik fel a beltéri környezetben. Az aldehidek legfontosabb beltéri forrásai közé tartoznak a szigetelőanyagok, a formaldehid alapú gyantát tartalmazó forgácslap vagy rétegelt lemez bútorok, a vízbázisú festékek, a szövetek, a háztartási tisztítószer, a padlóburkolatok és más építőanyagok (WHO, 2022).

A PM<sub>2.5</sub> mintavételezésére korlátozott számú épületben került sor, mivel a tulajdonosok rosszul tűrték a mintavevő szivattyú zaját a lakókörnyezetükben. A fűtési időszakban a beltéri PM<sub>2.5</sub> tömegkoncentráció értékek 15,2 és 35,9 µg/m<sup>3</sup> között változtak (n = 8; medián = 21,7 µg/m<sup>3</sup>; átlag ± szórás: 23,7 ± 7,8 µg/m<sup>3</sup>). A nem fűtési időszakban a beltéri PM<sub>2.5</sub> tömegkoncentráció pedig 13,0 és 70,7 µg/m<sup>3</sup> között ingadozott (n = 12; medián = 19,4 µg/m<sup>3</sup>; átlag ± szórás: 26,5 ± 16,4 µg/m<sup>3</sup>). A PM<sub>2.5</sub> tömegkoncentráció értékei valamivel magasabbak voltak beltérben, mint a kültéri értékek, ami 1-nél nagyobb I/O arányokat eredményezett. Magasabb medián I/O arányérték figyelhető meg a fűtési (1,66), mint a nem fűtési időszakban (1,38). A mechanikus szellőztető rendszerek szűrői képesek eltávolítani a részecskéket a kültéri levegőből; azonban a primer forrásokból származó részecskeképződés, valamint a részecskék lerakódása és reszuszpendálása is befolyásolja a beltéri PM<sub>2.5</sub> tömegkoncentrációt (Morawska és mtsai, 2013).

Wang és mtsai. (2018) téli időszakban vizsgálták a beltéri levegőminőséget egy passzív ház szabványnak megfelelő, alacsony energiafelhasználású lakóépületben. Eredményeik alapján a beltéri PM<sub>2.5</sub> tömegkoncentráció valamivel alacsonyabb volt, mint a kültéri értékek, de az átlag (92 µg/m<sup>3</sup>) így is magasnak tekinthető. Ennek eredményeként a kutatók azt javasolták, hogy nagyobb hatásfokú részecskeszűrőket kell használni és rendszeresen cserélni kell őket (Wang és mtsai, 2018). Egy másik tanulmányban megállapították, hogy a G4-es fokozatú (durva szűrő) elsődleges szűrőket alkalmazó és másodlagos szűrőket nélkülöző mechanikus szellőztetőrendszerek nem megfelelően szűrték a kültéri aeroszol részecskéket, ami magasabb beltéri tömegkoncentrációt eredményezett (Szirtesi és mtsai, 2018). A vizsgálatunkba bevont épületek közül tízben csak G4-es elsődleges szűrőket használtak a mechanikus szellőztetőrendszerek (*M/IV/3. táblázat*), ami mérési eredményekkel együtt azt jelzi, hogy a kültéri részecskék nagymértékben hozzájárultak a beltéri PM<sub>2.5</sub> tömegkoncentrációhoz. Emellett, a lakók nem jelentettek jelentős beltéri forrásokat, például dohányzást. Az épületek többsége építési munkálatok és burkolatlan utak közelében vagy kavics- és homokhalmok által körülvéve helyezkedett el (*M/IV/3. táblázat*), amelyek a kültéri aeroszol részecskék fontos forrásai (Chow és mtsai, 2002).

A passzív épületek többségében (>50%) az ózon koncentrációja mennyiségileg nem volt meghatározható a vizsgált időszakokban. A nem fűtési időszakban azonban a beltéri medián koncentráció kismértékben magasabb volt (5,1 µg/m<sup>3</sup>), mint a fűtési időszakban (<LOD). Az I/O arányok mindkét időszakban jelentősen alacsonyabbak voltak 1-nél (0,03 és 0,16 a nem fűtési és

fűtési időszakban), ami a beltéri ózonforrások hiányára és az ózonnyelők jelenlétére utal (Salonen és mtsai, 2018).

Az összes vizsgált épületben a nitrogén-dioxid koncentrációja mennyiségileg meghatározható volt mindkét időszakban. A medián  $\text{NO}_2$  koncentráció mindkét időszakban hasonlóan alakult, koncentrációi a fűtési időszakban  $34,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , míg a nem fűtési időszakban  $36,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  voltak. Az I/O arány mindkét szezonban alacsonyabb volt, mint 1, ami azt jelzi, hogy a beltéri  $\text{NO}_2$  koncentrációhoz főként kültéri források járultak hozzá.

A  $\text{CO}_2$  heti átlagkoncentrációja a fűtés nélküli időszakban 481 és 837 ppm között változott (medián: 589 ppm), míg a fűtési időszakban valamivel magasabb átlagos értékek voltak jellemzőek, amelyek 544 és 961 ppm között ingadoztak (medián: 702 ppm). Azonban a fűtési időszakban, több vizsgált helyiségben az egy órára vonatkoztatott legmagasabb  $\text{CO}_2$  átlagkoncentráció meghaladta az 1500 ppm értéket. A fűtési időszakban tapasztalt magasabb érték az alacsonyabb légcseres mértékével magyarázható, ami összhangban van a korábbi tanulmányok eredményeivel (Brunsgaard és mtsai, 2011; Derbez és mtsai, 2014a; Derbez és mtsai, 2014b). Az Európában széles körben alkalmazott DIN 1946 szabvány szerint egy átlagos otthoni tevékenységhez és a  $\text{CO}_2$  koncentráció 1000 ppm alatt tartásához személyenként  $30 \text{ m}^3/\text{h}$  friss levegő szükséges. A fűtési időszakban a vizsgált helyiségek egyike sem érte el a szükséges friss levegő mennyiségét ( $30 \text{ m}^3/\text{h}/\text{személy}$ ). A nem fűtési időszakban az esetek 73%-ában (11 helyiség) mértünk a javasolt értéknél alacsonyabbat. Mindazonáltal minden vizsgált lakásban sikerült betartani a  $\text{CO}_2$  koncentráció ajánlott tartományát ( $<1000 \text{ ppm}$ ), amennyiben a heti átlagértékeket vettem figyelembe, amelyek magukban foglalják azokat az időszakokat is, amikor a lakások üresen álltak. Ezt az 1000 ppm alatti beltéri  $\text{CO}_2$  koncentrációt régóta a megfelelő szellőzés mutatójának tekintik (ASHRAE, 2022).

#### 4.3. A passzívházak beltéri levegőminőségéhez köthető egészséghatás értékelése

A légszennyező anyagok lehetséges nem rákkeltő egészséghatásainak értékelése a mért koncentrációknak a levegőminőségi irányértékekkel, küszöbértékekkel vagy nemzeti cél-/határértékekkel való összehasonlításával végezhető el. Ez az értékelés anyagonként történik és nem nyújt információt a légszennyező anyagok keveréke által okozott lehetséges egészséghatásokról. Habár a beltéri légszennyező anyagokat a két vizsgált időszakban csak egy

héten keresztül követtem nyomon, az aldehidek és a VOC-k esetében a krónikus inhalációs referenciaértékeket használtam összehasonlításként. A megfelelő referenciaértékek kiválasztását a *III/3.5.1 fejezetben* leírt kritériumok alapján végeztem.

A légszennyező anyagokra kiválasztott referencia értékeket a *IV/8. táblázat* tartalmazza. A táblázat utolsó két oszlopában a referencia értékeket túllépő háztartások száma és százalékos aránya szerepel a két vizsgált időszakban.

*IV/8. táblázat: A fűtési és nem fűtési időszakban vizsgált beltéri légszennyezők medián koncentrációinak összehasonlítása a krónikus inhalációs referenciaértékekkel*

Légszennyező anyagok	Referencia értékek ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Forrás	Nem fűtési időszak n (%) > Ref. érték	Fűtési időszak n (%) > Ref. érték
benzol	30 <sup>a</sup>	US EPA, 2002b	0 (0)	0 (0)
toluol	260 <sup>a</sup>	WHO, 2000; MHLW, 2002	0 (0)	0 (0)
etilbenzol	260 <sup>a</sup>	ATSDR, 2010	0 (0)	0 (0)
xilokok	100 <sup>a</sup>	Ad hoc AG, 2015; US EPA, 2003	0 (0)	0 (0)
triklór-etilén	2 <sup>a</sup>	US EPA, 2011	4 (26,7)	3 (21,4)
tetraklóretilén	100 <sup>a</sup>	Ad hoc AG, 2017	0 (0)	0 (0)
$\alpha$ -pinén	200 <sup>a</sup>	Sagunski & Heinzow, 2003	1 (6,7)	1 (7,1)
limonén	1000 <sup>a</sup>	Ad hoc AG, 2010a	0 (0)	0 (0)
2-etil-hexanol	100 <sup>a</sup>	Ad hoc AG, 2013a	0 (0)	0 (0)
sztirol	250 <sup>a</sup>	Kotzias és mtsai, 2005	0 (0)	0 (0)
formaldehid	100 <sup>a</sup>	Ad hoc AG, 2016	0 (0)	0 (0)
acetaldehid	100 <sup>a</sup>	Ad hoc AG, 2013b	0 (0)	0 (0)
propionaldehid	8 <sup>a</sup>	US EPA, 2008	0 (0)	1 (7,1)
benzaldehid	20 <sup>a</sup>	Ad hoc AG, 2010b	1 (6,7)	1 (7,1)
hexaldehid	100 <sup>a</sup>	Ad hoc AG, 2009	0 (0)	0 (0)
PM <sub>2,5</sub>	5 <sup>b</sup>	WHO, 2021	12 (100)	8 (100)
	15 <sup>c</sup>	WHO, 2021	10 (83,3)	8 (100)
ózon	100 <sup>d</sup>	WHO, 2021	0 (0)	0 (0)
nitrogén-dioxid	10 <sup>b</sup>	WHO, 2021	15 (100)	14 (100)
	25 <sup>c</sup>	WHO, 2021	14 (93,3)	12 (92,3)

<sup>a</sup> krónikus inhalációs referencia érték

<sup>b</sup> irányérték (éves átlag)

<sup>c</sup> irányérték (24 órás átlag)

<sup>d</sup> irányérték (8 órás átlag)

A triklóretilén és az  $\alpha$ -pinén koncentrációja csak néhány esetben haladta meg a krónikus inhalációs referenciaértéket. A triklór-etilén a WHO által kiemelt jelentőségű vegyület az egészségre gyakorolt daganatkeltő hatása miatt (WHO, 2010). A triklór-etilén beltéri koncentrációja a fűtési időszak alatt a helyiségek 21,4%-ában ( $n = 3$ ), míg a nem fűtési időszakban a helyiségek 26,7%-ában ( $n = 4$ ) haladta meg a US EPA által megállapított referenciaértéket ( $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). A legmagasabb mért koncentráció  $13,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  volt, ami hatszorosan haladta meg a referenciaértéket. A WHO

(WHO, 2010) által a triklór-etilénre meghatározott inhalációs egységkockázat  $4,3 \times 10^{-7}$  ( $1/(\mu\text{g}/\text{m}^3)$ ), ami azt jelenti, hogy a  $2,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  feletti triklór-etilén koncentrációnak való élethosszig tartó (várható élettartam: 70 év) kitettsége meghaladja az elfogadható kockázat értékét ( $1 \times 10^{-6}$ ). A triklór-etilén beltéri forrásai közé tartoznak például a fapácok, lakkok, kenőanyagok, ragasztók, írógépjavító folyadék, festékeltávolítók és bizonyos tisztítószeresek (WHO, 2010). Az  $\alpha$ -pinén esetében csak egy-egy lakásban mértem krónikus inhalációs referenciaértéket meghaladó koncentrációt mindkét vizsgált időszakban. Habár a benzol koncentrációja minden esetben alacsonyabb volt a krónikus inhalációs referenciaértéknél ( $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), fontos megjegyezni, hogy a Nemzetközi Rákkutató Ügynökség emberi szervezetre gyakorolt hatásai miatt rákkeltőnek minősítette (IARC, 2018). A WHO a benzolra  $4,3 \times 10^{-7}$  ( $1/(\mu\text{g}/\text{m}^3)$ ) inhalációs egységkockázatot határozott meg (WHO, 2010), ami azt jelenti, hogy a  $0,17 \mu\text{g}/\text{m}^3$  feletti benzol koncentrációnak való élethosszig tartó (várható élettartam: 70 év) kitettsége meghaladja az elfogadható kockázat értékét ( $1 \times 10^{-6}$ ). Mindkét mintavételi időszakban az összes meghatározott koncentrációérték meghaladta ezt az értéket.

Az aldehidek tekintetében, a benzaldehid koncentrációja csak egy-egy lakás esetében haladta meg a referenciaértéket ( $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) mindkét vizsgált szezonban. Ezenkívül a propionaldehid koncentrációja csak egy épületben haladta meg az Amerikai Környezetvédelmi Hivatal által meghatározott referenciaértéket ( $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). A vizsgált aldehidek közül csak a formaldehidet minősítette az IARC emberre nézve rákkeltőnek (IARC, 2006). A US EPA (US EPA 1991a) által meghatározott  $1,30 \times 10^{-5}$  ( $1/(\mu\text{g}/\text{m}^3)$ ) inhalációs egységkockázat alapján a mért formaldehid koncentrációnak való hosszú távú kitettség elfogadhatatlan mértékű kockázatot ( $>1 \times 10^{-6}$ ) jelent. Ezzel szemben a WHO azt javasolta, hogy a  $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ajánlott rövid távú irányérték is megelőzi a hosszú távú egészséghatások kialakulását, beleértve a rákot is (WHO, 2010).

A WHO 2021-ben szigorította a környezeti levegőminőségre vonatkozó iránymutatásait és új irányértékeket ajánlott egyes szennyező anyagokra, többek között a kisméretű aeroszol részecskékre, nitrogén-dioxidra és ózonra (WHO, 2021). Az ajánlás továbbá arra figyelmeztet, hogy az ajánlott irányértékek túllépése jelentős egészségkockázatot jelent. A  $\text{PM}_{2.5}$  tömegkoncentráció ajánlott éves irányértéke  $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ -ben, míg a 24 órás irányértéke  $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ -ben lettek meghatározva. Vizsgálatunkban egyik mért átlagkoncentráció sem volt az ajánlott irányértékek alatt, kivéve két esetet a nem fűtési időszakban. A legmagasabb heti átlagkoncentráció  $70,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$  volt, ami messze meghaladta mindkét irányértéket. Fontos megjegyezni, hogy az

összehasonlítást elővigyázatossággal kell kezelni, mivel az irányadó értékeket a környezeti levegőre dolgozták ki. Azonban a részecskék toxicitása számos tényezőtől függ, mint például kémiai összetételétől és morfológiától, ami a beltéri és kültéri környezetből származó részecskék esetében a keletkezésükből adódóan különbözik (Kelly és Fussell, 2012). A nitrogén-dioxid esetében az ajánlott éves irányérték  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , míg a 24 órás irányérték  $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (WHO, 2021). A vizsgálatunkban a mért beltéri koncentrációk minden esetben magasabbak voltak a javasolt irányértékeknél, kivéve egy-egy lakást a fűtési és a nem fűtési időszakban. A passzívházakban mért beltéri ózon koncentrációk minden esetben alacsonyabbak voltak, mint a WHO (WHO, 2021) által meghatározott 8 órás irányérték ( $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

#### 4.4. A felmérés eredményeinek összehasonlítása különböző nemzeti tanulmányokkal

A felmérés eredményeit összehasonlítottam az európai passzívházak beltéri levegőminőségét vizsgáló, az elmúlt évtizedből származó nemzeti tanulmányok eredményeivel (IV/9. táblázat). Mivel csak kevés olyan felmérés készült, amely részletesen vizsgálta a beltéri levegőminőséget ebben az épülettípusban, az energiahatékony lakóépületekre fókuszáló tanulmányok eredményeit is figyelembe vettem az összehasonlítás során.

*IV/9. táblázat:* A passzív épületek felmérésére irányuló projekt keretében vizsgált levegőminőségi paraméterek medián értékeinek összehasonlítása korábbi nemzeti tanulmányok eredményeivel

Ország	HU	HU	CH <sup>1</sup>	LT <sup>2</sup>	FR <sup>3</sup>	FR <sup>3</sup>	SE <sup>4</sup>	BE <sup>5</sup>
Mintavételi idő	2019/20 <sup>a</sup>	2019/20 <sup>b</sup>	2015 <sup>a</sup>	2014 <sup>a</sup>	2013/14 <sup>a</sup>	2013/14 <sup>b</sup>	2011/14 <sup>c</sup>	2011/12 <sup>b</sup>
n	15	14	169	11	72	72	20	25
benzol ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	0,79	1,87	<LOQ	0,8	0,7	2,1	0,8	1,64 <sup>d</sup>
toluol ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	3,16	3,05	22	4,1	3,4	4,5	3,7	10,9 <sup>d</sup>
etilbenzol ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	2,34	2,25	<LOQ	1,1	0,9	1,1	-	1,14 <sup>d</sup>
xilolok ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	5,71	1,88	3,2	1,6	2,7	3,7	1,5	2,44 <sup>d</sup>
$\alpha$ -pinén ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	10,3	16,2	3,6	-	20,8	15,9	12,3	11,8 <sup>d</sup>
limonén ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	11,4	48,8	9,4	-	13	23,1	4,5	15,3 <sup>d</sup>
formaldehid ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	25,8	21,8	14	30,8	19,4	13,8	11,1	25,9 <sup>d</sup>
acetaldehid ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	11,1	17	0,5	-	9,7	10,3	-	8,7 <sup>d</sup>
hexaldehid ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	28,4	18,3	6,9	-	23,6	15,7	4,1	-
PM <sub>2.5</sub> ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	36,3	34,8	-	4	14	18,8	10,1	-
NO <sub>2</sub> ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	19,4	21,7	-	-	12,4	15,8	-	13,5 <sup>d</sup>
CO <sub>2</sub> (ppm)	589	702	-	655	552	694	540	606 <sup>d</sup>
T (°C)	26,1	23,9	-	23,4	23,9	20,4	22,1 <sup>d</sup>	19,9 <sup>d</sup>
RH (%)	55,6	38,3	-	51,2	52,4	39,8	30 <sup>d</sup>	45 <sup>d</sup>
légcsereszám (1/h)	0,52	0,47	-	0,2	0,5	0,4	0,68	0,24

Rövidítések: n: mintavételi helyek száma; HU: Magyarország; CH: Svájc; LT: Litvánia; FR: Franciaország, SE: Svédország; BE: Belgium; n: mintavételi helyek száma; LOQ: meghatározási határ

<sup>a</sup>: a mérési eredmények a nem fűtési időszakra vonatkoznak

<sup>b</sup>: a mérési eredmények a fűtési időszakra vonatkoznak

<sup>c</sup>: a mérési eredmények mind a fűtési, mind a nem fűtési időszakokra vonatkoznak

<sup>d</sup>: átlag koncentráció értékek

Referencia: 1: Yang és mtsai, 2020; 2: Kaunelienė és mtsai, 2016; 3: Derbez és mtsai, 2017; 4: Langer és mtsai, 2015; 5: Stranger és mtsai, 2012

A magyar épületekben mért benzol, etilbenzol és xilol koncentrációk más országokban mért értékekkel megegyező tartományban voltak jelen. A mintavételi kampány időzítése mellett az épület elhelyezkedése mindig jelentősen meghatározza a benzol koncentrációját, mivel ez a légszennyező anyag elsősorban kültéri eredetű. A toluol egy nagyságrenddel magasabb koncentrációban volt jelen a svájci és a belga lakásokban, mint a többi országban közölt eredmények. Az  $\alpha$ -pinén koncentrációja szintén jelentős területi eltérést mutatott, amely 3,6 és 20,8  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  között változott az összehasonlításba bevont felmérésekben. A legmagasabb mediánérték a francia épületekben volt megfigyelhető, míg Svájcban egy nagyságrenddel alacsonyabb koncentrációkat mértek. A jelen tanulmányban vizsgált épületekben a nem fűtési időszakban mért beltéri limonén koncentrációértékek megegyeztek más projektekben mért értékekkel. Azonban a fűtési időszakban az összehasonlításba bevont projektekhez képest jelentősen magasabb mediánértékeket kaptunk.

A tanulmányunkban mért formaldehid koncentráció a lakásokban 11,1 és 30,8  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  közötti mediánértéket mutatott. A legalacsonyabb és legmagasabb értékek a svéd és a litván lakásokban figyelhetők meg. Továbbá, az is látható, hogy a melegebb időszakban magasabb formaldehid koncentráció jellemezte tanulmányunk épületeit, hasonlóan a francia projektben vizsgált épületeket. Az acetaldehid koncentrációja a mi vizsgálatunkban hasonló vagy valamivel magasabb volt, mint más európai tanulmányokban mért értékekkel, kivéve a svájci lakásokat, ahol a medián koncentráció egy nagyságrenddel alacsonyabb volt. A hexaldehid koncentrációja széles tartományban (4,1 és 28,4  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  között) változott az egyes felmérésekben. A különbség valószínűleg az eltérő beltéri környezetből adódik, mivel sok esetben a mintát a hálósobákból vették, nem pedig a nappaliból vagy amerikai konyhás nappaliból. Korábbi tanulmányok szerint a hexaldehid elsősorban a főzőolaj füstjéből származik (Peng és mtsai, 2017; Zhang és mtsai, 2020). Továbbá, megfigyelhető, hogy az aldehidek hasonló mintázatot mutattak a magyar és a francia lakásokban.

Ami a  $\text{PM}_{2.5}$  tömegkoncentrációt illeti, korlátozott számú adat áll rendelkezésre. Azonban az látható, hogy a jelen tanulmányban vizsgált épületekben magasabb beltéri  $\text{PM}_{2.5}$  tömegkoncentráció értéket mértünk, mint a francia és a belga tanulmányokban közölt értékek.



Megjegyzem, hogy felmérésünkben számos helyen építkezések vették körbe a vizsgálat alá vont épületet, amely egyéb tényezők mellett magasabb beltéri tömegkoncentráció értéket eredményezhetett. Az összehasonlításból kiderült, hogy a legmagasabb nitrogén-dioxid koncentráció a magyar passzívházakat jellemezte. A CO<sub>2</sub> koncentrációt tekintve a jelen felmérés épületeit hasonló értékek jellemezték, mint a korábbi vizsgálatokban felmért épületek. A mért CO<sub>2</sub> koncentráció értékek minden esetben az ajánlott 1000 ppm alatt voltak. A közétett CO<sub>2</sub> koncentrációk összehasonlítását megnehezíti az a tény, hogy a mért értékek a vizsgált helyiségekben különböző kihasználtsági arányú időszakokat képviselnek. A komfortérzetet befolyásoló paraméterek közül a relatív páratartalom az azonos időszakok alatt hasonlóan alakult az összehasonlításba bevont projektek során felmért háztartásokban, kivételt képez a Svédországból jelentett, lényegesen alacsonyabb átlagérték. A *IV/9. táblázatból* kiderül, hogy a magyar és a francia lakások légcseréjének mértéke körülbelül kétszer magasabb volt, mint a belga és a litván lakásoké.

## 5. Összegzés

A globális energiaválság és a felmelegedés nagy nyomást gyakorolt az építőiparra az energiaigény csökkentése érdekében, különösen az Európai Unió országaiban, melyek energiafogyasztása viszonylag magas. Ennek eredményeképpen a mai kor egyik legmeghatározóbb építészeti jelenségeivé kezdenek válni az ún. passzív épületek, melyek az energiatudatosság építészeti eszközeit alkalmazzák. A Nemzeti Népegészségügyi Központ által, 2019 és 2021 között végzett felmérés fókuszában magyarországi passzív épületek levegőminőségnek felmérése állt. A felmérés során összesen 15 passzív épületben vizsgáltam a beltéri levegőminőséget a fűtési és a nem fűtési szezonban. A mintavételt és a helyszíni méréseket egy teljes héten keresztül végeztem a nap 24 órájában beltéren és kültéren egyaránt. A vizsgált légszennyezők közé tartoztak az illékony szerves vegyületek (n=10), az aldehidek (n=8), a kisméretű aeroszol részecskék (PM<sub>2,5</sub>), az ózon, a nitrogén-dioxid és a CO<sub>2</sub>. A felmérés ideje alatt néhány, a komfortérzetet befolyásoló fizikai paraméter (hőmérséklet, relatív páratartalom, légcsereszám) alakulását is nyomon követtem. Jelentős eltéréseket tapasztaltam valamennyi fizikai paraméter (hőmérséklet, relatív páratartalom, légcsereszám), egyes illékony szerves vegyületek (benzol,  $\alpha$ -pinén, limonén) és az acetaldehid beltéri koncentrációjában a fűtési és a nem fűtési időszakban mért értékek összehasonlítása során.

A komfort paraméterek értékei a nem fűtési időszakban voltak magasabbak, míg a légszennyező anyagok többsége a fűtési időszakban volt jelen magasabb koncentrációban, ami az alacsonyabb légcseres mértékével magyarázható. A PM<sub>2.5</sub> és NO<sub>2</sub> koncentráció a vizsgált passzív épületekben meghaladta a WHO által megállapított irányértéket, míg más légszennyezők (pl.: triklór-etilén,  $\alpha$ -pinén, propionaldehid, benzaldehid) esetén a mért értékek csak néhány esetben haladták meg a javasolt referencia értékeket. A benzol, a PM<sub>2.5</sub>, az O<sub>3</sub> és a NO<sub>2</sub> kültéri koncentrációja majdnem minden esetben meghaladta a beltéri értéket, így kijelenthető, hogy ezen szennyezőanyagok főként kültéri eredetűek. Ezzel szemben, a többi vizsgált illékony szerves vegyület és aldehid a beltéri környezetben fordultak elő magasabb koncentrációban.

A beltéri levegőminőségi paraméterek jelentős szezonális különbségei rámutatnak a korábbi vizsgálatok korlátjaira, amelyeket csak egy évszakban végeztek, illetve annak szükségességére, hogy nem elegendő egyetlen évszakban vizsgálni a légszennyező anyagokat és komfortparamétereket, hogy átfogó képet kapjunk a passzív házak beltéri levegőminőségéről. A felmérés eredményei alapján a mechanikus szellőztetőrendszerrel kapcsolatos gyakori problémaként azonosítottuk a nyári hónapokban tapasztalható túlmelegedést, az alacsony légcsereszámot és relatív páratartalmat, valamint a megfelelő részecskeszűrők hiányát. Az építőanyagok és bútorok általi illékony szerves vegyületek és aldehidek kibocsátása, az építési munkálatok közelsége és az allergén növényzet szintén befolyásolhatja a beltéri levegőminőséget. Az eredmények alapján javasolt a légcseres mértékének növelése, a légtechnikai egységek rendszeres karbantartása és megfelelő szűrők használata, továbbá a légszennyező források számának csökkentése a beltéri környezetben.

## V. Összefoglalás és kitekintés

Doktori munkám az általános iskolák és passzív épületek bel- és kültéri levegőminőségének vizsgálatára irányult. A kutatómunka során 64 közép-európai általános iskolában és 15 magyarországi passzív épületben végzett felméréseink új adatokkal szolgálnak a beltéri levegőminőséggel és annak egészségkockázatával kapcsolatban.

Az InAirQ elnevezésű nemzetközi projekt keretében vizsgált számos beltéri légszennyező koncentrációjában jelentős területi eltéréseket azonosítottam az egyes országok között. Az eredmények alapján elmondható, hogy a legtöbb vizsgált illékony szerves vegyület beltéri koncentrációja jelentősen magasabb volt az olaszországi általános iskolákban, mint más országok iskolaépületeiben. Továbbá, szignifikánsan magasabb  $PM_{2.5}$  tömegkoncentráció jellemezte a magyarországi iskolaépületeket, míg a radon koncentrációja a szlovén iskolákban ért el jelentősen magasabb értékeket. Ami a passzív épületek felmérésére irányuló projektet illeti, jelentős eltéréseket tapasztaltam valamennyi fizikai paraméter (hőmérséklet, relatív páratartalom, légcsereszám) értékeiben, valamint egyes illékony szerves vegyületek (benzol,  $\alpha$ -pinén, limonén) és az acetaldehid beltéri koncentrációjában a fűtési és a nem fűtési időszak összehasonlítása során. A fizikai paraméterek értékei a nem fűtési időszakban voltak magasabbak, míg a kémiai légszennyező anyagok többsége a fűtési időszakban volt jelen magasabb koncentrációban. A két felmérés alapján megállapítható, hogy a zárt terekben tartózkodók eltérő mértékű kitettségnek vannak kitéve térben és időben is bizonyos fizikai paramétereknek és légszennyezőknek. A beltér/kültér koncentráció arányok mediánját meghatározva megállapítható, hogy a benzol, a  $PM_{2.5}$ , az ózon és a nitrogén-dioxid kültéri koncentrációja majdnem minden esetben meghaladta a beltéri értéket, így kijelenthető, hogy ezen szennyezőanyagok főként kültéri eredetűek. Ezzel szemben, a többi vizsgált illékony szerves vegyület és aldehid a beltéri környezetben fordultak elő magasabb koncentrációban. Általánosságban elmondható, hogy a vizsgált épületekben gyakoriak és hasonlóak voltak a beltéri levegőminőséggel kapcsolatos problémák. A légszennyező anyagok egészségre gyakorolt káros hatásának vizsgálatára különböző kockázatbecslési módszereket alkalmaztam a két felmérés során. Az InAirQ projekt keretében számszerűsítettem a vizsgált légszennyezők által okozott nem karcinogén és karcinogén egészségkockázatot. Az általános iskolákban a számított kockázati hányados értékei egy kivétellel (2-etilhexanol) az 1-es küszöbérték alatt voltak, azaz sem a vizsgált illékony szerves vegyületek, sem az aldehidek nem

jelentettek külön-külön jelentős nem karcinogén egészségkockázatot. Ezzel szemben az iskolaépületek 31%-át (n = 20) 1-nél magasabb kockázati mutató értékek jellemezték, vagyis a beltéri légszennyező anyagoknak való együttes kitétség egyes esetekben jelentős egészségkockázatot jelenthet. A maximum kumulatív arány értékek széles skálán mozogtak, 1,7 és 6,9 között. Az értékek többsége a II. (n = 44; 68,8%) vagy a III.B (n = 18; 28,1%) csoportba tartozott, ami azt mutatja, hogy a vizsgált illékony szerves vegyületek és aldehidek nem karcinogén kombinált egészségkockázata, vagy alacsony volt, vagy az egészségkockázatért az egyidejűleg jelenlévő komponensek a felelősek. Az élettartamra vonatkoztatott többlet daganatkockázat medián értékei a radon és a formaldehid esetében meghaladták a társadalmilag elfogadható kockázat értékét ( $1 \times 10^{-6}$ ). Továbbá az acetaldehid és a benzol esetében az élettartamra vonatkozó többlet daganatkockázat értékek az iskolaépületek 100%-ában, míg az etilbenzol esetén az épületek 79%-ban haladták meg az általam definiált, időarányos elfogadható kockázati értéket ( $1,88 \times 10^{-8}$ ). A PM<sub>2.5</sub> koncentráció az iskolák 81%-ában meghaladta a WHO által 2021-ben megállapított 24 órás irányértéket ( $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), illetve az iskolák 95%-ában az éves ( $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) irányértéket meghaladó értékeket mértünk. A vizsgált osztálytermekben a szén-dioxid koncentrációja több esetben (n=52) is magas volt (az átlag meghaladta a 1000 ppm értéket), jelezve az elégtelen szellőztetést. A passzív épületek esetén a légszennyező anyagok lehetséges nem karcinogén egészség hatásainak értékelése során a mért koncentrációkat összehasonlítottam a levegőminőségi irányértékekkel, küszöbértékekkel vagy nemzeti cél-/határértékekkel. A PM<sub>2.5</sub> és NO<sub>2</sub> koncentráció a vizsgált passzív épületekben minden esetben meghaladta a WHO által megállapított éves irányértéket, míg más légszennyező anyag (pl.: triklór-etilén,  $\alpha$ -pinén, propionaldehid és benzaldehid) esetén a mért értékek csak néhány esetben haladták meg a javasolt krónikus referencia értékeket.

Az InAirQ projekt keretében végzett kérdőíves felmérés alapján értékeltem az iskolás gyermekek egészségi állapotát. A szülők vagy gondviselők által kitöltött, összesen 1084 kérdőív alapján a gyermekek egészségi állapotában jelentős területi eltéréseket azonosítottam. Az orvos által diagnosztizált asztma és az asztmaszerű tünetek prevalenciája a szlovén, míg az akut légzőszervi, bőr- és általános tünetek előfordulási gyakorisága a lengyel gyermekek körében volt a legmagasabb. Logisztikus regressziós modellekkel vizsgáltam a beltéri légszennyezők koncentrációja és az elmúlt három hónapban tapasztalt tünetek gyakorisága közötti összefüggéseket. A statisztikai elemzés alapján elmondható, hogy a légzőszervi tünetek előfordulásának gyakorisága elsősorban az aldehidek, a kisméretű aeroszol részecskék és a szén-

dioxid koncentrációjával, továbbá a kockázati hányadosok összegével mutatott szignifikáns összefüggést. A bőrtünetek gyakorisága magasabb volt azon gyermekek körében, ahol az osztálytermekben magasabb volt az aromás szénhidrogének koncentrációja. Elemzésem alapján az általános tünetek a levegő elhasználtságát jelző indexszel és a hexaldehiddel mutattak szignifikáns összefüggést.

Az emberek egészségének védelme érdekében több országban már iránymutatásokat tettek közzé vagy határértékeket határoztak meg a beltéri levegőminőség javítását célzóan, azonban a szabályozást illetően még nincs egységes nemzetközi álláspont. A jövőbeni kutatások egyik fő feladata az ismert és az újonnan azonosított beltéri légszennyezők egészséghatásának további vizsgálata, hogy olyan küszöbkonzentrációt lehessen meghatározni, amely alatt a légszennyező nem okoz káros egészséghatást még érzékeny személyeknél élethosszig tartó expozíció esetén sem. További célként kell kitűzni, hogy olyan felmérések induljanak, melyek nagy hangsúlyt fektetnek az épülettervezési és üzemeltetési paraméterek vizsgálatára, ezáltal bővítve a kedvezőtlen beltéri levegőminőséget befolyásoló tényezőkkel kapcsolatos ismereteinket. A jövőbeni kutatásoknak időről időre mérési kampányokat kell végezniük, annak érdekében, hogy nyomon kövessék a légszennyezők koncentrációjának alakulását, amely elősegíti az olyan intézkedések meghozatalát, amelyekkel csökkenthetőek a beltéri levegőminőség által okozott káros egészséghatások.

## VI. Summary and outlook

The research projects focused on the assessment of indoor and outdoor air quality in primary school buildings and Passive Houses. The studies provide new datasets for indoor air quality (IAQ) investigated in 64 primary school buildings across 5 Central European countries and in 15 Hungarian Passive Houses.

Significant spatial differences were identified in the concentration of several indoor air pollutants across the 64 school buildings. The results of the InAirQ project revealed that most of the measured volatile organic compounds (VOCs) were present in significantly higher concentrations in the Italian primary school buildings compared to those measured in other countries. Furthermore, we found that the Hungarian school buildings exhibited significantly higher PM<sub>2.5</sub> mass concentrations compared to the investigated classrooms in the other countries. In contrast, radon concentrations were significantly higher in the Slovenian classrooms. In the national project focusing on the investigation of IAQ in Passive Houses, significant seasonal differences were obtained for all physical parameters (temperature, relative humidity, air change rate), as well as for certain VOCs (benzene,  $\alpha$ -pinene, limonene) and acetaldehyde. During the non-heating season, the physical parameters exhibited higher values, whereas the heating period showed higher concentrations for the majority of the investigated air pollutants. The results of the surveys indicate that the occupants were exposed to varying levels of physical parameters and air pollutants in time and space. The median indoor/outdoor concentration ratios of benzene, PM<sub>2.5</sub>, nitrogen dioxide and ozone indicated that these pollutants are mainly of outdoor origin, while the other VOCs, aldehydes showed higher concentration indoors compared to outdoors. In general, it can be stated that the major IAQ-related problems were common and similar in the studied buildings. Different approaches were used to evaluate the health risks associated with the concentration of air pollutants in the two studies. In the InAirQ project, both carcinogenic and non-carcinogenic health risks were calculated for the measured air pollutants. All hazard quotient (HQ) values were below the threshold value of 1 (with one exception (1.88) for 2-ethylhexanol), which indicates that neither the investigated VOCs nor the aldehydes posed individually a significant non-carcinogenic health risk by using this substance-by-substance approach. In contrast, 31% (n = 20) of the school buildings were characterized by hazard index (HI) values higher than 1, indicating that the combined exposure to indoor air pollutants might posed considerable health risk in some cases.

The maximum cumulative ratio values ranged widely, from 1.7 to 6.9. Almost all cases were either in Group II (n = 44; 68.8%) or in Group IIIB (n = 18; 28.1%), indicating that the concern for non-carcinogenic health effects attributable to the investigated VOCs and aldehydes was either low or the health risk was driven by more substances, respectively. The median excess lifetime cancer risk (ELCR) values exceeded the acceptable value of  $1 \times 10^{-6}$  in the case of radon and formaldehyde. In the case of acetaldehyde, benzene, and ethylbenzene, the ELCR values were higher than the case-specific acceptable value ( $1.88 \times 10^{-8}$ ) in 100, 100, and 79% of the school buildings, respectively. On average, 81 and 95% of the indoor PM<sub>2.5</sub> mass concentration values exceeded the short-term (24-h mean;  $15 \mu\text{g m}^{-3}$ ) and long-term (annual mean;  $5 \mu\text{g m}^{-3}$ ) guideline values set by the World Health Organization (WHO) in 2021. Several schools could not manage to comply with the recommended concentration value for carbon dioxide (1000 ppm), suggesting inadequate ventilation. For the Passive Houses, the evaluation of the potential non-carcinogenic health effects of the air pollutants was performed by comparing the measured concentrations with air quality guidelines, thresholds or national target/limit values. The indoor concentrations of PM<sub>2.5</sub> and nitrogen dioxide in the investigated Passive Houses exceeded the annual guideline values set by the WHO in all cases. However, for the other air pollutants such as trichloroethylene,  $\alpha$ -pinene, propionaldehyde, and benzaldehyde, the measured values only exceeded the recommended chronic reference values in a few cases.

The health status and symptoms of children were evaluated through parent-reported questionnaires as a component of the InAirQ project. In total, 1084 questionnaires were completed by the parents or the legal guardians. Significant spatial differences were identified in the reported symptoms. While the highest frequencies of doctor-diagnosed asthma and asthma-like symptoms were reported among the Slovenian schoolchildren, the highest occurrences of recent respiratory, dermal and general symptoms were found in Poland. Logistic regression analyses were performed to investigate the associations between IAQ parameters and the reported recent health symptoms. The evaluation of the associations between indoor air pollutants and respiratory symptoms revealed significant associations between the prevalence of respiratory symptoms and the concentrations of aldehydes, PM<sub>2.5</sub>, carbon dioxide, as well as the hazard index. Elevated levels of aromatic hydrocarbons were linked to a higher occurrence of dermal symptoms. Significant associations were found between the general symptoms and the levels of air stuffiness, as well as hexanal concentrations.

While guidelines or limit values for various IAQ parameters have been published in several countries to safeguard human health, there is still a lack of consensus on regulations at international level. Future research studies should focus on the investigation of the health effects of both well-known and newly identified indoor air pollutants, aiming to establish threshold concentrations below which these pollutants do not pose adverse health effects, even for sensitive individuals with prolonged lifetime exposure. Furthermore, future studies should investigate the effect of building design and operating parameters, aiming to enhance our understanding of the factors that contribute to adverse IAQ. Future research should periodically conduct measurement campaigns to identify changes in the concentrations of air pollutants. This will facilitate the implementation of measures aimed at mitigating the adverse health effects associated with IAQ.



## Köszönetnyilvánítás

Elsősorban szeretnék köszönetet mondani témavezetőmnek, Dr. Szigeti Tamásnak a doktori munkám és a tudományos publikációk elkészítése során nyújtott szakmai segítségéért, ami nélkül ez az értekezés nem jöhetett volna létre. A kitűzött céljaim elérésében végig mellettem állt és a támogatása messze túlmutatott a szakmai területen történő támogatáson és az élet számos területére kiterjedt. Megmutatta nekem a munkához való kivételes hozzáállását és mindig az elérhető legmagasabb mércét állította és követelte velem szemben. Nagyon szerencsésnek érzem magam, hogy öt évet dolgozhattam a témavezetése alatt.

Különös köszönettel és hálával tartozom kollégámnak, Csákó Zsófiának, aki segítette a dolgozatom elkészültét hasznos tanácsaival, valamint a mintavételben és a minták laboratóriumi elemzésében nyújtott segítségéért.

Szeretnék köszönetet mondani az InAirQ projektben résztvevő partnereknek a mintavételek és a helyszíni mérések kivitelezéséért és a kérdőívek gyűjtéséért. Köszönetet mondok az NNK munkatársainak, akik részt vettek az iskolaépületek kiválasztásában, az önkéntes diákok toborzásában és a kérdőívek gyűjtésében. Köszönöm továbbá az iskolák vezetőségének és pedagógusoknak, hogy lehetővé tették a helyszíni vizsgálatokat. Az önkéntes szülők és gyermekek nagyban hozzájárultak az InAirQ projekt sikerességéhez.

Köszönettel tartozom Homoki Zsoltnak, aki az InAirQ projekt keretében gyűjtött radon nyomdetektor kielemezésével segítette munkámat.

Hálásan köszönöm a passzívház tulajdonosoknak, hogy lehetővé tették a mintavételt és helyszíni méréseket.

Végül szeretnék köszönetet mondani az NNK munkatársainak, akik biztosították a remek munkahelyi légkört, ami nagyban segítette munkámat.

Utoljára, de nem utolsó sorban köszönöm családomnak a háttérrel, amely biztosította, hogy a munkám elkészülhessen.

## Irodalomjegyzék

- Ad hoc AG. (2008). Health evaluation of carbon dioxide in indoor air. *Bundesgesundheitsblatt - Gesundheitsforschung - Gesundheitsschutz*, 51(11), 1358–1369. doi:10.1007/s00103-008-0707-2
- Ad hoc AG. (2015). Indoor air guide values for dimethylbenzene. *Bundesgesundheitsblatt - Gesundheitsforschung - Gesundheitsschutz*, 58(11-12), 1378–1389. doi:10.1007/s00103-015-2252-0
- Ad hoc AG. Indoor air guide value for formaldehyde. (2016). *Bundesgesundheitsblatt - Gesundheitsforschung - Gesundheitsschutz*, 59(8), 1040–1044. doi:10.1007/s00103-016-2389-5
- Ad hoc AG. Indoor air guide values for 2-ethylhexanol. (2013). *Bundesgesundheitsblatt - Gesundheitsforschung - Gesundheitsschutz*, 56(4), 590–599. doi:10.1007/s00103-013-1678-5
- Ad hoc AG. Indoor air guide values for acetaldehyde. (2013). *Bundesgesundheitsblatt - Gesundheitsforschung - Gesundheitsschutz*, 56(10), 1434–1447. doi:10.1007/s00103-013-1835-x
- Ad hoc AG. Indoor air guide values for benzaldehyde. (2010). *Bundesgesundheitsblatt - Gesundheitsforschung - Gesundheitsschutz*, 53(6), 636–640. doi:10.1007/s00103-010-1090-3
- Ad hoc AG. Indoor air guide values for monocyclic monoterpenes (limonene). (2010). *Bundesgesundheitsblatt - Gesundheitsforschung - Gesundheitsschutz*, 53(11), 1206–1215. doi:10.1007/s00103-010-1155-3
- Ad hoc AG. Indoor air guide values for tetrachloroethene. (2017). *Bundesgesundheitsblatt - Gesundheitsforschung - Gesundheitsschutz*, 60(11), 1305–1315. doi:10.1007/s00103-017-2637-3
- Ad hoc AG. Indoor air guideline values for saturated acyclic aliphatic C<sub>4</sub>–C<sub>11</sub> aldehydes. (2009). *Bundesgesundheitsblatt - Gesundheitsforschung - Gesundheitsschutz*, 52(6), 650–659. doi:10.1007/s00103-009-0860-2
- Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). (2010). Toxicological Profile for Ethylbenzene. Atlanta GA: US Department of Health and Human Services, Public Health Service. Elérhető: <https://www.atsdr.cdc.gov/ToxProfiles/tp110.pdf> (utolsó látogatás: 2022.10.10).
- Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). 2017. Toxicological profile for Toluene. Atlanta, GA: U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service.
- Ahman, M., Lundin, A., Musabasic, V., & Soderman, E. (2000). Improved Health After Intervention in a School with Moisture Problems. *Indoor Air*, 10(1), 57–62. doi:10.1034/j.1600-0668.2000.010001057.x
- Ahn, K. (2014). The role of air pollutants in atopic dermatitis. *Journal of Allergy and Clinical Immunology*, 134(5), 993–999. doi:10.1016/j.jaci.2014.09.023
- Al-Azmi, D., Okeyode, I. C., Alatise, O. O., & Mustapha, A. O. (2018). Setup and procedure for routine measurements of radon exhalation rates of building materials. *Radiation Measurements*, 112, 6–10. doi:10.1016/j.radmeas.2018.03.001
- Alford, K. L., & Kumar, N. (2021). Pulmonary Health Effects of Indoor Volatile Organic Compounds—A Meta-Analysis. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 18(4), 1578. doi:10.3390/ijerph18041578
- Alves, C. A., & Aciole, S. D. G. (2012). Formaldeído em escolas: uma revisão. *Química Nova*, 35(10), 2025–2039. doi:10.1590/s0100-40422012001000024

- American Society of Heating Refrigerating and Air-Conditioning Engineers. (2020). ASHRAE handbook: HVAC systems and equipment (SI). Atlanta, GA: ASHRAE.
- American Society of Heating Refrigerating and Air-Conditioning Engineers. (2022). ASHRAE position document on indoor carbon dioxide. Peachtree Corners, GA: ASHRAE. [https://www.ashrae.org/file%20library/about/position%20documents/pd\\_indoorcarbondioxide\\_2022.pdf](https://www.ashrae.org/file%20library/about/position%20documents/pd_indoorcarbondioxide_2022.pdf) Utolsó látogatás: 2023.01.05.
- Annesi-Maesano, I., Baiz, N., Banerjee, S., Rudnai, P., Rive, S., & the SINPHONIE Group. (2013). Indoor Air Quality and Sources in Schools and Related Health Effects. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part B*, 16(8), 491–550. doi:10.1080/10937404.2013.853609.
- Annesi-Maesano, I., Hulin, M., Lavaud, F., Raherison, C., Kopferschmitt, C., de Blay, F., André Charpin, D., & Denis, C. (2012). Poor air quality in classrooms related to asthma and rhinitis in primary schoolchildren of the French 6 Cities Study. *Thorax*, 67(8), 682–688. doi:10.1136/thoraxjnl-2011-200391.
- Aragón, P., Atienza, J., & Climent, M. D. (2000). Analysis of Organic Compounds in Air: A Review. *Critical Reviews in Analytical Chemistry*, 30(2-3), 121–151. doi:10.1080/10408340091164207
- Asher, M. I., Montefort, S., Björkstén, B., Lai, C. K. W., Strachan, D. P., Weiland, S. K., & Williams, H. (2006). Worldwide time trends in the prevalence of symptoms of asthma, allergic rhinoconjunctivitis, and eczema in childhood: ISAAC Phases One and Three repeat multicountry cross-sectional surveys. *The Lancet*, 368(9537), 733–743. doi:10.1016/s0140-6736(06)69283-0
- Balla, J. (2006). A gázkromatográfia analitikai alkalmazásai. Budapest: Edison House Kft.
- Baloch, R. M., Maesano, C. N., Christoffersen, J., Banerjee, S., Gabriel, M., Csobod, É., de Oliveira Fernandes, F., Annesi-Maesano, I., & the SINPHONIE Group. (2020). Indoor air pollution, physical and comfort parameters related to schoolchildren's health: Data from the European SINPHONIE study. *Science of The Total Environment*, doi:10.1016/j.scitotenv.2020.139870.
- Barkács, K., Bartholy, J., Kiss, K. T., Pongrácz, R., Salma, I., Sohár, P., Tóth, B., Reskóné Nagy, M. (2012). *Környezetkémia*. Typotex Kiadó, Budapest, ISBN 978-963-279-543-0
- Barrett, P., Davies, F., Zhang, Y., & Barrett, L. (2015). The impact of classroom design on pupils' learning: Final results of a holistic, multi-level analysis. *Building and Environment*, 89, 118–133. doi:10.1016/j.buildenv.2015.02.01
- Batterman, S. (2017). Review and Extension of CO<sub>2</sub>-Based Methods to Determine Ventilation Rates with Application to School Classrooms. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 14(2), 145. doi:10.3390/ijerph14020145
- Bayer-Oglesby, L., Grize, L., Gassner, M., Takken-Sahli, K., Sennhauser, F. H., Neu, U., Schindler, C., & Braun-Fahrländer, C. (2005). Decline of Ambient Air Pollution Levels and Improved Respiratory Health in Swiss Children. *Environmental Health Perspectives*, 113(11), 1632–1637. doi:10.1289/ehp.8159
- Beezhold, D. H., Green, B. J., Blachere, F. M., Schmechel, D., Weissman, D. N., Velickoff, D., Hogan, M. B., Wilson, N. W. (2008). Prevalence of allergic sensitization to indoor fungi in West Virginia. *Allergy and Asthma Proceedings*, 29(1), 29–34. doi:10.2500/aap2008.29.3076
- Beregszászi, T., Burali, A., Calzoni, J., Colaiacomo, E., Csobod, E., Kocic, A., Magyar, Z., De Maio, F., Moscato, U., Nemeth, G., Neri, M., Poscia, A., Prokai, R., Rudnai, P., Sinisi, L., Szuppinger, P., Varro, M., Vaskovi, E. (2013). Making Schools Healthy: Meeting Environment and Health Challenges” Search II Project Results., in Csobod, E. (ed.), Making

- Schools Healthy: Meeting Environment and Health Challenges” Search II Project Results., Regional Environmental Center, Szentendre, 1- 66 [http://hdl.handle.net/10807/63264]
- Bernstein, J. A., Alexis, N., Bacchus, H., Bernstein, I. L., Fritz, P., Horner, E., Li, N., Mason, S., Nel, A., Oullette, J., Reijula, K., Reponen, T., Seltzer, J., Smith, A., & Tarlo, S. M. (2008). The health effects of nonindustrial indoor air pollution. *Journal of Allergy and Clinical Immunology*, 121(3), 585–591. doi:10.1016/j.jaci.2007.10.045
- Birmili, W., Daniels, A., Bethke, R., Schechner, N., Brasse, G., Conrad, A., Kolossa-Gehring, M., Debiak, M., Hurraß, J., Uhde, E., Omelan, A., & Salthammer, T. (2021). Formaldehyde, aliphatic aldehydes (C2-C11), furfural, and benzaldehyde in the residential indoor air of children and adolescents during the German Environmental Survey 2014–2017 (GerES V). *Indoor Air*. doi:10.1111/ina.12927
- Bluyssen, P. M. 2009: The indoor environment handbook: how to make buildings healthy and comfortable. ISBN 978-1-84407-787-8. p. 66-81.
- Bluyssen, P., Cochet, C., Fischer, M., Knöppel, H., Levy, L., Lundgren, B., Maroni, M., Molhave, L., Rothweiler, H., Saarela, K., & Seifert, B. (1997). Evaluation of VOC emissions from building products. *Solid Flooring Materials, Report*, 18, 1-108.
- Bolden, A. L., Kwiatkowski, C. F., & Colborn, T. (2015). New Look at BTEX: Are Ambient Levels a Problem? *Environmental Science & Technology*, 49(9), 5261–5276. doi:10.1021/es505316f
- Bonomonte, D., Filoni, A., Vestita, M., Romita, P., Foti, C., & Angelini, G. (2019). The Role of the Environmental Risk Factors in the Pathogenesis and Clinical Outcome of Atopic Dermatitis. *BioMed Research International*, 2019, 1–11. doi:10.1155/2019/2450605
- Branco, P. T. B. S., Alvim-Ferraz, M. C. M., Martins, F. G., Ferraz, C., Vaz, L. G., & Sousa, S. I. V. (2020). Impact of indoor air pollution in nursery and primary schools on childhood asthma. *Science of The Total Environment*, doi:10.1016/j.scitotenv.2020.140982
- Brunsgaard, C., Heiselberg, P., Knudstrup, M.-A., Larsen, T. S. (2011). Evaluation of the indoor environment of comfort houses: qualitative and quantitative approaches. *Indoor and Built Environment*, 21(3), 432–451. doi:10.1177/1420326x11431739
- Building bulletin (BB) 101. (2018). Guidelines on ventilation, thermal comfort and indoor air quality in schools. Elérhető: <https://www.gov.uk/government/publications/building-bulletin-101-ventilation-for-school-buildings> (utolsó látogatás: 2022.10.10)
- Calogirou, A., Larsen, B. R., & Kotzias, D. (1999). Gas-phase terpene oxidation products: a review. *Atmospheric Environment*, 33(9), 1423–1439. doi:10.1016/s1352-2310(98)00277-5
- Canha, N., Almeida, M., Freitas, M. do C., Almeida, S. M., & Wolterbeek, H. T. (2011). Seasonal variation of total particulate matter and children respiratory diseases at Lisbon primary schools using passive methods. *Procedia Environmental Sciences*, 4, 170–183. doi:10.1016/j.proenv.2011.03.021
- Carrer, P., de Oliveira Fernandes, E., Santos, H., Hänninen, O., Kephelopoulos, S., & Wargocki, P. (2018). On the Development of Health-Based Ventilation Guidelines: Principles and Framework. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 15(7), 1360. doi:10.3390/ijerph15071360
- Carrer, P., Maroni, M., Alcini, D., & Cavallo, D. (2001). Allergens in indoor air: environmental assessment and health effects. *Science of The Total Environment*, 270(1-3), 33–42. doi:10.1016/s0048-9697(00)00791-9
- Cetin, M. (2016). A Change in the Amount of CO<sub>2</sub> at the Center of the Examination Halls: Case Study of Turkey. *Studies on Ethno-Medicine*, 10(2), 146–155. doi:10.1080/09735070.2016.11905483

- Childs, P. R. N., Greenwood, J. R., & Long, C. A. (2000). Review of temperature measurement. *Review of Scientific Instruments*, 71(8), 2959–2978. doi:10.1063/1.1305516
- Chino, S., Kato, S., Seo, J., & Ataka, Y. (2009). Study on emission of decomposed chemicals of esters contained in PVC flooring and adhesive. *Building and Environment*, 44(7), 1337–1342. doi:10.1016/j.buildenv.2008.07.003
- Chithra V. S., Shiva Nagendra S. M. (2018). A review of scientific evidence on indoor air of school building: Pollutants, sources, health effects and management. *Asian Journal of Atmospheric Environment*, 12(2):87–108. doi:10.5572/ajae.2018.12.2.87
- Chithra, V. S., & Shiva Nagendra, S. M. (2014). Impact of outdoor meteorology on indoor PM<sub>10</sub>, PM<sub>2.5</sub> and PM<sub>1</sub> concentrations in a naturally ventilated classroom. *Urban Climate*, 10, 77–91. doi:10.1016/j.uclim.2014.10.001
- Cho, Y., Song, M.-K., Kim, T. S., & Ryu, J.-C. (2017). Identification of novel cytokine biomarkers of hexanal exposure associated with pulmonary toxicity. *Environmental Pollution*, 229, 810–817. doi:10.1016/j.envpol.2017.06.041
- Chow, J. C., Watson, J. G. (2002). Review of PM<sub>2.5</sub> and PM<sub>10</sub> apportionment for fossil fuel combustion and other sources by the chemical mass balance receptor model. *Energy & Fuels*, 16(2), 222–260. doi:10.1021/ef0101715
- Claeson, A.-S., Sandström, M., & Sunesson, A.-L. (2007). Volatile organic compounds (VOCs) emitted from materials collected from buildings affected by microorganisms. *J. Environ. Monit.*, 9(3), 240–245. doi:10.1039/b614766f
- Clarisse, B., Laurent, A. M., Seta, N., Le Moullec, Y., El Hasnaoui, A., & Momas, I. (2003). Indoor aldehydes: measurement of contamination levels and identification of their determinants in Paris dwellings. *Environmental Research*, 92(3), 245–253. doi:10.1016/s0013-9351(03)00039-2
- Collins, D. E., & Richey, F. A. (1992). Synthetic Organic Chemicals. *Riegel's Handbook of Industrial Chemistry*, 800–862. doi:10.1007/978-94-011-7691-0\_22
- Connolly, E. J., French, P. J., Pham, H. T. M., & Sarro, P. M. (2002). Relative humidity sensors based on porous polysilicon and porous silicon carbide. *Proceedings of IEEE Sensors*. doi:10.1109/icsens.2002.1037144
- Csobod, E., Annesi-Maesano, I., Carrer, P., Kephelopoulos, S., Madureira, J., Rudnai, P., De Oliveira Fernandes, E., Barrero, J., Beregszászi, T., Hyvärinen, A., Moshhammer, H., Norback, D., Páldy, A., Pándics, T., Sestini, P., Stranger, M., Taubel, M., Varró, M., Vaskovi, E., Ventura Silva, G. and Viegi, G., (2014). SINPHONIE – Schools Indoor Pollution and Health Observatory Network in Europe - Final Report, EUR 26738, Publications Office of the European Union, Luxembourg, ISBN 978-92-79-39407-2, doi:10.2788/99220, JRC91160.
- Csobod, É., Rudnai, P., & Vaskovi, E. (2010). School Environment and Respiratory Health of Children (SEaRCH) International research project report within the “Indoor air quality in European schools: Preventing and reducing respiratory diseases program”. ISBN 978-963-06-8924-3
- De Brouwere K, Cornelis C. (2016) Protocol for the Selection of Health-Based Reference Values (RV) –Final Report. Boeretang: VITO NV. Elérhető: <https://www.zorg-en-gezondheid.be/sites/default/files/2022-04/protocol%20selection%20health%20based%20reference%20values%20final%20report%20v21%20Jan%202016.pdf> (utolsó látogatás: 2022.08.10).
- De Brouwere, K., Cornelis, C., Arvanitis, A., Brown, T., Crump, D., Harrison, P., Jantunen, M., Price, P., & Torfs, R. (2014). Application of the maximum cumulative ratio (MCR) as a

- screening tool for the evaluation of mixtures in residential indoor air. *Science of The Total Environment*, 479-480, 267–276. doi:10.1016/j.scitotenv.2014.01.083
- Delgado-Saborit, J. M., Aquilina, N. J., Meddings, C., Baker, S., & Harrison, R. M. (2011). Relationship of personal exposure to volatile organic compounds to home, work and fixed site outdoor concentrations. *Science of The Total Environment*, 409(3), 478–488. doi:10.1016/j.scitotenv.2010.10.014
- Derbez, M., Berthineau, B., Cochet, V., Lethrosne, M., Pignon, C., Riberon, J., Kirchner, S. (2014a). Indoor air quality and comfort in seven newly built, energy-efficient houses in France. *Building and Environment*, 72, 173–187. doi:10.1016/j.buildenv.2013.10.017
- Derbez, M., Berthineau, B., Cochet, V., Pignon, C., Ribéron, J., Wyart, G., Mandin, C., Kirchner, S. (2014b). A 3-year follow-up of indoor air quality and comfort in two energy-efficient houses. *Building and Environment*, 82, 288–299. doi:10.1016/j.buildenv.2014.08.028
- Derbez, M., Wyart, G., Le Ponner, E., Ramalho, O., Ribéron, J., Mandin, C. (2017). Indoor air quality in energy-efficient dwellings: Levels and sources of pollutants. *Indoor Air*, 28(2), 318–338. doi:10.1111/ina.12431
- Derby, M. M., Hamehkasi, M., Eckels, S., Hwang, G. M., Jones, B., Maghirang, R., & Shulan, D. (2016). Update of the scientific evidence for specifying lower limit relative humidity levels for comfort, health, and indoor environmental quality in occupied spaces (RP-1630). *Science and Technology for the Built Environment*, 23(1), 30–45. doi:10.1080/23744731.2016.1206430
- Dickey, E., Varghese, O., Ong, K., Gong, D., Paulose, M., & Grimes, C. (2002). Room Temperature Ammonia and Humidity Sensing Using Highly Ordered Nanoporous Alumina Films. *Sensors*, 2(3), 91–110. doi:10.3390/s20300091
- Directive 2010/31/EU of the European Parliament and of the Council of 19 May 2010 on the energy performance of building. <https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2010:153:0013:0035:EN:PDF>
- Directive 2018/844/EU of the European Parliament and of the Council of 19 June 2018 on the energy performance of building. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:32018L0844&from=EN>
- Engelbrechtsen, K. A., Johansen, J. D., Kezic, S., Linneberg, A., & Thyssen, J. P. (2015). The effect of environmental humidity and temperature on skin barrier function and dermatitis. *Journal of the European Academy of Dermatology and Venereology*, 30(2), 223–249. doi:10.1111/jdv.13301
- FaseehaSuhaimi, N., Jalaludin, J., & AbuBakar@Jamaludin, S. (2015). Association between School and Residential Air Pollutants with Respiratory Symptoms among School Children at an Industrial Area. *Advances in Environmental Biology*. 9(26). 77-86.
- Feist, W., Pfluger, R., Schnieders, J., Kah, O., Kaufman, B., Krick, B., Bastian, Z., & Ebel, W. (2012). *Passive House Planning Package 2007: Requirements for quality approved Passive Houses*. Technical Information PHI-2007/1 (E), 3rd revised edition June 2012. Passivhaus Institute, Darmstadt. <http://wookware.org/files/PHPP.pdf>. Utolsó látogatás: 2023.01.05.
- Fisk, W. J. (2017). The ventilation problem in schools: literature review. *Indoor Air*, 27(6), 1039–1051. doi:10.1111/ina.12403
- Flannigan, B. (1997). Air sampling for fungi in indoor environments. *Journal of Aerosol Science*, 28(3), 381–392. doi:10.1016/s0021-8502(96)00441-7
- Fokaides, P. A., Christoforou, E., Ilic, M., Papadopoulos, A. (2016). Performance of a Passive House under subtropical climatic conditions. *Energy and Buildings*, 133, 14–31. doi:10.1016/j.enbuild.2016.09.060

- Forns, J., Dadvand, P., Foraster, M., Alvarez-Pedrerol, M., Rivas, I., López-Vicente, M., Suades-Gonzalez, E., Garcia-Esteban, R., Esnaola, M., Cirach, M., Grellier, J., Basagaña, X., Querol, X., Guxens, M., Nieuwenhuijsen, M. J., & Sunyer, J. (2016). Traffic-Related Air Pollution, Noise at School, and Behavioral Problems in Barcelona Schoolchildren: A Cross-Sectional Study. *Environmental Health Perspectives*, 124(4), 529–535. doi:10.1289/ehp.1409449
- Foster, J., Sharpe, T., Poston, A., Morgan, C., Musau, F. (2016). Scottish Passive House: insights into environmental conditions in monitored Passive Houses. *Sustainability*, 8(5), 412. doi:10.3390/su8050412
- Franca, A. S. (2016). Coffee: Decaffeination. *Encyclopedia of Food and Health*, 232–236. doi:10.1016/b978-0-12-384947-2.00
- Frankel, M., Bekö, G., Timm, M., Gustavsen, S., Hansen, E. W., & Madsen, A. M. (2012). Seasonal Variations of Indoor Microbial Exposures and Their Relation to Temperature, Relative Humidity, and Air Exchange Rate. *Applied and Environmental Microbiology*, 78(23), 8289–8297. doi:10.1128/aem.02069-12
- Fsadni, P., Bezzina, F., Fsadni C., & Montefort, S. (2018). Impact of School Air Quality on Children's Respiratory Health. *Indian Journal of Occupational and Environmental Medicine*, 22(3):156-162. doi: 10.4103/ijoem.IJOEM\_95\_18.
- Fuertes, E., Flohr, C., Silverberg, J. I., Standl, M., & Strachan, D. P. (2017). Global Associations between UVR Exposure and Current Eczema Prevalence in Children from ISAAC Phase Three. *Journal of Investigative Dermatology*, 137(6), 1248–1256. doi:10.1016/j.jid.2017.02.966
- Ganesh, G. A., Sinha, S. L., Verma, T. N., & Dewangan, S. K. (2021). Investigation of indoor environment quality and factors affecting human comfort: A critical review. *Building and Environment*, 204, 108146. doi:10.1016/j.buildenv.2021.108146
- Garcia, E., Rice, M. B., & Gold, D. R. (2021). Air pollution and lung function in children. *Journal of Allergy and Clinical Immunology*, 148(1), 1–14. doi:10.1016/j.jaci.2021.05.006
- Geiss, O., Giannopoulos, G., Tirendi, S., Barrero-Moreno, J., Larsen, B. R., & Kotzias, D. (2011). The AIRMEX study - VOC measurements in public buildings and schools/kindergartens in eleven European cities: Statistical analysis of the data. *Atmospheric Environment*, 45(22), 3676–3684. doi:10.1016/j.atmosenv.2011.04.037
- Gurley, E. S., Salje, H., Homaira, N., Ram, P. K., Haque, R., Petri, W. A., Bresee, J., Moss, W. J., Luby, S. P., Breyse, P., Azziz-Baumgartner, E. (2013). Seasonal concentrations and determinants of indoor particulate matter in a low-income community in Dhaka, Bangladesh. *Environmental Research*, 121, 11–16. doi:10.1016/j.envres.2012.10.004
- Haleem Khan, A. A., & Mohan Karuppaiyil, S. (2012). Fungal pollution of indoor environments and its management. *Saudi Journal of Biological Sciences*, 19(4), 405–426. doi:10.1016/j.sjbs.2012.06.002
- Hamann, C. R., Andersen, Y. M. F., Engebretsen, K. A., Skov, L., Silverberg, J. I., Egeberg, A., & Thyssen, J. P. (2018). The effects of season and weather on healthcare utilization among patients with atopic dermatitis. *Journal of the European Academy of Dermatology and Venereology*. doi:10.1111/jdv.15023
- Hartwig, A., & MAK Commission. (2012). Benzaldehyde [MAK Value Documentation, 2002]. The MAK-Collection for Occupational Health and Safety, 14–36. doi:https://doi.org/10.1002/3527600418.mb10052e0017
- Hassanain, M. A., & Iftikhar, A. (2015). Framework model for post-occupancy evaluation of school facilities. *Structural Survey*, 33(4/5), 322–336. doi:10.1108/ss-06-2015-0029

- Health Canada. (1994). Human Health Risk Assessment for Priority Substances. Environmental Health Directorate. Canadian Environmental Protection Act. Health Canada, Ottawa, 1994.
- Health Effects Institute (HEI) Air Toxics Review Panel. (2007). Mobile-Source Air Toxics: A Critical Review of the Literature on Exposure and Health Effects. HEI Special Report 16, Boston, Mass.
- Health Effects of School Environment (HESE). Final Scientific Report, Siena, Italy, January, 2006. (Elérhető: [https://ec.europa.eu/health/ph\\_projects/2002/pollution/fp\\_pollution\\_2002\\_frep\\_04.pdf](https://ec.europa.eu/health/ph_projects/2002/pollution/fp_pollution_2002_frep_04.pdf)). (utolsó látogatás: 2022.10.16).
- Ilgen, E., Levsen, K., Angerer, J., Schneider, P., Heinrich, J., & Wichmann, H.-E. (2001). Aromatic hydrocarbons in the atmospheric environment – Part II: univariate and multivariate analysis and case studies of indoor concentrations. *Atmospheric Environment*, 35(7), 1253–1264. doi:10.1016/s1352-2310(00)00490-8
- International Agency for Research on Cancer. (2006). IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. Formaldehyde, 2-Butoxyethanol and 1-tert-Butoxypropan-2-ol. Volume 88, Lyon, France. Available online at: <https://monographs.iarc.who.int/wp-content/uploads/2018/06/mono88.pdf>. Utolsó látogatás: 2023.01.05.
- International Agency for Research on Cancer. (2018). IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. Benzene. Volume 120, Lyon, France. Available online at: <https://publications.iarc.fr/Book-And-Report-Series/Iarc-Monographs-On-The-Identification-Of-Carcinogenic-Hazards-To-Humans/Benzene-2018>. Utolsó látogatás: 2023.01.05.
- International Agency for Research on Cancer. (2022). IARC Monographs on the Evaluation of the Carcinogenic Risks to Humans, Vol 1-132. (Elérhető: <https://monographs.iarc.who.int/list-of-classifications>, utolsó látogatás: 2022.10.10).
- IPCHEM. (2015). The European Commission's information platform for chemical monitoring data. 2015. Elérhető: <http://ipchem.jrc.ec.europa.eu> (utolsó látogatás: 2022.10.10)
- Isaacs, K., Burke, J., Smith, L., & Williams, R. (2013). Identifying housing and meteorological conditions influencing residential air exchange rates in the DEARS and RIOPA studies: development of distributions for human exposure modeling. *Journal of Exposure Science & Environmental Epidemiology*, 23(3), 248–258. doi:10.1038/jes.2012.131
- Jarabek, A.M. (1994). Inhalation RfC methodology: Dosimetric adjustments and dose-response estimation of noncancer toxicity in the upper respiratory tract. *Inhal. Toxicol.* 6(suppl):301-325.
- Järnström, H., Saarela, K., Kalliokoski, P., & Pasanen, A.-L. (2008). Comparison of VOC and ammonia emissions from individual PVC materials, adhesives and from complete structures. *Environment International*, 34(3), 420–427. doi:10.1016/j.envint.2007.09.011
- Jha, R. K. (2021). "Non-Dispersive Infrared Gas Sensing Technology: A Review," in *IEEE Sensors Journal*, vol. 22, no. 1, pp. 6-15, doi:10.1109/JSEN.2021.3130034
- Jhun, I., Gaffin, J. M., Coull, B. A., Huffaker, M. F., Petty, C. R., Sheehan, W. J., Baxi, S. N., Lai, P. S., Kang, C.-M., Wolfson, J. M., Gold, D. R., Koutrakis, P., & Phipatanakul, W. (2017). School Environmental Intervention to Reduce Particulate Pollutant Exposures for Children with Asthma. *The Journal of Allergy and Clinical Immunology: In Practice*, 5(1), 154–159.e3. doi:10.1016/j.jaip.2016.07.018
- Jia, C., Batterman, S., & Godwin, C. (2008a). VOCs in industrial, urban and suburban neighborhoods, Part 1: Indoor and outdoor concentrations, variation, and risk drivers. *Atmospheric Environment*, 42(9), 2083–2100. doi:10.1016/j.atmosenv.2007.11.055



- Jia, C., Batterman, S., & Godwin, C. (2008b). VOCs in industrial, urban and suburban neighborhoods—Part 2: Factors affecting indoor and outdoor concentrations. *Atmospheric Environment*, 42(9), 2101–2116. doi:10.1016/j.atmosenv.2007.11.047
- Jurvelin, J., Vartiainen, M., Jantunen, M., & Pasanen, P. (2001). Personal Exposure Levels and Microenvironmental Concentrations of Formaldehyde and Acetaldehyde in the Helsinki Metropolitan Area, Finland. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 51(1), 17–24. doi:10.1080/10473289.2001.10464251
- Kajtár, L., Herczeg, L., Láng, E., Hrustinszky, T., & Bánhidi, L. (2006). Influence of carbon-dioxide pollutant on human well-being and work intensity, *Healthy buildings, HB 2006, Lisboa, Vol I*, p 85-90
- Katsumata, H., Murakami, S., Kato, S., Hoshino, K., & Ataka, Y. (2008). Measurement of semi-volatile organic compounds emitted from various types of indoor materials by thermal desorption test chamber method. *Building and Environment*, 43(3), 378–383. doi:10.1016/j.buildenv.2006.03.027
- Kaunelienė, V., Prasauskas, T., Krugly, E., Stasiulaitienė, I., Čiužas, D., Šeduikytė, L., Martuzevičius, D. (2016). Indoor air quality in low energy residential buildings in Lithuania. *Building and Environment*, 108, 63–72. doi:10.1016/j.buildenv.2016.08.018
- Kelly, F. J., & Fussell, J. C. (2012). Size, source and chemical composition as determinants of toxicity attributable to ambient particulate matter. *Atmospheric Environment*, 60, 504–526. doi:10.1016/j.atmosenv.2012.06.039
- Kephalopoulos, S., Csobod, E., Bruinen De Bruin, Y. & de Oliveira Fernandes, E. (2014) Guidelines for healthy environments within European schools, EUR 26726, Publications Office of the European Union, Luxembourg, ISBN 978-92-79-39151-4, doi:10.2788/89936, JRC87071.
- Khan, A. A. H., Karuppayil, S. M., Manoharachary, C., Kunwar, I. K., & Waghay, S. (2009). Isolation, identification and testing for allergenicity of fungi from air-conditioned indoor environments. *Aerobiologia*, 25(2), 119–123. doi:10.1007/s10453-009-9114-x
- Kim, E.-H., Kim, S., Lee, J. H., Kim, J., Han, Y., Kim, Y.-M., Kim, G.-B., Jung, K., Cheong, H.-K., Ahn, K. (2015). Indoor Air Pollution Aggravates Symptoms of Atopic Dermatitis in Children. *PLOS ONE*, 10(3), e0119501. doi:10.1371/journal.pone.0119501
- Kim, J., Kim, E.-H., Oh, I., Jung, K., Han, Y., Cheong, H.-K., & Ahn, K. (2013). Symptoms of atopic dermatitis are influenced by outdoor air pollution. *Journal of Allergy and Clinical Immunology*, 132(2), 495–498.e1. doi:10.1016/j.jaci.2013.04.019
- Kim, Y. M., Harrad, S., & Harrison, R. M. (2001). Concentrations and Sources of VOCs in Urban Domestic and Public Microenvironments. *Environmental Science & Technology*, 35(6), 997–1004. doi:10.1021/es000192y
- Kim, Y. M., Kim, J., Ha, S. C., & Ahn, K. (2021). Effects of Exposure to Indoor Fine Particulate Matter on Atopic Dermatitis in Children. *International journal of environmental research and public health*, 18(21), 11509. doi:10.3390/ijerph182111509
- Klaassen, C, Ed. (2001). *Casarett and Doull's Toxicology: The Basic Science of Poisons*. McGraw-Hill, Medical Publishing Division, New York, NY. pp. 64-78; 92-93.
- Klein, F., Platt, S. M., Farren, N. J., Detournay, A., Bruns, E. A., Bozzetti, C., Daellenbach, K. R., Kilic, D., Kumar, N. K., Pieber, S. M., Slowik, J. G., Temime-Roussel, B., Marchand, N., Hamilton, J. F., Baltensperger, U., Prévôt, A. S. H., & El Haddad, I. (2016). Characterization of Gas-Phase Organics Using Proton Transfer Reaction Time-of-Flight Mass Spectrometry: Cooking Emissions. *Environmental Science & Technology*, 50(3), 1243–1250. doi:10.1021/acs.est.5b04618

- Kliucininkas, L., Martuzevicius, D., Krugly, E., Prasauskas, T., Kauneliene, V., Molnar, P., & Strandberg, B. (2011). Indoor and outdoor concentrations of fine particles, particle-bound PAHs and volatile organic compounds in Kaunas, Lithuania. *J. Environ. Monit.*, 13(1), 182–191. doi:10.1039/c0em00260g
- Korsavi, S. S., Montazami, A., & Mumovic, D. (2020). Perceived indoor air quality in naturally ventilated primary schools in the UK: Impact of environmental variables and thermal sensation. *Indoor Air*. doi:10.1111/ina.12740
- Kortenkamp, A., Backhaus, T., & Faust, M. (2009). State of the art report on mixture toxicity – final report (Study Contract No. 070307/2007/485103/ETU/D.1). Directorate General Environment, European Commission, Brussels. Elérhető: [https://ec.europa.eu/environment/chemicals/effects/pdf/report\\_mixture\\_toxicity.pdf](https://ec.europa.eu/environment/chemicals/effects/pdf/report_mixture_toxicity.pdf) (utolsó látogatás: 2022.10.10)
- Kotzias, D., Geiss, O., Tirendi, S., Barrero, J., Reina, V., Gotti, A., Cimino Reale, G., Marafante, E., Sarigiannis, D., Casati, B. (2009). Exposure to Multiple Air Contaminants in Public Buildings, Schools and Kindergartens - The European Indoor Air Monitoring and Exposure Assessment (AIRMEX) Study. *FRESENIUS ENVIRONMENTAL BULLETIN* 18 (5a), p. 670-681. JRC51812
- Kotzias, D., Koistinen, K., Kephelopoulos, S., Carrer, P., Maroni, M., Schlitt, C., Jantunen, M., Cochet, C., Kirchner, S., Lindvall, T., Mclaughlin, J., Molhave, L. (2005). The INDEX Project – Critical appraisal of the setting and implementation of indoor exposure limits in the EU. <https://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/handle/JRC31622>. Utolsó látogatás: 2023.01.05.
- Kuranchie, F. A., Angnunavuri, P. N., Attiogbe, F., & Nerquaye-Tetteh, E. N. (2019). Occupational exposure of benzene, toluene, ethylbenzene and xylene (BTEX) to pump attendants in Ghana: Implications for policy guidance. *Cogent Environmental Science*, 5(1). doi:10.1080/23311843.2019.1603418
- Langer, S., Bekö, G., Bloom, E., Widheden, A., Ekberg, L. (2015). Indoor air quality in passive and conventional new houses in Sweden. *Building and Environment*, 93, 92–100. doi:10.1016/j.buildenv.2015.02.004
- Langer, S., Ramalho, O., Derbez, M., Ribéron, J., Kirchner, S., Mandin, C. (2016). Indoor environmental quality in French dwellings and building characteristics. *Atmospheric Environment*, 128, 82–91. doi:10.1016/j.atmosenv.2015.12.060
- Lee, S. C., Li, W.-M., & Ao, C.-H. (2002). Investigation of indoor air quality at residential homes in Hong Kong—case study. *Atmospheric Environment*, 36(2), 225–237. doi:10.1016/s1352-2310(01)00435-6
- Leech, J. A., Nelson, W. C., Burnett, R. T., Aaron, S., & Raizenne, M. E. (2002). It's about time: A comparison of Canadian and American time–activity patterns. *Journal of Exposure Science & Environmental Epidemiology*, 12(6), 427–432. doi:10.1038/sj.jea.7500244
- Liu, W., Zhang, J., Zhang, L., Turpin, B., Weisel, C., Morandi, M., Stock, T.H., Colome, S., Korn, L. (2006). Estimating contributions of indoor and outdoor sources to indoor carbonyl concentrations in three urban areas of the United States. *Atmospheric Environment*, 40(12), 2202–2214. doi:10.1016/j.atmosenv.2005.12.005
- Long, A., Bunning, B., Sampath, V., DeKruyff, R., H., Nadeau, K. C. (2020) Epigenetics and the Environment in Airway Disease: Asthma and Allergic Rhinitis. In: Chang C., Lu Q. (eds) *Epigenetics in Allergy and Autoimmunity*. *Advances in Experimental Medicine and Biology*, vol 1253. Springer, Singapore. doi:10.1007/978-981-15-3449-2\_6

- MacNeill, M., Kearney, J., Wallace, L., Gibson, M., Héroux, M. E., Kuchta, J., Guernsey, J. R., Wheeler, A. J. (2014). Quantifying the contribution of ambient and indoor-generated fine particles to indoor air in residential environments. *Indoor Air*, 24(4), 362–375. doi:10.1111/ina.12084
- Madureira, J., Paciência, I., Rufo, J., Ramos, E., Barros, H., Teixeira, J. P., & de Oliveira Fernandes, E. (2015). Indoor air quality in schools and its relationship with children's respiratory symptoms. *Atmospheric Environment*, 118, 145–156. doi:10.1016/j.atmosenv.2015.07
- Mahdavi, A., Doppelbauer, E.-M. (2010). A performance comparison of passive and low-energy buildings. *Energy and Buildings*, 42(8), 1314–1319. doi:10.1016/j.enbuild.2010.02.025
- Marchand, C., Bulliot, B., Le Calvé, S., & Mirabel, P. (2006). Aldehyde measurements in indoor environments in Strasbourg (France). *Atmospheric Environment*, 40(7), 1336–1345. doi:10.1016/j.atmosenv.2005.10.027
- Marzocca, A., Di Gilio, A., Farella, G., Giua, R., & de Gennaro, G. (2017). Indoor Air Quality Assessment and Study of Different VOC Contributions within a School in Taranto City, South of Italy. *Environments*, 4(1), 23. doi:10.3390/environments4010023
- Matz, C., Stieb, D., Davis, K., Egyed, M., Rose, A., Chou, B., & Brion, O. (2014). Effects of Age, Season, Gender and Urban-Rural Status on Time-Activity: Canadian Human Activity Pattern Survey 2 (CHAPS 2). *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 11(2), 2108–2124. doi:10.3390/ijerph110202108
- McCormack M. C., Breyse, P. N., Matsui, E. C., Hansel, N. N., Williams, D., Curtin-Brosnan, J., Eggleston P., Diette, G. B. (2009). In-Home Particle Concentrations and Childhood Asthma Morbidity. *Environmental Health Perspectives* 117:2. doi: 10.1289/ehp.11770
- McCormack, M. C., Breyse, P. N., Matsui, E. C., Hansel, N. N., Peng, R. D., Curtin-Brosnan, J., Williams, D. L., Wills-Karp, M., Diette, G. B. (2011). Indoor particulate matter increases asthma morbidity in children with non-atopic and atopic asthma. *Annals of Allergy, Asthma & Immunology*, 106(4), 308–315. doi:10.1016/j.anai.2011.01.015
- McGill, G., Qin, M., Oyedele, L. (2014). A case study investigation of indoor air quality in UK Passivhaus Dwellings. *Energy Procedia*, 62, 190–199. doi:10.1016/j.egypro.2014.12.380
- Meek, M. E., Boobis, A. R., Crofton, K. M., Heinemeyer, G., Van Raaij, M., & Vickers, C. (2011). Risk assessment of combined exposure to multiple chemicals: A WHO/IPCS framework. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 60(2), S1–S14. doi:10.1016/j.yrtph.2011.03.010
- Mejía, J. F., Choy, S. L., Mengersen, K., & Morawska, L. (2011). Methodology for assessing exposure and impacts of air pollutants in school children: Data collection, analysis and health effects – A literature review. *Atmospheric Environment*, 45(4), 813–823. doi:10.1016/j.atmosenv.2010.11.009
- Menchaca-Torre, H. L., Mercado-Hernández, R., & Mendoza-Domínguez, A. (2015). Diurnal and seasonal variation of volatile organic compounds in the atmosphere of Monterrey, Mexico. *Atmospheric Pollution Research*, 6(6), 1073–1081. doi:10.1016/j.apr.2015.06.004
- Mendell, M. J., & Heath, G. A. (2005). Do indoor pollutants and thermal conditions in schools influence student performance? A critical review of the literature. *Indoor Air*, 15(1), 27–52. doi:10.1111/j.1600-0668.2004.00320.x
- Menezes, H. C., Amorim, L. C. A., & Cardeal, Z. L. (2012). Sampling and Analytical Methods for Determining VOC in Air by Biomonitoring Human Exposure. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 43(1), 1–39. doi:10.1080/10643389.2011.604239
- Meyer, W. (2019). Impact of constructional energy-saving measures on radon levels indoors. *Indoor Air*, 29(4), 680–685. doi:10.1111/ina.12553

- Miller, R. R., Newhook, R., & Poole, A. (1994). Styrene Production, Use, and Human Exposure. *Critical Reviews in Toxicology*, 24(sup1), S1–S10. doi:10.3109/10408449409020137
- Ministry of Health, Labour and Welfare (MHLW). (2002) Committee on sick house syndrome: indoor air pollution, summary on the discussions at the 8th and 9th meetings. Progress Report No. 4, Elérhető: <https://www.nihs.go.jp/mhlw/chemical/situnai/kentoukai/rep-eng4.pdf> (utolsó látogatás: 2022.10.10).
- Mishra, N., Ayoko, G. A., Salthammer, T., & Morawska, L. (2015). Evaluating the risk of mixtures in the indoor air of primary school classrooms. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(19), 15080–15088. doi:10.1007/s11356-015-4619-z
- Mohammadyan, M., & Ashmore, M. R. (2005). Personal Exposure and Indoor PM<sub>2.5</sub> Concentrations in an Urban Population. *Indoor and Built Environment*, 14(3-4), 313–320. doi:10.1177/1420326x05054293
- Morawska, L., Afshari, A., Bae, G. N., Buonanno, G., Chao, C. Y. H., Hänninen, O., Hofmann, W., Isaxon, C., Jayaratne, E. R., Pasanen, P., Salthammer, T., Waring, M., & Wierzbicka, A. (2013). Indoor aerosols: from personal exposure to risk assessment. *Indoor Air*, 23(6), 462–487. doi:10.1111/ina.12044
- Moreno-Rangel, A., Sharpe, T., McGill, G., & Musau, F. (2020). Indoor Air Quality in Passivhaus Dwellings: A Literature Review. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(13), 4749. doi:10.3390/ijerph17134749
- Mori, M., Matsumoto, Y., Kushino, N., Morimatsu, Y., Hoshiko, M., Saga, T., Yamaki, K., & Ishitake, T. (2015). Comparison of subjective symptoms associated with exposure to low levels of formaldehyde between students enrolled and not enrolled in a gross anatomy course. *Environmental Health and Preventive Medicine*, 21(1), 34–41. doi:10.1007/s12199-015-0497-8
- Naclerio, R., Ansotegui, I. J., Bousquet, J., Canonica, G. W., D'Amato, G., Rosario, N., Pawankar, R., Peden, D., Bergmann, K. C., Bielory, L., Caraballo, L., Cecch, L., Cepeda, S. A. M., Neto, H. J. C., Galán, C., Diaz, S. N. G., Idriss, S., Popov, T., Ramon, G. D., Ridolo, E., Rottem, M., Songnuan, W., & Rouadi, P. (2020). International expert consensus on the management of allergic rhinitis (AR) aggravated by air pollutants. *World Allergy Organization Journal*, 13(3), 100106. doi:10.1016/j.waojou.2020.100106
- Namieśnik, J., Zabiegała, B., Kot-Wasik, A., Partyka, M., & Wasik, A. (2004). Passive sampling and/or extraction techniques in environmental analysis: a review. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 381(2), 279–301. doi:10.1007/s00216-004-2830-8
- Narla, S., & Silverberg, J. I. (2020). The Role of Environmental Exposures in Atopic Dermatitis. *Current Allergy and Asthma Reports*, 20(12). doi:10.1007/s11882-020-00971-z
- National Research Council. (1983). *Risk Assessment in the Federal Government: Managing the Process*. Washington, DC: The National Academies Press. <https://doi.org/10.17226/366>.
- National Research Council. (2007). *Toxicity Testing in the 21st Century: A Vision and a Strategy*. Washington, DC: The National Academies Press. <https://doi.org/10.17226/11970>
- Norbäck, D. (2009). An update on sick building syndrome. *Current Opinion in Allergy and Clinical Immunology*, 9(1), 55–59. doi:10.1097/aci.0b013e32831f8f08
- Norbäck, D., Hashim, J. H., Hashim, Z., & Ali, F. (2017). Volatile organic compounds (VOC), formaldehyde and nitrogen dioxide (NO<sub>2</sub>) in schools in Johor Bahru, Malaysia: Associations with rhinitis, ocular, throat and dermal symptoms, headache and fatigue. *Science of The Total Environment*, 592, 153–160. doi:10.1016/j.scitotenv.2017.02.215

- Norbäck, D., Wålinder, R., Wieslander, G., Smedje, G., Erwall, C., & Venge, P. (2000). Indoor air pollutants in schools: nasal patency and biomarkers in nasal lavage. *Allergy*, 55(2), 163–170. doi:10.1034/j.1398-9995.2000.00353.x
- Nørgaard, A. W., Kofoed-Sørensen, V., Mandin, C., Ventura, G., Mabilia, R., Perreca, E., Cattaneo, A., Spinazzè, A., Mihucz, V.G., Szigeti, T., Kluizenaar, de Y., Cornelissen, E., Trantallidi, M., Carrer, P., Sakellaris, I., Bartzis, J., & Wolkoff, P. (2014). Ozone-initiated Terpene Reaction Products in Five European Offices: Replacement of a Floor Cleaning Agent. *Environmental Science & Technology*, 48(22), 13331–13339. doi:10.1021/es504106j
- Oak Ridge National Laboratory (ORNL). (2014). Elérhető: <https://rais.ornl.gov/documents/SlopesandDosesMasterTableFinal.pdf> (utolsó látogatás: 2022.08.10).
- Office of Environmental Health Hazard Assessment (OEHHA). (2009). Air Toxics Hot Spots Program Technical Support Document for Cancer Potencies. Appendix A. Chemical-specific summaries of the information used to derive unit risk and cancer potency values. Updated in 2020. Elérhető: <https://oehha.ca.gov/media/downloads/crn/appendixa.pdf> (utolsó látogatás: 2022.10.10).
- Ohm, M., Juto, J.-E., & Andersson, K. (1995). Does the nasal reactivity changes after removal from SBS domestic area to areas without SBS problems? *Indoor Air – An Integrated Approach*. Brisbane: Australia, Elsevier, 1995:227-230.
- Oliveira, M., Slezakova, K., Delerue-Matos, C., Pereira, M. C., & Morais, S. (2019). Children environmental exposure to particulate matter and polycyclic aromatic hydrocarbons and biomonitoring in school environments: A review on indoor and outdoor exposure levels, major sources and health impacts. *Environment International*, 124, 180–204. doi:10.1016/j.envint.2018.12.052
- Otson, R., Fellin, P., Tran, Q., & Stoyanoff, R. (1993). Examination of sampling methods for assessment of personal exposures to airborne aldehydes. *The Analyst*, 118(10), 1253. doi:10.1039/an9931801253
- Óvári, M., Tatár, E., Farkas, J., Hahn, I., Márialigeti, K., Romsics, Cs., Szabó, Cs., Szalai, Z., Szövényi, G., Tóth, M., & Török, J. K. (2012). *Környezeti Mintavételezés*. Typotex Kiadó, Budapest, ISBN 978-963-279-542-3
- Paciência, I., Cavaleiro Rufo, J., Silva, D., Martins, C., Mendes, F., Farraia, M., Delgado, L., de Oliveira Fernandes, E., Padrão, P., Moreira, P., Severo, M., Barros, H., & Moreira, A. (2019). Exposure to indoor endocrine disrupting chemicals and childhood asthma and obesity. *Allergy*. doi:10.1111/all.13740
- Paciência, I., Madureira, J., Rufo, J., Moreira, A., & Fernandes, E. de O. (2016). A systematic review of evidence and implications of spatial and seasonal variations of volatile organic compounds (VOC) in indoor human environments. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part B*, 19(2), 47–64. doi:10.1080/10937404.2015.1134371
- Parthasarathy, S., Maddalena, R. L., Russell, M. L., Apte, M. G. (2011). Effect of Temperature and Humidity on Formaldehyde Emissions in Temporary Housing Units. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 61(6), 689–695. doi:10.3155/1047-3289.61.6.689
- Passali, D., Lauriello, M., Mezzedimi, C., & Bellussi, L. (1999). Nasal allergy and atmospheric pollution. *International Journal of Pediatric Otorhinolaryngology*, 49, S257–S260. doi:10.1016/s0165-5876(99)00172-x
- Passive House Institute. (2015). [https://passiv.de/en/02\\_informations/02\\_passive-house-requirements/02\\_passive-house-requirements.htm](https://passiv.de/en/02_informations/02_passive-house-requirements/02_passive-house-requirements.htm). Utolsó látogatás: 2023.01.05.

- Patelarou, E., Tzanakis, N., & Kelly, F. (2015). Exposure to Indoor Pollutants and Wheeze and Asthma Development during Early Childhood. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 12(4), 3993–4017. doi:10.3390/ijerph120403993
- Pei, J., Yin, Y., Liu, J., & Dai, X. (2020). An eight-city study of volatile organic compounds in Chinese residences: Compounds, concentrations, and characteristics. *Science of The Total Environment*, 698, 134137. doi:10.1016/j.scitotenv.2019.134137
- Peng, C.-Y., Lan, C.-H., Lin, P.-C., & Kuo, Y.-C. (2017). Effects of cooking method, cooking oil, and food type on aldehyde emissions in cooking oil fumes. *Journal of Hazardous Materials*, 324, 160–167. doi:10.1016/j.jhazmat.2016.10.045
- Persily, A. K., & Emmerich, S. J. (2012). Indoor air quality in sustainable, energy efficient buildings. *Hvac&r Research*. 18:1-2, 4-20. doi:10.1080/10789669.2011.592106.
- Phipatanakul, W., 2003. Environmental indoor allergens. *Pediatric Annals* 32, 40–48.
- Pierse, N. (2006). Locally generated particulate pollution and respiratory symptoms in young children. *Thorax*, 61(3), 216–220. doi:10.1136/thx.2004.036418
- Pohl, H. R., & Abadin, H. G. (1995). Utilizing Uncertainty Factors in Minimal Risk Levels Derivation. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 22(2), 180–188. doi:10.1006/rtp.1995.1083
- Portnoy, J. M., Barnes, C. S., & Kennedy, K. (2004). Sampling for indoor fungi☆. *Journal of Allergy and Clinical Immunology*, 113(2), 189–198. doi:10.1016/j.jaci.2003.11.021
- Price, P. S., & Han, X. (2011). Maximum Cumulative Ratio (MCR) as a Tool for Assessing the Value of Performing a Cumulative Risk Assessment. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 8(6), 2212–2225. doi:10.3390/ijerph8062212
- Price, P., Dhein, E., Hamer, M., Han, X., Heneweer, M., Junghans, M., Kunz, P., Magyar, Cs., Penning, H., & Rodriguez, C. (2012). A decision tree for assessing effects from exposures to multiple substances. *Environmental Sciences Europe*, 24(1), 26. doi:10.1186/2190-4715-24-26
- PubChem Database - U. S. National library of medicine. National center for biotechnology information <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/>, Accessed Jul 2019
- Qian, Z., Chapman, R. S., Hu, W., Wei, F., Korn, L. R., & Zhang, J. (Jim). (2004). Using air pollution based community clusters to explore air pollution health effects in children. *Environment International*, 30(5), 611–620. doi:10.1016/j.envint.2003.11.003
- Ramalho, O., Wyart, G., Mandin, C., Blondeau, P., Cabanes, P.-A., Leclerc, N., Mullot, J., U., Boulanger, G., & Redaelli, M. (2015). Association of carbon dioxide with indoor air pollutants and exceedance of health guideline values. *Building and Environment*, 93, 115–124. doi:10.1016/j.buildenv.2015.03.018
- Rana, M. A. (2018). CR-39 nuclear track detector: An experimental guide. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research Section A: Accelerators, Spectrometers, Detectors and Associated Equipment*. doi:10.1016/j.nima.2018.08.077
- Rao, P. S., Ansari, M. F., Gavane, A. G., Pandit, V. I., Nema, P., & Devotta, S. (2006). Seasonal Variation of Toxic Benzene Emissions in Petroleum Refinery. *Environmental Monitoring and Assessment*, 128(1-3), 323–328. doi:10.1007/s10661-006-9315-5
- Ras, M. R., Borrull, F., & Marcé, R. M. (2009). Sampling and preconcentration techniques for determination of volatile organic compounds in air samples. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 28(3), 347–361. doi:10.1016/j.trac.2008.10.009
- Ribéron, J., Derbez, M., Lethrosne, M., & Kirchner, S. (2011). Impact of airing behaviour on air stuffiness in schools and daycare centres: development of a specific tool for ventilation

management, 12<sup>th</sup> International conference on indoor air quality and climate, Austin (USA).  
Elérhető: [http://toc.proceedings.com/presentations/0400\\_Riberon.pdf](http://toc.proceedings.com/presentations/0400_Riberon.pdf) (utolsó látogatás: 2020.12.10).

- Ridley, I., Clarke, A., Bere, J., Altamirano, H., Lewis, S., Durdev, M., Farr, A. (2013). The monitored performance of the first new London dwelling certified to the Passive House standard. *Energy and Buildings*, 63, 67–78. doi:10.1016/j.enbuild.2013.03.052
- Risk Assessment Information System (RAIS). (2006). University of Tennessee, Oak Ridge, TN. Elérhető: [https://rais.ornl.gov/tools/rais\\_rad\\_risk\\_guide.html](https://rais.ornl.gov/tools/rais_rad_risk_guide.html) (utolsó látogatás: 2022.08.10).
- Roberts, W. E. (2020). Air Pollution and Skin Disorders. *International Journal of Women's Dermatology*. doi:10.1016/j.ijwd.2020.11.001
- Rojas, G., Wagner, W., Suschek-Berger, J., Pfluger, R., Feist, W. (2015). Applying the passive house concept to a social housing project in Austria – evaluation of the indoor environment based on long-term measurements and user surveys. *Advances in Building Energy Research*, 10(1), 125–148. doi:10.1080/17512549.2015.1040072
- Rojas-Bracho, L., Suh, H. H., Catalano, P. J., & Koutrakis, P. (2004). Personal Exposures to Particles and Their Relationships with Personal Activities for Chronic Obstructive Pulmonary Disease Patients Living in Boston. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 54(2), 207–217. doi:10.1080/10473289.2004.10470897
- Rosen, L., Zucker, D., Hovell, M., Brown, N., Ram, A., & Myers, V. (2015). Feasibility of Measuring Tobacco Smoke Air Pollution in Homes: Report from a Pilot Study. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 12(12), 15129–15142. doi:10.3390/ijerph121214970
- Rudblad, S., Andersson, K., Bodin, L., Stridh, G., & Juto, J. E. (2002). Nasal mucosal histamine reactivity among young students and teachers, having no or prolonged exposure to a deteriorated indoor climate. *Allergy*, 57(11), 1029–1035. doi:10.1034/j.1398-9995.2002.23682.x
- Rudnai, P., Csobod, E., Vaskovi, E., Neri, M., Varro, M., Sinisi, L., Cani, E., Dragonic, J., Korac, Z., Hudek, V., & Halzlova K. (2012). School Environment and Respiratory Health of Children (The SEARCH Study). *Epidemiology*, 23, 1. doi:10.1097/01.ede.0000416838.20113.a7
- Sagunski, H., & Heinzow, B. (2003). Guideline values for indoor air: bicyclic terpenes. *Bundesgesundheitsblatt - Gesundheitsforschung - Gesundheitsschutz*, 46(4), 346–352. doi:10.1007/s00103-003-0584-7
- Sakellaris, I., Saraga, D., Mandin, C., de Kluizenaar, Y., Fossati, S., Spinazzè, A., Cattaneo, A., Mihucz, V., Szigeti, T., de Oliveira Fernandes, E., Kalimeri, K., Mabilia, R., Carrer, P., & Bartzis, J. (2020). Association of subjective health symptoms with Indoor Air Quality in European office buildings: The OFFICAIR project. *Indoor Air*. doi:10.1111/ina.12749
- Salonen, H., Salthammer, T., Morawska, L. (2018). Human exposure to ozone in school and office indoor environments. *Environment International*, 119, 503–514. doi:10.1016/j.envint.2018.07.012
- Salthammer, T. (2004). Emissions of Volatile Organic Compounds from Products and Materials in Indoor Environments. In: Pluschke, P. (eds) *Air Pollution. The Handbook of Environmental Chemistry*, Vol 4, Part F, 37-71. Springer, Berlin, Heidelberg. doi:10.1007/b94830
- Salthammer, T. (2023). Acetaldehyde in the indoor environment. *Environmental Science: Atmospheres*. Advance online publication. doi:10.1039/d2ea00146b
- Salthammer, T., Uhde, E., Schripp, T., Schieweck, A., Morawska, L., Mazaheri, M., Clifford, S., He, C., Buonanno, G., Querol, X., Viana, M., & Kumar, P. (2016). Children's well-being at

- schools: Impact of climatic conditions and air pollution. *Environment International*, 94, 196–210. doi:10.1016/j.envint.2016.05.009
- Sandner, F., Dott, W., & Hollander, J. (2001). Sensitive indoor air monitoring of formaldehyde and other carbonyl compounds using the 2,4-dinitrophenylhydrazine method. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 203(3), 275–279. doi:10.1078/s1438-4639(04)70038-3
- Sarigiannis, D. A., Karakitsios, S. P., Gotti, A., Liakos, I. L., & Katsoyiannis, A. (2011). Exposure to major volatile organic compounds and carbonyls in European indoor environments and associated health risk. *Environment International*, 37(4), 743–765. doi:10.1016/j.envint.2011.01.005
- Schnieders, J., Hermelink, A. (2006). CEPHEUS results: measurements and occupants' satisfaction provide evidence for Passive Houses being an option for sustainable building. *Energy Policy*, 34(2), 151–171. doi:10.1016/j.enpol.2004.08.049
- Schwartz, J., & Neas, L. M. (2000). Fine particles are more strongly associated than coarse particles with acute respiratory health effects in schoolchildren. *Epidemiology*, 11(1):6-10. doi:10.1097/00001648-200001000-00004.
- Schweizer, C., Edwards, R. D., Bayer-Oglesby, L., Gauderman, W. J., Ilacqua, V., Juhani Jantunen, M., Lai, H.K, Nieuwenhuijsen, M., & Künzli, N. (2006). Indoor time–microenvironment–activity patterns in seven regions of Europe. *Journal of Exposure Science & Environmental Epidemiology*, 17(2), 170–181. doi:10.1038/sj.jes.7500490
- Scientific Committee on Health and Environmental Risks (SCHER). (2007): Opinion on risk assessment on indoor air quality. European Community. p. 1-33.
- Selinheimo, S., Lampi, J., & Pekkanen, J. (2021). Parent's self-reported indoor environment-related symptoms and health worry increase symptom reports among their children at school -Study in two independent populations. *Indoor Air*, 31(5):1298-1307. doi:10.1111/ina.12836
- Sigmaaldrich. <https://www.sigmaaldrich.com/HU/en/technical-documents/technical-article/environmental-testing-and-industrial-hygiene/air-testing/passive-sampling>
- Sinharoy, P., McAllister, S. L., Vasu, M., & Gross, E. R. (2019). Environmental Aldehyde Sources and the Health Implications of Exposure. *Advances in Experimental Medicine and Biology*, 35–52. doi:10.1007/978-981-13-6260-6\_2
- Skov, H., Hansen, A. B., Lorenzen, G., Andersen, H. V., Løfstrøm, P., Christensen, C. S. (2001). Benzene exposure and the effect of traffic pollution in Copenhagen, Denmark. *Atmospheric Environment*, 35(14), 2463–2471. doi:10.1016/s1352-2310(00)00460-x
- Spiru, P., & Simona, P. L. (2017). A review on interactions between energy performance of the buildings, outdoor air pollution and the indoor air quality. *Energy Procedia*, 128, 179–186. doi:10.1016/j.egypro.2017.09.039
- Stamp, S., Burman, E., Shrubsole, C., Chatzidiakou, L., Mumovic, D., Davies, M. (2021). Seasonal variations and the influence of ventilation rates on IAQ: A case study of five low-energy London apartments. *Indoor and Built Environment*, 31(3), 607-623. doi:10.1177/1420326x211017175
- Stranger, M., Verbeke, S., Täubel, M., Laverge, J., Wuyts, D., Geyskens, F., Swinnen, R., Verbeke, L., Poelmans, D., Boonen, F., Lauwers, J., De Brouwere, K., Goelen, E., Hyvärinen, A., Janssens, A., Ingelaere, B. (2012). *Clean Air, Low Energy: Exploratory research on the quality of the indoor environment in energy-efficient buildings: the influence of outdoor environment and ventilation, report*, 346 pages



- Suades-González, E., Gascon, M., Guxens, M., & Sunyer, J. (2015). Air Pollution and Neuropsychological Development: A Review of the Latest Evidence. *Endocrinology*, 156(10), 3473–3482. doi:10.1210/en.2015-1403
- Sun, Y., Hou, J., Cheng, R., Sheng, Y., Zhang, X., & Sundell, J. (2019). Indoor air quality, ventilation and their associations with sick building syndrome in Chinese homes. *Energy and Buildings*. doi:10.1016/j.enbuild.2019.05.046
- Szabó, E., Varró, M. J., Mácsik, A., Rudnai, P., & Vaskövi, É. (2008). Gyermekek körében jelentkező légúti és allergiás tünetek gyakoriságának és kockázati tényezőinek vizsgálata három városban. *Egészségtudomány*. LII.4. p. 1-40.
- Szirtesi, K., Angyal, A., Szoboszlai, Z., Furu, E., Török, Z., Igaz, T., Kertész, Z. (2018). Airborne particulate matter investigation in buildings with passive house technology in Hungary. *Aerosol Air Qual. Res.* 18, 1282–1293. doi:10.4209/aaqr.2017.05.0158
- Trasande, L., & Thurston, G. D. (2005). The role of air pollution in asthma and other pediatric morbidities. *Journal of Allergy and Clinical Immunology*, 115(4), 689–699. doi:10.1016/j.jaci.2005.01.056
- Ueno, H., Shimada, A., Suemitsu, S., Murakami, S., Kitamura, N., Wani, K., Takahashi, Y., Matsumoto, Y., Okamoto, M., & Ishihara, T. (2020). Hexanal inhalation affects cognition and anxiety-like behavior in mice. *Zeitschrift Für Naturforschung C*, 75(11-12), 409–415. doi:10.1515/znc-2019-0215
- Uhde, E., & Salthammer, T. (2007). Impact of reaction products from building materials and furnishings on indoor air quality—A review of recent advances in indoor chemistry. *Atmospheric Environment*, 41(15), 3111–3128. doi:10.1016/j.atmosenv.2006.05.082
- United States Environmental Protection Agency (US EPA). (1986). Guidelines for Carcinogen Risk Assessment. Risk Assessment Forum, Washington, DC. EPA/630/R-00/004.
- United States Environmental Protection Agency (US EPA). (1990). Chemical Assessment Summary –Integrated Risk Information System (IRIS). Washington, DC: United States Environmental Protection Agency. Elérhető: [https://cfpub.epa.gov/ncea/iris/iris\\_documents/documents/subst/0419\\_summary.pdf](https://cfpub.epa.gov/ncea/iris/iris_documents/documents/subst/0419_summary.pdf). (utolsó látogatás: 2022.10.10).
- United States Environmental Protection Agency (US EPA). (1991a). Chemical Assessment Summary –Integrated Risk Information System (IRIS). Washington, DC: United States Environmental Protection Agency. Elérhető: [https://cfpub.epa.gov/ncea/iris/iris\\_documents/documents/subst/0419\\_summary.pdf](https://cfpub.epa.gov/ncea/iris/iris_documents/documents/subst/0419_summary.pdf). Utolsó látogatás: 2023.01.05.
- United States Environmental Protection Agency (US EPA). (1991b). Chemical Assessment Summary –Integrated Risk Information System (IRIS). Washington, DC: United States Environmental Protection Agency. Elérhető: [https://cfpub.epa.gov/ncea/iris/iris\\_documents/documents/subst/0290\\_summary.pdf](https://cfpub.epa.gov/ncea/iris/iris_documents/documents/subst/0290_summary.pdf). (utolsó látogatás: 2022.10.10).
- United States Environmental Protection Agency (US EPA). (1994). Methods for Derivation of Inhalation Reference Concentrations and Application of Inhalation Dosimetry. Office of Health and Environmental Assessment. Washington, DC. EPA/600/8-90-066F
- United States Environmental Protection Agency (US EPA). (2002a). A Review of the Reference Dose and Reference Concentration Processes. U.S. Environmental Protection Agency, Risk Assessment Forum, Washington, DC, EPA/630/P-02/002F
- United States Environmental Protection Agency (US EPA). (2002b). Toxicological Review of Benzene –In Support of Summary Information on the Integrated Risk Information System

- (IRIS). Washington, DC: United States Environmental Protection Agency. Available at: [https://cfpub.epa.gov/ncea/iris/iris\\_documents/documents/toxreviews/0276tr.pdf](https://cfpub.epa.gov/ncea/iris/iris_documents/documents/toxreviews/0276tr.pdf). Utolsó látogatás: 2023.01.05.
- United States Environmental Protection Agency (US EPA). (2003). Toxicological Review of Xylenes – in Support of Summary Information on the Integrated Risk Information System (IRIS). Washington, DC: United States Environmental Protection Agency. Elérhető: [https://cfpub.epa.gov/ncea/iris/iris\\_documents/documents/toxreviews/0270tr.pdf](https://cfpub.epa.gov/ncea/iris/iris_documents/documents/toxreviews/0270tr.pdf). (utolsó látogatás: 2022.10.10).
- United States Environmental Protection Agency (US EPA). (2005). Guidelines for Carcinogen Risk Assessment. Washington, DC, National Center for Environmental Assessment. EPA/630/P-03/001b. NCEA-F-0644b.
- United States Environmental Protection Agency (US EPA). (2008). Toxicological Review of propionaldehyde –in support of summary information on the Integrated Risk Information System (IRIS). Washington, DC: United States Environmental Protection Agency. Elérhető: [https://cfpub.epa.gov/ncea/iris/iris\\_documents/documents/toxreviews/1011tr.pdf](https://cfpub.epa.gov/ncea/iris/iris_documents/documents/toxreviews/1011tr.pdf). (utolsó látogatás: 2022.10.10).
- United States Environmental Protection Agency (US EPA). (2009) Risk Assessment Guidance for Superfund Volume I: Human Health Evaluation Manual (Part F, Supplemental Guidance for Inhalation Risk Assessment) Final. OSWER 9285.7-82. Elérhető: [https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-09/documents/partf\\_200901\\_final.pdf](https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-09/documents/partf_200901_final.pdf) (utolsó látogatás: 2022.10.16).
- United States Environmental Protection Agency (US EPA). (2011a). Exposure Factors Handbook 2011 Edition (Final Report). U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, EPA/600/R-09/052F  
Elérhető:[https://cfpub.epa.gov/si/si\\_public\\_record\\_report.cfm?Lab=NCEA&dirEntryId=236252](https://cfpub.epa.gov/si/si_public_record_report.cfm?Lab=NCEA&dirEntryId=236252) (utolsó látogatás: 2022.10.16).
- United States Environmental Protection Agency (US EPA). (2011b). Toxicological Review Trichloroethylene – In Support of Summary Information on the Integrated Risk Information System (IRIS). Washington, DC: United States Environmental Protection Agency. Elérhető:[https://cfpub.epa.gov/ncea/iris/iris\\_documents/documents/toxreviews/0199tr/0199tr.pdf](https://cfpub.epa.gov/ncea/iris/iris_documents/documents/toxreviews/0199tr/0199tr.pdf). (utolsó látogatás: 2022.10.10).
- United States Environmental Protection Agency (US EPA). (2012). Toxicological Review of Tetrachloroethylene (Perchloroethylene) – in Support of Summary Information on the Integrated Risk Information System (IRIS). Washington, DC: United States Environmental Protection Agency. Elérhető: [https://cfpub.epa.gov/ncea/iris/iris\\_documents/documents/toxreviews/0106tr.pdf](https://cfpub.epa.gov/ncea/iris/iris_documents/documents/toxreviews/0106tr.pdf). (utolsó látogatás: 2022.10.10).
- United States Environmental Protection Agency (US EPA). Volatile Organic Compounds' Impact on Indoor Air Quality. Elérhető: <https://www.epa.gov/indoor-air-quality-iaq/volatile-organic-compounds-impact-indoor-air-quality> (utolsó látogatás: 2022.10.10).
- Valenta, L. (2013). Érzékelők, működtetők. Dunaújvárosi Egyetem
- Vardoulakis, S., Giagloglou, E., Steinle, S., Davis, A., Sleuwenhoek, A., Galea, K. S., Dixon, K., Crawford, J. O. (2020). Indoor exposure to selected air pollutants in the home environment: a systematic review. International Journal of Environmental Research and Public Health, 17(23), 8972. doi:10.3390/ijerph17238972

- Villanueva, F., Lara, S., Notario, A., Amo-Salas, M., Cabañas, B. (2022). Formaldehyde, acrolein and other carbonyls in dwellings of university students. Levels and source characterization, *Chemosphere*, Volume 288, Part 1, 132429. doi:10.1016/j.chemosphere.2021.132429.
- Villanueva, F., Tapia, A., Lara, S., & Amo-Salas, M. (2018). Indoor and outdoor air concentrations of volatile organic compounds and NO<sub>2</sub> in schools of urban, industrial and rural areas in Central-Southern Spain. *Science of The Total Environment*, 622-623, 222–235. doi:10.1016/j.scitotenv.2017.11.274
- von Pettenkofer, M. (1858). *Ueber den Luftwechsel in Wohngebäuden*. Cottasche Buchhandlung. München
- Wakayama, T., Ito, Y., Sakai, K., Miyake, M., Shibata, E., Ohno, H., & Kamijima, M. (2019). Comprehensive review of 2-ethyl-1-hexanol as an indoor air pollutant. *Journal of Occupational Health*, 61(1), 19–35. doi:10.1002/1348-9585.12017
- Wal, J. F., Hoogeveen, A. W., & Wouda, P. (1997). The Influence of Temperature on the Emission of Volatile Organic Compounds from PVC flooring, Carpet, and Paint. *Indoor Air*, 7(3), 215–221. doi:10.1111/j.1600-0668.1997.t01-1-00007.x
- Wallace, L. A. (1989). Major sources of benzene exposure. *Environmental Health Perspectives*, 82, 165–169. doi:10.1289/ehp.8982165
- Wallace, L. A., Mitchell, H., O'Connor, G. T., Neas, L., Lippmann, M., Kattan, M., Koenig, J., Stout, J. W., Vaughn, B. J., Wallace, D., Walter, M., Adams, K., & Liu, L.-J. S. (2003). Particle Concentrations in Inner-City Homes of Children with Asthma: The Effect of Smoking, Cooking, and Outdoor Pollution. *Environmental Health Perspectives*, 111(9), 1265–1272. doi:10.1289/ehp.6135
- Wallner, P., Munoz, U., Tappler, P., Wanka, A., Kundi, M., Shelton, J., Hutter, H.-P. (2015). Indoor Environmental Quality in Mechanically Ventilated, Energy-Efficient Buildings vs. Conventional Buildings. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 12(11), 14132–14147. doi:10.3390/ijerph121114132
- Wallner, P., Tappler, P., Munoz, U., Damberger, B., Wanka, A., Kundi, M., Hutter, H.-P. (2017). Health and Wellbeing of Occupants in Highly Energy Efficient Buildings: A Field Study. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 14(3), 314. doi:10.3390/ijerph14030314
- Wang, Z., Xue, Q., Ji, Y., Yu, Z. (2018). Indoor environment quality in a low-energy residential building in winter in Harbin. *Building and Environment*, 135, 194–201. doi:10.1016/j.buildenv.2018.03.012
- Wargocki, P., Porras-Salazar, J. A., Contreras-Espinoza, S., & Bahnfleth, W. (2020). The relationships between classroom air quality and CHILDREN'S performance in school. *Building and Environment*, 106749. doi:10.1016/j.buildenv.2020.106749
- Wentz, P., Swanson, M., & Reed, C. (1990). Variability of cat-allergen shedding. *Journal of Allergy and Clinical Immunology*, 85(1), 94–98. doi:10.1016/0091-6749(90)90228-v
- Weschler, C. J. (2006). Ozone's Impact on Public Health: Contributions from Indoor Exposures to Ozone and Products of Ozone-Initiated Chemistry. *Environmental Health Perspectives*, 114(10), 1489–1496. doi:10.1289/ehp.9256
- Whalley, J., & Zandi, S. (2016). Particulate Matter Sampling Techniques and Data Modelling Methods. *Air Quality - Measurement and Modeling*. doi:10.5772/65054
- Wise, S. K., Lin, S. Y., Toskala, E., Orlandi, R. R., Akdis, C. A., Alt, J. A. és mtsai. (2018). International Consensus Statement on Allergy and Rhinology: Allergic Rhinitis. *International Forum of Allergy & Rhinology*, 8(2), 108–352. doi:10.1002/alr.22073

- Wolkoff, P. (2018). Indoor air humidity, air quality, and health – An overview. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 221(3), 376–390. doi:10.1016/j.ijheh.2018.01.015
- Wolkoff, P., & Nielsen, G. D. (2017). Effects by inhalation of abundant fragrances in indoor air – An overview. *Environment International*, 101, 96–107. doi:10.1016/j.envint.2017.01.013
- Wolkoff, P., Azuma, K., & Carrer, P. (2021). Health, work performance, and risk of infection in office-like environments: The role of indoor temperature, air humidity, and ventilation. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 233, 113709. doi:10.1016/j.ijheh.2021.113709
- World Health Organization (WHO). Regional Office for Europe. (1987). *Air quality guidelines for Europe*. Copenhagen: WHO Regional Office for Europe. ISBN 9789289011143. <https://apps.who.int/iris/handle/10665/107364>
- World Health Organization (WHO). Regional Office for Europe. (2010). *WHO guidelines for indoor air quality: selected pollutants*. World Health Organization. Regional Office for Europe. ISBN 9789289002134. <https://apps.who.int/iris/handle/10665/260127>
- World Health Organization (WHO). Regional Office for Europe. (2000). *Air quality guidelines for Europe*, 2nd ed. World Health Organization. Regional Office for Europe. ISBN 9289013583. <https://apps.who.int/iris/handle/10665/107335>
- World Health Organization (WHO). Regional Office for Europe. (2006). *Air quality guidelines: global update 2005: particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide*. World Health Organization. Regional Office for Europe. ISBN 9289021926. <https://apps.who.int/iris/handle/10665/107823>
- World Health Organization (WHO). Regional Office for Europe. (2022). *Measures to reduce risks for children’s health from combined exposure to multiple chemicals in indoor air in public settings for children with a focus on schools, kindergartens and day-care centres: supplementary publication to the screening tool for assessment of health risks from combined exposure to multiple chemicals in indoor air in public settings for children*. World Health Organization. Regional Office for Europe. <https://apps.who.int/iris/handle/10665/354225>. License: CC BY-NC-SA 3.0 IGO
- World Health Organization. (2018). *Air pollution and child health: prescribing clean air: summary*. World Health Organization. <https://apps.who.int/iris/handle/10665/275545>. License: CC BY-NC-SA 3.0 IGO
- World Health Organization. (2021). *WHO global air quality guidelines: particulate matter (PM<sub>2.5</sub> and PM<sub>10</sub>), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide*. World Health Organization. <https://apps.who.int/iris/handle/10665/345329>. License: CC BY-NC-SA 3.0 IGO
- World Health Organization. Regional Office for Europe. (2020). *Methods for sampling and analysis of chemical pollutants in indoor air: supplementary publication to the screening tool for assessment of health risks from combined exposure to multiple chemicals in indoor air in public settings for children*. World Health Organization. Regional Office for Europe. <https://apps.who.int/iris/handle/10665/334389>. License: CC BY-NC-SA 3.0 IGO
- World Health Organization. Regional Office for Europe. (2021). *Literature review on chemical pollutants in indoor air in public settings for children and overview of their health effects with a focus on schools, kindergartens and day-care centres: supplementary publication to the screening tool for assessment of health risks from combined exposure to multiple chemicals in indoor air in public settings for children*. World Health Organization. Regional Office for Europe. <https://apps.who.int/iris/handle/10665/341467>. License: CC BY-NC-SA 3.0 IGO

- Wyss, A. B., Jones, A. C., Bølling, A. K., Kissling, G. E., Chartier, R., Dahlman, H. J., Rodes, C. E., Archer, J., Thornburg, J., Schwarze Per E., London, S. J. (2016). Particulate Matter 2.5 Exposure and Self-Reported Use of Wood Stoves and Other Indoor Combustion Sources in Urban Nonsmoking Homes in Norway. *PLOS ONE*, 11(11), e0166440. doi:10.1371/journal.pone.0166440
- Xiang, Z., Wang, H., Stevanovic, S., Jing, S., Lou, S., Tao, S., Li, L., Liu, J., Yu, M., & Wang, L. (2017). Assessing impacts of factors on carbonyl compounds emissions produced from several typical Chinese cooking. *Building and Environment*, 125, 348-355. doi:10.1016/j.buildenv.2017.08.045
- Yang, C. S., & Heinsohn, P. A. (Eds.). (2007). *Sampling and Analysis of Indoor Microorganisms*. doi:10.1002/0470112433
- Yang, S., Perret, V., Hager Jörin, C., Niculita-Hirzel, H., Goyette Pernot, J., Licina, D. (2020). Volatile organic compounds in 169 energy-efficient dwellings in Switzerland. *Indoor Air*, 30(3), 481–491. doi:10.1111/ina.12667
- Yu, L., Wang, B., Cheng, M., Yang, M., Gan, S., Fan, L., Wang, D., & Chen, W. (2020). Association between indoor formaldehyde exposure and asthma: A systematic review and meta-analysis of observational studies. *Indoor Air*, 30(4):682-690. doi:10.1111/ina.12657
- Zhang, D., Liu, J., Wang, C., Liu, Y., Wang, J., & Han, X. (2020). Application of metal-organic frameworks in the purification of indoor hexanal: Experiments and DFT calculations. *Building and Environment*, 107095. doi:10.1016/j.buildenv.2020.107095
- Zhang, J., Zhang, L., Fan, Z., & Ilacqua, V. (2000). Development of the Personal Aldehydes and Ketones Sampler Based upon DNSH Derivatization on Solid Sorbent. *Environmental Science & Technology*, 34(12), 2601–2607. doi:10.1021/es9911869
- Zhang, X., Li, F., Zhang, L., Zhao, Z., & Norback, D. (2014). A Longitudinal Study of Sick Building Syndrome (SBS) among Pupils in Relation to SO<sub>2</sub>, NO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub> and PM<sub>10</sub> in Schools in China. *PLoS ONE*, 9(11), e112933. doi:10.1371/journal.pone.0112933
- Zhang, Y., Cui, L., Xu, D., He, M. Z., Zhou, J., Han, L., Li, X., & Li, T. (2018). The association of ambient PM<sub>2.5</sub> with school absence and symptoms in schoolchildren: a panel study. *Pediatric Research*, 84(1), 28–33. doi:10.1038/s41390-018-0004-1
- Zomorodian, Z. S., Tahsildoost, M., & Hafezi, M. (2016). Thermal comfort in educational buildings: A review article. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 59, 895–906. doi:10.1016/j.rser.2016.01.033
- Zurek, G., Büldt, A., & Karst, U. (2000). Determination of acetaldehyde in tobacco smoke using N-methyl-4-hydrazino-7-nitrobenzofurazan and liquid chromatography/mass spectrometry. *Fresenius' Journal of Analytical Chemistry*, 366(4), 396–399. doi:10.1007/s002160050081

## Mellékletek

*M/III/1. táblázat:* A vizsgálati módszerek kimutatási és meghatározási határa a vizsgált komponensekre

Célkomponensek	LOD ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	LOQ ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )
<b>VOC</b>		
benzol	0,17	0,30
toluol	0,14	0,30
etilbenzol	0,05	0,25
xilolok	0,09	0,61
triklór-etilén	0,44	0,69
tetraklóretilén	0,36	0,74
$\alpha$ -pinén	0,90	1,95
limonén	0,20	0,60
2-etil-hexanol	0,80	1,32
sztírol	0,11	0,29
<b>Aldehid</b>		
formaldehid	0,90	1,54
acetaldehid	0,65	1,11
propionaldehid	0,41	0,69
benzaldehid	0,18	0,26
hexaldehid	0,52	0,81

Rövidítések: LOD: kimutatási határ; LOQ: meghatározási határ

M/III/2. táblázat: Az iskolás gyermek egészségi állapotának felmérésére irányuló kérdések.

<b>Kérdések</b>	
<b>Allergiás rhinitis</b>	
Pollen allergia	Volt-e valaha is gyermekének orr-allergiája (a szénanáthát is beleértve)?
Perenniális allergia	Volt-e valaha gyermekének szénanáthától különböző allergiás náthája (házipor, állatok okozta, stb.)?
<b>Asztma</b>	
Orvos által diagnosztizált asztma	Állapított-e meg orvos valaha is asztmát gyermekénél?
Mellkasi sípolás vagy zihálás (valaha)	Előfordult-e valaha is gyermekénél mellkasi sípolás vagy zihálás?
Mellkasi sípolás vagy zihálás (<12 hónap)	Előfordult-e gyermekénél mellkasi sípolás vagy zihálás az elmúlt 12 hónapban?
Száraz éjszakai köhögés (<12 hónap)	Az elmúlt 12 hónapban előfordult-e gyermekénél száraz éjszakai köhögés, eltekintve a megfázással vagy légúti fertőzéssel összefüggő köhögéstől?
Mellkasi sípolás vagy zihálás (<30 nap)	Előfordult-e gyermekénél mellkasi sípolás vagy zihálás az elmúlt 30 napban?

M/III/3. táblázat: A felmérést megelőző három hónapban tapasztalt légzőszervi, bőr-, szem- és általános tünetekre vonatkozó kérdések

<b>Kérdések</b>	
<b>Légzőszervi tünetek</b>	
Orrfolyás (<3 hónap)	Előfordult-e gyermekénél orrfolyás az elmúlt 3 hónap során?
Orrdugulás (<3 hónap)	Előfordult-e gyermekénél orrdugulás az elmúlt 3 hónap során?
Torokszárazság (<3 hónap)	Előfordult-e gyermekénél torokszárazság az elmúlt 3 hónap során?
Torokfájás (<3 hónap)	Előfordult-e gyermekénél torokfájás az elmúlt 3 hónap során?
Irritatív köhögés (<3 hónap)	Előfordult-e gyermekénél irritatív köhögés az elmúlt 3 hónap során?
Nehézlégzés (<3 hónap)	Előfordult-e gyermekénél nehézlégzés az elmúlt 3 hónap során?
<b>Szemtünetek</b>	
Szem irritáció (<3 hónap)	Előfordult-e gyermekénél szem irritáció (vörösség, szárazság, viszketés) az elmúlt 3 hónap során?
Szemhéj duzzanat (<3 hónap)	Előfordult-e gyermekénél szemhéj duzzanat az elmúlt 3 hónap során?
<b>Bőrtünetek</b>	
Kiütések a kézen vagy az alkaron (<3 hónap)	Előfordult-e gyermekénél kiütések a kézen vagy az alkaron az elmúlt 3 hónap során?
Kiütések az arcon vagy a nyakon (<3 hónap)	Előfordult-e gyermekénél kiütések az arcon vagy a nyakon az elmúlt 3 hónap során?
Ekcéma fellángolás (<3 hónap)	Előfordult-e gyermekénél ekcéma fellángolás az elmúlt 3 hónap során?
Viszketés a kézen vagy az alkaron (<3 hónap)	Előfordult-e gyermekénél viszketés a kézen vagy az alkaron az elmúlt 3 hónap során?
Viszketés az arcon vagy a nyakon (<3 hónap)	Előfordult-e gyermekénél viszketés az arcon vagy a nyakon az elmúlt 3 hónap során?
<b>Általános tünetek</b>	
Fejfájás (<3 hónap)	Előfordult-e gyermekénél fejfájás az elmúlt 3 hónap során?
Émelygés, hányinger (<3 hónap)	Előfordult-e gyermekénél émelygés, hányinger az elmúlt 3 hónap során?
Megfázás érzése (<3 hónap)	Előfordult-e gyermekénél megfázás érzése az elmúlt 3 hónap során?
Fáradékonyosság és kimerültség (<3 hónap)	Előfordult-e gyermekénél fáradékonyosság és kimerültség érzése az elmúlt 3 hónap során?
<b>Tünetek javulása</b>	Javul-e ezen tünetek közül bármelyik is, amikor a gyermek nem az iskolában tartózkodik?

M/III/4. táblázat: A felmérést megelőző 3 hónapban tapasztalt tünetek és a potenciális zavaró tényezők közötti összefüggések az egyváltozós logisztikus regresszióelemzés alapján

	Bármelyik légúti tünet		Bármelyik szemtünet		Bármelyik bőrtünet		Bármelyik általános tünet	
	Wald	p-érték	Wald	p-érték	Wald	p-érték	Wald	p-érték
<b>Személyes tényezők</b>								
Nem	1,16	0,281	0,38	0,536	<b>3,87</b>	<b>0,049</b>	1,95	0,163
Gyermek életkora (év)	0,30	0,586	0,24	0,625	0,16	0,689	1,71	0,191
Testtömeg index (kg/m <sup>2</sup> )	<b>6,48</b>	<b>0,011</b>	0,14	0,712	0,73	0,393	1,15	0,284
Születési súly (g)	0,24	0,625	0,83	0,362	0,32	0,570	0,01	0,919
Ország	<b>22,0</b>	<b>&lt;0,001</b>	<b>12,5</b>	<b>0,014</b>	<b>42,1</b>	<b>&lt;0,001</b>	<b>40,5</b>	<b>&lt;0,001</b>
Szoptatás	1,24	0,538	1,73	0,421	1,49	0,474	1,69	0,429
<b>Társadalmi-gazdasági tényezők</b>								
Anya iskolai végzettsége	0,84	0,656	1,00	0,606	<b>9,92</b>	<b>0,007</b>	1,20	0,549
Anya foglalkoztatottsága	0,93	0,920	3,77	0,438	8,29	0,082	2,52	0,640
<b>Otthoni környezeti tényezők</b>								
Otthoni dohányfüstnek való kitettség	0,01	0,927	0,02	0,891	2,43	0,119	1,57	0,210
Nedvesség/penész jelenléte	2,25	0,133	<b>4,80</b>	<b>0,028</b>	1,44	0,231	<b>7,87</b>	<b>0,005</b>
Háziállatok a lakásban	<b>5,75</b>	<b>0,017</b>	0,43	0,512	0,14	0,708	<b>3,95</b>	<b>0,047</b>
<b>Iskolai környezeti tényezők</b>								
Hőmérséklet (°C)	0,78	0,379	<b>3,80</b>	<b>0,050</b>	0,93	0,335	0,99	0,319
Relatív páratartalom (%)	2,93	0,087	0,07	0,795	2,79	0,095	1,75	0,186



M/III/5. táblázat: A felmérést megelőző 3 hónapban tapasztalt légzőszervi tünetek és a beltéri légszennyező anyagok koncentrációja közötti összefüggés

Paraméterek	Orrfolyás	Orrdugulás	Torokszárazság	Torokfájás	Irritatív köhögés	Nehézlégzés
	EH <sub>k</sub> (95% KI)	EH <sub>k</sub> (95% KI)	EH <sub>k</sub> (95% KI)	EH <sub>k</sub> (95% KI)	EH <sub>k</sub> (95% KI)	EH <sub>k</sub> (95% KI)
benzol (ug/m <sup>3</sup> )						
1. tercilis: <3,28	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)
2. tercilis: 3,28 – 5,03	0,71 (0,49 - 1,03)	0,83 (0,57 - 1,19)	<b>0,60 (0,38 - 0,95)*</b>	0,69 (0,48 - 1,01)	0,99 (0,66 - 1,47)	0,73 (0,38 - 1,41)
3. tercilis: ≥5,04	1,05 (0,70 - 1,58)	1,09 (0,73 - 1,63)	0,92 (0,56 - 1,50)	0,86 (0,57 - 1,30)	1,37 (0,89 - 2,13)	1,01 (0,49 - 2,05)
toluol (ug/m <sup>3</sup> )						
1. tercilis: <3,61	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)
2. tercilis: 3,61 - 9,80	0,87 (0,59 - 1,27)	0,82 (0,56 - 1,19)	1,07 (0,68 - 1,67)	0,75 (0,51 - 1,11)	0,87 (0,58 - 1,30)	1,06 (0,54 - 2,05)
3. tercilis: ≥9,81	1,17 (0,73 - 1,90)	1,02 (0,63 - 1,63)	0,84 (0,48 - 1,49)	0,65 (0,40 - 1,05)	0,80 (0,48 - 1,33)	0,89 (0,40 - 2,01)
etilbenzol (ug/m <sup>3</sup> )						
1. tercilis: <0,65	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)
2. tercilis: 0,65 - 1,43	1,04 (0,73 - 1,47)	1,23 (0,87 - 1,74)	0,82 (0,54 - 1,25)	0,97 (0,68 - 1,38)	1,09 (0,75 - 1,59)	0,71 (0,37 - 1,37)
3. tercilis: ≥1,44	0,99 (0,64 - 1,53)	<b>1,72 (1,11 - 2,65)*</b>	0,91 (0,54 - 1,52)	1,00 (0,64 - 1,55)	1,08 (0,68 - 1,72)	1,45 (0,69 - 3,04)
xilolok (ug/m <sup>3</sup> )						
1. tercilis: <1,43	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)
2. tercilis: 1,43 – 4,37	1,08 (0,76 - 1,52)	0,99 (0,70 - 1,39)	1,03 (0,68 - 1,58)	1,05 (0,74 - 1,48)	0,96 (0,66 - 1,40)	1,22 (0,64 - 2,31)
3. tercilis: ≥4,38	1,02 (0,62 - 1,65)	<b>1,73 (1,07 - 2,81)*</b>	0,90 (0,52 - 1,56)	1,17 (0,72 - 1,89)	1,18 (0,72 - 1,95)	1,38 (0,62 - 3,05)
limonén (ug/m <sup>3</sup> )						
1. tercilis: <5,93	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)
2. tercilis: 5,93 - 17,4	0,87 (0,61 - 1,23)	0,84 (0,59 - 1,18)	0,76 (0,50 - 1,15)	1,10 (0,77 - 1,57)	1,16 (0,80 - 1,70)	0,72 (0,38 - 1,35)
3. tercilis: ≥17,5	0,96 (0,63 - 1,47)	1,05 (0,69 - 1,59)	0,93 (0,56 - 1,55)	1,34 (0,87 - 2,09)	1,29 (0,80 - 2,06)	1,30 (0,60 - 2,83)
formaldehid (ug/m <sup>3</sup> )						
1. tercilis: <7,13	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)
2. tercilis: 7,13 - 9,27	1,10 (0,78 - 1,57)	<b>1,55 (1,10 - 2,19)*</b>	0,93 (0,62 - 1,39)	1,24 (0,87 - 1,76)	1,11 (0,77 - 1,61)	0,89 (0,48 - 1,66)
3. tercilis: ≥9,28	1,35 (0,93 - 1,96)	1,37 (0,94 - 1,98)	1,21 (0,78 - 1,89)	<b>1,52 (1,04 - 2,23)*</b>	1,06 (0,71 - 1,61)	1,11 (0,56 - 2,20)
acetaldehid (ug/m <sup>3</sup> )						
1. tercilis: <4,25	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)
2. tercilis: 4,25 - 5,54	1,00 (0,70 - 1,43)	1,04 (0,73 - 1,47)	1,25 (0,82 - 1,91)	1,21 (0,84 - 1,74)	1,38 (0,94 - 2,02)	0,89 (0,47 - 1,70)
3. tercilis: ≥5,55	1,31 (0,93 - 1,85)	1,36 (0,96 - 1,91)	1,33 (0,88 - 2,00)	<b>1,54 (1,08 - 2,18)*</b>	0,96 (0,65 - 1,40)	0,94 (0,51 - 1,73)
propionaldehid (ug/m <sup>3</sup> )						
1. tercilis: <1,10	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)
2. tercilis: 1,10 - 1,60	0,95 (0,63 - 1,41)	0,90 (0,60 - 1,34)	1,52 (0,92 - 2,50)	1,27 (0,84 - 1,93)	0,88 (0,56 - 1,37)	0,70 (0,33 - 1,50)
3. tercilis: ≥1,61	1,24 (0,86 - 1,79)	1,41 (0,98 - 2,03)	1,22 (0,79 - 1,89)	<b>1,56 (1,07 - 2,26)*</b>	1,13 (0,77 - 1,67)	1,03 (0,55 - 1,93)
benzaldehid (ug/m <sup>3</sup> )						
1. tercilis: <0,34	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)
2. tercilis: 0,34 - 0,55	0,96 (0,69 - 1,35)	1,03 (0,74 - 1,44)	0,89 (0,60 - 1,34)	1,04 (0,74 - 1,47)	0,86 (0,59 - 1,24)	0,94 (0,50 - 1,77)
3. tercilis: ≥0,56	1,13 (0,80 - 1,60)	1,15 (0,81 - 1,62)	1,06 (0,70 - 1,61)	1,30 (0,91 - 1,85)	1,05 (0,72 - 1,53)	1,16 (0,63 - 2,15)
hexaldehid (ug/m <sup>3</sup> )						
1. tercilis: <7,54	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)
2. tercilis: 7,54 - 10,04	1,15 (0,79 - 1,65)	1,15 (0,80 - 1,66)	0,87 (0,56 - 1,35)	1,01 (0,69 - 1,48)	1,05 (0,70 - 1,58)	1,42 (0,73 - 2,75)
3. tercilis: ≥10,05	1,14 (0,82 - 1,59)	1,22 (0,88 - 1,70)	1,02 (0,69 - 1,51)	<b>1,43 (1,02 - 2,00)*</b>	1,26 (0,88 - 1,81)	1,02 (0,55 - 1,90)
Kockázati mutató						
1. tercilis: <0,71	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)
2. tercilis: 0,71 - 0,92	1,18 (0,79 - 1,76)	1,09 (0,73 - 1,62)	1,46 (0,87 - 2,46)	1,30 (0,86 - 1,96)	<b>1,90 (1,20 - 3,00)**</b>	1,11 (0,51 - 2,40)
3. tercilis: ≥0,93	1,30 (0,83 - 2,03)	1,49 (0,96 - 2,31)	1,17 (0,69 - 1,98)	1,25 (0,80 - 1,96)	1,38 (0,85 - 2,24)	1,13 (0,53 - 2,39)
CO <sub>2</sub> (ppm)						
1. tercilis: <1139	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)
2. tercilis: 1139 – 1443	1,15 (0,81 - 1,62)	1,04 (0,74 - 1,46)	1,12 (0,73 - 1,71)	1,09 (0,76 - 1,55)	0,97 (0,67 - 1,42)	0,67 (0,36 - 1,26)
3. tercilis: ≥1444	1,20 (0,86 - 1,68)	1,27 (0,92 - 1,77)	1,22 (0,82 - 1,81)	<b>1,44 (1,03 - 2,02)*</b>	0,99 (0,69 - 1,42)	0,70 (0,39 - 1,25)
PM <sub>2,5</sub> (ug/m <sup>3</sup> )						
1. tercilis: <21	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)
2. tercilis: 21 – 37	1,52 (0,91 - 2,55)	<b>1,73 (1,04 - 2,89)*</b>	1,36 (0,71 - 2,61)	1,10 (0,66 - 1,86)	1,78 (0,87 - 3,65)	1,16 (0,48 - 2,79)
3. tercilis: ≥38	1,37 (0,72 - 2,60)	1,22 (0,65 - 2,31)	2,24 (0,98 - 5,09)	1,42 (0,74 - 2,72)	<b>2,24 (1,26 - 3,97)**</b>	0,58 (0,16 - 2,06)
ICONE index						
0: friss levegő	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)
1: alacsony elhasznátság	1,26 (0,53 - 3,01)	2,00 (0,80 - 4,95)	0,81 (0,27 - 2,41)	2,51 (0,93 - 6,73)	2,14 (0,68 - 6,71)	2,02 (0,24 - 16,7)
2: átlagos elhasznátság	1,42 (0,60 - 3,36)	1,77 (0,72 - 4,36)	0,74 (0,25 - 2,18)	<b>2,72 (1,02 - 7,26)*</b>	2,27 (0,73 - 7,05)	1,43 (0,17 - 11,9)
3: magas elhasznátság	1,56 (0,68 - 3,59)	2,40 (1,00 - 5,77)	1,06 (0,38 - 2,99)	<b>3,02 (1,16 - 7,83)*</b>	2,58 (0,85 - 7,81)	1,69 (0,21 - 13,5)
4: nagyon magas elhasznátság	1,16 (0,48 - 2,84)	1,87 (0,74 - 4,76)	0,66 (0,22 - 2,02)	<b>2,91 (1,07 - 7,97)*</b>	1,79 (0,56 - 5,74)	1,32 (0,15 - 11,5)
5: extrém magas elhasznátság	1,63 (0,50 - 5,32)	2,48 (0,74 - 8,34)	0,90 (0,23 - 3,46)	<b>4,09 (1,17 - 14,3)*</b>	1,27 (0,32 - 5,03)	0,73 (0,06 - 9,38)

Rövidítések: EH<sub>k</sub>: korrigált esélyhányados; 95% KI: 95%-os konfidenciaintervallum  
 korrigálásra használt tényezők: ország, nem, testtömeg index, anya iskolai végzettsége, nedvesség/penész otthoni jelenléte, háziállatok a lakásban  
 és osztályterem hőmérséklete  
 p-érték: \*: p<0,05 \*\*: p<0,01

M/III/6. táblázat: A felmérést megelőző 3 hónapban tapasztalt szemetünetek és a beltéri légszennyező anyagok koncentrációja közötti összefüggés

Paraméterek	Szem irritáció	Szemhéj duzzanat
	EH <sub>k</sub> (95% KI)	EH <sub>k</sub> (95% KI)
benzol (ug/m <sup>3</sup> )		
1. tercilis: <3,28	1 (ref)	1 (ref)
2. tercilis: 3,28 – 5,03	0,68 (0,41 - 1,14)	0,68 (0,34 - 1,34)
3. tercilis: ≥5,04	0,89 (0,51 - 1,54)	0,87 (0,41 - 1,85)
toluol (ug/m <sup>3</sup> )		
1. tercilis: <3,61	1 (ref)	1 (ref)
2. tercilis: 3,61 - 9,80	0,63 (0,36 - 1,08)	0,71 (0,36 - 1,41)
3. tercilis: ≥9,81	0,99 (0,55 - 1,81)	0,95 (0,44 - 2,08)
etilbenzol (ug/m <sup>3</sup> )		
1. tercilis: <0,65	1 (ref)	1 (ref)
2. tercilis: 0,65 - 1,43	0,87 (0,53 - 1,43)	0,97 (0,53 - 1,77)
3. tercilis: ≥1,44	1,55 (0,87 - 2,76)	0,64 (0,27 - 1,48)
xilolok (ug/m <sup>3</sup> )		
1. tercilis: <1,43	1 (ref)	1 (ref)
2. tercilis: 1,43 - 4,37	1,45 (0,88 - 2,37)	1,27 (0,68 - 2,37)
3. tercilis: ≥4,38	1,32 (0,69 - 2,54)	0,66 (0,26 - 1,65)
limonén (ug/m <sup>3</sup> )		
1. tercilis: <5,93	1 (ref)	1 (ref)
2. tercilis: 5,93 - 17,4	0,97 (0,60 - 1,56)	0,97 (0,53 - 1,77)
3. tercilis: ≥17,5	1,21 (0,69 - 2,15)	1,22 (0,57 - 2,59)
formaldehid (ug/m <sup>3</sup> )		
1. tercilis: <7,13	1 (ref)	1 (ref)
2. tercilis: 7,13 - 9,27	0,87 (0,54 - 1,41)	1,12 (0,59 - 2,14)
3. tercilis: ≥9,28	1,11 (0,66 - 1,86)	1,36 (0,66 - 2,78)
acetaldehid (ug/m <sup>3</sup> )		
1. tercilis: <4,25	1 (ref)	1 (ref)
2. tercilis: 4,25 - 5,54	0,64 (0,39 - 1,06)	0,83 (0,43 - 1,62)
3. tercilis: ≥5,55	1,01 (0,64 - 1,60)	1,14 (0,61 - 2,14)
propionaldehid (ug/m <sup>3</sup> )		
1. tercilis: <1,10	1 (ref)	1 (ref)
2. tercilis: 1,10 - 1,60	0,77 (0,43 - 1,37)	0,73 (0,34 - 1,61)
3. tercilis: ≥1,61	1,08 (0,66 - 1,77)	0,91 (0,48 - 1,72)
benzaldehid (ug/m <sup>3</sup> )		
1. tercilis: <0,34	1 (ref)	1 (ref)
2. tercilis: 0,34 - 0,55	1,01 (0,63 - 1,64)	1,26 (0,67 - 2,38)
3. tercilis: ≥0,56	1,37 (0,85 - 2,22)	1,18 (0,61 - 2,27)
hexaldehid (ug/m <sup>3</sup> )		
1. tercilis: <7,54	1 (ref)	1 (ref)
2. tercilis: 7,54 - 10,04	0,89 (0,54 - 1,48)	1,06 (0,55 - 2,03)
3. tercilis: ≥10,05	1,11 (0,71 - 1,74)	0,79 (0,43 - 1,45)
Kockázati mutató		
1. tercilis: <0,71	1 (ref)	1 (ref)
2. tercilis: 0,71 - 0,92	0,93 (0,51 - 1,68)	0,99 (0,44 - 2,23)
3. tercilis: ≥0,93	1,53 (0,86 - 2,71)	1,14 (0,54 - 2,44)
CO <sub>2</sub> (ppm)		
1. tercilis: <1139	1 (ref)	1 (ref)
2. tercilis: 1139 – 1443	0,95 (0,59 - 1,54)	1,35 (0,70 - 2,59)
3. tercilis: ≥1444	1,09 (0,69 - 1,72)	1,30 (0,69 - 2,44)
PM <sub>2,5</sub> (ug/m <sup>3</sup> )		
1. tercilis: <21	1 (ref)	1 (ref)
2. tercilis: 21 – 37	1,63 (0,80 - 3,29)	0,81 (0,28 - 2,36)
3. tercilis: ≥38	1,05 (0,40 - 2,76)	0,38 (0,08 - 1,75)
ICONE index		
0: friss levegő	1 (ref)	1 (ref)
1: alacsony elhasznátság	1,77 (0,38 - 8,25)	n.a.
2: átlagos elhasznátság	1,30 (0,28 - 6,08)	n.a.
3: magas elhasznátság	1,62 (0,36 - 7,30)	n.a.
4: nagyon magas elhasznátság	1,21 (0,25 - 5,85)	n.a.
5: extrém magas elhasznátság	2,52 (0,43 - 14,7)	n.a.

Rövidítések: EH<sub>k</sub>: korrigált esélyhányados; 95% KI: 95%-os konfidenciaintervallum; n.a.: nincs adat korrigálásra használt tényezők: ország, nem, testtömeg index, anya iskolai végzettsége, nedvesség/penész otthoni jelenléte, háziállatok a lakásban és osztályterem hőmérséklete  
p-érték: \*: p<0,05 \*\*: p<0,01

M/III/7. táblázat: A felmérést megelőző 3 hónapban tapasztalt bőrtünetek és a beltéri légszennyező anyagok koncentrációja közötti összefüggés

Paraméterek	Kiütések a kézen vagy az alkaron	Kiütések az arcon vagy a nyakon	Ekcéma fellángolás	Viszketés a kézen vagy az alkaron	Viszketés az arcon vagy a nyakon
	EH <sub>k</sub> (95% KI)	EH <sub>k</sub> (95% KI)	EH <sub>k</sub> (95% KI)	EH <sub>k</sub> (95% KI)	EH <sub>k</sub> (95% KI)
benzol (ug/m <sup>3</sup> )					
1. tercilis: <3,28	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)
2. tercilis: 3,28 – 5,03	1,21 (0,68 - 2,15)	0,68 (0,34 - 1,38)	1,19 (0,68 - 2,07)	1,06 (0,62 - 1,81)	0,61 (0,28 - 1,31)
3. tercilis: ≥5,04	1,60 (0,86 - 2,98)	1,14 (0,55 - 2,33)	<b>1,68 (1,03 - 2,98)*</b>	1,38 (0,77 - 2,46)	0,95 (0,43 - 2,11)
toluol (ug/m <sup>3</sup> )					
1. tercilis: <3,61	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)
2. tercilis: 3,61 – 9,80	1,22 (0,68 - 2,17)	1,19 (0,58 - 2,43)	1,09 (0,63 - 1,90)	0,76 (0,44 - 1,31)	0,93 (0,42 - 2,07)
3. tercilis: ≥9,81	1,85 (0,96 - 3,59)	1,81 (0,80 - 4,10)	1,50 (0,74 - 3,02)	0,88 (0,45 - 1,72)	1,45 (0,58 - 3,59)
etilbenzol (ug/m <sup>3</sup> )					
1. tercilis: <0,65	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)
2. tercilis: 0,65 – 1,43	1,34 (0,79 - 2,28)	0,64 (0,32 - 1,30)	1,44 (0,84 - 2,46)	1,37 (0,82 - 2,29)	0,65 (0,29 - 1,46)
3. tercilis: ≥1,44	1,51 (0,79 - 2,90)	<b>2,24 (1,08 - 4,65)*</b>	<b>2,07 (1,12 - 3,81)*</b>	<b>2,01 (1,10 - 3,68)*</b>	<b>2,59 (1,18 - 5,70)*</b>
xilolok (ug/m <sup>3</sup> )					
1. tercilis: <1,43	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)
2. tercilis: 1,43 – 4,37	<b>1,93 (1,12 - 3,32)*</b>	1,04 (0,53 - 2,03)	1,47 (0,85 - 2,52)	<b>1,73 (1,04 - 2,90)*</b>	1,69 (0,79 - 3,62)
3. tercilis: ≥4,38	1,03 (0,52 - 2,05)	1,88 (0,82 - 4,34)	<b>2,14 (1,11 - 4,10)*</b>	1,46 (0,74 - 2,89)	2,34 (0,92 - 5,99)
limonén (ug/m <sup>3</sup> )					
1. tercilis: <5,93	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)
2. tercilis: 5,93 – 17,4	0,81 (0,47 - 1,39)	0,91 (0,47 - 1,78)	0,70 (0,41 - 1,20)	0,98 (0,59 - 1,61)	0,69 (0,34 - 1,41)
3. tercilis: ≥17,5	1,27 (0,62 - 2,60)	1,55 (0,65 - 3,73)	0,58 (0,28 - 1,17)	0,86 (0,45 - 1,66)	0,67 (0,26 - 1,73)
formaldehid (ug/m <sup>3</sup> )					
1. tercilis: <7,13	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)
2. tercilis: 7,13 – 9,27	0,86 (0,51 - 1,46)	0,61 (0,29 - 1,26)	0,84 (0,50 - 1,40)	1,07 (0,65 - 1,75)	0,98 (0,46 - 2,09)
3. tercilis: ≥9,28	0,77 (0,41 - 1,44)	1,29 (0,61 - 2,71)	0,82 (0,47 - 1,42)	<b>0,54 (0,30 - 0,98)*</b>	1,45 (0,65 - 3,22)
acetaldehid (ug/m <sup>3</sup> )					
1. tercilis: <4,25	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)
2. tercilis: 4,25 – 5,54	1,11 (0,63 - 1,96)	0,52 (0,23 - 1,13)	<b>0,50 (0,28 - 0,91)*</b>	0,85 (0,50 - 1,45)	0,82 (0,36 - 1,89)
3. tercilis: ≥5,55	1,08 (0,62 - 1,87)	1,34 (0,70 - 2,57)	1,03 (0,63 - 1,68)	0,98 (0,59 - 1,64)	1,77 (0,86 - 3,64)
propionaldehid (ug/m <sup>3</sup> )					
1. tercilis: <1,10	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)
2. tercilis: 1,10 – 1,60	0,72 (0,35 - 1,48)	0,71 (0,29 - 1,71)	0,87 (0,47 - 1,60)	1,22 (0,65 - 2,29)	1,00 (0,40 - 2,53)
3. tercilis: ≥1,61	1,17 (0,68 - 2,01)	1,22 (0,62 - 2,41)	1,08 (0,63 - 1,83)	1,35 (0,79 - 2,30)	1,35 (0,64 - 2,83)
benzaldehid (ug/m <sup>3</sup> )					
1. tercilis: <0,34	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)
2. tercilis: 0,34 – 0,55	1,00 (0,57 - 1,75)	0,73 (0,35 - 1,51)	<b>0,50 (0,28 - 0,87)*</b>	0,78 (0,46 - 1,32)	0,97 (0,44 - 2,13)
3. tercilis: ≥0,56	0,88 (0,51 - 1,54)	1,11 (0,57 - 2,17)	0,87 (0,52 - 1,45)	1,07 (0,64 - 1,79)	1,64 (0,77 - 3,48)
hexaldehid (ug/m <sup>3</sup> )					
1. tercilis: <7,54	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)
2. tercilis: 7,54 – 10,04	1,46 (0,80 - 2,67)	1,48 (0,69 - 3,15)	0,90 (0,50 - 1,60)	1,11 (0,64 - 1,93)	1,54 (0,66 - 3,59)
3. tercilis: ≥10,05	1,20 (0,70 - 2,06)	1,54 (0,79 - 3,02)	0,99 (0,60 - 1,65)	1,04 (0,64 - 1,71)	1,94 (0,93 - 4,02)
Kockázati mutató					
1. tercilis: <0,71	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)
2. tercilis: 0,71 – 0,92	0,74 (0,39 - 1,42)	1,55 (0,69 - 3,47)	0,80 (0,45 - 1,43)	0,86 (0,47 - 1,55)	1,16 (0,49 - 2,75)
3. tercilis: ≥0,93	1,04 (0,57 - 1,92)	1,74 (0,81 - 3,72)	1,67 (0,93 - 2,99)	1,73 (0,97 - 3,09)	1,90 (0,84 - 4,30)
CO <sub>2</sub> (ppm)					
1. tercilis: <1139	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)
2. tercilis: 1139 – 1443	0,81 (0,46 - 1,44)	1,03 (0,47 - 2,24)	0,87 (0,50 - 1,50)	1,01 (0,60 - 1,69)	1,30 (0,57 - 2,96)
3. tercilis: ≥1444	0,95 (0,57 - 1,60)	1,87 (0,96 - 3,64)	0,98 (0,59 - 1,62)	0,93 (0,56 - 1,53)	1,89 (0,90 - 3,97)
PM <sub>2,5</sub> (ug/m <sup>3</sup> )					
1. tercilis: <21	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)
2. tercilis: 21 – 37	0,82 (0,39 - 1,73)	1,18 (0,43 - 3,19)	1,64 (0,82 - 3,31)	1,36 (0,64 - 2,86)	0,72 (0,24 - 2,16)
3. tercilis: ≥38	1,26 (0,46 - 3,45)	2,86 (0,83 - 9,86)	1,08 (0,46 - 2,52)	1,21 (0,47 - 3,11)	1,03 (0,26 - 4,04)
ICONE index					
0: friss levegő	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)
1: alacsony elhasznátság	3,86 (0,48 - 31,1)	2,01 (0,24 - 17,1)	3,06 (0,83 - 11,4)	n.a.	1,41 (0,16 - 12,8)
2: átlagos elhasznátság	2,61 (0,33 - 21,0)	1,28 (0,15 - 11,0)	1,85 (0,49 - 6,90)	n.a.	1,90 (0,22 - 16,5)
3: magas elhasznátság	2,31 (0,30 - 18,1)	2,18 (0,27 - 17,4)	2,22 (0,62 - 7,93)	n.a.	1,86 (0,23 - 15,2)
4: nagyon magas elhasznátság	3,47 (0,43 - 28,4)	2,09 (0,24 - 18,2)	1,98 (0,50 - 7,90)	n.a.	2,42 (0,27 - 21,4)
5: extrém magas elhasznátság	1,27 (0,11 - 14,1)	0,52 (0,03 - 9,65)	2,08 (0,38 - 11,3)	n.a.	0,72 (0,04 - 13,2)

Rövidítések: EH<sub>k</sub>: korrigált esélyhányados; 95% KI: 95%-os konfidenciaintervallum; n.a: nincs adat

korrigálásra használt tényezők: ország, nem, testtömeg index, anya iskolai végzettsége, nedvesség/penész otthoni jelenléte, háziállatok a lakásban és osztályterem hőmérséklete

p-érték: \*: p<0,05 \*\*: p<0,01

M/III/8. táblázat: A felmérést megelőző 3 hónapban tapasztalt általános tünetek és a beltéri légszennyező anyagok koncentrációja közötti összefüggés

Paraméterek	Fejfájás	Émelygés, hányinger	Megfázás érzése	Fáradékonyság és kimerültség
	EH <sub>k</sub> (95% KI)	EH <sub>k</sub> (95% KI)	EH <sub>k</sub> (95% KI)	EH <sub>k</sub> (95% KI)
benzol (ug/m <sup>3</sup> )				
1. tercilis: <3,28	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)
2. tercilis: 3,28 – 5,03	0,94 (0,65 - 1,36)	0,65 (0,41 - 1,03)	<b>0,61 (0,42 - 0,90)*</b>	0,87 (0,59 - 1,26)
3. tercilis: ≥5,04	0,96 (0,63 - 1,44)	1,38 (0,86 - 2,20)	0,80 (0,53 - 1,22)	0,98 (0,65 - 1,49)
toluol (ug/m <sup>3</sup> )				
1. tercilis: <3,61	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)
2. tercilis: 3,61 - 9,80	0,85 (0,58 - 1,24)	1,55 (0,99 - 2,45)	0,89 (0,60 - 1,30)	0,71 (0,48 - 1,05)
3. tercilis: ≥9,81	0,81 (0,50 - 1,32)	1,33 (0,75 - 2,38)	0,73 (0,44 - 1,19)	<b>0,54 (0,33 - 0,88)*</b>
etilbenzol (ug/m <sup>3</sup> )				
1. tercilis: <0,65	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)
2. tercilis: 0,65 - 1,43	1,08 (0,76 - 1,54)	1,40 (0,91 - 2,14)	1,21 (0,85 - 1,73)	0,84 (0,59 - 1,21)
3. tercilis: ≥1,44	1,29 (0,84 - 2,00)	1,43 (0,86 - 2,39)	1,12 (0,72 - 1,74)	1,12 (0,72 - 1,74)
xilolok (ug/m <sup>3</sup> )				
1. tercilis: <1,43	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)
2. tercilis: 1,43 – 4,37	1,12 (0,79 - 1,59)	1,13 (0,74 - 1,72)	0,96 (0,67 - 1,36)	0,87 (0,61 - 1,23)
3. tercilis: ≥4,38	1,22 (0,76 - 1,97)	1,27 (0,73 - 2,21)	1,33 (0,82 - 2,14)	0,92 (0,56 - 1,48)
limonén (ug/m <sup>3</sup> )				
1. tercilis: <5,93	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)
2. tercilis: 5,93 - 17,4	0,86 (0,60 - 1,22)	0,74 (0,49 - 1,13)	0,96 (0,67 - 1,37)	0,74 (0,52 - 1,06)
3. tercilis: ≥17,5	1,15 (0,75 - 1,76)	0,92 (0,55 - 1,52)	1,17 (0,76 - 1,82)	1,24 (0,80 - 1,92)
formaldehid (ug/m <sup>3</sup> )				
1. tercilis: <7,13	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)
2. tercilis: 7,13 - 9,27	0,85 (0,60 - 1,19)	0,89 (0,59 - 1,34)	0,86 (0,60 - 1,21)	0,71 (0,50 - 1,02)
3. tercilis: ≥9,28	1,19 (0,82 - 1,73)	1,08 (0,69 - 1,67)	1,07 (0,73 - 1,56)	0,96 (0,66 - 1,41)
acetaldehid (ug/m <sup>3</sup> )				
1. tercilis: <4,25	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)
2. tercilis: 4,25 - 5,54	0,84 (0,59 - 1,20)	0,99 (0,65 - 1,51)	1,00 (0,70 - 1,43)	0,94 (0,66 - 1,35)
3. tercilis: ≥5,55	1,01 (0,72 - 1,43)	0,96 (0,64 - 1,44)	1,07 (0,76 - 1,52)	0,95 (0,67 - 1,36)
propionaldehid (ug/m <sup>3</sup> )				
1. tercilis: <1,10	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)
2. tercilis: 1,10 - 1,60	1,05 (0,70 - 1,57)	1,03 (0,64 - 1,66)	0,93 (0,62 - 1,41)	0,92 (0,61 - 1,40)
3. tercilis: ≥1,61	1,26 (0,88 - 1,82)	0,97 (0,63 - 1,49)	1,08 (0,75 - 1,56)	1,13 (0,78 - 1,64)
benzaldehid (ug/m <sup>3</sup> )				
1. tercilis: <0,34	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)
2. tercilis: 0,34 - 0,55	1,00 (0,71 - 1,41)	1,08 (0,73 - 1,62)	0,78 (0,55 - 1,10)	<b>0,64 (0,45 - 0,91)*</b>
3. tercilis: ≥0,56	1,33 (0,93 - 1,89)	0,95 (0,63 - 1,45)	1,12 (0,79 - 1,60)	0,96 (0,67 - 1,37)
hexaldehid (ug/m <sup>3</sup> )				
1. tercilis: <7,54	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)
2. tercilis: 7,54 - 10,04	0,96 (0,66 - 1,39)	0,91 (0,59 - 1,41)	<b>0,68 (0,46 - 0,99)*</b>	0,94 (0,64 - 1,39)
3. tercilis: ≥10,05	1,00 (0,71 - 1,39)	0,94 (0,63 - 1,39)	1,02 (0,73 - 1,43)	<b>1,48 (1,05 - 2,09)*</b>
Kockázati mutató				
1. tercilis: <0,71	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)
2. tercilis: 0,71 - 0,92	1,20 (0,79 - 1,80)	1,03 (0,64 - 1,67)	1,30 (0,86 - 1,96)	1,32 (0,87 - 2,00)
3. tercilis: ≥0,93	1,28 (0,82 - 1,99)	0,88 (0,52 - 1,50)	1,02 (0,65 - 1,60)	1,33 (0,85 - 2,09)
CO <sub>2</sub> (ppm)				
1. tercilis: <1139	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)
2. tercilis: 1139 – 1443	1,25 (0,88 - 1,77)	0,91 (0,60 - 1,37)	0,86 (0,61 - 1,23)	0,98 (0,68 - 1,40)
3. tercilis: ≥1444	1,13 (0,81 - 1,59)	0,87 (0,59 - 1,29)	1,05 (0,75 - 1,46)	0,94 (0,67 - 1,33)
PM <sub>2,5</sub> (ug/m <sup>3</sup> )				
1. tercilis: <21	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)
2. tercilis: 21 – 37	0,87 (0,51 - 1,48)	0,94 (0,52 - 1,72)	1,40 (0,82 - 2,39)	1,25 (0,74 - 2,11)
3. tercilis: ≥38	0,97 (0,51 - 1,86)	0,67 (0,31 - 1,45)	1,57 (0,81 - 3,04)	1,69 (0,87 - 3,28)
ICONE index				
0: friss levegő	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)	1 (ref)
1: alacsony elhasznátság	<b>3,06 (1,08 - 8,73)*</b>	1,58 (0,55 - 4,55)	1,00 (0,42 - 2,37)	<b>2,82 (1,03 - 7,72)*</b>
2: átlagos elhasznátság	<b>3,95 (1,39 - 11,2)*</b>	1,08 (0,37 - 3,12)	0,80 (0,34 - 1,89)	<b>3,38 (1,25 - 9,16)*</b>
3: magas elhasznátság	<b>3,30 (1,19 - 9,13)*</b>	1,39 (0,50 - 3,88)	1,07 (0,47 - 2,46)	2,57 (0,97 - 6,80)
4: nagyon magas elhasznátság	<b>3,59 (1,24 - 10,4)*</b>	1,06 (0,35 - 3,18)	0,77 (0,32 - 1,89)	2,75 (0,98 - 7,68)
5: extrém magas elhasznátság	2,47 (0,69 - 8,87)	1,23 (0,32 - 4,77)	1,16 (0,37 - 3,68)	2,85 (0,82 - 9,92)

Rövidítések: EH<sub>k</sub>: korrigált esélyhányados; 95% KI: 95%-os konfidenciaintervallum; n.a.: nincs adat

korrigálásra használt tényezők: ország, nem, testtömeg index, anya iskolai végzettsége, nedvesség/penész otthoni jelenléte, háziállatok a lakásban és osztályterem hőmérséklete

p-érték: \*: p<0,05 \*\*: p<0,01

M/III/9. táblázat: A két model által kapott eredmények összehasonlítása (a szignifikáns összefüggést mutató tünetek és légszennyező anyagok)

	I. model	II. model
	EH <sub>k</sub> (95% KI)	EH <sub>k</sub> (95% KI)
<b>Légzőszervi tünetek</b>		
<i>Orrdugulás</i>		
etilbenzol (µg/m <sup>3</sup> )		
1. tercilis: <0,65	1 (ref)	1 (ref)
2. tercilis: 0,65 - 1,43	1,20 (0,87 - 1,66)	1,23 (0,87 - 1,74)
3. tercilis: ≥1,44	<b>1,64 (1,10 - 2,44)*</b>	<b>1,72 (1,11 - 2,65)*</b>
xilolok (µg/m <sup>3</sup> )		
1. tercilis: <1,43	1 (ref)	1 (ref)
2. tercilis: 1,43 - 4,37	1,14 (0,83 - 1,56)	0,99 (0,70 - 1,39)
3. tercilis: ≥4,38	<b>1,66 (1,07 - 2,56)*</b>	<b>1,73 (1,07 - 2,81)*</b>
formaldehid (µg/m <sup>3</sup> )		
1. tercilis: <7,13	1 (ref)	1 (ref)
2. tercilis: 7,13 - 9,27	<b>1,44 (1,05 - 1,98)*</b>	<b>1,55 (1,10 - 2,19)*</b>
3. tercilis: ≥9,28	1,22 (0,87 - 1,71)	1,37 (0,94 - 1,98)
PM <sub>2.5</sub> (µg/m <sup>3</sup> )		
1. tercilis: <21	1 (ref)	1 (ref)
2. tercilis: 21 - 37	1,56 (0,97 - 2,49)	<b>1,73 (1,04 - 2,89)*</b>
3. tercilis: ≥38	1,20 (0,67 - 2,16)	1,22 (0,65 - 2,31)
<i>Torokszárazság</i>		
benzol (µg/m <sup>3</sup> )		
1. tercilis: <3,28	1 (ref)	1 (ref)
2. tercilis: 3,28 - 5,03	<b>0,60 (0,40 - 0,90)*</b>	<b>0,60 (0,38 - 0,95)*</b>
3. tercilis: ≥5,04	0,83 (0,53 - 1,30)	0,92 (0,56 - 1,50)
<i>Torokfájás</i>		
benzol (µg/m <sup>3</sup> )		
1. tercilis: <3,28	1 (ref)	1 (ref)
2. tercilis: 3,28 - 5,03	<b>0,66 (0,47 - 0,93)*</b>	0,69 (0,48 - 1,01)
3. tercilis: ≥5,04	0,78 (0,54 - 1,14)	0,86 (0,57 - 1,30)
formaldehid (µg/m <sup>3</sup> )		
1. tercilis: <7,13	1 (ref)	1 (ref)
2. tercilis: 7,13 - 9,27	1,26 (0,91 - 1,74)	1,24 (0,87 - 1,76)
3. tercilis: ≥9,28	<b>1,59 (1,13 - 2,24)**</b>	<b>1,52 (1,04 - 2,23)*</b>
acetaldehid (µg/m <sup>3</sup> )		
1. tercilis: <4,25	1 (ref)	1 (ref)
2. tercilis: 4,25 - 5,54	1,19 (0,85 - 1,66)	1,21 (0,84 - 1,74)
3. tercilis: ≥5,55	<b>1,47 (1,07 - 2,04)*</b>	<b>1,54 (1,08 - 2,18)*</b>
propionaldehid (µg/m <sup>3</sup> )		
1. tercilis: <1,10	1 (ref)	1 (ref)
2. tercilis: 1,10 - 1,60	1,29 (0,89 - 1,89)	1,27 (0,84 - 1,93)
3. tercilis: ≥1,61	<b>1,55 (1,10 - 2,20)*</b>	<b>1,56 (1,07 - 2,26)*</b>
hexaldehid (µg/m <sup>3</sup> )		
1. tercilis: <7,54	1 (ref)	1 (ref)
2. tercilis: 7,54 - 10,04	1,05 (0,74 - 1,47)	1,01 (0,69 - 1,48)
3. tercilis: ≥10,05	<b>1,40 (1,02 - 1,91)*</b>	<b>1,43 (1,02 - 2,00)*</b>
CO <sub>2</sub> (ppm)		
1. tercilis: <1139	1 (ref)	1 (ref)
2. tercilis: 1139 - 1443	1,12 (0,81 - 1,55)	1,09 (0,76 - 1,55)
3. tercilis: ≥1444	<b>1,48 (1,08 - 2,01)*</b>	<b>1,44 (1,03 - 2,02)*</b>
<b>ICONE index</b>		
0: fresh air	1 (ref)	1 (ref)
1: low air stuffiness	2,22 (0,89 - 5,53)	2,51 (0,93 - 6,73)
2: Average air stuffiness	<b>2,62 (1,06 - 6,48)*</b>	<b>2,72 (1,02 - 7,26)*</b>
3: High air stuffiness	<b>2,67 (1,10 - 6,44)*</b>	<b>3,02 (1,16 - 7,83)*</b>
4: Very high air stuffiness	<b>2,82 (1,11 - 7,17)*</b>	<b>2,91 (1,07 - 7,97)*</b>
5: Extreme air stuffiness	<b>3,52 (1,13 - 11,0)*</b>	<b>4,09 (1,17 - 14,3)*</b>

## M/III/9. táblázat folytatása

	I. model	II. model
	EH <sub>k</sub> (95% KI)	EH <sub>k</sub> (95% KI)
<b>Légzőszervi tünetek</b>		
<i>Irritatív köhögés</i>		
PM <sub>2.5</sub> (µg/m <sup>3</sup> )		
1. tercilis: <21	1 (ref)	1 (ref)
2. tercilis: 21 – 37	1,34 (0,70 - 2,56)	1,78 (0,87 - 3,65)
3. tercilis: ≥38	<b>1,81 (1,07 - 3,06)*</b>	<b>2,24 (1,26 - 3,97)**</b>
Kockázati mutató		
1. tercilis: <0,71	1 (ref)	1 (ref)
2. tercilis: 0,71 – 0,92	<b>1,72 (1,15 - 2,59)**</b>	<b>1,90 (1,20 - 3,00)**</b>
3. tercilis: ≥0,93	1,11 (0,71 - 1,72)	1,38 (0,85 - 2,24)
<b>Bőrtünetek</b>		
<i>Bőrküütés (kéz, alkar)</i>		
xilolok (µg/m <sup>3</sup> )		
1. tercilis: <1,43	1 (ref)	1 (ref)
2. tercilis: 1,43 – 4,37	<b>1,89 (1,17 - 3,04)**</b>	<b>1,93 (1,12 - 3,32)*</b>
3. tercilis: ≥4,38	1,22 (0,67 - 2,24)	1,03 (0,52 - 2,05)
<i>Bőrküütés (arc, nyak)</i>		
etilbenzol (µg/m <sup>3</sup> )		
1. tercilis: <0,65	1 (ref)	1 (ref)
2. tercilis: 0,65 - 1,43	0,71 (0,37 - 1,36)	0,64 (0,32 - 1,30)
3. tercilis: ≥1,44	<b>2,23 (1,16 - 4,30)*</b>	<b>2,24 (1,08 - 4,65)*</b>
CO <sub>2</sub> (ppm)		
1. tercilis: <1139	1 (ref)	1 (ref)
2. tercilis: 1139 – 1443	1,29 (0,64 - 2,61)	1,03 (0,47 - 2,24)
3. tercilis: ≥1444	<b>2,03 (1,08 - 3,81)*</b>	1,87 (0,96 - 3,64)
<i>Eczéma fellángolás</i>		
benzol (µg/m <sup>3</sup> )		
1. tercilis: <3,28	1 (ref)	1 (ref)
2. tercilis: 3,28 – 5,03	1,05 (0,65 - 1,72)	1,19 (0,68 - 2,07)
3. tercilis: ≥5,04	1,36 (0,79 - 2,35)	<b>1,68 (1,03 - 2,98)*</b>
etilbenzol (µg/m <sup>3</sup> )		
1. tercilis: <0,65	1 (ref)	1 (ref)
2. tercilis: 0,65 - 1,43	1,17 (0,71 - 1,91)	1,44 (0,84 - 2,46)
3. tercilis: ≥1,44	1,63 (0,93 - 2,86)	<b>2,07 (1,12 - 3,81)*</b>
xilolok (µg/m <sup>3</sup> )		
1. tercilis: <1,43	1 (ref)	1 (ref)
2. tercilis: 1,43 – 4,37	1,21 (0,75 - 1,95)	1,47 (0,85 - 2,52)
3. tercilis: ≥4,38	1,66 (0,94 - 2,94)	<b>2,14 (1,11 - 4,10)*</b>
acetaldehid (µg/m <sup>3</sup> )		
1. tercilis: <4,25	1 (ref)	1 (ref)
2. tercilis: 4,25 - 5,54	<b>0,55 (0,32 - 0,94)*</b>	<b>0,50 (0,28 - 0,91)*</b>
3. tercilis: ≥5,55	1,14 (0,73 - 1,78)	1,03 (0,63 - 1,68)
benzaldehid (µg/m <sup>3</sup> )		
1. tercilis: <4,25	1 (ref)	1 (ref)
2. tercilis: 4,25 - 5,54	0,60 (0,36 - 1,01)	<b>0,50 (0,28 - 0,87)*</b>
3. tercilis: ≥5,55	1,15 (0,73 - 1,81)	0,87 (0,52 - 1,45)
Kockázati mutató		
1. tercilis: <0,71	1 (ref)	1 (ref)
2. tercilis: 0,71 – 0,92	0,99 (0,58 - 1,68)	0,80 (0,45 - 1,43)
3. tercilis: ≥0,93	<b>1,76 (1,03 - 3,00)*</b>	1,67 (0,93 - 2,99)
<i>Viszketés (kéz, alkar)</i>		
etilbenzol (µg/m <sup>3</sup> )		
1. tercilis: <0,65	1 (ref)	1 (ref)
2. tercilis: 0,65 - 1,43	1,36 (0,86 - 2,17)	1,37 (0,82 - 2,29)
3. tercilis: ≥1,44	1,49 (0,85 - 2,64)	<b>2,01 (1,10 - 3,68)*</b>
xilolok (µg/m <sup>3</sup> )		
1. tercilis: <1,43	1 (ref)	1 (ref)
2. tercilis: 1,43 – 4,37	1,55 (0,99 - 2,45)	<b>1,73 (1,04 - 2,90)*</b>
3. tercilis: ≥4,38	1,22 (0,65 - 2,27)	1,46 (0,74 - 2,89)

## M/III/9. táblázat folytatása

	I. model	II. model
	EH <sub>k</sub> (95% KI)	EH <sub>k</sub> (95% KI)
<b>Bőrtünetek</b>		
<i>Viszketés (kéz, alkar)</i>		
formaldehid (µg/m <sup>3</sup> )	1 (ref)	1 (ref)
1. tercilis: <7,13	1,03 (0,65 - 1,63)	1,07 (0,65 - 1,75)
2. tercilis: 7,13 - 9,27	<b>0,58 (0,34 - 0,99)*</b>	<b>0,54 (0,30 - 0,98)*</b>
3. tercilis: ≥9,28		
<i>Viszketés (arc, nyak)</i>		
etilbenzol (µg/m <sup>3</sup> )	1 (ref)	1 (ref)
1. tercilis: <0,65	0,53 (0,25 - 1,12)	0,65 (0,29 - 1,46)
2. tercilis: 0,65 - 1,43	<b>2,20 (1,10 - 4,43)*</b>	<b>2,59 (1,18 - 5,70)*</b>
3. tercilis: ≥1,44		
xilolok (µg/m <sup>3</sup> )	1 (ref)	1 (ref)
1. tercilis: <1,43	1,47 (0,75 - 2,90)	1,69 (0,79 - 3,62)
2. tercilis: 1,43 - 4,37	<b>2,51 (1,09 - 5,79)*</b>	2,34 (0,92 - 5,99)
3. tercilis: ≥4,38		
<b>Általános tünetek</b>		
<i>Fejfájás</i>		
ICONE index		
0: friss levegő	1 (ref)	1 (ref)
1: alacsony elhasznátság	<b>2,86 (1,10 - 7,43)*</b>	<b>3,06 (1,08 - 8,73)*</b>
2: átlagos elhasznátság	<b>4,02 (1,56 - 10,4)**</b>	<b>3,95 (1,39 - 11,2)*</b>
3: magas elhasznátság	<b>3,11 (1,23 - 7,87)*</b>	<b>3,30 (1,19 - 9,13)*</b>
4: nagyon magas elhasznátság	<b>3,47 (1,31 - 9,20)*</b>	<b>3,59 (1,24 - 10,4)*</b>
5: extrém magas elhasznátság	2,76 (0,87 - 8,75)	2,47 (0,69 - 8,87)
<i>Émelygés, hányinger</i>		
toluol (µg/m <sup>3</sup> )	1 (ref)	1 (ref)
1. tercilis: <3,61	<b>1,61 (1,06 - 2,44)*</b>	1,55 (0,99 - 2,45)
2. tercilis: 3,61 - 9,80	1,33 (0,76 - 2,30)	1,33 (0,75 - 2,38)
3. tercilis: ≥9,81		
<i>Megfázás érzése</i>		
benzol (µg/m <sup>3</sup> )	1 (ref)	1 (ref)
1. tercilis: <3,28	<b>0,63 (0,44 - 0,88)**</b>	<b>0,61 (0,42 - 0,90)*</b>
2. tercilis: 3,28 - 5,03	0,73 (0,50 - 1,08)	0,80 (0,53 - 1,22)
3. tercilis: ≥5,04		
hexaldehid (µg/m <sup>3</sup> )	1 (ref)	1 (ref)
1. tercilis: <7,54	<b>0,69 (0,49 - 0,97)*</b>	<b>0,68 (0,46 - 0,99)*</b>
2. tercilis: 7,54 - 10,04	1,00 (0,74 - 1,37)	1,02 (0,73 - 1,43)
3. tercilis: ≥10,05		
<i>Fáradékonyság és kimerültség</i>		
toluol (µg/m <sup>3</sup> )	1 (ref)	1 (ref)
1. tercilis: <3,61	0,85 (0,60 - 1,20)	0,71 (0,48 - 1,05)
2. tercilis: 3,61 - 9,80	<b>0,61 (0,39 - 0,96)*</b>	<b>0,54 (0,33 - 0,88)*</b>
3. tercilis: ≥9,81		
benzaldehid (µg/m <sup>3</sup> )	1 (ref)	1 (ref)
1. tercilis: <4,25	<b>0,71 (0,52 - 0,98)*</b>	<b>0,64 (0,45 - 0,91)*</b>
2. tercilis: 4,25 - 5,54	0,97 (0,71 - 1,34)	0,96 (0,67 - 1,37)
3. tercilis: ≥5,55		
hexaldehid (µg/m <sup>3</sup> )	1 (ref)	1 (ref)
1. tercilis: <7,54	0,90 (0,64 - 1,27)	0,94 (0,64 - 1,39)
2. tercilis: 7,54 - 10,04	<b>1,37 (1,00 - 1,87)*</b>	<b>1,48 (1,05 - 2,09)*</b>
3. tercilis: ≥10,05		
ICONE index		
0: friss levegő	1 (ref)	1 (ref)
1: alacsony elhasznátság	<b>3,15 (1,20 - 8,28)*</b>	<b>2,82 (1,03 - 7,72)*</b>
2: átlagos elhasznátság	<b>3,93 (1,51 - 10,3)**</b>	<b>3,38 (1,25 - 9,16)*</b>
3: magas elhasznátság	<b>2,86 (1,12 - 7,31)*</b>	2,57 (0,97 - 6,80)
4: nagyon magas elhasznátság	<b>2,91 (1,08 - 7,82)*</b>	2,75 (0,98 - 7,68)
5: extrém magas elhasznátság	2,84 (0,88 - 9,14)	2,85 (0,82 - 9,92)

Rövidítések: EH<sub>k</sub>: korrigált esélyhányados; 95% KI: 95%-os konfidenciaintervallum; I. model: korrigálására használt tényezők: ország; II. model korrigálására használt tényezők: ország, nem, testtömeg index, anya iskolai végzettsége, nedvesség/penész otthoni jelenléte, háziállatok a lakásban és osztályterem hőmérséklete; p-érték: \*: p<0,05 \*\*: p<0,01

*M/IV/1. táblázat: Mintavételi kampány helyszínei és időpontjai.*

<b>Sorszám</b>	<b>Mintavétel/helyszíni mérés ideje</b>	<b>Helyszín</b>
1	2019/07/15 – 2019/07/21 2019/11/28 – 2019/12/05	Budapest II. kerület
2	2019/07/24 – 2019/07/31 2020/02/25 – 2020/03/03	Gárdony-Dinnyés
3	2019/08/02 – 2019/08/09 2019/12/09 – 2019/12/16	Budapest XIII. kerület
4	2019/08/12 – 2019/08/18	Szentendre
5	2019/08/19 – 2019/08/26 2019/11/20 – 2019/11/27	Pannonhalma
6	2019/08/28 – 2019/09/03 2020/01/14 – 2020/01/21	Budapest III. kerület
7	2019/09/04 – 2019/09/11 2020/01/30 – 2020/02/06	Budapest II. kerület
8	2019/09/16 – 2019/09/23 2020/02/07 – 2020/02/14	Budapest XXII. kerület
9	2019/09/24 – 2019/10/01 2020/03/12 – 2020/03/19	Nagykovács
10	2020/07/03 – 2020/07/10 2020/01/22 – 2020/01/29	Budaörs
11	2020/07/23 – 2020/07/30 2020/02/17 – 2020/02/24	Nadap
12	2020/08/03 – 2020/08/10 2020/11/09 – 2020/11/16	Budapest XX. kerület
13	2020/09/03 – 2020/09/10 2021.01.25 – 2021.02.01	Gödöllő
14	2020/09/14 – 2020/09/21 2021.02.03 – 2021.02.10	Páhi
15	2020/09/28 – 2020/10/05 2020/11/27 – 2020/12/04	Veresegyház



M/IV/2. táblázat: A vizsgálati módszerek kimutatási és meghatározási határa a vizsgált komponensekre

Célkomponensek	LOD ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	LOQ ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )
<b>VOC</b>		
benzol	0,03	0,13
toluol	0,03	0,14
etilbenzol	0,04	0,15
xilolok	0,04	0,45
triklór-etilén	0,15	0,44
tetraklóretilén	0,17	0,52
$\alpha$ -pinén	0,05	0,19
limonén	0,06	0,24
2-etil-hexanol	0,06	0,71
sztirol	0,04	0,50
<b>Aldehid</b>		
formaldehid	1,5	1,8
acetaldehid	0,8	1,3
propionaldehid	0,5	0,8
benzaldehid	0,4	0,6
hexaldehid	0,7	0,9
<b>Ózon</b>	1,96	-
<b>Nitrogén-dioxid</b>	9,41	-

Rövidítések: LOD: kimutatási határ; LOQ: meghatározási határ

M/IV/3. táblázat: A passzív épületek felmérésére irányuló projekt keretében 2019-21 között a fűtési és nem fűtési időszak alatt vizsgált épületek jellemzői

Épület jellemzői	n (%)	Átlag (szórás)	Min	Max
<b>Általános épületjellemzők</b>				
Épület kora (év)		4,5 (4,3)	1	18
Épület típusa				
- családi ház	13 (86,7)	-	-	-
- társasház	2 (13,3)	-	-	-
Fő építési alapanyagok				
- tégl	7 (46,7)	-	-	-
- beton	5 (33,3)	-	-	-
- fa	2 (13,3)	-	-	-
- ytong	6 (40,0)	-	-	-
- mészhomok tégl	2 (13,3)	-	-	-
Épület elhelyezkedése				
- falu	3 (20)	-	-	-
- város – városközpont	1 (6,7)	-	-	-
- város – ipariövezet	1 (6,7)	-	-	-
- város – lakóövezet	5 (33,3)	-	-	-
- külváros – lakóövezet	5 (33,3)	-	-	-
Épületek teljes alapterülete (m <sup>2</sup> )	-	167,3 (97,5)	62	360
Lakók száma (n)	-	4 (1)	1	6
<b>Mechanikus szellőztető rendszer</b>				
Légkezelő egység				
- 100% friss levegő	14 (93,3)	-	-	-
- recirkulált levegő friss levegő betáplálással	1 (6,7)	-	-	-
Előszűrő típusa				
- nincs	6 (40,0)	-	-	-
- aktív szén	1 (6,7)	-	-	-
- G3	1 (6,7)	-	-	-
- G4	3 (20)	-	-	-
- F7	4 (26,7)	-	-	-
Főszűrő típusa				
- aktív szén	1 (6,7)	-	-	-
- G4	10 (66,7)	-	-	-
- F7	2 (13,3)	-	-	-
- M5	1 (6,7)	-	-	-
- M6	1 (6,7)	-	-	-
Szűrőcsere gyakorisága				
- évente kétszer vagy gyakrabban	11 (73,3)	-	-	-
- évente egyszer	2 (13,3)	-	-	-
- ritkábban mint kéténként	1 (6,7)	-	-	-
- nincs rendszeres gyakoriság a cserére	1 (6,7)	-	-	-
Szellőztető rendszer beszívásának helye				
- tető	2 (13,3)	-	-	-
- homlokzat	10 (66,7)	-	-	-
- talajszint	3 (20)	-	-	-
Szellőztető rendszer beszívásának magassága (m)	-	3,8 (4,8)	0,30	20
Légjáratok anyaga				
- PVC	8 (53,3)	-	-	-
- acél	4 (26,7)	-	-	-
- egyéb	3 (20)	-	-	-
<b>Kültéri légszennyező anyagok lehetséges forrásai</b>				
Forgalom mértéke az épület 100 m-es körzetében				
- enyhe	10 (66,7)	-	-	-
- közepes	2 (13,3)	-	-	-
- sűrű	1 (6,7)	-	-	-
- nagyon sűrű (kamionok, teherautók is)	2 (13,3)	-	-	-

## M/IV/3. táblázat folytatása

Épület jellemzői	n (%)	Átlag (szórás)	Min	Max
<b>Kültéri légszennyező anyagok lehetséges forrásai</b>				
Potenciális kültéri légszennyező források 50 m-es körzet				
- parkoló				
- nem	13 (86,7)	-	-	-
- igen	2 (13,3)	-	-	-
- forgalmas út				
- nem	11 (73,3)	-	-	-
- igen	4 (26,7)	-	-	-
- Ipari létesítmény (gyár, üzem)				
- nem	13 (86,7)	-	-	-
- igen	2 (13,3)	-	-	-
Épület környezete				
- építési munkák				
- nem	7 (46,7)	-	-	-
- igen	8 (53,3)	-	-	-
- burkolatlan utak				
- nem	11 (73,3)	-	-	-
- igen	4 (26,7)	-	-	-

M/IV/4. táblázat: A passzív épületek felmérésére irányuló projekt keretében 2019-21 között a fűtési és nem fűtési időszak alatt vizsgált helyiségek jellemzői

Helyiség jellemzői	n (%)	Átlag (szórás)	Min	Max
<b>Általános helyiségjellemzők</b>				
Alapterület (m <sup>2</sup> )	-	52,2 (21,6)	28,0	100
Magasság (m)	-	2,79 (0,17)	2,50	3,05
Térfogat (m <sup>3</sup> )	-	148 (68)	75,6	300
Ablakfelület (m <sup>2</sup> )	-	18,7 (9,6)	5,00	40,0
<b>Elhelyezkedés I.</b>				
- udvarra vagy kertre néz	15 (100)	-	-	-
<b>Az udvar burkolata</b>				
- zöldfelület	8 (53,3)	-	-	-
- járdakő vagy beton	6 (40)	-	-	-
- műanyag	1 (6,7)	-	-	-
<b>Helyiség burkolata</b>				
<b>Padlózat anyaga</b>				
- parketta	1 (6,7)	-	-	-
- laminált padló	4 (26,7)	-	-	-
- műanyag	2 (13,3)	-	-	-
- kő vagy beton	3 (20)	-	-	-
- járólap	4 (26,7)	-	-	-
- gyanta	1 (6,7)	-	-	-
<b>Fő falburkolat</b>				
- mészfesték	3 (20)	-	-	-
- vízben oldódó festék	8 (53,3)	-	-	-
- vízálló festék	3 (20)	-	-	-
- tapéta	1 (6,7)	-	-	-
<b>Mennyezet burkolata</b>				
- mészfesték	3 (20)	-	-	-
- vízben oldódó festék	9 (60)	-	-	-
- vízálló festék	2 (13,3)	-	-	-
- falemez	1 (6,7)	-	-	-
<b>Berendezési tárgyak anyaga</b>				
<b>Asztal anyaga</b>				
- fa	3 (20)	-	-	-
- funérlemez	3 (20)	-	-	-
- fém	2 (13,3)	-	-	-
- laminált vagy kompozit műanyag	6 (40)	-	-	-
- egyéb	1 (6,7)	-	-	-
<b>Ablakkeret anyaga</b>				
- fa	1 (6,7)	-	-	-
- PVC	13 (86,7)	-	-	-
- alumínium	1 (6,7)	-	-	-
<b>Árnyékolók anyaga</b>				
- nincsenek árnyékolók	9 (60)	-	-	-
- textil	5 (33,3)	-	-	-
- műanyag	1 (6,7)	-	-	-
<b>Szellőztetés</b>				
<b>Ablaknyitás gyakorisága (nem fűtési szezonban)</b>				
- folyamatosan otthon tartózkodásnál	4 (26,7)	-	-	-
- 2-3-szor naponta	1 (6,7)	-	-	-
- egyszer egy nap	7 (46,7)	-	-	-
- soha	3 (20)	-	-	-
<b>Ablaknyitás gyakorisága (fűtési szezonban)</b>				
- folyamatosan otthon tartózkodásnál	-	-	-	-
- 2-3-szor naponta	-	-	-	-
- egyszer egy nap	5 (35,7)	-	-	-
- soha	9 (64,3)	-	-	-

## M/IV/4. táblázat folytatása

Helyiség jellemzői	n (%)	Átlag (szórás)	Min	Max
<b>Beltéri légszennyező anyagok lehetséges forrásai</b>				
- nincs beltéri szennyezőanyag forrás	8 (53,3)	-	-	-
- nyomtatók	4 (26,7)	-	-	-
- légfrissítők	1 (6,7)	-	-	-
- gyertyák	1 (6,7)	-	-	-
- illóolaj	1 (6,7)	-	-	-
Állat a lakásban				
- nem	12 (80)	-	-	-
- igen	3 (20)	-	-	-
Növények jelenléte				
- nem	1 (6,7)	-	-	-
- igen	14 (93,3)	11 (10,8)	2	40

M/IV/5. táblázat: A passzív épületek felmérésére irányuló projekt keretében 2019-21 között a fűtési és nem fűtési időszak alatt a kültéren vizsgált légszennyező anyagok és fizikai paraméterek leíró statisztikája.

Paraméterek (mértékegység)	Nem fűtési időszak (n = 15)									Fűtési időszak (n = 14)								
	Min	P25	Medián	Átlag	Szórás	P75	Max	c>LOD (%)	c>LOQ (%)	Min	P25	Medián	Átlag	Szórás	P75	Max	c>LOD (%)	c>LOQ (%)
benzol (µg/m <sup>3</sup> )	0,21	0,42	0,47	0,63	0,40	0,75	1,88	100	100	0,44	0,78	2,01	2,16	1,54	3,27	5,29	100	100
toluol (µg/m <sup>3</sup> )	<LOD	0,39	0,63	2,69	7,25	1,25	28,8	93	93	<LOD	<LOQ	0,85	1,24	1,32	1,87	3,95	71	71
etilbenzol (µg/m <sup>3</sup> )	<LOD	<LOD	<LOD	0,43	1,23	0,15	4,84	33	27	<LOD	<LOD	<LOD	0,19	0,44	<LOD	1,28	14	14
xilolok (µg/m <sup>3</sup> )	<LOD	<LOD	<LOD	1,50	4,39	0,50	17,2	40	27	<LOD	<LOD	<LOD	0,83	1,47	0,57	4,16	43	29
triklór-etilén (µg/m <sup>3</sup> )	<LOD	<LOD	<LOD	<LOQ	-	<LOD	1,90	13	13	<LOD	<LOD	<LOD	<LOQ	-	0,64	1,70	29	29
tetraklóretilén (µg/m <sup>3</sup> )	<LOD	<LOD	<LOD	<LOQ	-	<LOQ	0,66	33	27	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	-	<LOD	<LOD	0	0
α-pinén (µg/m <sup>3</sup> )	<LOD	<LOD	<LOD	1,44	4,92	0,23	19,2	33	33	<LOD	<LOD	<LOD	<LOQ	-	<LOD	1,24	14	14
limonén (µg/m <sup>3</sup> )	<LOD	<LOD	<LOD	0,43	1,00	<LOQ	3,14	27	20	<LOD	<LOD	<LOD	0,32	0,66	<LOD	1,87	21	21
2-etil-hexanol (µg/m <sup>3</sup> )	<LOD	<LOD	<LOD	<LOQ	-	<LOD	<LOQ	20	0	<LOD	<LOD	<LOD	<LOQ	-	<LOD	2,68	21	3
sztírol (µg/m <sup>3</sup> )	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	-	<LOD	<LOD	0	0	<LOD	<LOD	<LOD	<LOQ	-	<LOD	1,11	7	7
formaldehid (µg/m <sup>3</sup> )	<LOD	1,96	2,50	2,54	1,17	3,06	5,39	87	80	<LOD	<LOD	<LOD	<LOQ	-	2,23	4,08	50	36
acetaldehid (µg/m <sup>3</sup> )	<LOD	<LOQ	1,34	1,38	0,68	1,78	2,79	87	53	<LOD	<LOD	<LOQ	<LOQ	-	<LOQ	2,32	71	21
propionaldehid (µg/m <sup>3</sup> )	<LOD	<LOD	<LOQ	<LOQ	-	<LOQ	1,12	53	20	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	-	<LOD	0,88	14	7
benzaldehid (µg/m <sup>3</sup> )	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	-	<LOD	<LOD	0	0	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	-	<LOD	<LOD	0	0
hexaldehid (µg/m <sup>3</sup> )	<LOD	<LOD	<LOQ	<LOQ	-	<LOQ	2,03	53	20	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	-	<LOD	2,39	7	7
ózon (µg/m <sup>3</sup> )	23,8	29,5	31,2	33,0	5,7	35,6	44,9	100	-	3,16	12,1	17,2	21,6	14,0	34,3	51,0	100	-
nitrogén-dioxid (µg/m <sup>3</sup> )	42,7	47,2	50,7	51,0	5,2	53,7	62,2	100	-	41,4	45,3	47,8	49,4	5,4	53,5	59,2	100	-
PM <sub>2,5</sub> (µg/m <sup>3</sup> )	11,0	11,9	15,0	23,2	17,9	26,6	64,6	-	-	6,0	10,9	17,8	25,5	19,8	44,7	58,7	-	-
hőmérséklet (°C)	16,7	20,7	24,4	23,1	3,4	25,3	28,7	-	-	0,19	1,58	6,47	5,47	4,03	9,11	10,6	-	-
relatív páratartalom (%)	43,8	52,5	58,3	58,2	8,5	64,9	72,9	-	-	45,6	69,3	74,4	73,3	13,9	84,8	91,5	-	-

Rövidítések: c: koncentráció; LOD: kimutatási határ; LOQ: mennyiségi határ; n: mintavételi helyek száma; Min: minimum, P25: 25. percentilis; P75: 75. percentilis; Max: maximum