



# Városi csapadékvíz- lefolyás nehézfém szennyezései

Tudományos Diákköri Dolgozat

*Konzulensek: Dr. Budai Péter adjunktus  
Horváth Adrienn doktorandusz*

**Muhi Alexandra építőmérnök BSc  
2012 ősz**

# Tartalom

1.	Szakirodalmi áttekintés .....	3
1.1	Kibocsátások.....	3
1.1.1	Fékbetét és tárcsa kopás .....	3
1.1.2	Gumiabroncs kopás .....	5
1.1.3	Korrózió .....	6
1.1.4	Légköri kiülepedés.....	7
1.2	Kibocsátott anyagok terjedése.....	9
1.2.1	Száraz időszak transzportfolyamatai .....	9
1.2.2	Csapadékos időszak transzportfolyamatai .....	12
1.2.3	Nehézfémet szilárd és oldott fázisok közötti megoszlása.....	14
1.3	Tetővizek minősége .....	15
2.	Adatgyűjtés.....	16
2.1	Burkolt felületek felmérése .....	16
2.2	Forgalmi adatok.....	17
2.3	Csapadékadatok .....	21
2.4	Áztatási kísérletek.....	21
3.	Adatok feldolgozása, módszertan .....	23
3.1	Tetőfelületekről származó terhelés becslése .....	23
3.1.1	A lefolyt csapadékmennyiség meghatározása .....	24
3.1.2	A felhalmozódott anyagmennyiség számítása .....	24
3.1.3	Cink kioldódás számítása.....	29
3.2	A közlekedésből származó terhelés becslése .....	33
3.2.1	Felhalmozódás és lemosódás számítása félempirikus egyenletek alapján .....	33
3.2.2	Nehézfémet kibocsátás fajlagos emissziókra alapozott hosszútávú becslése.....	36
4.	Eredmények értékelése .....	46
4.1	Reprezentativitás.....	46
4.2	Bizonytalanságok.....	46
4.3	Területi egyenlőtlenségek .....	47
4.4	Források szerinti összehasonlítás .....	48
	Függelék .....	51
	Irodalomjegyzék .....	57
	Köszönetnyilvánítás.....	61

A települési környezet köztudottan szennyezett, a szennyeződés mértéke és fajtája számos tényezőtől függ; jelentős szerepe van a település nagyságának, beépítettségének, fejlettségének. Ezeket a tényezőket többek között a település lélekszámával, a közművesítés mértékével, az ipari szektor jelenlétével és nagyságával, a burkolt felületek arányával illetve a forgalom jellemzőivel lehet meghatározni. Városi területre a magas lakosság, sűrű beépítettség, nagyszabású ipari tevékenység és nagy forgalom a jellemző. Ebből adódóan a nagyvárosok környezetében jelentős mértékű szennyeződést jósolhatunk. Ennek mennyiségileg nagy részét főleg por, hulladék, szerves anyagok, stb. teszik ki, azonban veszélyességüket tekintve szintén fontosak a mikroszennyezők, azon belül is, a nehézfém mikroszennyezők: a cink, a réz, az ólom, a nikkel, a kadmium, a króm és az antimon.

A település – nyílt rendszer lévén – anyagáramok ki- és bevezetése által működik. Azonban ezek az anyagáramok nem csak a számunka kézenfekvőnek tűnő árucikkeket, hulladékot, áramot, stb. jelentik, hanem a természetes úton lezajló folyamatok is ide tartoznak. Ilyen például csapadék, mely lehull a városra, érintkezésbe kerül a felületekkel, majd valamilyen formában (csatornán vagy élővíz útján) eltávozik onnan. Az érintkezés során lezajló egyes folyamatokra (pl.: kioldás, korrózió, lemosás) jelentős hatással van az antropogén környezet: milyen típusú felületekkel érintkezik a csapadékvíz (pl.: bitumen, betoncserep, aszfalt), mit képes onnan tovább szállítani (pl.: közlekedésből eredő gumi- és fékkopás; felületekből kioldott anyagok) és hová juthat el (talaj, csatornahálózat, felszíni víz befogadó). A többi meteorológiai tényező (szél, hő) szerepét bár kisebb mértékben vagy egyáltalán nem vizsgáltuk, hatásukról nem feledkezhetünk meg. A folyamatok során környezetet károsító végtermékek keletkezhetnek, amelyek ártalmatlanításáról kötelességünk gondoskodni. Ez azonban csak úgy lehetséges, ha ismertek a szennyezés jellemzői, amit okozunk.

Dolgozatomban Budapest város III. kerületének (Óbuda) egy részét vizsgáltam, hogy eredményeimet felhasználva megbecsülhessük a települési környezetből a csatornahálózatba jutó nehézfém-terhelést a 2009-es évre. Ehhez a felszíni lefolyásra vonatkozó kísérletek mellett bemenő adatként szerepelt az adott terület forgalomnagysága (BKK Közút Zrt. és saját forgalomszámlálás alapján), a területre hulló csapadékmennyiség (OMSZ) és a terület lefedettsége tetőfelületek és utak formájában. Laboratóriumi kísérleteket végeztünk továbbá a Budapesti Műszaki Egyetemen könyvtárának tetején kihelyezett mintavevők által gyűjtött csapadékvízzel is. Az időpont megválasztását az indokolta, hogy frissebb adatok nem álltak rendelkezésre minden bemenő adatból. Azonban ha figyelembe vesszük, hogy jelentős mértékű változás nem tapasztalható a paraméterek között az eltelt 3 évben, kijelenthetjük, hogy nem vétünk számottevő hibát.

## 1. Szakirodalmi áttekintés

A városi környezetben lejátszódó folyamatokat számos hazai és külföldi tanulmány is vizsgálta. Ebben a fejezetben először a folyamatok elméleti hátteréről, köztük pár külföldi és hazai tanulmány eredményeiről lesz szó.

### 1.1 Kibocsátások

A csapadékvíz-lefolyásban megjelenő szennyezőanyagok több kibocsátóforrásból származhatnak, melyek közül a legjelentősebb a közúti közlekedés, a légköri kiülepedés, valamint az épített környezet korrodálódása. A nehézfémek kibocsátásában a legnagyobb szerepe a közlekedésnek (járművek alkatrészeinek kopása) és a kültéri fémtárgyak korróziójának (pl.: ereszcatornák) van. A legnagyobb mennyiségben a cink, a réz és az ólom fordulnak elő a lefolyásban.

A közúti forgalom nehézfém kibocsátásának két legjellemzőbb forrása a fékbetét- és gumiabroncs-kopás, de az útburkolat kopásából, kipufogógázokból, vagy az útburkolati jelek festékeiből eredő szennyeződések is tartalmazhatnak nehézfémeket. A dolgozatom során csak a gumiabroncs és fékbetét kopásból származó nehézfémek mennyiségére készíték becslést, a többi forrást hozzájuk képest nem számottevő mennyisége vagy megbízható irodalmi adatok híján elhanyagolom, azonban nem tagadható azok létezése sem.

#### 1.1.1 Fékbetét és tárcsa kopás

A mozgó járművek lassítására többnyire súrlódásos elven működő fékeket használunk. Az alkatrészeket sokféle szerves és szervetlen anyag keverékével állítják elő, melyek ráadásul termékenként eltérőek, a pontos gyártási receptek pedig üzleti titoknak minősülnek. A működésük során ezek az alkatrészek erős kopási folyamatoknak vannak kitéve, melyek pontos körülményei máig sem ismertek. Az összetétel meghatározására egyedül laboratóriumban végzett mintaelemzés útján van lehetőség, amely meglehetősen drága. Ebből következik, hogy az efféle vizsgálatokra kevés példát találunk a szakirodalomban. Azonban a fékbetétek nehézfém-tartalma könnyebben elemezhető, erre több példa is ismert, az [1. táblázat](#) összefoglalóan mutatja be a fékkopásból származó nehézfémek mennyiségét hat forrás alapján: *A – Hjortenkans et al. (2007); B – Westerlund (2001); C – Legret és Pagotto (1999); D – Rauterberg-Wuff (1998); E – Ökotest (2002); F – von Uexküll et al. (2005).*

fékbetét típusa	forrás	mintaszám	Cu	Zn	Sb	Pb	Cd	Ni	Cr
<i>személygépkocsik</i>									
első fék (gyári)	A	24	<u>130000</u>	27000	23000	120	1,2	-	-
hátsó fék (gyári)	A	24	<u>130000</u>	37000	11364	2900	4	-	-
első fék (utángyártott)	A	10	200	5000	29	100	0,5	-	-
hátsó fék (utángyártott)	A	10	110	4400	10	290	0,39	-	-
első fék (gyári)	B	24	<u>117941</u>	23830	-	9052	11,6	141	137
hátsó fék (gyári)	B	24	<u>92198</u>	16498	-	18655	8,02	69,6	73,4
első fék (utángyártott)	B	10	<u>71990</u>	17696	-	13651	8,6	182	92
hátsó fék (utángyártott)	B	10	<u>51240</u>	7197	-	9110	3,5	122	151
nem meghatározott	C	?	<u>142000</u>	21800	-	3900	2,7	-	-
tárcsafék	D	18	<u>130000</u>	16000	23000	-	-	-	-
tárcsafék	E	29	<u>&gt;100000</u>	-	44321	8279	-	-	-
<i>nehéz tehergépjárművek</i>									
tárcsafék	F	3	20000	2000	43000	510	57	190	8700
dobfék	F	5	150	8100	1300	61	-	110	7400

1. táblázat: Fékbetétek átlagos nehézfém koncentrációi [mg/kg] (Buzás, Budai, Clement, Horváth, 2012)

A táblázatban a Cu oszlopban aláhúzott értékek szignifikánsabban magasabbak a többinél, ez arra enged következtetni, hogy a fékbetét kibocsátás nehézfém-tartalmát a Cu dominálja.

Általánosságban elmondható, hogy a fékbetétek anyagának 80%-a az élettartamuk során elkopik (Garg et al., 2000). A kopás mértékét rendkívül sok tényező befolyásolja, többek között az is, hogy első vagy hátsó fékről van szó. A fékezés során az első fékékre jut a teljes terhelés 70-90%-a, ezért az első fékbetétek sokkal intenzívebb folyamatoknak vannak kitéve, mint a hátsók (Garg et al., 2000; Luhana et al., 2004). A fékbetét pillanatnyi hőmérséklete is befolyásolja az anyagvesztés mértékét. A hőfok függ a fékezések gyakoriságától, a fékezés időtartamától és intenzitásától is (Garg et al., 2000, Iijima et al., 2008). A forgalom dinamikája és a vezetési stílus is hatással van az anyagvesztésre. A városi forgalomban a körülmények (jelzőlámpás csomópontok, kis sugarú kanyarodási ívek, torlódó forgalomban fellépő gyakori gyorsítási-lassítási szakaszok) gyakori, nem egyszer hirtelen fékezésre kényszerítik a járművezetőt, aminek következménye a nagyobb fajlagos kopás az egyenletes sebességű forgalmi szakaszokhoz képest.

A befolyásoló tényezők eredő hatását meglehetősen nehéz számszerűsíteni, ezért csak a szakirodalomban talált „általános” fajlagos fékkopás emissziókra tudunk támaszkodni, melyek azonban relatíve nagy szórással rendelkeznek (2. táblázat).

forrás	személyautók	kistehergépjárművek	tehergépjárművek
<i>Legret és Pagotto (1999)<sup>1</sup></i>	20	29	47
<i>Garg et al. (2000)<sup>2</sup></i>	11-17	29	-
<i>Luhana et al. (2004)<sup>3</sup></i>	9 (2-21)	-	-
<i>Westerlund K-G (2001)</i>	17	-	84

2. táblázat: Fajlagos fékkopás emissziók (mg/jármű-km) (Buzás, Budai, Clement, Horváth, 2012)

### 1.1.2 Gumiabroncs kopás

A járművek gumiabroncsai folyamatos kopásnak vannak kitéve használat közben. Az abroncsok összetételét szintén nehéz megállapítani, a pontos összetételről itt is csak laboratóriumi kísérletek alapján kaphatunk információt. Fontos megemlíteni, hogy a gumiabroncsok útfelülettel érintkező felülete (a futófelület) kémiai összetétele eltér az abroncs többi részétől, ezért a teljes gumifelületre kiterjedő anyagvizsgálatok nem feltétlenül mérvadóak. A [3. táblázatban](#) ezt figyelembevevő tanulmányok eredményeit olvashatjuk, források: *A – Hjortenkrans et al. (2007); B – Legret és Pagotto (1999); C – Davis et al. (2001); D – Ozaki et al. (2004); E – Councell et al. (2001); F – Kennedy és Gadd (2003)*. A nehézfémek közül egyértelműen a cinktartalom a legjelentősebb (1m/m% körüli), azonban érdemes megemlíteni, hogy a ZnO kísérő szennyeződéseként kis mennyiségű Pb és Cd is belekerül a gumiabroncsok anyagába (*Thorpe és Harrison, 2008*).

abroncs típusa	forrás	mintaszám	Cu	Zn	Sb	Pb	Cd	Ni	Cr
újráfutózott	A	8	7,4	<u>12000</u>	1,1	9,5	0,86	2,9	1,3
eredeti felület	A	44	8,6	<u>9400</u>	1	9,4	1,1	3,2	1,7
ismeretlen	B	?	1,8	<u>10250</u>	-	6,3	2,6	-	-
ismeretlen	C	4	5	<u>3400</u>	-	17	1	-	-
új	D	2	2	<u>14800</u>	-	12,3	2,3	1,5	0,9
használt, örölt	E	12	-	<u>13417</u>	-	-	3,2	-	-
személygk.	F	7	1	<u>8470</u>	0,1	2,75	0,24	2	0,5
kistehergk.	F	2	2	<u>2415</u>	<0,2	1,15	<0,1	<1	<1
tehergk.	F	2	1,75	<u>16050</u>	<1,3	6,45	0,42	<1	1,5

3. táblázat: Gumiabroncs futófelületek átlagos fém koncentrációi (mg/kg) (Buzás, Budai, Clement, Horváth, 2012)

Az abroncsok kopásának mértékét szintén számos tényező befolyásolja. Alapvető fontossággal bír az abroncs típusa: jelentős különbség van a téli- és a nyári gumik összetétele között, illetve szintén jelentősen eltérnek a személygépkocsik és a tehergépjárművek abroncsai is. A nehéz gépjárművek esetén magasabb fajlagos kibocsátással számolhatunk, az eltérő tengelyterhelés és a kerekek magasabb számának következtében.

A gumiabroncs kopását szintén befolyásolja a hajtott kerekek helyzete, a vezetési stílus, az útburkolat típusa és minősége valamint a gumiabroncsok kora (*Luhana et al., 2004; Councell et al., 2004; Lowne, 1970*). A tényezők összetettsége ismeretében nem meglepő, hogy a szakirodalomban fellelhető adatok széles intervallumot fednek le. A [4. táblázatban](#) közölt értékek részben laboratóriumi tesztek és használat során mért, részben pedig geometriai adatokból becsült anyagvesztések.

<sup>1</sup> Gyártó által megadott adatok alapján becsült értékek.

<sup>2</sup> Fékbetétek élettartama, átlagos tömege és lekopó hányada alapján becsült érték.

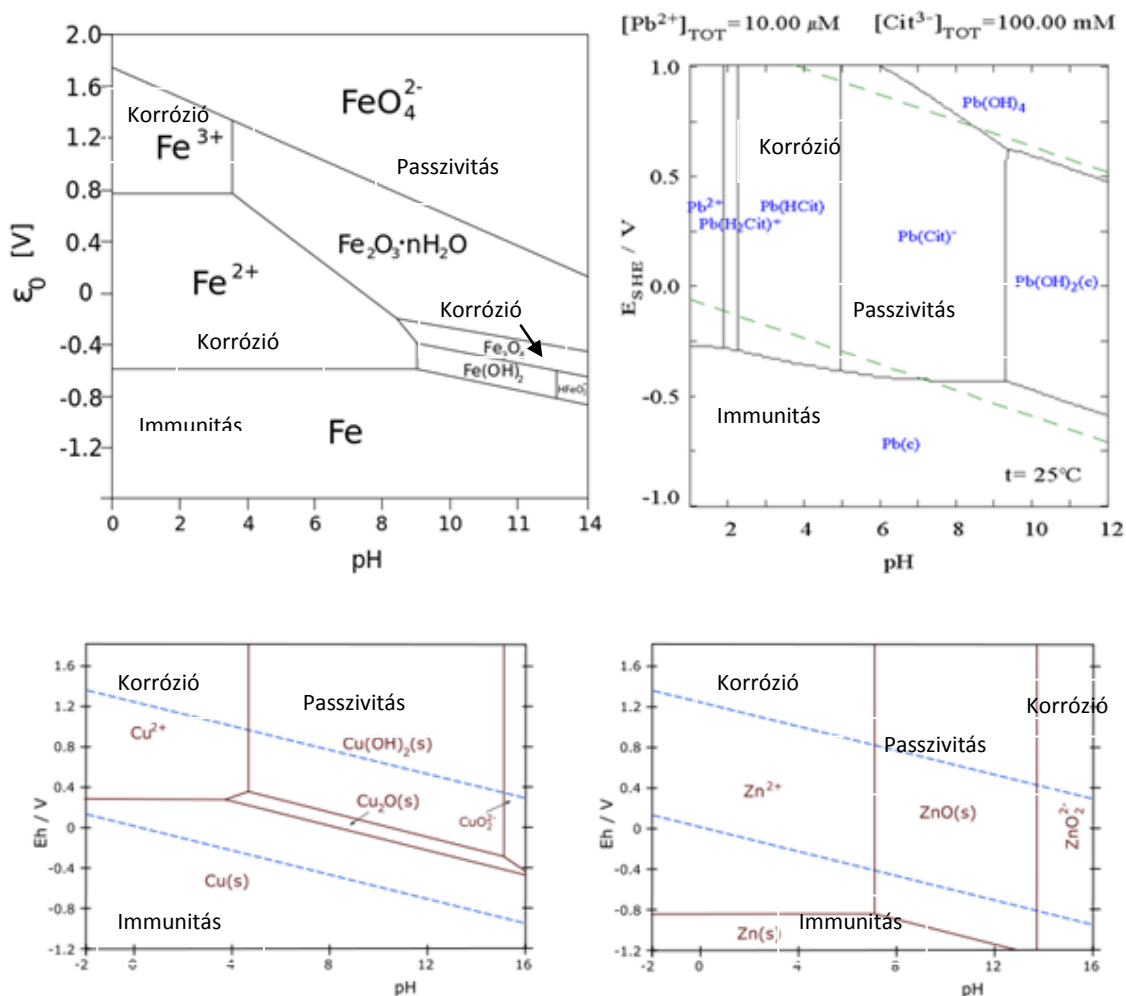
<sup>3</sup> Öt különböző személyautó használat során bekövetkezett fékbetét tömegvesztésének mért értékei.

forrás	módszer	fajlagos abroncs kopás
<i>Luhana et al. (2004)</i>	mért	97
<i>Kolioussis és Pouftis (2000)</i>	mért	40
<i>Sakai (1996)</i>	mért	92/168/292 (óvatos/normál/agresszív vezetési stílus)
<i>Councill et al. (2004)</i>	becsült	100-200
<i>Legret és Pagotto (1999)</i>	becsült	68
<i>Malmqvist (1983)</i>	becsült	120
<i>Dannis (1974)</i>	becsült	240-360

4. táblázat: Gumiabroncs kopás emissziók könnyű járművek esetén (mg/jármű-km) (Buzás, Budai, Clement, Horváth, 2012)

### 1.1.3 Korrózió

Az épített környezetben jelentős mértékben használják fel a cink és a réz különböző ötvözetait felületek védőanyagaként, például tetőfedésre, ereszcatornákhöz. Ezek, valamint a fedetlen fémtárgyak nedvesség hatására korrodálódhatnak. A horganyzott felületekről elsősorban Zn, a fedetlenül hagyott fémtárgyakról (pl.: járművek) pedig Fe juthat a környezetbe. A korrózió folyamán a fémek kémiai és elektrokémiai reakciók során egy stabilabb állapotba kerülnek. A folyamat elektrolit (víz) jelenlétében, potenciálkülönbség hatására játszódik le, melyet a pH, az oxigénkoncentráció, a nedvességtartalom, a hőmérséklet, valamint a közeg szennyezettsége is befolyásol. Különböző fémek korrózióját a pH és a normálpotenciál függvényében a Pourbaix diagramok mutatják be ([1. ábra](#)).



1. ábra: Fe, Pb, Cu és Zn Pourbaix-diagramjai kloridos közegben

A fémek korróziójának vizsgálatával számos tanulmány foglalkozott, amelyek a levegőszennyezettséget mutató paraméterek korróziót befolyásoló hatását is vizsgálták. Dolgozatomban a számítás során nem térek ki a korróziót befolyásoló légköri szennyezők hatására.

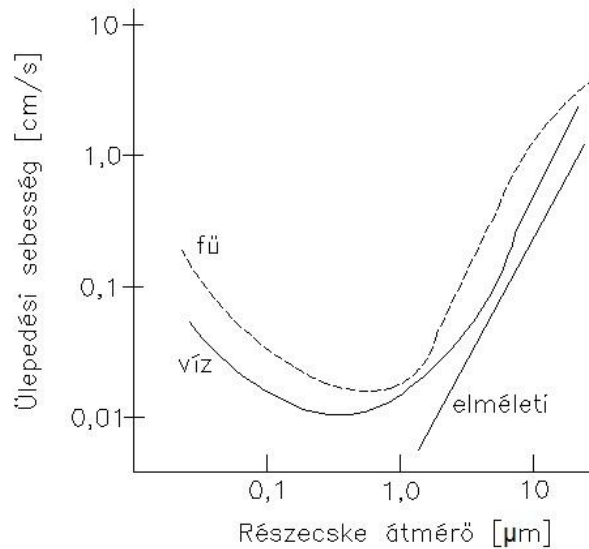
#### 1.1.4 Légköri kiülepedés

Az ipari tevékenység jelentős mennyiségű szennyeződést juttat a légkörbe. A nehézfémek aránya a többi szennyezőanyaghoz képest alacsony, de toxikus hatásuk miatt nem elhanyagolható. A különböző anyagok sorsát számos tényező befolyásolja: kémiai és fotokémiai reakciók hatására átalakulhatnak, másodlagos szennyezőanyagokat létrehozva, illetve száraz és nedves kiülepedés révén kijuthatnak a légkörből. Szilárd részecskék esetén elsősorban a kiülepedéssel számolhatunk, azonban ezt befolyásolja a részecskék fajsúlya, a felszín borítottsága, a légáramlás, a relatív páratartalom és hőmérséklet is.

Az aeroszol részecskék a felületen való megkötődés, a gravitációs ülepedés és a turbulens diffúzió hatására ülepednek ki a légkörből a száraz időszakban (2. ábra). Az ábra alapján elmondható, hogy a 0,1 – 10 μm közötti mérettartományba eső részecskék ülepednek ki a leglassabban. Ezek a részecskék



inkább nedves kiülepedéssel távoznak. Az egyenes az elméleti szedimentációs értéket adja meg egységnyi sűrűségű, gömb alakú részecskék esetén (Mészáros, 1993).



2. ábra: Az aeroszol részecskék száraz ülepedési sebessége fű, illetve vízfelszín felett (Mészáros, 1993)

A területet régóta vizsgálják, hazánkban is számos tanulmány foglalkozott aeroszol részecskék ülepedésével. *Salma et al. (2001)* Budapesten és környékén végeztek méréseket. Kimutatták, hogy a nehézfém koncentrációk mind a durva (2-10 µm), mind a finom (<2 µm) frakcióban magasabbak voltak a belvárosban (pl.: Széna tér), mint a külvárosban. A belvárosban a durva szálló por nehézfém-koncentrációja szintén magasabbra adódott, mint a finom porban. Ebből arra következtethetünk, hogy a szennyező források jellemzően a belvárosban vannak, és a durva frakció nem is jut ki onnan. Ezt erősíti meg *McAlister et al. (2006)* vizsgálata is, akik Budapest belvárosának egyik forgalmas utcájában és a Mátyás templomnál gyűjtött pormintákat elemeztek.

A légkör szennyezettségének időbeli trendjét vizsgálva megállapították, hogy az Sb, Cu, Zn és Cr koncentráció a 2-10 µm-es tartományban 1996 és 2002 között jelentősen nőtt (*Salma és Maenhaut, 2006*). Megállapították továbbá, hogy a durvább frakciójú szennyezőanyagok koncentrációja napközben magasabb, mint éjszaka, ez a közlekedés hatására felkeveredő, majd gyorsan ülepedő pornak tulajdonítható.

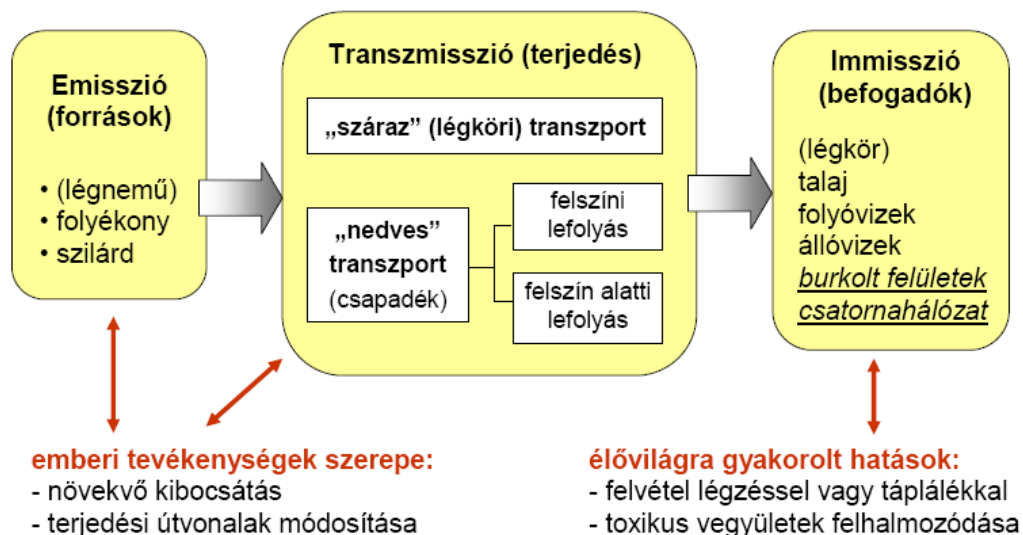
A közlekedés mellett jelentős szerepe van az ipari kibocsátásnak is. *Ötvös et al. (2003)* kimutatták, hogy az iparterületek környékén szintén jelentős kiülepedéssel kell számolni ([5. táblázat](#)). A legszennyezettebb városok Dunaújváros, Százhalombatta és Tiszaújváros, ahol a vegyipar, az olajfinomító és erőmű, valamint az acélgyár a legfőbb kibocsátó.

	Cd	Cr	Cu	Fe	Ni	V	Zn
országos átlag	0,9	2,8	11,8	2070	5,0	5,1	52
Tiszaújváros	1,9	14,0	NA	4530	30,4	86,0	128
Százhalombatta	1,9	NA	NA	4339	46,7	37,9	NA
Dunaújváros	1,8	7,3	NA	6761	NA	NA	94
Miskolc	4,2	NA	NA	4649	NA	NA	NA
Tatabánya	NA	NA	NA	3692	NA	NA	84
Gyöngyös	NA	NA	NA	3939	NA	NA	98
Oroszló	NA	10,3	NA	NA	NA	NA	NA
Gyomaendrös	NA	7,7	NA	6048	NA	NA	NA
Budapest	NA	6,4	20,8	NA	NA	NA	99

5. táblázat: Mohákban mért nehézfém koncentrációk ( $\mu\text{g/g}$ ) – Ötvös et al., 2003; Buzás, Budai, Clement, Horváth, 2012)

## 1.2 Kibocsátott anyagok terjedése

A települési környezet emissziós folyamatai a nehézfémeket döntően széles mérettartományt felölelő szilárd részecskék formájában, vagy ahhoz kötötten juttatják a környezetbe (kivételesen a korróziós folyamatok során képződő fémionok, vagy a csapadékvízzel emulziót képező motorolaj folyadékok). A kibocsátott részecskék terjedési útjai igen sokfélék lehetnek (3. ábra):

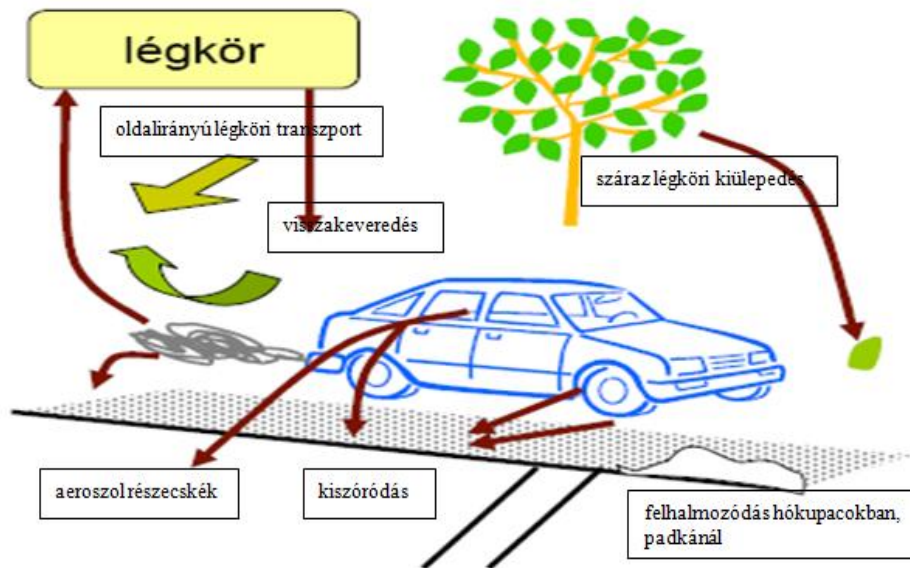


3. ábra: A kibocsátott részecskék transzmissziója (Budai, 2011)

A kibocsátott részecskék egy része kiülepszik, másik részük viszont szemcseméretük miatt a levegőben marad. Csapadékos időszakban a légkörben maradt részecskék kimosódnak, majd a burkolt felületen összegyűlt vízzel a csapadékelvezető rendszerbe vagy természetes befogadóba jutnak, a burkolatlan felületről pedig a talajba szivárognak. A száraz és nedves időszakban lejátszódó folyamatokat külön-külön az alábbi fejezetekben mutatom be.

### 1.2.1 Száraz időszak transzportfolyamatai

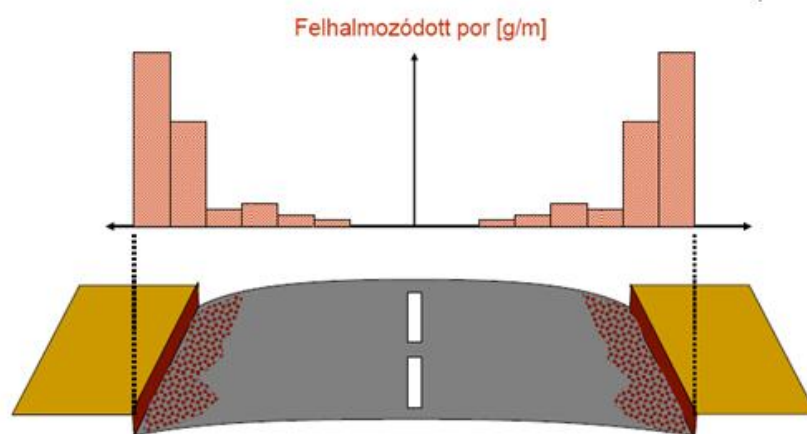
Száraz időszakban a felületen felhalmozódott szennyezőanyagok transzmissziójában a szélnek, illetve a járművek menetszelének, valamint az érintkezésbe kerülő részecskék között fellépő adhéziós erőnek van jelentősége. A folyamatok eredményeképp egyes szennyezőanyagok a kibocsátás helyétől nem jutnak messze, míg mások távolabb kerülhetnek. A szilárd részecskék által megtett utat, illetve a kiülepedésük sebességét a szemcseméretük, illetve a környezet beépítettsége befolyásolja. A szennyezőanyagok végül a légkörbe, a járművek karosszériájára, az útburkolatra, a talajba, felszíni vizekbe, tél idején a hóba kerülnek (4. ábra).



4. ábra: A közúti közlekedés által kibocsátott részecskék száraz időszakban lejátszódó transzportfolyamatai (Budai, 2011)

Az aeroszol részecskék egy része kibocsátását követően ütközés vagy turbulens ülepedés révén a járműhöz, illetve az útfelülethez tapad, ahonnan jellemzően csak később, csapadék általi lemosódással távozik. Hasonlóképpen az útburkolatra tapad a gumiabroncs kopástermékek nagy része (nem csak az aeroszol részecskék).

A nehezebb, ülepedő frakció mobilis hányada az útfelületre szóródik, és a járművek menetszele által okozott oldalirányú transzport révén fokozatosan az út széle felé vándorol. Az [5. ábrán](#) látható az út keresztmetszete mentén felhalmozódott szilárd szemcsék eloszlása. Látható, hogy menetszél következtében a szennyezőanyagok 90%-a az útpadkától számított 1-1,5 m-en gyűlik össze (Novotny és Olem, 1994). Az itt és a forgalom elől elzárt területeken felhalmozódott szennyezőanyag-koncentráció jellemzően néhány nap alatt beáll egy egyensúlyi szintre (Vaze és Chiew, 2002; Novotny és Chesters, 1981; Sartor és Boyd, 1972).



5. ábra: Út keresztmetszete mentén felhalmozódott por eloszlása

A szilárd anyagok felhalmozódására útpadka mentén *Novotny és Olem 1994-ben* egy félempirikus összefüggést írt le:

$$\frac{dP}{dt} = I - \alpha P \quad (1)$$

ahol:

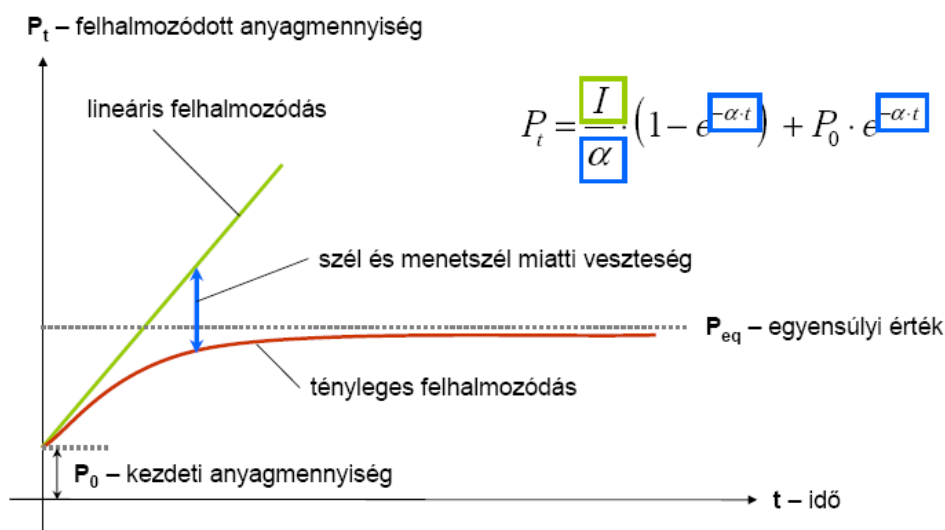
- $P$  = az útpadka mellett felhalmozódott szemcsés anyag pillanatnyi mennyisége [g/m]
- $I$  = lineáris felhalmozódási ráta [g/m/nap]
- $\alpha$  = eltávolítási együttható [nap<sup>-1</sup>]
- $t$  = idő [nap]

A fenti differenciálegyenlet integrálásával kapott, exponenciális tagokat tartalmazó felhalmozódási függvény az idő előrehaladtával telítésbe hajlik, az egyensúlyi értéket ( $P_{eq}$ ) – ami a lineáris felhalmozódási ráta és az eltávolítási együttható hányadosa – tipikusan néhány nap alatt éri el (6. ábra).

$$P_t = \frac{I}{\alpha}(1 - e^{-\alpha t}) + P_0 e^{-\alpha t} \quad (2)$$

ahol:

- $P_0$  = kezdeti terhelés [g/m]
- $P_t$  = terhelés  $t$  idő elteltével [g/m]



6. ábra: A felhalmozódás leírásának koncepciója (Novotny és Olem, 1994)

A szennyezőanyag-eltávolítást reprezentáló ún. eltávolítási együtthatót a modell a járműforgalom és a szél sebességével, valamint a járdaszegély magasságával hozza összefüggésbe:

$$\alpha = a * f(v_{forgalom}, v_{szél}) * e^{-bH} \quad (3)$$

ahol:

- $v_{forgalom}$  = a járműforgalom sebessége [km/h]
- $v_{szél}$  = szélesebesség [km/h]
- $a, b$  = együtthatók [-]

- $H$  = a járdaszegély magassága [cm]

A megfelelő együtthatók és függvénykapcsolat kiválasztása mérési adatok elemzésével történhet. *Novotny és Chesters (1981)* a következő formát említi:

$$\alpha = 0,0116e^{-0,08H} * (v_{forgalom}, v_{szél}) \quad (4)$$

Az eltávolítás (visszakeveredés, illetve burkolatlan felületre történő transzport) hatásfoka annál rosszabb, minél nagyobb részarányú és minél zártabb a burkolt felület: sűrűn beépített belvárosi környezetben a nullához közelít.

A lineáris felhalmozódási ráta három fő forrásból (szemetelés, száraz légköri kiülepedés és közlekedési kibocsátások) tevődik össze (*Novotny és Olem, 1994*):

$$I = I_{sz} + \frac{I_{atm} * B}{2} + \frac{I_{forgalom} * J_{forgalom} * K_b}{2} \quad (5)$$

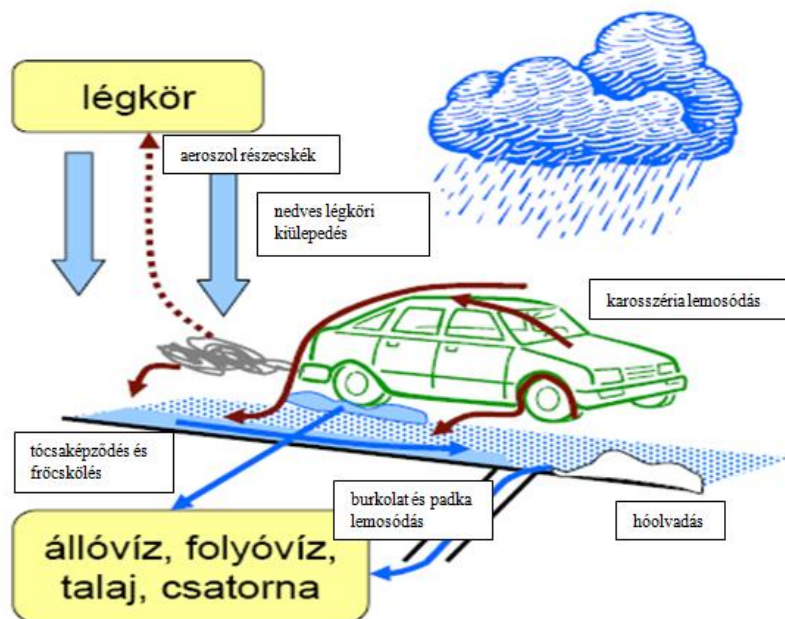
ahol:

- $I_{sz}$  = szemétfelhalmozódás üteme [g/m/nap]
- $I_{atm}$  = száraz légköri kiülepedés [g/m<sup>2</sup>/nap]
- $B$  = az út szélessége [m]
- $I_{forgalom}$  = közlekedési eredetű kibocsátás [g/jármű/m]
- $J_{forgalom}$  = forgalomsűrűség [jármű/nap]
- $K_b$  = útburkolat állapotát jellemző együttható [-], átlagos körülményekre  $K_b = 1$

Mivel a felhalmozódási és a száraz időszaki eltávolítási folyamatok szennyezőanyagoként eltérőek, a modellezés többnyire szilárd szemcsés fázisra szokott történni. Azzal is számolnunk kell, hogy a felhalmozódás és az eltávolítás időben változó.

### 1.2.2 Csapadékos időszak transzportfolyamatai

Csapadékos időszakban az útpadka mellett felhalmozódott, valamint az útburkolaton és a járművek felületén megtapadt partikulált szennyezőanyagok, illetve a légkörben lévő aeroszol részecskék egy része a csapadék hatására lemosódik, illetve kimosódik (nedves kiülepedés). Ennek során a szennyezőanyag vizes fázisba kerül és lebegtetett hordalékként vagy oldott formában terjed tovább (7. ábra).



7. ábra: Közúti közlekedés által kibocsátott részecskék csapadékos időszak transzportfolyamatai (Budai, 2011)

A csapadékvizek szennyezettsége függ a megelőző száraz időszak hosszától, az aktuális forgalom nagyságától, az útburkolat állapotától, és nem utolsósorban a csapadék mennyiségétől és intenzitásától.

A csapadékesemény ideje alatt a járművek kerekei által kifejtett nyomó-szívóhatás és fröcskölés mobilizálja az útfelületre tapadt részecskéket (Buzás, 2009), a járművel alvázának lemosódása miatt növekvő kibocsátással kell számolni. A megelőző száraz időszak forgalma pedig a felhalmozódott szennyezőanyag mennyiségét határozza meg, ami főként a lefolyás kezdeti szakaszát szennyezi – ez az ún. first flush (kezdeti lemosás) jelensége. A lehulló csapadék mennyisége és intenzitása az aktuális forgalommal együtt meghatározza a ténylegesen lemosódó szennyezőanyag mennyiségét.

A szilárd anyagok lemosódására szintén léteznek félempirikus leírások, melyek közül Sartor és Boyd (1972) egyenlete a következő:

$$\frac{dP}{dt} = -K_U * r * P \quad (6)$$

ahol:

- $P$  = a felszínen felhalmozódott szemcsés anyagok mennyisége [g/m]
- $K_U$  = városi lemosódási együttható [ $\text{mm}^{-1}$ ]
- $r$  = eső intenzitása [mm/h]
- $t$  = idő [h]

Eszerint a lemosódás üteme arányos a rendelkezésre álló anyagmennyiséggel és a csapadékintenzitással. Az arányossági tényező ( $K_U$ ) felületi tulajdonságoktól függ, ajánlott értéke utak esetén  $0,19 \text{ mm}^{-1}$  (Novotny és Olem, 1994). A leírás alapján a lemosott anyagmennyiség a következőképpen számítható:

$$P_t = P_0 * (1 - e^{-K_U r t}) \quad (7)$$

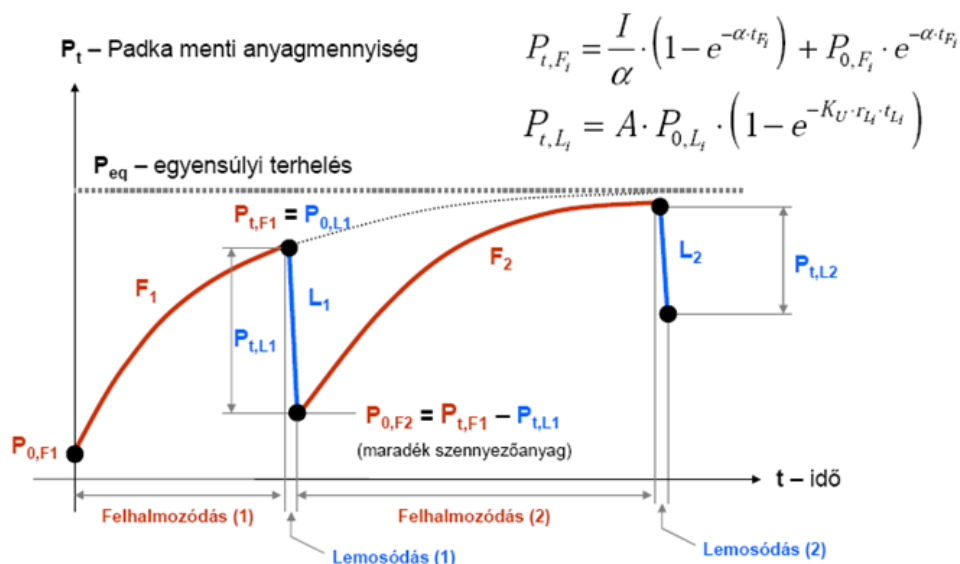
A **STORM (Storage-Treatment-Overflow-Runoff Model)** modell szerzői (*U.S. Army Corps of Engineers, 1974*) az eredeti egyenletet egy ún. elérhetőségi tényezővel ( $A$ ) bővítették, melynek értéke 0 és 1 között változhat:

$$P_t = A * P_0 * (1 - e^{-K_U r t}) \quad (8)$$

ahol:

- $P_0$  = a csapadékesemény kezdetén rendelkezésre álló szemcsés anyag mennyisége [g/m]
- $P_t$  = a csapadék által lemosott szemcsés anyag mennyisége [g/m]
- $A$  = elérhetőségi tényező (a csapadékesemény a rendelkezésre álló részecskék mekkora részét mossa le) [-].

A fenti egyenletek alapján szemléltethető egy adott helyszín szennyezőanyag-terhelésének időbeli változása, amiről leolvasható a csapadékesemény által lemosott mennyiség, valamint a csapadékesemények közötti száraz időszakban felhalmozódott mennyiség is ([8. ábra](#)).



8. ábra: A felhalmozódás és lemosódás hatása a szemcsés anyagok mennyiségére (Buzás és Somlyódy, 1997 alapján)

Léteznek más modellek is, melyek a ugyan jobban leírják a valóságot, de nehezebben használhatók.

### 1.2.3 Nehézfémek szilárd és oldott fázisok közötti megoszlása

Az útfelületekről lefolyó csapadékvizek szennyezőanyagainak további sorsa az oldott és szilárd formák megoszlásától függ. Települési környezetben a lefolyás egy része a csatornahálózaton keresztül a szennyvíztisztító telepre jut, ahol a nehézfém-tartalom a szennyvíziszapban halmozódik fel. Az iszapot éppen ezért veszélyes hulladékként kezelik, megfelelő elhelyezéséről a hulladéklerakókban gondoskodnak. Kevésbé beépített vagy csatornázatlan településeken viszont végső soron a felszíni vizekbe vagy a talajba kerül, ahol a szennyeződések partikulált formában az üledékben vagy a talajszemcsékhez kötötten hosszú időn át felhalmozódhatnak, az oldott állapotban lévő pedig beszívórognak a talajvízbe. A fentebb említett folyamatokat vizsgálva kimondhatjuk, hogy a közúti közlekedés nehézfém-emissziója jelentős környezeti kockázatot jelent, a környezeti hatások

pontosabb becsléséhez azonban fontos a fázisok közötti átalakulások megértése. Mivel dolgozatomban nem részletezem a becslés számítását oldott/partikulált formákra, ezért ebbe a témába nem kívánok jobban belemélyedni, ez már magasabb szintű vizsgálatát feltételezi a nehézfémek épített környezetben való előfordulásának.

### 1.3 Tetővizek minősége

Az eddigiekben főként a közlekedési eredetű emissziókkal és transzmissziókkal foglalkoztam. A települési csapadékvíz-lefolyás másik jelentős részét adják a tetőkről lefolyó csapadékvizek, melyek minőségére az alábbi fejezetben térek ki.

A burkolt felületek jelentős hányadát alkotják a tetőfelületek, amelyről lefolyó csapadékvíz legfőképp a légköri kiülepedésből származó por, illetve a tetők anyagaiból kioldódó vegyületek szennyezik. Ebből adódóan a tetők anyagi minősége jelentős befolyással bír az onnan lefolyó csapadékvíz minőségére. Számottevő még a tető hajlásának, irányítottságának és felületi érdességének, továbbá a csapadékeseményt megelőző száraz időszak hosszának, a csapadék időtartamának, intenzitásának és pH-jának hatása is.

A szennyezőanyag koncentrációt illetően a szakirodalmi adatok körében jelentős eltérés tapasztalható. A tetővízben a nehézfémek közül a cink, a réz és az ólom figyelhető meg a legnagyobb mennyiségben (*Quek és Förster, 1993; Gadd és Kennedy, 2001; He et al., 2001b; van Metre és Mahler, 2003; Gnecco et al., 2005; Berndtsson et al., 2009*). Ha a csapadékvíz pH-értéke elég magas, az a nehézfémek hidroxil csoporttal történő komplexképzésének illetve szorpciójának kedvez. Ez a folyamat részben immobilizálja a nehézfémeket, tehát az elfolyó vízben csökkenő koncentrációt eredményez (*Quek és Förster, 1993*). A csökkenő pH ellenben a mobilizációs folyamatokat segíti elő (*Simmons et al., 2001; He et al., 2001*). A lefolyásban mérhető nehézfém-koncentrációk tehát a csapadékvíz pH-jától fordított arányban függenek.

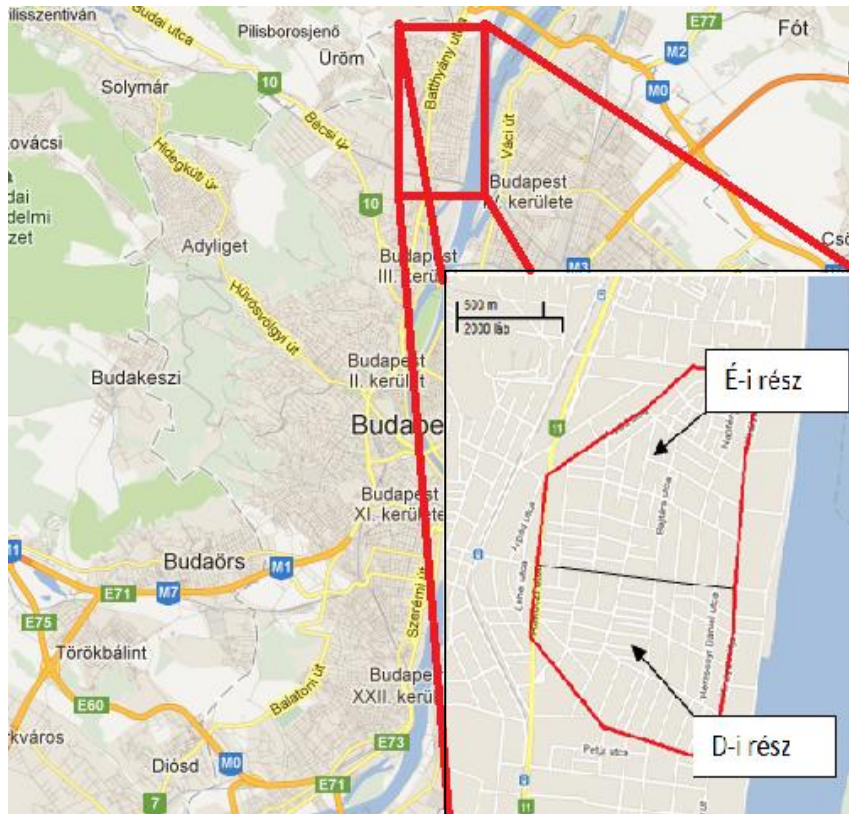
*He et al. (2001)* és *Schriewer et al. (2008)* szerint negatív korreláció tapasztalható a tetővizek Zn és Cu koncentrációja, valamint a csapadérintenzitás között. Kis intenzitású csapadékesemények során a hosszabb kontaktidőnek köszönhetően a koncentrációk magasabbak, nagy intenzitás esetén viszont a hígítás és a rövidebb kontaktidő miatt az értékek 1 mg/l alattiak maradnak (*Schriewer et al., 2008*). Ezzel ellentétben *Athanasiadis et al. (2007)* szerint az intenzitás és a Cu koncentráció között pozitív korreláció tapasztalható. Ha figyelembe vesszük a két mintavétel körülményeit, az eredmények helytállósága nem zárható ki. A pozitív korreláció a száraz kiülepedés döntő szerepét erősíti meg, negatív korreláció pedig akkor figyelhető meg, ha a tető anyaga rezet vagy cinket tartalmaz, melynek hatására a lefolyás során történő kioldódás lesz a fő tényező. Mindkét jelenséget alátámasztotta egy Budapesten végzett modellkísérlet (*Horváth et al., 2011*). A többi nehézfémhez képest az ólom koncentrációjában meghatározóbb szerepe volt a csapadékesemény előtti száraz időszakban lejátszódó légköri kiülepedésnek és az ólom alacsony oldhatósági tényezőjének (*Quek és Förster, 1993*).

A tetővizek nehézfém koncentrációit még számos vizsgálat tárgyalja, azonban dolgozatom keretein túlmutat ezek részletes bemutatása és elemzése. Mindazonáltal megjegyezzük, hogy a kísérletekben tapasztalható eltérések az eltérő mintavételi körülményeknek tudhatók be, és rendkívül nehéz általános érvényű következtetéseket levonni.



## 2. Adatgyűjtés

Ebben a fejezetben az adatgyűjtés folyamatát szeretném bemutatni, melynek során a becsléshez bemenő adatként szolgáló információkat gyűjtöttük össze. Vizsgálati területnek Budapest északi részén (III. kerület, Óbuda) választottam ki egy kisebb területet (9. ábra). A terület határait D-ről az Attila és a Kalászi utca, É-ről az Árpád és a Püskösdfürdő utca, Ny-ról a 11-es út, K-ről pedig a Királyok útja képezik. A terület kiválasztásának szempontjai között szerepelt, hogy az viszonylag homogén legyen a háztetők és az úthálózat szempontjából. Ennek célja az volt, hogy a becslés során tett közelítések lehetőleg kisebb hibákat okozzanak.



9. ábra: A vizsgált terület

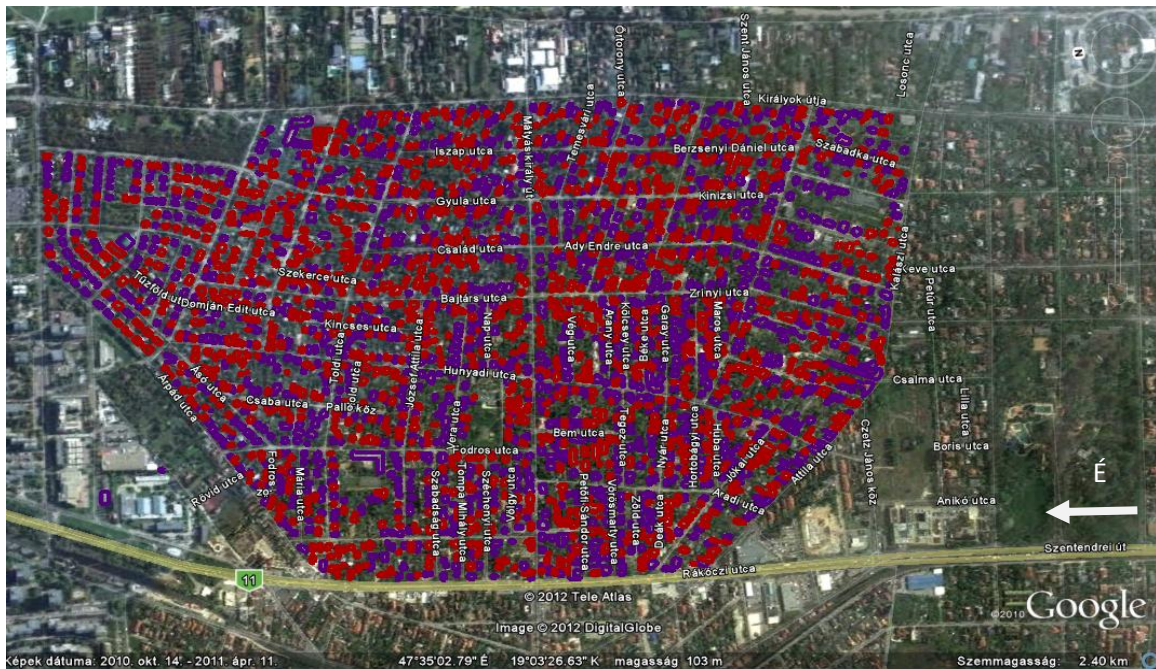
Fontos szempont volt még továbbá, hogy a vizsgált helyszín bejárható legyen, ugyanis sok adat aktualizálását csak terepbejárás útján tudtam megoldani. A területet a Mátyás király útja mentén két részre bontottam (É-i és D-i rész), a forgalmi adatok kezelésének megkönnyítése érdekében.

### 2.1 Burkolt felületek felmérése

A terület kiválasztásánál az is szerepet játszott, hogy egy korábbi hallgatói felmérésből rendelkezésemre álltak a terület Google Earth segítségével felmért tetőfelületei és főbb úthálózata. A terület nagy részén kiscforgalmú, lakóövezeti utcák találhatók, melyek digitalizálását Google Earth programmal végeztem. Ezáltal elfogadható pontossággal megkaptam az útszakaszok hosszát.

Ezen adatok közül kigyűjtöttem az adatbázisból leginkább megfelelően elvégzett munkákat, és a feladat szempontjainak megfelelően újrarendszereztem őket (10. ábra). A tetőket a tetők típusa

alján két csoportba gyűjtöttem: a sátoztetők lila színnel, a nyeregtetők vörössel láthatók. Erre az elkülönítésre a tetőfelületek és az ereszcatorna-hosszak eltérése miatt volt szükség.

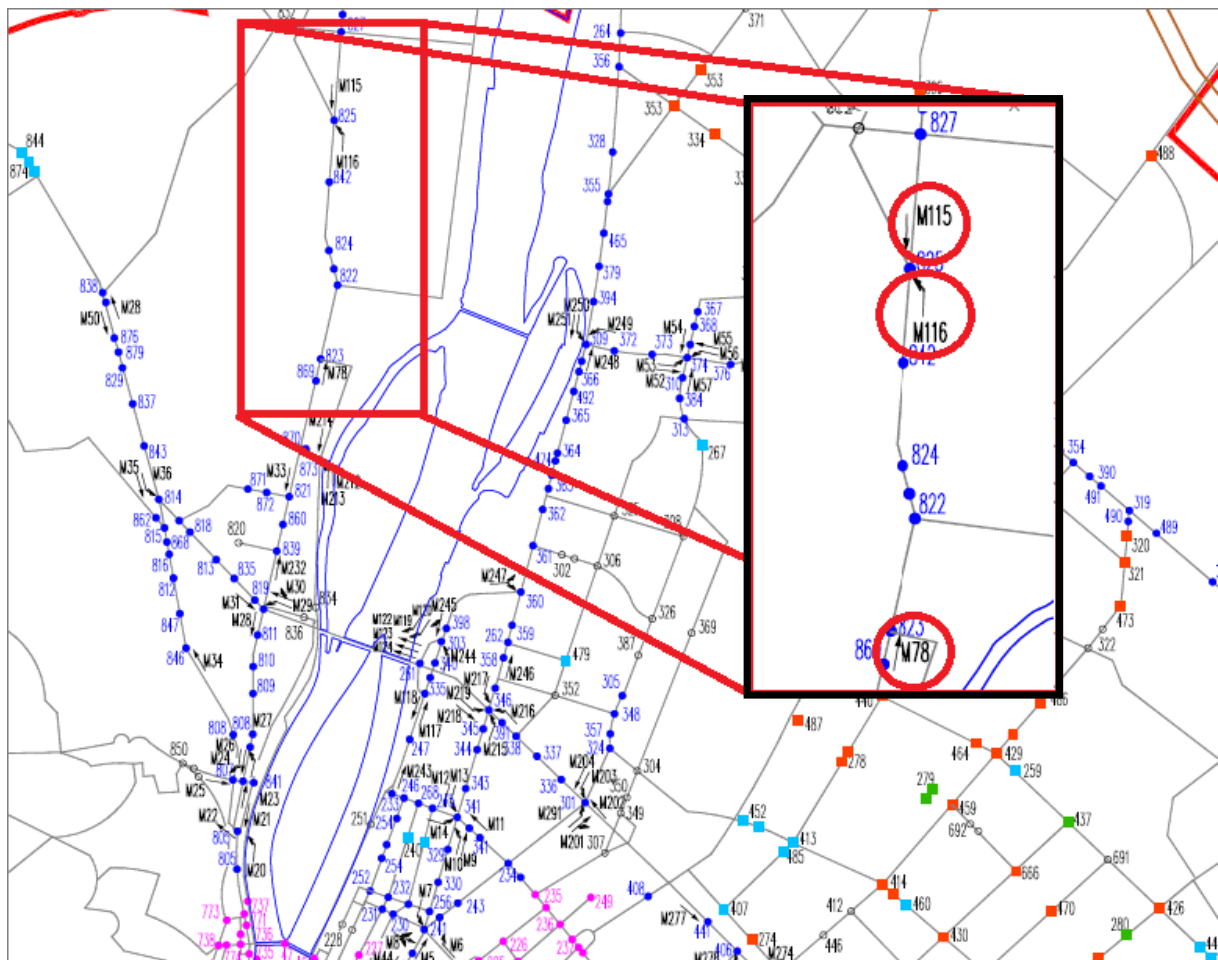


10. ábra: Tetőfelületek- és tetőtípusok a vizsgált területen

## 2.2 Forgalmi adatok

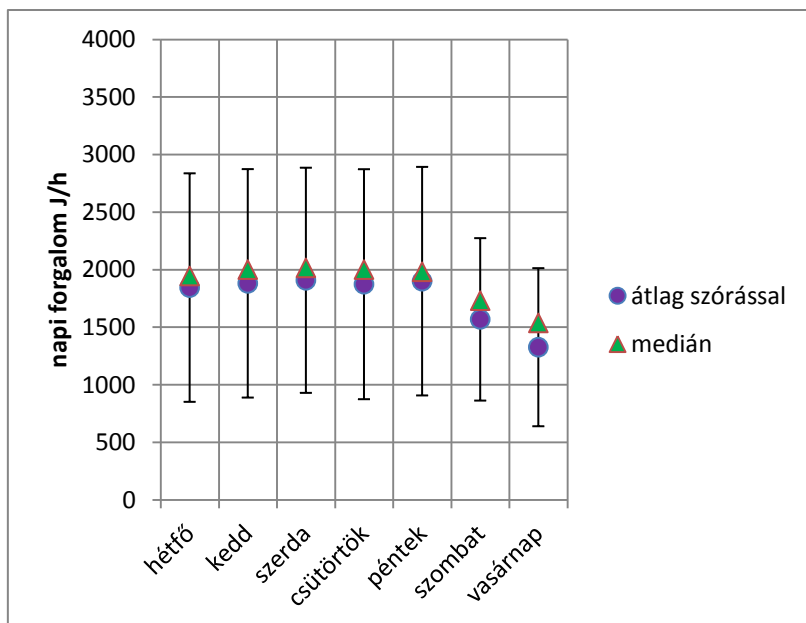
A III. kerületen áthaladó – és a területünkön a legnagyobb forgalmat lebonyolító – 11-es út D-i része az Észak-Pest forgalimirányító alközpontozhoz tartozik, ahol az áthaladó járműk számát bizonyos sávonként mérik. A területen elhelyezkedő mérőhelyeket tartalmazó térképért [11. ábra](#)), valamint a forgalomszámlálás központi adataiért köszönettel tartozom a Budapesti Közlekedési Központ (BKK) Közút Zrt. munkatársának, Kenyeres Attilának.

A vizsgált területen mindössze két mérőhely található: az M115-ös, tőle délre pedig az M116-os.



11. ábra: Az Észak-Pesti forgalomirányító alközpont mérőhelyeinek, kiemelten az általunk használt mérőhelyek - M78, M115, M116 – elhelyezkedési (forrás BKK Közút Zrt.)

Az említett mérőhelyekről három évre (2009-2011) vonatkozóan vannak adataink Excel táblázatos formában. A mérőegység hétköznaponként hajnali 4:00-tól este 23:30-ig, hétvégenként hajnali 5:00-tól szintén 23:30-ig rögzítette az óránként az áthaladó járművek mennyiségét. Ezekből a nyers adatokból statisztikát készítettem az egyes mérőhelyekre, éves bontásban a hét minden napjára vonatkozóan. Ennek megfelelően, összesen 9 db ábra készült. Ebből a becslés évére, 2009-re vonatkozóan egy példát mutat be a [12. ábra](#), a többi ábrát a [Függelék](#) tartalmazza.



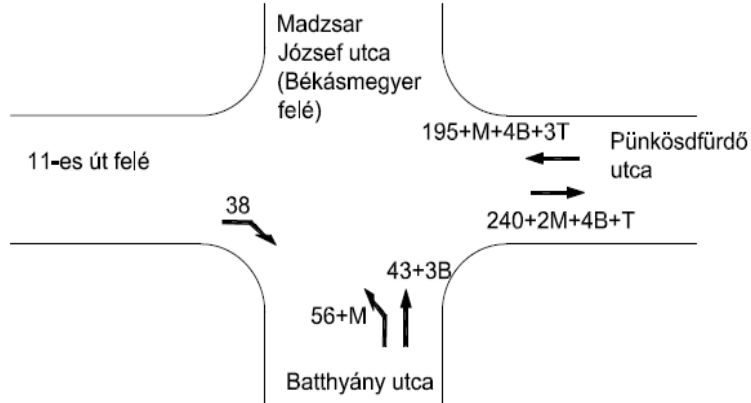
12. ábra: az M78-as mérőhely napi forgalmának átlaga, mediánja és szórása a 2009-es évben, napok szerinti bontásban

A terület többi részére nem volt adat. Hiánypótlás céljából egyrészt figyelembe vettünk a terület minden bizonnyal érintő forgalmat számláló, a délebbre fekvő M78-os mérőhelyet, amely az É felé – tehát a vizsgált terület felé – haladókat méri, másrészt a helyszínen végeztem forgalomszámlálást a 11-es útról lekanyarodó főbb utcák kereszteződéseinél, majd fajlagos úthosszak alapján becslést készítettem a kisebb utcák forgalmáról: az összes forgalmat az egyes utcák hosszának mértékében osztottam szét az utcákra. Pontosabb adatok hiányában ezeket vettem az adott terület forgalmának.

A saját forgalomszámlálás helyszínei a 11-es út és a következő utcák kereszteződései voltak: Czetz János köz, Mátyás király útja, Pütkösdfürdő utca. A vázlatos helyszínrajzot, és a kapott eredményeket az [13. ábra](#) mutatja be. Az utcák neve mellett a számlálás dátuma szerepel, a számok az elhaladt járművek számára utalnak. A „B” buszt, az „M” motorkerékpárt, a „T” tehergépkocsit jelöl. A járműtípusok eloszlása azért volt fontos tényező, mert az alkatrészek fajlagos kopásai eltérőek az egyes gépjárműtípusokra ([2. táblázat](#)). A járműkategóriákat személygépkocsi és tehergépjármű csoportba osztottam. A motorkerékpárokkal – anyagveszteségi adatok hiányában – nem foglalkoztam, a motorkerékpárok relatíve csekély száma a személygépkocsikhoz viszonyítva nem okoz nagy eltérést az eredményekben a valósághoz képest. Végeztem egy másik időpontban is forgalomszámlálást, az eredményeket átlagolva használtam fel a belső lakóövezeti utcák forgalmának megállapításához.

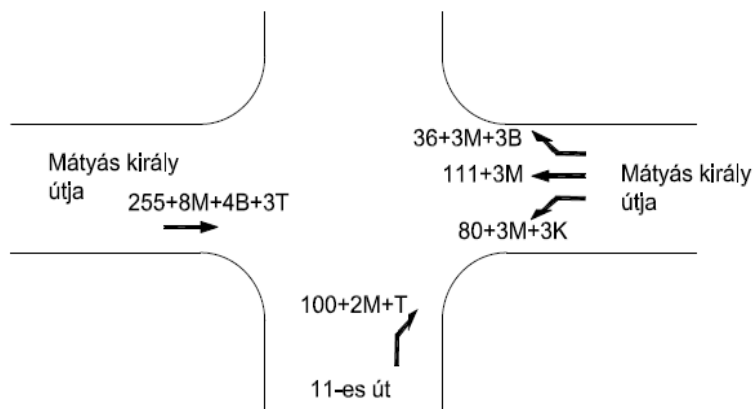
### 11-es út - Pünkösdfürdő utca

2012. 08.01. 13:00 - 14:00



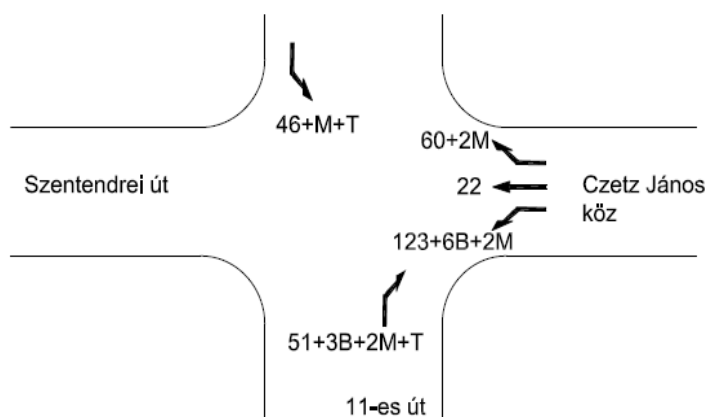
### 11-es út - Mátyás király útja

2012. 08.01. 11:30 - 12:30



### 11-es út - Czetz János köz

2012. 08.01. 09:45 - 10:45



13. ábra: A forgalomszámlálási helyszínrajz vázlata és az eredmények, [db jármű] mértékegységben

### 2.3 Csapadékadatok

Az Országos Meteorológiai Szolgálat (OMSZ) jóvoltából rendelkezésre állnak a területre vonatkozó csapadékesemények adatai. A becsléshez a 2009-es év adatait használtam fel, óránkénti bontásban.

### 2.4 Áztatási kísérletek

A munkám során az ereszcatornák anyagából kioldódó cink mennyiségét is becsültem. Az áztatási kísérletek során arra próbáltam összefüggést találni, hogy adott kontaktidő függvényében egy adott felületű bádoglemezből – amelyből általában az ereszcatornák is készülnek – mennyi cink oldódik ki. A kísérleteket a Vízi Közmű és Környezetmérnöki Tanszék laboratóriumában végeztem. A bádoglemezeket 900 ml desztillált vízben áztattam, rázattam a jobb kioldódási hatásfok érdekében. A rázatás mértéke kb. 150 rpm volt. A lemezeket spirál alakban felcsavarva helyeztük el az edényekben, hogy minél nagyobb lehessen a felület az áztató víz térfogatához képest, mert egy csapadékesemény során a vízcseppekhez viszonyítva a lemez felülete csekély méretű.



14. ábra: Spirál alakban felcsavart bádoglemez áztatása

A lemezek területét a tömegükből határoztam meg, mégpedig úgy, hogy a  $2 \text{ m}^2$ -es lemez tömege ismert volt, és abból egyszerű aránypárokkal meghatározható volt a felcsavart lemezek felülete is. A kísérlet elején lemértem a desztillált víz pH-ját és vezető képességét, majd az áztatás után ismét. Ebből arra lehet következtetni, hogy a pH nő az áztatási idővel, de ez nem a Zn kioldódása miatt van,

hanem amiatt, hogy keverjük a vizet. A vezetőképességben nem történt jelentős változás, tehát a Zn tartalomra nem lehet következtetni a vezetőképességből.

A cink koncentrációt *Nanocolor Test 1-95* gyorstesztrel, fotometriás módszerrel határoztam meg.



15. ábra: Cink koncentráció meghatározásához használt reagensek

A kísérletek felhasználásáról részletesen a [3.1.4-es fejezet](#)ben lesz szó.

### 3. Adatok feldolgozása, módszertan

Dolgozatom célja a kijelölt városi terület burkolt felületeiről lefolyó csapadékvíz nehézfém terhelésének becslése a 2009-es évre. A terhelést két fő részre bontottam: tetőfelületeken felhalmozódó, majd csapadék által lemosódó szennyezésre, illetve a közúti forgalom által okozott terhelésre és annak lemosódására. Ebben a fejezetben az adatok feldolgozásáról, majd a becslés menetéről lesz szó, ismertetve a főbb egyenleteket és feltételezéseket, amelyek megfontolása alapján dolgoztam.

#### 3.1 Tetőfelületekről származó terhelés becslése

A tetőfelületeken a felhalmozódás és kioldódás mértéke arányos a tetőfelületek nagyságával, illetve az ereszcatornák hosszával, így első körben ezek megállapítására került sor.

A vizsgált terület lefedettség viszonyai *.kml* formátumban álltak rendelkezésre a Google Earth programnak köszönhetően. A rajzolás pontosságát, aktualitását helyszíni bejárás során ellenőriztem le. A tetők és utak geometriai adatait a *Zonum Solutions* nevű internetes alkalmazás (<http://zonums.com/online/kmlArea/>) segítségével mértem le, mellyel a körberajzolt síkidomok és felmért utak hossza, kerülete és területe egyszerűen MS Excel formátumba konvertálható. A programmal viszonylag pontos adatokat kaptam végeredményként.

A tetőket a műholdfelvétel elemzése alapján két csoportba osztottam: sátor- és nyeregtetős típusokba. Erre azért volt szükség, mert a sátoztetők jellegükből adódóan valószínűleg teljes kerületükben rendelkeznek ereszcatornával, míg a nyeregtetők esetén a vízvezető rendszer hossza jó közelítéssel a kerület felével egyenlő. Mivel a területen meglehetősen sokféle alakú és fajtájú – sokszor kevert (sátor- és nyeregtető egyben) típusú – tető található, az ereszcatorna-hosszak a következőképp kerültek megállapításra: sátoztetők esetén a tetők egyik felénél 4 ereszcatorna levezetési pontot állapítottam meg, a másik felénél csak kettőt. Nyeregtetők esetén a kerület 50%-át tekintettem egyenlőnek a csatornák hosszával. Az egyes csatornaszakaszokhoz tartozó tetőfelület arányát is hasonló feltételezéssel élve állapítottam meg. Bizonytalanságból fakadó hibák természetesen előfordulhatnak, azonban a részletes felmérés időigényessége és egyéb adatok hiányában ezt a feltételezést tartottam megfelelőnek. A vizsgált területen egyéb tetők (pl.: lapos tetők) elenyésző számban fordultak elő, melyről a terepbejárás folyamán meg is győződtem, ezért a számítás során elhanyagoltam azok területét.

A felmérés során összesen 825 db tetőt digitalizáltam. Egyenként becsülve a tetőkre a felhalmozódást és lemosódást rendkívül időigényes feladat lenne, mely túlmutat dolgozatom célján, ezért a tetőket a fentiek alapján megállapított egy szakasz ereszcatorna hossza alapján „homogén csoportokba” osztottam. Az egyes szakaszok hossza kb. 3m-estől 70m-esig terjedt, a 70 m közelében meglehetősen kevés, nagymértékben eltérő hosszú szakaszokkal. A szakaszokat ezért 40m-ig 4m-es osztályközzel 9 csoportba osztottam, majd a fennmaradó tetőket egy-egy külön kategóriaként kezeltem tovább. Az összesítésről a [6. táblázat](#)ban adtam meg összefoglaló információkat.



homogén csoportok	egy ereszt szakasz hossza (m)	egy szakaszra jutó átlagos terület (m <sup>2</sup> )	egy szakaszra jutó átlagos terület szórása (m <sup>2</sup> )	csoportba tartozó tetők száma	átlag ereszt db	összfelület (m <sup>2</sup> )
1. csoport	6,0	16,0	5,9	188	2,3	6544
2. csoport	9,9	42,7	12,5	668	2,3	61959
3. csoport	13,0	66,2	19,6	1037	2,5	156570
4. csoport	16,9	91,1	30,5	332	2,7	73601
5. csoport	20,9	109,4	42,9	86	3,0	24687
6. csoport	25,0	129,0	43,8	30	3,1	10787
7. csoport	29,1	172,1	99,7	10	3,0	4440
8. csoport	33,1	251,9	91,6	8	2,6	4538
9. csoport	37,6	194,9	75,4	6	3,0	3165
10. csoport	44,8	214,0	-	1	4,0	856
11. csoport	48,8	343,4	-	1	2,0	687
12. csoport	60,0	767,1	-	1	2,0	1534
13. csoport	73,9	299,8	-	1	4,0	1199
Σ:						350 567

6. táblázat: A tetőcsoportok adatai

### 3.1.1 A lefolyt csapadékmennyiség meghatározása

A 2009-es év csapadékeseményeinek adatai óránkénti bontásban tartalmazza az adott eseményhez tartozó csapadékmagasságokat. A számításom során adataim alapján elfogadott feltételezéssel éltem, hogy csak az 1,1 mm, vagy annál nagyobb csapadékok okoznak lefolyást burkolt felületen. A lefolyást okozó csapadékesemények között eltelt órák száma adta a megelőző száraz időszak hosszát.

### 3.1.2 A felhalmozódott anyagmennyiség számítása

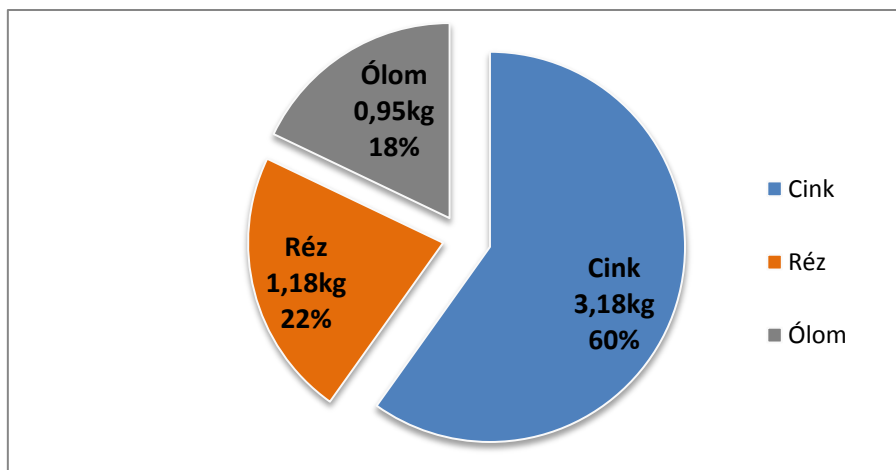
A felhalmozódott anyagmennyiség számítására az [1.2.1 fejezet](#)ben leírt (2) összefüggést használtam fel.

A lineáris felhalmozódási ráták értéke több tényezőtől is függ, például a tetőfelületek minőségétől, a tetők tájolásától és geometriájától, értékeire *Sabin és Schiff (2008)*, *Lim et al. (2006)*, *Yi et al. (2001)* és *Egodawatta et al. (2009)* átfogó vizsgálatai alapján a [7. táblázat](#)ban bemutatott átlagos értékeket vettem figyelembe. Szintén *Egodawatta et al. (2009)* alapján, az  $\alpha$  eltávolítási együtthatót  $0,2 \text{ nap}^{-1}$  nagyságúnak vettem.

	Zn	Cu	Pb
min [ $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{nap}$ ]	4,8	0,89	0,52
max [ $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{nap}$ ]	180	79	51
átlag [ $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{nap}$ ]	78	22	16

7. táblázat: Lineáris felhalmozódási ráta meghatározása

Az éves felhalmozódás számításának eredményeit kördiagramon ábrázoltam ([16. ábra](#)).



16. ábra: A felhalmozódott nehézfémek mennyisége és egymáshoz viszonyított aránya

A lemosódott nehézfém mennyiségét az [1.2.2 fejezet](#)ben leírt (8) összefüggéssel határoztam meg.

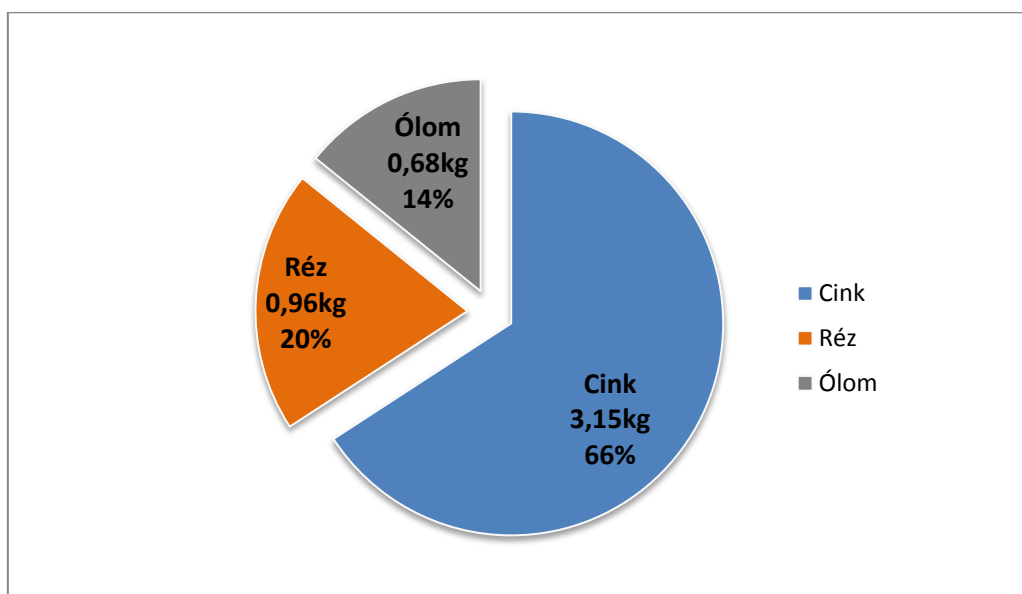
Az arányossági tényező ( $K_u$ ) értéke számításom során tetők esetén  $0,93 \text{ mm}^{-1}$  (Egodawatta et al.,2009), utak esetén pedig  $0,19 \text{ mm}^{-1}$  volt (Novotny és Olem, 1994).

A számítás során az elérhetőségi tényezőre [8. táblázat](#)ban leírt értékeket vettem figyelembe. Ezek szakirodalmi adatok híján becsült értékek, azonban valószínűsíthetően közel állnak a valósághoz, tekintve, hogy apró szemcsék révén a lefolyó csapadékvíz könnyen magával ragadhatja őket, tehát elérhetőségi tényezőjük értéke magas kell legyen.

	Zn	Cu	Pb
tetők	0,85	1	0,95
utak	0,8	1	0,9

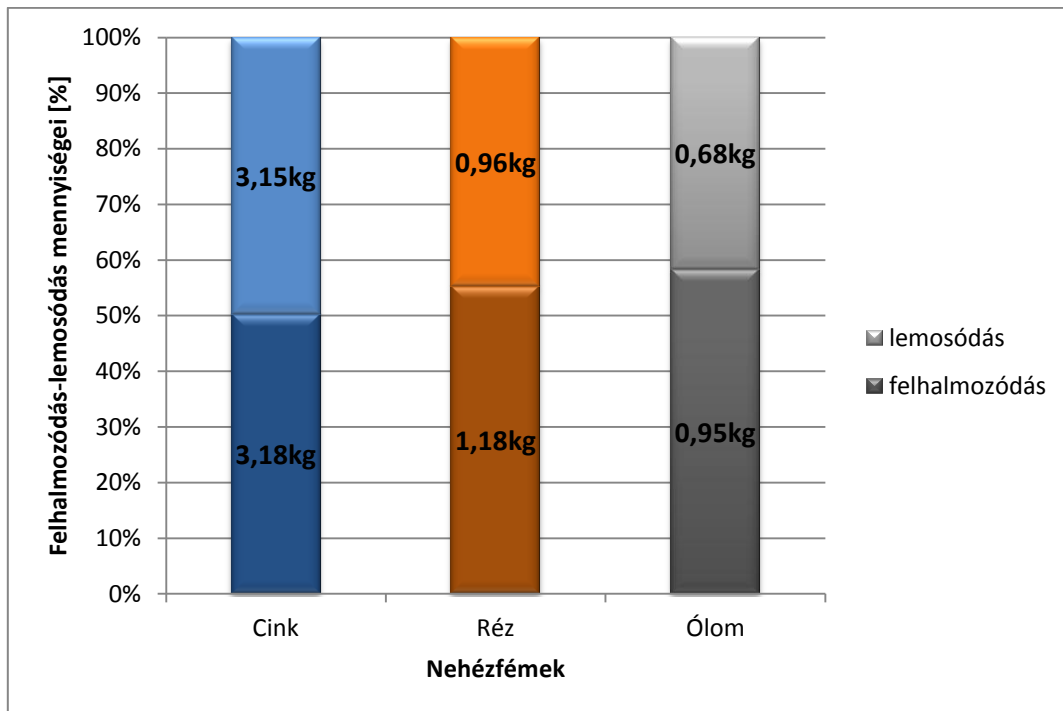
8. táblázat: Elérhetőségi tényezők értékei

Az eredményeim az alábbi diagramon láthatók ([17. ábra](#)).



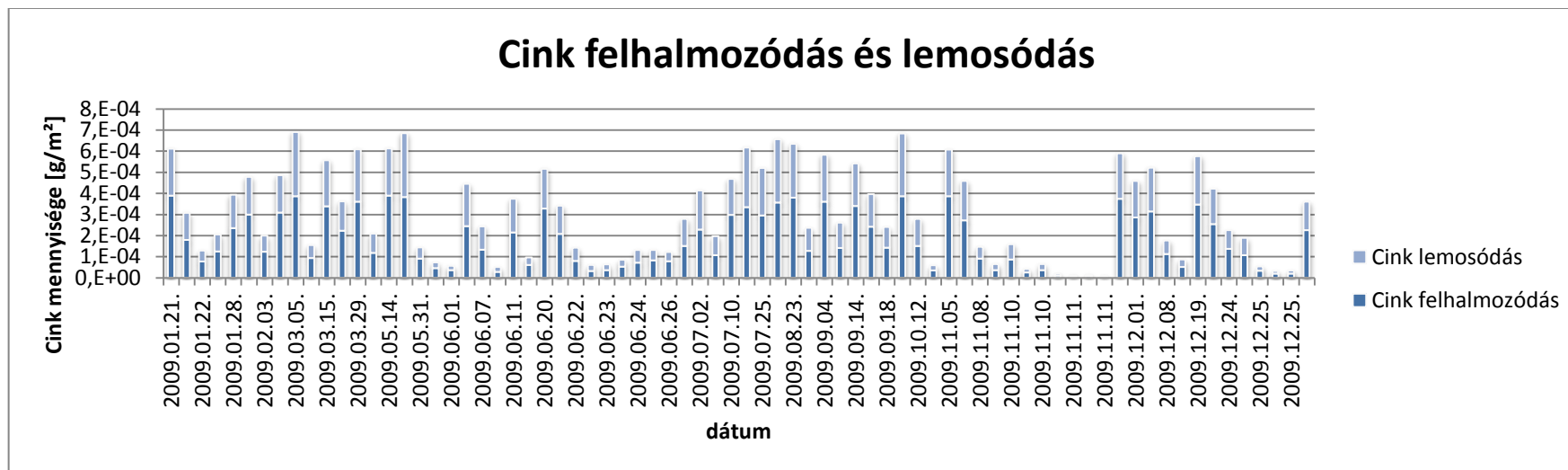
17. ábra: Tetőfelületekről lemosott nehézfémek mennyisége és aránya

Az egyes fémek felhalmozódott és lemosódott mennyiségeit összehasonlítva megállapíthatjuk, hogy a cink esetében tapasztalt magas eltávolítási hatások miatt az elérhetőségi tényező a valóságban feltehetően magasabb a feltételezettnél, mivel a felhalmozódott anyagmennyiség szinte teljes mértékben lemosódott. A legrosszabb hatásfokot az ólomnál figyelhetjük meg, ahol a felhalmozódott anyagmennyiség kb. 2/3-a mosódott csak le. A réz esetén kb. 80%-a lemosódott a felhalmozódott mennyiségnek ([18. ábra](#)).

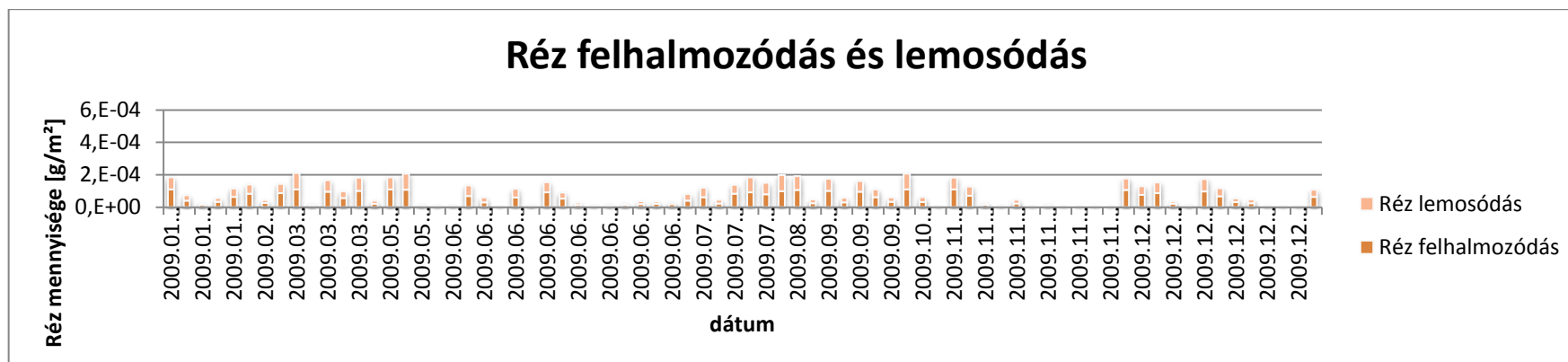


18. ábra: Az egyes nehézfémek felhalmozódott és lemosódott mennyiségeinek összehasonlítása

Az egyes fémek felhalmozódását, majd lemosódását éves időszakra tekintve az alábbi diagramok szemléltetik:

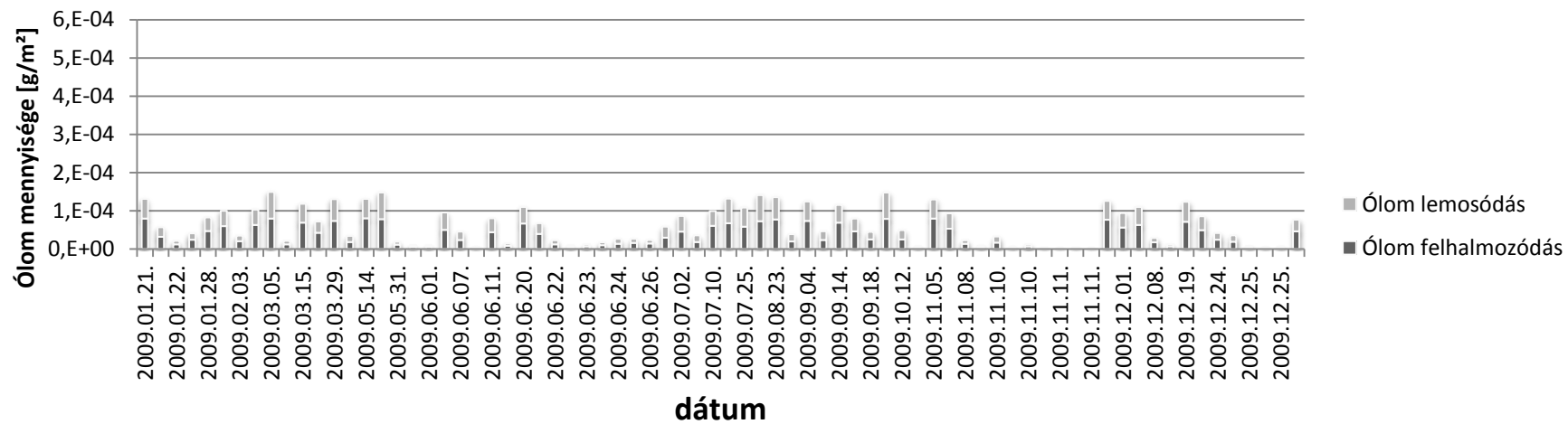


19. ábra: Cink felhalmozódás és lemosódás szemléltetése



20. ábra: Réz felhalmozódás és lemosódás szemléltetése

## Ólom felhalmozódás és lemosódás



21. ábra: Ólom felhalmozódás és lemosódás szemléltetése

Már a szakirodalom alapján is bizonyítást nyert az a tény, hogy a legnagyobb mennyiséget a tetőfelületeken lejátszódó folyamatokban a cink képviseli. Éves mennyiségben körülbelül 3 kg Zn halmozódik fel a száraz kiülepedés következtében, melynek majdnem teljes hányada lemosódik a csapadék által.

### 3.1.3 Cink kioldódás számítása

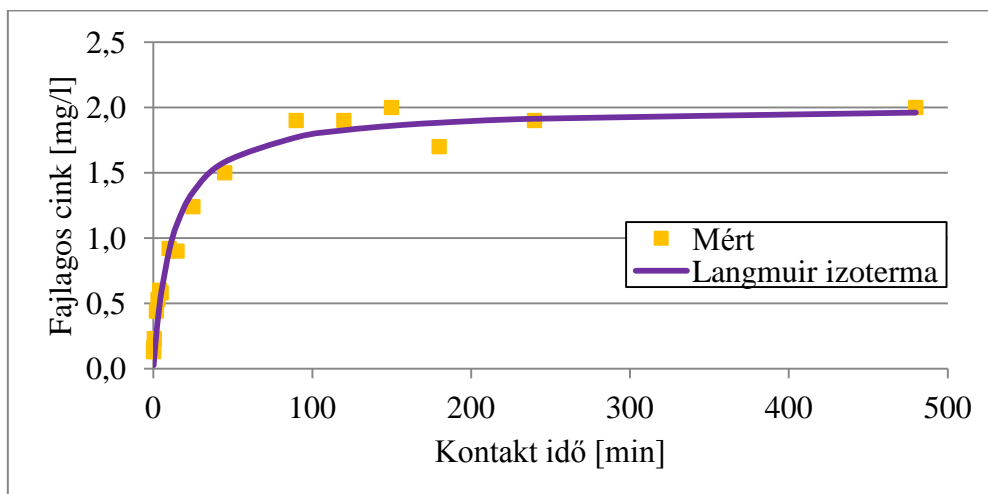
A számítás során azzal a feltételezéssel éltem, hogy az ereszcatornák horganyzott acéllemezből készültek. A feltételezést a terepbejárás során szerzett információinkra alapoztam. A bádoglemez korróziója miatt a savas csapadékvíz a lefolyás során feloldja a korróziós termékeket, amely megnöveli a tetővíz cink koncentrációját. A lefolyó víz cink tartalmát elsősorban a kontaktidő befolyásolja, melyet a csapadék intenzitása és az ereszcatorna hossza, valamint lejtése határoz meg.

Az ereszcatornák lejtését általánosan 2‰-ben határoztam meg. A csapadékintenzitás és a lejtés alapján a lefolyás sebessége SWMM szimulációs szoftverrel végzett korábbi modellezés alapján az alábbi értékekre adódott:

mm/h	v [m/s]
1,76 – 3,08	0,30
3,09 – 4,73	0,30
4,74 – 5,28	0,35
5,29 – 7,04	0,55
7,05 – 10,12	
10,13 – 46,42	0,67

9. táblázat: Lefolyási sebességek a csapadékintenzitás alapján (Horváth, 2012)

Laboratóriumi áztatási kísérletek alapján úgy döntöttünk, hogy nem az általánosan használt Langmuir izoterma segítségével becsüljük meg a koncentrációkat, ugyanis rövid tartózkodási idők esetén – azaz a mi esetünkben, pirossal jelölve – a mért értékektől eltérő eredményt ad (22. ábra, 10. táblázat).



22. ábra: Kísérleti eredményekre illesztett Langmuir izoterma

T [min]	mért Zn [mg/l]	Langmuir [mg/l]
0,17	0,13	0,027
0,33	0,16	0,054
0,67	0,23	0,104
2	0,44	0,284
3	0,53	0,398
4	0,6	0,498
5	0,58	0,586
10	0,92	0,907
15	0,9	1,110
25	1,24	1,352
45	1,5	1,582
90	1,9	1,771
120	1,9	1,825
150	2	1,859

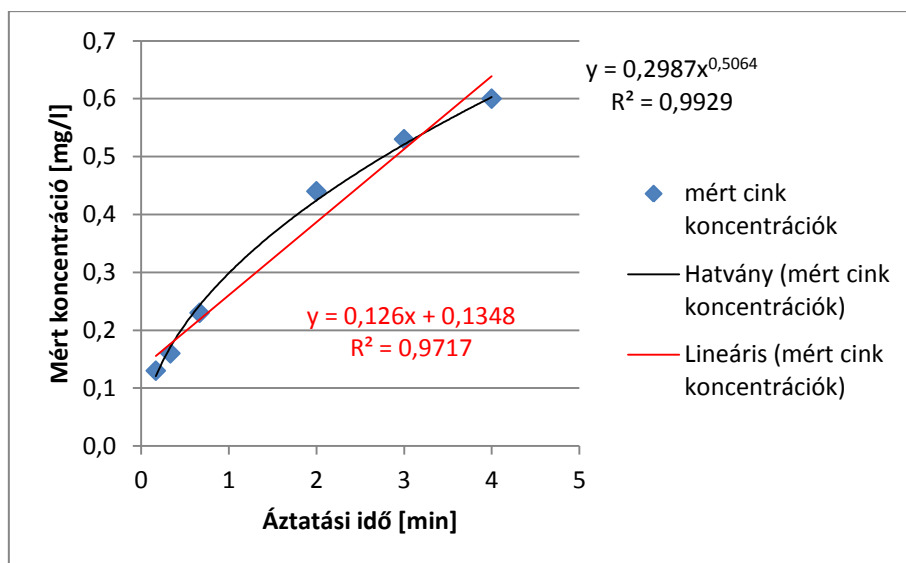
10. táblázat: Mért és számított cink koncentrációk összehasonlítása

A pontosabb számításhoz ezért a rövid ideig történő áztatási kísérletek eredményeire illesztett függvényekkel dolgoztam (23. ábra). Bár a lineáris regresszióval kapott összefüggés is jó közelítéssel érvényesnek tekinthető, a hatványfüggvénnyel illesztésével pontosabb eredményt kaptam, ezért azzal számoltam. A kontaktidő alapján a következő egyenlettel határoztam meg az egyes csatornaszakaszokból kioldódó cink mennyiségét csapadékeseményenként:

$$y = 0,2987x^{0,5064}$$

ahol:

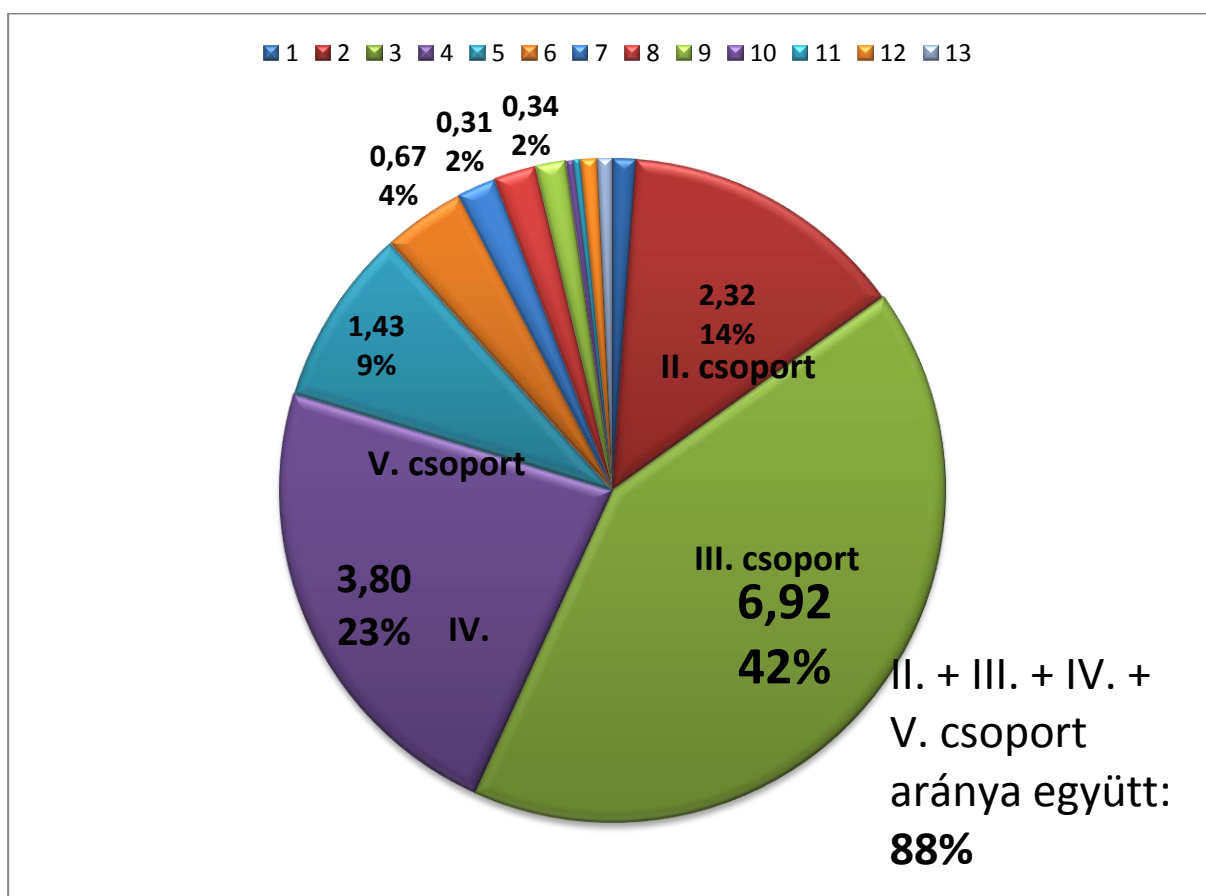
- $y$  = a keresett cink koncentráció [mg/]
- $x$  = a kontaktidő [min]



23. ábra: Áztatási kísérlet eredményei

Annak meghatározásához, hogy mennyi a kioldódó cink tömege, szükség volt a csapadékesemény során az ereszcatornában lefolyó csapadékvíz mennyiségére. Ezt az ereszcatorna szakaszhoz tartozó tetőfelület, a csapadékmagasság és egy lefolyási tényező szorzatából állapítottam meg. Ezt követően a csapadékeseményenként az ereszcatorna szakaszokból kioldódó cink koncentráció, az adott csapadékesemény során az ereszcatorna szakaszokból kioldódó cink mennyiség, és a csoport átlagos levezetési pontjainak számának ismeretében meghatároztam csoportonként, csapadékeseményenként a kioldódó cink mennyiségét. Ezeket összegezve, majd a csoportokba tartozó tetők számával besorozva kaptam meg a 2009-es évben a vizsgált területre becsült kioldódott cink mennyiségét.

A már korábban definiált 13 homogén csoportra elvégzett számítás eredményeit a [24. ábrán](#) szemléltetem.



24. ábra: Az egyes tetőcsoportok összesített kioldódása a 2009-es évre becsült kioldódott cinkmennyiségek alapján [kg]

Jól látható, hogy a 2-5. csoportok együttes aránya majdnem 90%, tehát az onnan származó cink alkotja a kioldódott mennyiség zömét. A [11. táblázat](#)ban fény derül ennek okára: a tetők darabszámának és összfelületének aránya is majdnem ugyanebben a mértékben oszlik meg a csoportok között.

Ez csupán azt jelenti, hogy a vizsgált területen túlsúlyban vannak a kb. 100-300m<sup>2</sup> tetőfelületű házak, ami egy átlagos lakóövezetben nem meglepő érték.

Az átláthatóság érdekében táblázatosan is összefoglaltam a kapott eredményeket:



homogén csoportok	Cink [kg/év]	csoport db száma	összfelület (m <sup>2</sup> )	részarány [%]
1. csoport	0,19	188	6544	7,94
2. csoport	2,32	668	61959	28,20
3. csoport	6,92	1037	156570	43,77
4. csoport	3,80	332	73601	14,01
5. csoport	1,43	86	24687	3,63
6. csoport	0,67	30	10787	1,27
7. csoport	0,31	10	4440	0,42
8. csoport	0,34	8	4538	0,34
9. csoport	0,24	6	3165	0,25
10. csoport	0,06	1	856	0,04
11. csoport	0,05	1	687	0,04
12. csoport	0,13	1	1534	0,04
13. csoport	0,12	1	1199	0,04
<b>Σ:</b>	<b>16,6</b>	<b>2369</b>	<b>350567</b>	<b>100</b>

11. táblázat: Kioldódás számításának eredményei

Összehasonlítva a felhalmozódott és lemosódott, valamint a kioldódott cink mennyiséget megállapíthatjuk, hogy jóval több cink oldódik ki az ereszcatorna anyagából, mint amennyi száraz kiülepedéssel a tetőfelületekre jut, majd onnan lemosódik.

A kapott értékek egy becslés eredményei, a valóság ettől valamilyen mértékben bizonyára eltér. A számítási modellben lévő hibalehetőségek többek között abból fakadnak, hogy mindenhol azonos tető- és ereszcatorna anyagot tételeztünk fel, nem vettük figyelembe azok állapotát, valamint részletes geometriáját sem (lejtés, kitettség, tájolás, stb.). A figyelembe vett paraméterek közül több is külföldi szakirodalom alapján felvett érték, melyek hazai viszonyokra történő alkalmazását jelenleg saját adatok hiánya indokolja. Ezek felmérése egy komolyabb feladat, amelynek elvégzésével tovább bővíthető, finomítható a számítás, ez azonban meghaladja jelenlegi dolgozatom terjedelmét.

### 3.2 A közlekedésből származó terhelés becslése

A terület csapadékvíz lefolyásának közúti közlekedésből származó nehézfém terhelésére kétféle módszerrel készítettem becslést. Az első a tetőfelületeknél is használt, félempirikus egyenletek felhasználásán alapult, néhány módosítással a tetőfelületekhez képest. A másik módszerrel fajlagos kibocsátások és jármű futásteljesítmények szempontjából közelítettem meg a problémát.

#### 3.2.1 Felhalmozódás és lemosódás számítása félempirikus egyenletek alapján

A települési utak mentén felhalmozódó szilárd szemcsés anyag többféle forrásból származik: a száraz légköri kiülepedés szerepét felülmúlják a járművek illetve a burkolat kopástermékei, továbbá egyéb tényezők is meghatározóak, mint például a szemetelés. Számításom során a fékbetétek és gumiabroncs kopástermékek mennyiségeinek meghatározására koncentráltam, mert a száraz légköri kiülepedés nem jelentős nehézfémek esetén, a többi forrásról pedig nincs megbízható irodalmi adat.

A felhalmozódott anyagmennyiséget a (2)-es egyenlet alapján számoltam. A lineáris felhalmozódási rátát utakra az alábbiak szerint számítottam:

$$I = (e_{fék} + e_{gumi}) * J_{forgalom} \quad (9)$$

ahol:

- $I$  = lineáris felhalmozódási ráta [mg/km/nap]
- $e_{fék}$  = fajlagos fékbetét kopás [mg/jármű/km]
- $e_{gumi}$  = fajlagos gumiabroncs kopás [mg/jármű/km]
- $J_{forgalom}$  = forgalomsűrűség [jármű/nap]

A számítás során figyelembe vettem, hogy a könnyű- és nehéz gépjárművek alkatrészei eltérő mértékben kopnak (12. táblázat), illetve hogy a kopástermékek nehézfém-tartalma is különböző (13. táblázat). Utóbbi okán fontos különbség továbbá, hogy a könnyű gépjárművek első- és hátsó fékbetétek eltérő mértékben kopnak: *Garg et al. (2000)* kimutatták, hogy a személygépkocsik fékkopásának 80%-a az első kerekeknél jelentkezik.

fajlagos kopás városban [mg/jármű/km]	fékbetétek	gumiabroncsok
személygépkocsik	20	150
tehergépjárművek	80	600

12. táblázat: Fékbetétek illetve gumiabroncsok kopásából származó átlagos por kibocsátási értékek, szakirodalmi adatok alapján (Budai, 2011)

fém tartalom [mg/kg kopástermék]	Cu	Pb	Zn
fékbetét – személygépkocsi (elől)	130122	129	24984
fékbetét – személygépkocsi (hátsó)	127470	4081	31111
fékbetét - tehergépjármű	36893	251	13335
gumiabroncsok futófelülete	8,4	9,5	9635

13. táblázat: Fékbetétek és gumiabroncsok átlagos Cu, Zn és Pb tartalma szakirodalom alapján (Budai, 2011)

A lakóövezeti utcákról és a 11-es útról származó nehézfém terhelést külön számítottam, mert két úttípus alapvetően különbözik a forgalom nagyságok szempontjából. A 11-es úton egy nagyságrenddel nagyobb személygépkocsi forgalommal és két nagyságrenddel nagyobb tehergépjármű forgalommal számoltam, tehát itt sokkal nagyobb terhelés várható. Azonban ez csak a vizsgált terület szélére vonatkozik, a lakóövezeti utcákkal való átlagolás nem vezetne valós eredményre az egész területet nézve.

Ahogy már korábban említettem a [2.2-es fejezet](#)ben, a forgalmat saját forgalomszámlálás alapján határoztam meg a belső lakóövezeti utcákra. A 11-es út három nagy kereszteződésénél számolt forgalmat a vizsgált terület északi és déli részére az alábbiak szerint osztottam el:

A Pünkösdfürdő utcai csomópontban a ki- és belépő forgalmat teljes mértékben, továbbá a Mátyás király útjánál ki- és belépő forgalmat 50%-ban tekintettem az É-i rész forgalmának. A Mátyás király útjánál számolt forgalom másik 50%-a és a Czetz János közti be- és kilépő forgalom összegeként adódott a D-i rész forgalma. Ezt a fajta forgalomszétoosztást azért tartottam célravezetőnek, mert a 11-es úttól keletre lévő terület nagy része lakóövezet, nem bonyolít le átmenő forgalmat, tehát az ide kanyarodó járművek várhatóan nem áthaladási szándékkal érkeznek. A járműtípusok eloszlását szintén a helyszíni mérés alapján határoztam meg. A Közlekedéstudományi Intézet Kht. egy forgalomszámlálási tanulmánya alapján (*Forgalomszámlálási adatok integrálása az OKA rendszerbe, riport funkciók támogatása, 2007*) a területünk 6-18h közötti forgalma a teljes napi forgalom 80%-nak vehető.

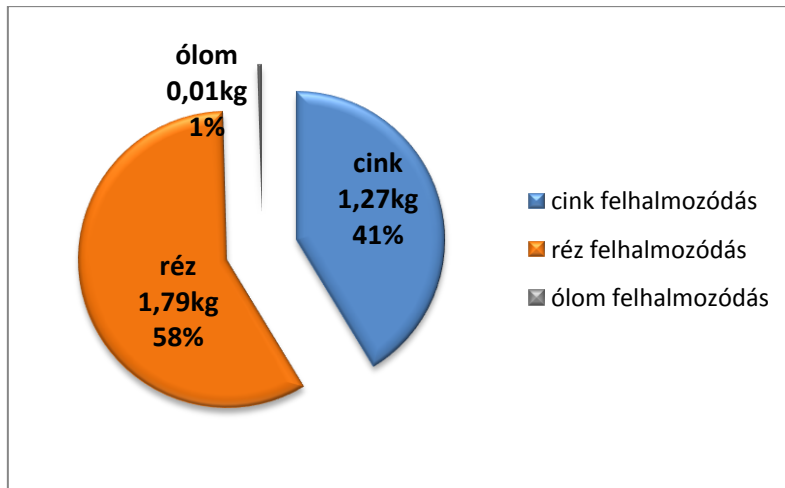
A terület összes személygépkocsi forgalmát így kb. 43400 J/nap-ra, tehergépjármű forgalmát pedig 1230 J/nap-ra becsültem. Az összesített értékek azonban nem egyenlőek a belső lakóövezeti utcák forgalmával, hanem a területen eloszló összes jármű számáról adnak tájékoztatást. A kapott értékeket a forgalom megoszlására vonatkozó adatok hiányában az egyes utcák fajlagos hossza szerint osztottam szét, így minden egyes útszakasz külön forgalommal rendelkezett. A számítás során feltételeztem továbbá, hogy a jelenlegi forgalmi viszonyok nem térnek el lényegesen a 2009. év körülményeihez képest.

A 11-es út tekintetében a BKK Közút Zrt.-től kapott 2009. évi központi forgalomszámlálás eredményeit használtam fel az érintett útszakasz forgalmának meghatározásához. Az M115-ös mérőhely a Czetz János köz és a 11-es út találkozásánál méri a városközpont felé haladó járművek számát, a valamivel délebbre fekvő M78-as mérőhely pedig a külváros felé haladókat számolja. A két mérőhely adatainak átlagából 52400 J/nap forgalmat állapítottam meg, melynek 90%-át személygépkocsinak, 10%-át tehergépjárműnek tételeztem fel.

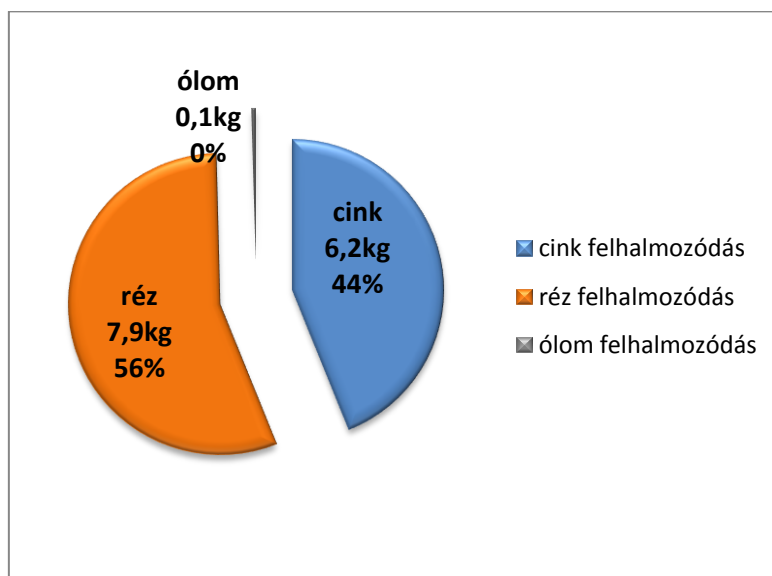
A fentiek alapján minden egyes útszakaszra külön felhalmozódási rátát számoltam.

Utak esetén az eltávolítási együttható értéke függ a járművek, valamint a szél sebességétől, és az útpadka magasságától is, a [\(3\)](#) összefüggés alapján. A számításhoz a [\(4\)](#) egyenletet használtam, melyben a járdaszegély magasságát átlagosan 10 cm magasságúnak tételeztem fel, a forgalom átlagsebességét a belső utcákban 30 km/h-nak, a 11-es úton 50 km/h-nak vettem fel.

A kapott eredményeket a [25. ábrán](#) és a [26. ábrán](#) jelenítettem meg. Szembetűnő az ólom mennyiségének alacsony aránya a másik két nehézfémhez képest.



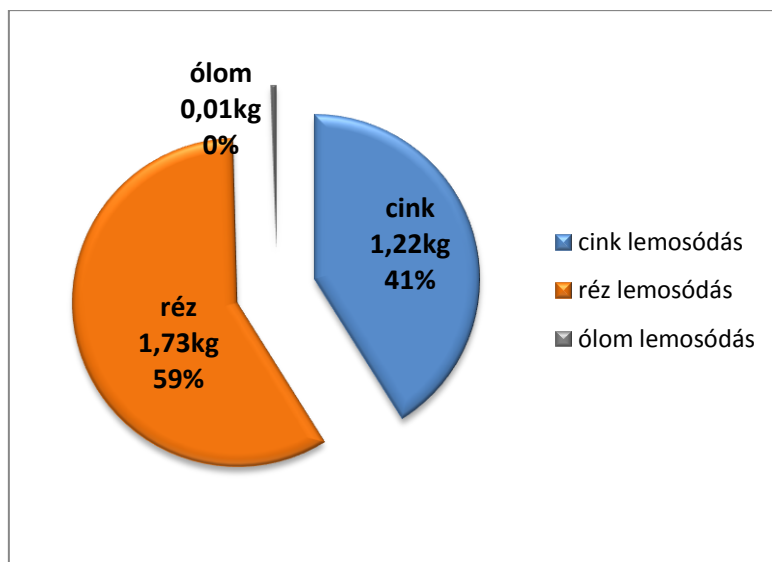
25. ábra: Nehézfém kiszóródás becslése a 2009. évre lakóvezeti belső utcákra



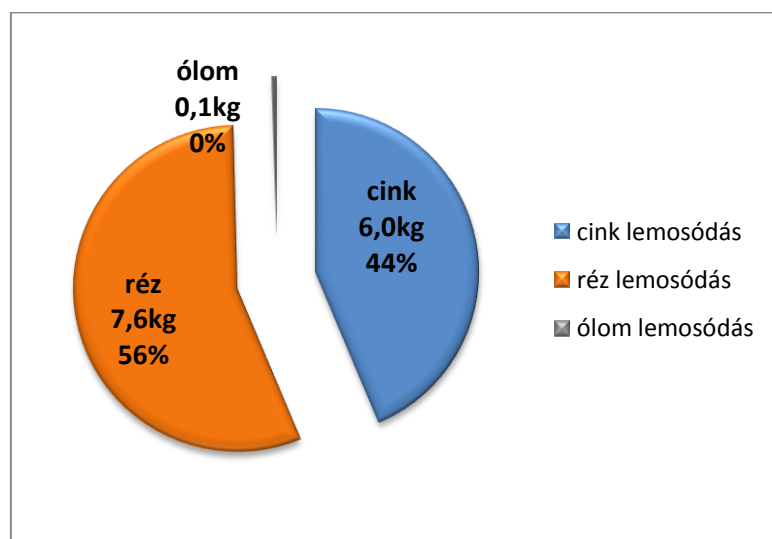
26. ábra: Nehézfém kiszóródás becslése a 2009. évre a 11-es útra

A lemosódott anyagmennyiségeket szintén az a tetőknél bemutatott egyenlet szerint számítottam. Az arányossági tényező ( $K_u$ ) értékeként *Novotny és Olem (1994)* által javasolt  $0,19 \text{ mm}^{-1} \text{ -t}$  használtam fel. Az elérhetőségi tényezőket (A) [8. táblázat](#)ból vettem.

A felhalmozódott mennyiségek majdnem teljes hányada lemosódik a csapadék által. A 11-es úton körülbelül ötszörös anyagmennyiséggel számolhatunk a lakóterülethez képest, ami a komoly forgalmi terhelésnek tudható be.



27. ábra: Nehézfém lemosódás becslése a lakóövezeti belső utcákról a 2009. évre



28. ábra: Nehézfém lemosódás becslése a 11-es útra a 2009. évre

### 3.2.2 Nehézfém kibocsátás fajlagos emissziókra alapozott hosszútávú becslése

A közúti közlekedés nehézfém emisszióinak és azok csapadékvízzel lemosódó hányadának nagyságrendi becslése egyszerű fajlagos emissziók alapján is lehetséges. Hazai vonatkozásban országos léptékben volt már példa a módszer alkalmazására (Budai, 2011), azonban kisebb területre, valamint a felhalmozódás-lemosódás számítási módszerével történő összevetésre eddig még nem került sor.

A számítás során a közúti közlekedés fő kibocsátó forrásait, azaz a fékbetét- és gumiabroncs kopást vettem figyelembe. Az egyéb forrásokat kisebb jelentőségük, illetve megbízható adatok hiánya miatt elhanyagoltam. A becsléshez rendelkezésre álló bemenő adatok bizonytalansága sajnos igen nagy, ezek kezelését Monte-Carlo szimuláció segítségével oldottam meg.

### 3.2.2.1 Kopási folyamatokból származó nehézfém emissziók számítása

A fékbetét-, illetve a gumiabroncs kopás fajlagos részecske-kibocsátásait szakirodalmi adatok alapján két különböző járműtípusra a [14. táblázat](#) tartalmazza. A [3.2.1 fejezet](#)ben már említett módon a fékezési hatás 80%-át az első kerekeknél vettem figyelembe.

Az emissziók becsléshez a fajlagos kibocsátás adatok mellett futásteljesítmény adatok is szükségesek voltak. A futásteljesítmény számításához a saját forgalomszámlálási eredményeimet használtam fel, az egyes útszakaszok hosszából származtatott értékek ([3.2.1 fejezet](#)) összegével számoltam. Szintén saját eredmények alapján a személy- és tehergépjármű forgalom aránya 10% körülire adódott.

	átlagos napi futásteljesítmény [jármű-km/nap]	fajlagos fékbetét kopás [mg/jármű-km]	fajlagos abroncs kopás [mg/jármű-km]
személygépkocsi	47000	20	150
tehergépjármű	4650	80	600

14. táblázat: Saját forgalomszámlálás alapján becsült futásteljesítmények a vizsgált területen, valamint a fajlagos átlagos fékbetét és gumiabroncs kopás tényezők Budai (2011) alapján

A fékbetétek nehézfém tartalmát illetően *Hjortenkrans et al. (2007)* és *von Uexküll et al. (2005)* mérésein alapuló, *Budai (2011)* által a hazai viszonyokra vonatkoztatott értékeket tekintettem érvényesnek ([15. táblázat](#)).

	fékbetét kopás [mg/kg]						gumiabroncs futófelület [mg/kg]	
	szgk. első fék		szgk. hátsó fék		tehergépkocsik			
	átlag	szórás	átlag	szórás	átlag	szórás	átlag	szórás
Cu	130122	58108	127470	55023	36893	80593	8,4	6,5
Pb	129	221	4081	8970	251	294	9,5	6,6
Zn	24984	22694	31111	26918	13335	13763	9635	2764

15. táblázat: Fékbetétek és gumiabroncs futófelületek átlagos nehézfém tartalma és szórása (Budai, 2011)

A fékbetét- és gumiabroncs kopásból származó cink és réz kibocsátásokat az alábbi egyszerűsített egyenletek szerint becsültem (*Budai, 2011 alapján*):

$$E_{Me,f(j)} = 365 \cdot 10^{-12} \cdot s_j \cdot e_{f,j} \cdot f_{Me,f}^* \pm \delta_{f,j} \quad (10)$$

$$E_{Me,a(j)} = 365 \cdot 10^{-12} \cdot s_j \cdot e_{a,j} \cdot f_{Me,a} \pm \delta_{a,j} \quad (11)$$

ahol:

- $E_{Me,f}$  = az adott nehézfém (Me) éves kibocsátása fékbetét kopásból [kg/év]
- $E_{Me,a}$  = (Me) éves kibocsátása gumiabroncs kopásból [kg/év]
- $s$  = éves átlagos napi futásteljesítmény ([14. táblázat](#)) [jármű-km/nap]
- $e_f$  = fékbetét kopás fajlagos emissziója ([14. táblázat](#)) [mg/jármű-km]
- $e_a$  = gumiabroncs kopás fajlagos emissziója ([14. táblázat](#)) [mg/jármű-km]
- $f_{Me,f}^*$  = (Me) súlyozott átlagos aránya fékbetétekben ([15. táblázat](#)) [mg/kg]
- $f_{Me,a}$  = (Me) átlagos részaránya abroncsokban ([15. táblázat](#)) [mg/kg]
- $\delta_f, \delta_a$  = a becslés bizonytalansága [kg/év]

Az egyenletek eredő bizonytalanságai ( $\delta_f$  és  $\delta_a$ ) a bemenő adatok bizonytalanságaitól függnnek. Ezek közül a fajlagos kopási tényezőkről, valamint a forgalom járműtípus-összetételéről nehéz biztosat mondani, a fékbetétek és gumiabroncsok anyagösszetételének változatosságáról azonban van információnk ([15. táblázat](#)).

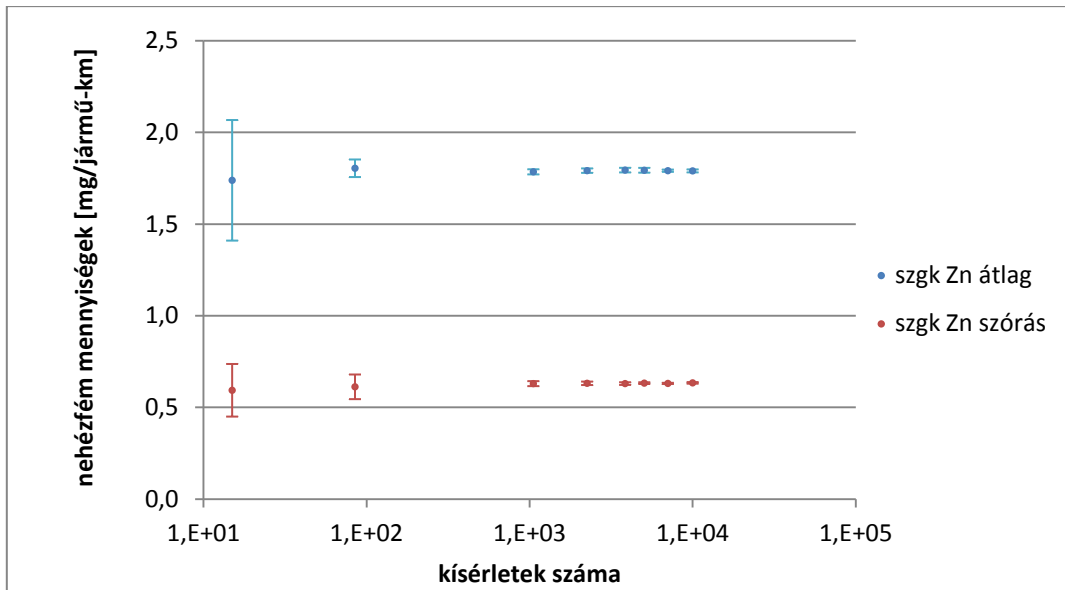
A bemenő adatok bizonytalanságait ún. „Monte Carlo szimuláció” segítségével becsültem, melyben a fajlagos kopási tényezőket és a kopó alkatrészek fémtartalmát normál eloszlású valószínűségi változókként kezeltem. A kopási tényezők várható értékének a [14. táblázat](#)ban lévő értékeket vettem, relatív szórásnak pedig 25%-ot tétéleztem fel *Budai (2011)* nyomán. A fémtartalmak átlagait és szórásait a [15. táblázat](#) tartalmazza.

A Monte Carlo szimulációt többféle kísérleti darabszámmal futtattam le a stabil eredmények keresése céljából. Próbaképpen a 15, 85, 1055, 2255, 3855, 5055, 7055 és 10005 darabszámú modell eredményeit értékeltem, mindegyik kísérleti darabszám esetén 10 db független szimuláció átlagértékeit és szórásait figyelembe véve.

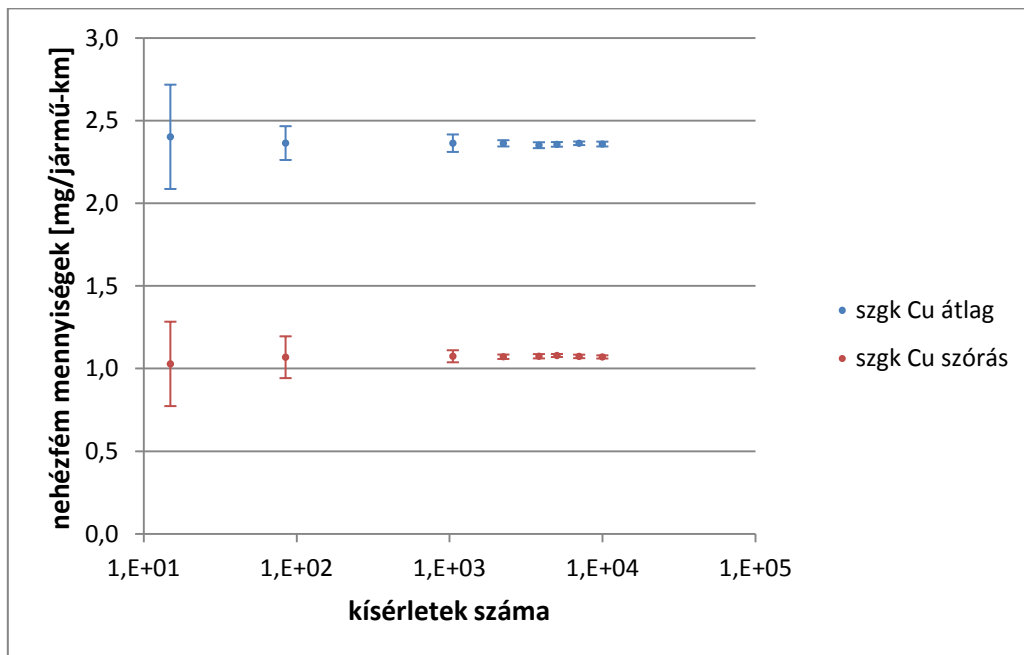
db	átlag	átl. szórása	szórás	szór. szórása
15	1,738	0,329	0,593	0,143
85	1,804	0,048	0,612	0,067
1055	1,785	0,014	0,630	0,014
2255	1,791	0,012	0,631	0,009
3855	1,794	0,013	0,630	0,007
5055	1,793	0,013	0,632	0,005
7055	1,791	0,006	0,631	0,003
10005	1,790	0,008	0,634	0,004
	1,791		0,631	

16. táblázat: Személygépkocsi Zn kibocsátás átlagának és szórásának meghatározása Monte Carlo szimulációval

Példaképpen a cinkről készült elemzést szeretném bemutatni, a kísérleti eredmények táblázatos értékeiből ([16. táblázat](#)) a kellően stabil tartományban lévő 7055-ös darabszámú kísérletet vettem alapul a további számításhoz.

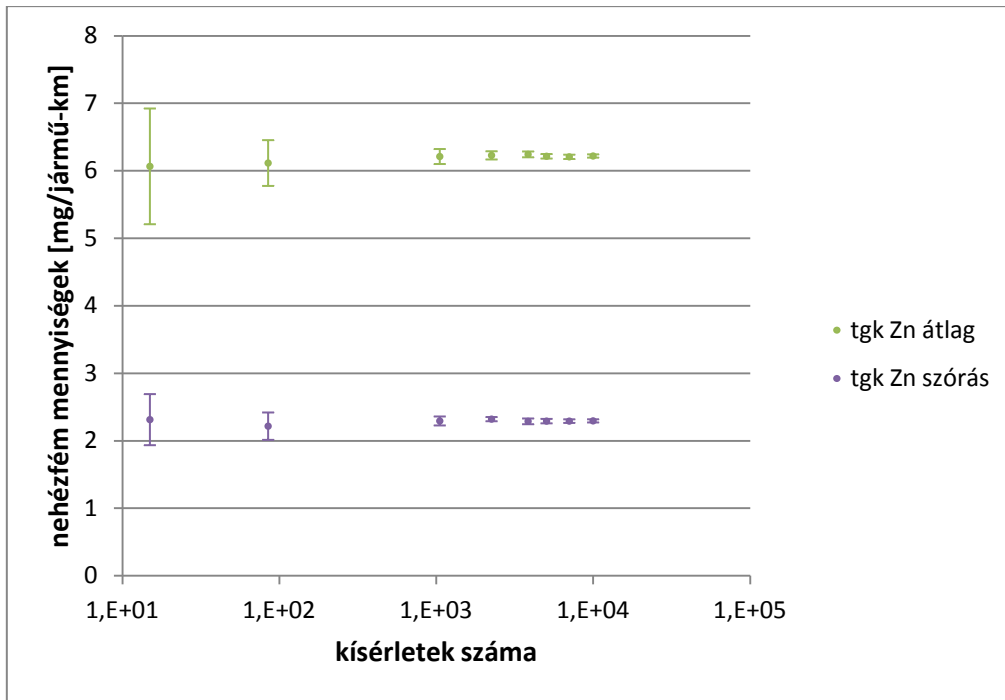


29. ábra: Monte Carlo szimuláció stabilitásának vizsgálata személygépkocsi Zn kibocsátása esetén

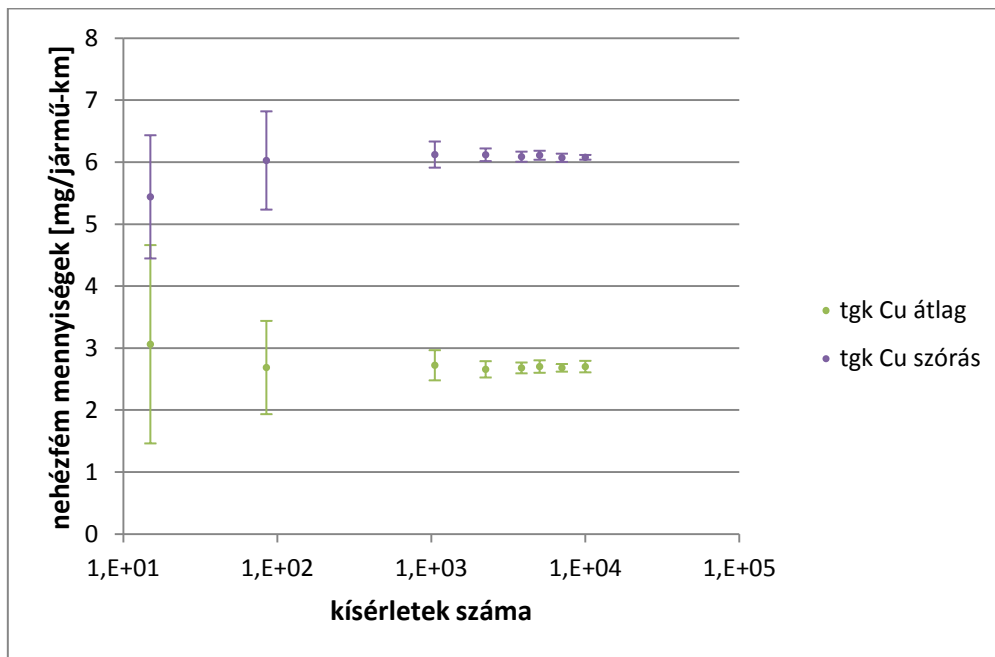


30. ábra: Monte Carlo szimuláció stabilitásának vizsgálata személygépkocsi Cu kibocsátása esetén





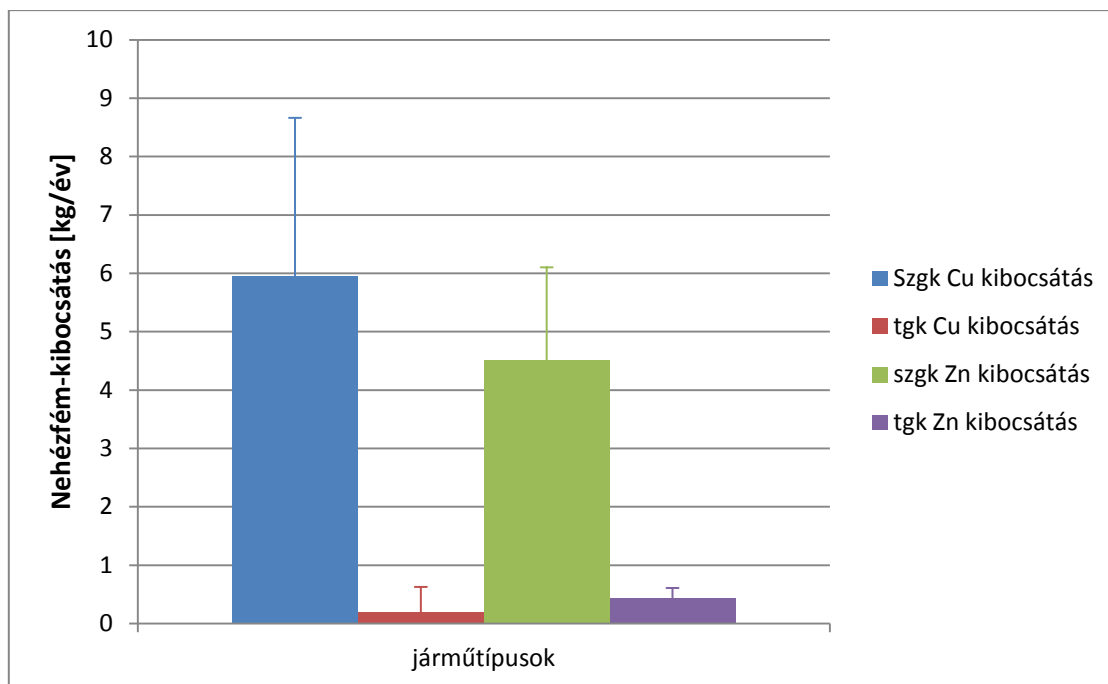
31. ábra: Monte Carlo szimuláció stabilitásának vizsgálata tehergépjármű Zn kibocsátása esetén



32. ábra: Monte Carlo szimuláció stabilitásának vizsgálata tehergépjármű Cu kibocsátása esetén

Az ólom kibocsátás mértékét nem vizsgáltam, mert a [15. táblázat](#)ból kitűnik, hogy meglehetősen tág határok között mozog a szakirodalmi adatok alapján az alkatrészek átlagos ólomtartalma, valamint azok szórása, tehát mennyiségét még nagyobb bizonytalansággal lehetett volna megbecsülni.

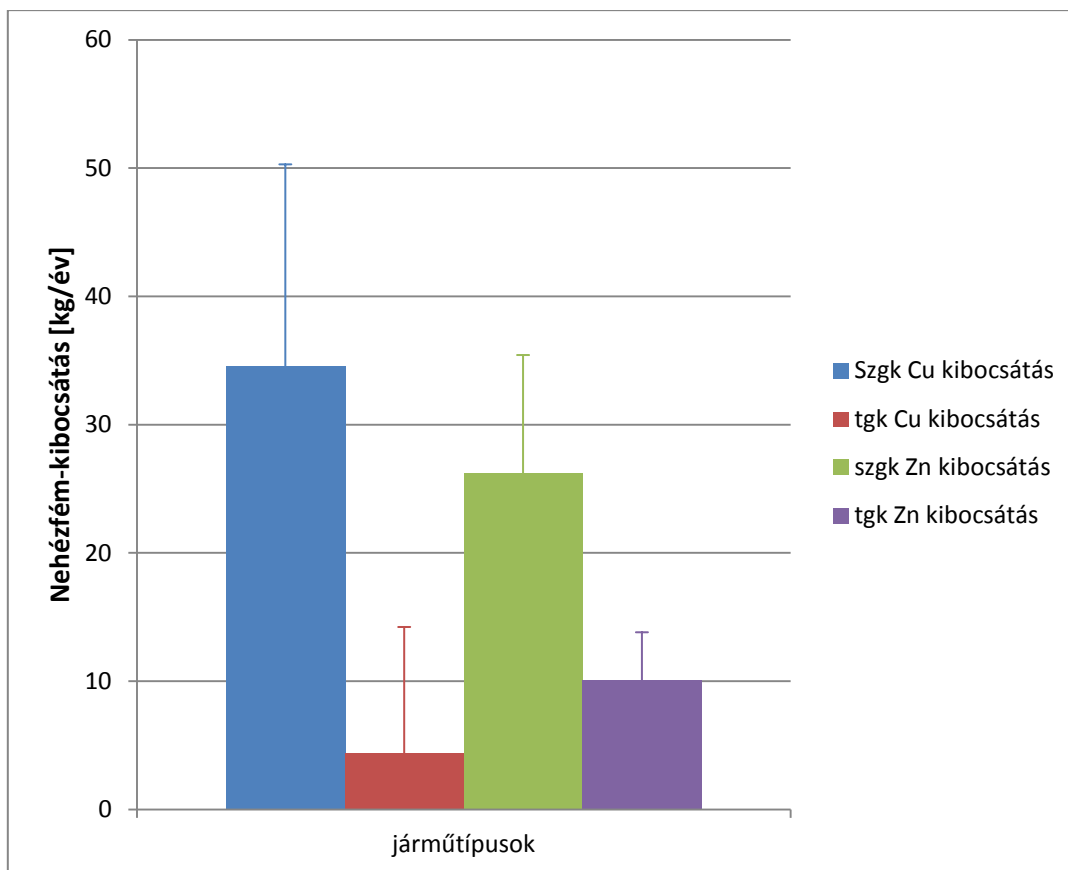
A vizsgálati terület lakóövezeti utcáira és a 11-es útnak a területet határoló szakaszára a cink és rézkibocsátás becslés eredményeit a 34. ábra és a 35. ábra mutatja be.



33. ábra: Fékbetét és gumiabroncs kopás eredetű nehézfém emissziók becslési eredményei a 2009-es évre, a vizsgálati terület lakóövezeti belső utcáira

A lakóövezet belső területein kb. 6 kg réz és 5kg cink kibocsátással számolhatunk, melynek jelentős hányadát a forgalmi összetételben is domináló személygépkocsik alkatrészeinek kopása teszi ki. *Novotny és Olem (1994)* egyenlete a felhalmozódást ezen értékek ötödére becsülte. Ennek oka, hogy a fajlagos emissziók módszere az összes kibocsátást veszi figyelembe, míg a felhalmozódás számításánál csak az útpadka környékén csapdázódott nehézfém mennyiséget kaptam meg. Mindazonáltal a becslésem figyelmen kívül hagyta az útfelületről származó, kipufogó, üzemanyag- és egyéb emissziókat, amelyek számításba vétele jövőbeli feladataim között szerepel, jelenleg azonban meghaladja a dolgozat kitűzött terjedelmét.

A 11-es útra kapott eredmények esetén szintén körülbelül ötszörös mennyiség figyelhető meg a [3.2.1 fejezet](#)ben számított felhalmozódási értékekhez képest.



34. ábra: Fékbetét és gumiabroncs kopásból eredő nehézfém emissziók bebecslési eredményei a 2009-es évre, a 11-es út vizsgálati területet határoló szakaszára

A lemosódás számításához szintén *Budai (2011)* által használt módszert használtam fel. A módszer az emisszió számításán alapul, a kibocsátási eredményekből származtatja a lemosódott mennyiséget egy ún. „le mosódási tényezővel” ( $W$ ) való szorzás útján, mely magába foglalja azt, hogy a kopástermékek egy része ki sem üledik (legalábbis rövidtávon nem), illetve még a száraz időszakban eltávolítódik az úttestről:

$$L_{Me,j} = E_{Me,f,j} \cdot W_f + E_{Me,a,j} \cdot W_a \pm \delta_L \quad (12)$$

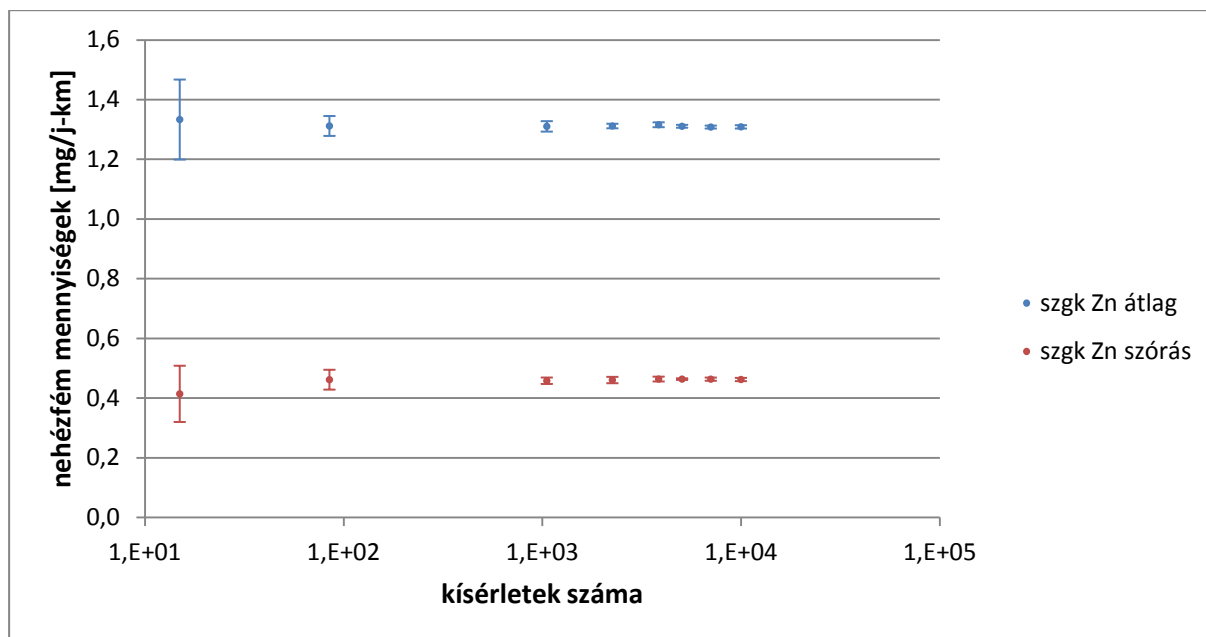
ahol:

- $L_{Me}$  = az adott nehézfémből (Me) lemosott mennyiség [kg/év]
- $E_{Me,f,j}$  = (Me) fékbetét kopás j járműtípusra emissziója [kg/év]
- $E_{Me,a,j}$  = (Me) gumiabroncs kopás emissziója [kg/év]
- $W_f$  = fékbetét kopás eredetű részecskék lemosódási tényezője [-]
- $W_a$  = gumiabroncs kopás eredetű részecskék lemosódási tényezője [-]
- $\delta_L$  = a bebecslés bizonytalansága [kg/év]

A bebecslés bizonytalanságát egyrészt az emisszió bebecslés bizonytalanságai, másrészt a lemosódási együtthatók értékeinek pontatlansága határozza meg.

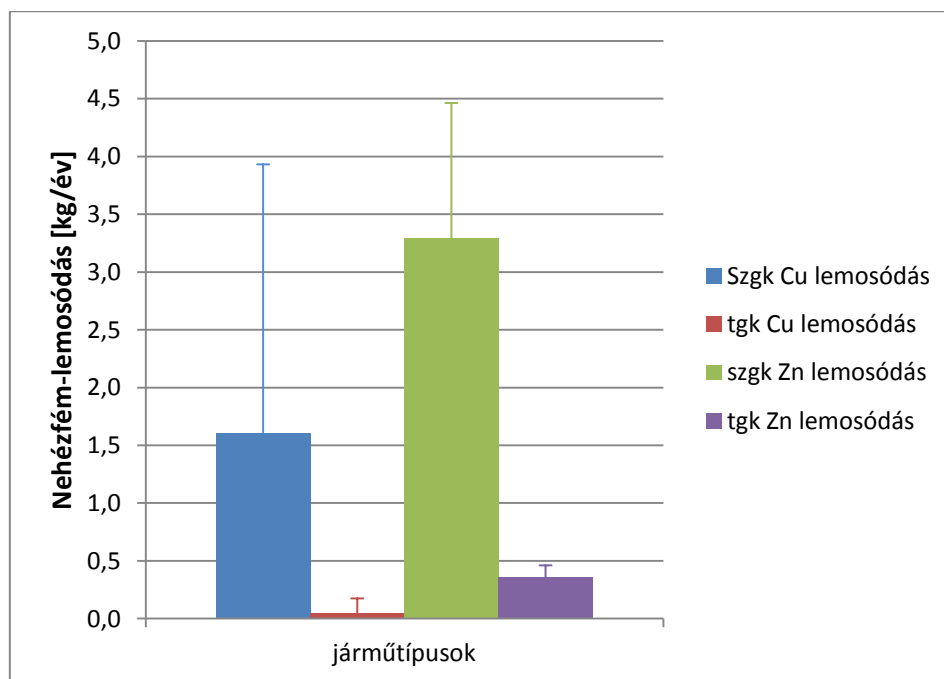
Gumiabroncs kopás esetében a lemosódó hányadot ( $W_a$ ) 85-95%-ra, a fékbetét kopása esetén  $0,27 \pm 25\%$ -ra vettem fel (*Budai, 2011*). A bebecslés eredő bizonytalanságának vizsgálatára ismét Monte Carlo

szimulációt alkalmaztam, mely tartalmazza az emissziókban fellelhető bizonytalanságokat is (35. ábra, Függelék).



35. ábra: Monte Carlo szimuláció stabilitásának vizsgálata személygépkocsi fékbetéteiből és gumiabroncsából származó cink lemosódás esetén

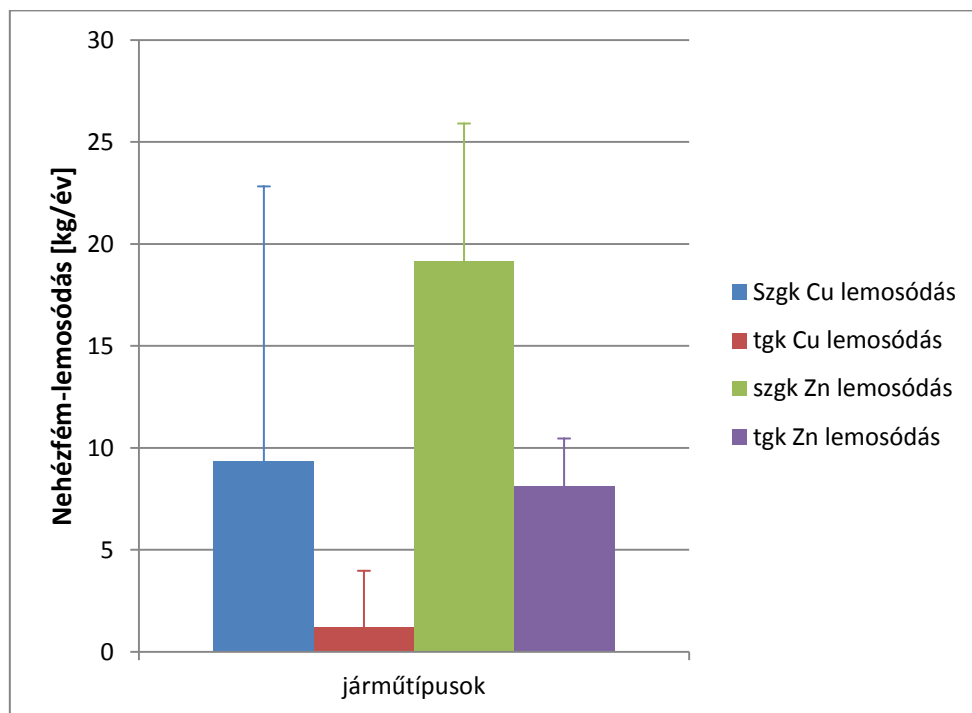
A becsült lemosott anyagmennyiségekről a következő ábrák adnak tájékoztatást.



36. ábra: Közlekedési eredetű nehézfém lemosódás becslése a fajlagos kibocsátások módszere alapján a 2009-es évre, belterületi utcákra

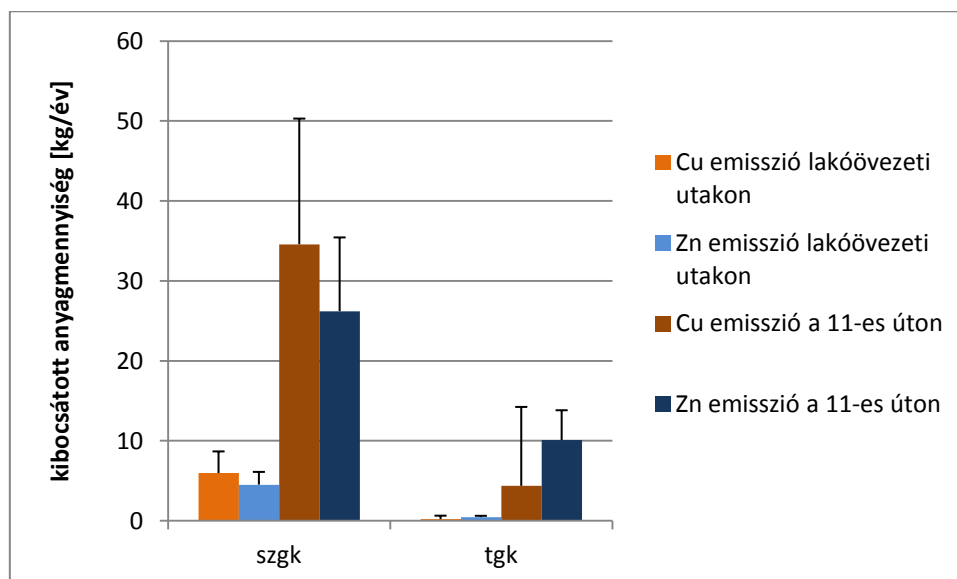
Az alkalmazott számítási módszer lemosódás esetén nem adott olyan nagymértékű eltérést a 3.2.1 fejezet eredményeihez képest, sőt belterületi utcákra kifejezetten hasonló arányokat kaptam. A két módszer tehát összhangban van a lemosódás számítás esetén, a felhalmozódás/kibocsátás

tekintetében valószínűleg abból ered a különbözőség, hogy az összes kibocsátott nehézfémnek csak egy része halmozódik fel az útpadka mentén, a többi az [1. 2 fejezet](#)ben említett transzportfolyamatok során távolabb kerül a kibocsátás helyétől.

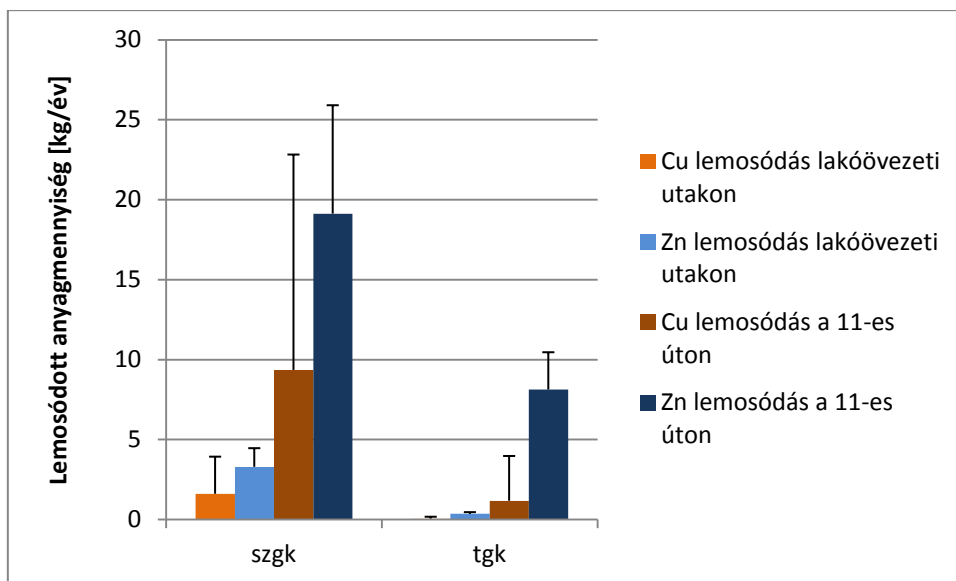


37. ábra: Közlekedés eredetű nehézfém lemosódás becslése fajlagos kibocsátások módszere alapján a 2009-es évre, a 11-es út egy szakaszára

A jobb összehasonlíthatóság kedvéért külön diagramon szemléltetem a lakóövezeti és a 11-es út vizsgált területet érintő szakaszán becsült kibocsátások eltérő mértékét. A 11-es útról származó terhelés körülbelül ötszöröse a lakóterületi utcákról becsült értéknek.



38. ábra: A vizsgált terület közlekedési eredetű nehézfém emissziói – becslés a 2009-es évre



39. ábra: A vizsgált területről lemosódó nehézfém mennyiségek – becslés a 2009-es évre

A következő fejezetben a kapott eredményekből levont következtéseket és javaslatokat szeretném megosztani.

## 4. Eredmények értékelése

Az előző fejezetben kapott eredmények önmagukban nem adnak használható információt egy településrész átlagos nehézfém-kibocsátására. Ezért több szempont szerint értékelem a kapott eredményeket.

### 4.1 Reprezentativitás

Az első és legfontosabb kérdés, hogy a kapott eredmények mennyire tükrözik valóságként a tényleges állapotokat. A dolgozatomban alkalmazott becslési módszerek általában külföldről hazai viszonyokra adaptált eredményekre (pl. fajlagos fékkopásból származó emissziók, [13. táblázat](#)) vannak kidolgozva, tehát egy alapvető bizonytalanságot biztosan magukban hordoznak. A *Novotny* és *Sartor* féle félempirikus egyenletek például amerikai felméréseken alapulnak. Magyarországi kísérleti eredményekre egyelőre nemigen támaszkodhatunk, eddig kevés kutatás készült a témában.

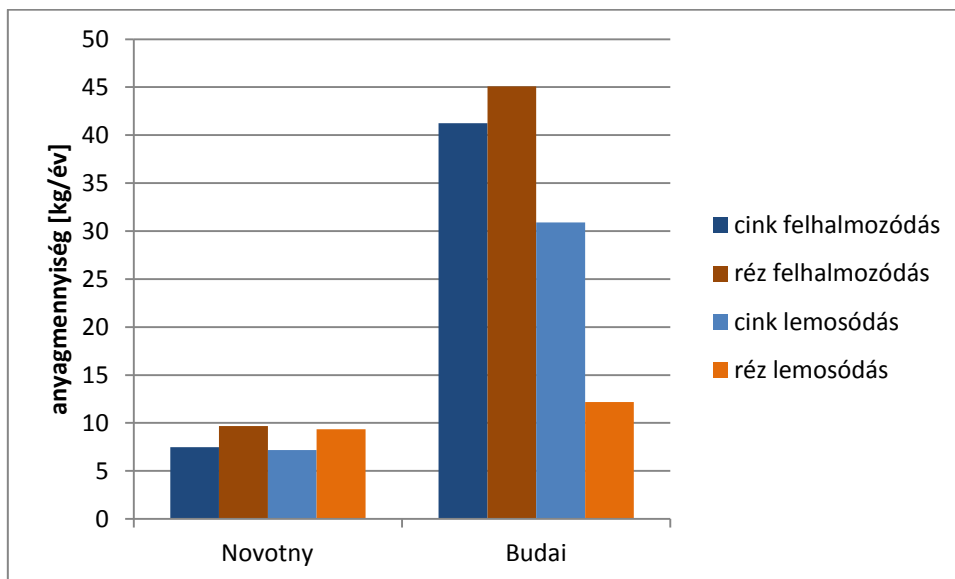
Szintén más kérdés a becslés léptéke: *Budai (2011)* országosan becsülte a közlekedési eredetű emissziókat és csapadék általi lemosódásokat a 2008-as évre, az én területem egy budapesti kerület kb. tizede, 1,78 km<sup>2</sup>. A léptékbeli különbségek elsősorban a jármű futásteljesítmények tekintetében mutatkoznak meg, tehát alapvetően nem ejtek nagy hibát a módszer kisebb területen történő alkalmazásával, mert egy kisebb területen fajlagosan kisebb forgalommal és úthosszakkal számolhatunk. Az időlépték ugyanakkor szintén éves.

Dolgozatomban nem vettem figyelembe minden kibocsátó forrást (pl. a kipufogó vagy üzemanyag emissziókat), mert az túlmutatott volna a jelenleg kitűzött céljaimon. Ennek következtében valószínűleg kis mértékben, de alulbecsültem a tényleges kibocsátásokat. *Budai (2011)* alapján a kipufogó eredetű nehézfém-kibocsátások nagy részét a kadmium teszi ki, mely fémet a becslésem során nem vizsgáltam.

### 4.2 Bizonytalanságok

A szakirodalmi adatok rendkívüli változatosságát – ahol lehetséges volt – igyekeztem feltüntetni a források mellett. A rendkívüli mértékű eltérések a probléma számszerűsítésének nehézségeiből adódnak. A becslésre alkalmazott két módszer közül csak fajlagos kibocsátások módszerénél vettem figyelembe az adatok szórását, így az jobban mutatja az adatok bizonytalanságát. A kétféle becslés eredményeiről összehasonlítási alapot a [40. ábra](#) ad, melyen a félempirikus modellek (*Novotny és Olem, 1994; Sartor és Boyd, 1972*) és a fajlagos kibocsátások módszerével kapott eredmények átlagát jelenítettem meg, összegezve a 11-es útra és a lakóövezet utcáira.

Az ábra alapján a legszembetűnőbb különbség az, hogy a *Budai (2011)* által használt módszer majdnem ötszörös anyagmennyiséget ad eredményül. Ez azzal magyarázható, hogy ez a számítás az összkibocsátást adja eredményül, a felhalmozódás pedig csak az útpadka mentén összegyűlő anyagmennyiségre vonatkozik. A lemosódások ugyanakkor a réz esetében nem térnek el annyira, azonban a cinknél igen, melyre érdemi magyarázatot nehéz találni. Mivel a fajlagos kibocsátások módszerét időbeli közelsége, valamint hazai viszonyokra kidolgozott együtthatói miatt megbízhatónak ítélem meg, azt állíthatom, hogy a vizsgált terület 2009. évi közlekedési eredetű átlagos nehézfém kibocsátása közel 100 kg volt, melynek kb. fele a csapadék által le is mosódott.



40. ábra: A közlekedési eredetű nehézfém emissziók és a lemosódott mennyiségek becslése kétféle módszerrel a 2009-es évre, a lakóterületi utcák és a 11-es út terhelését összegezve

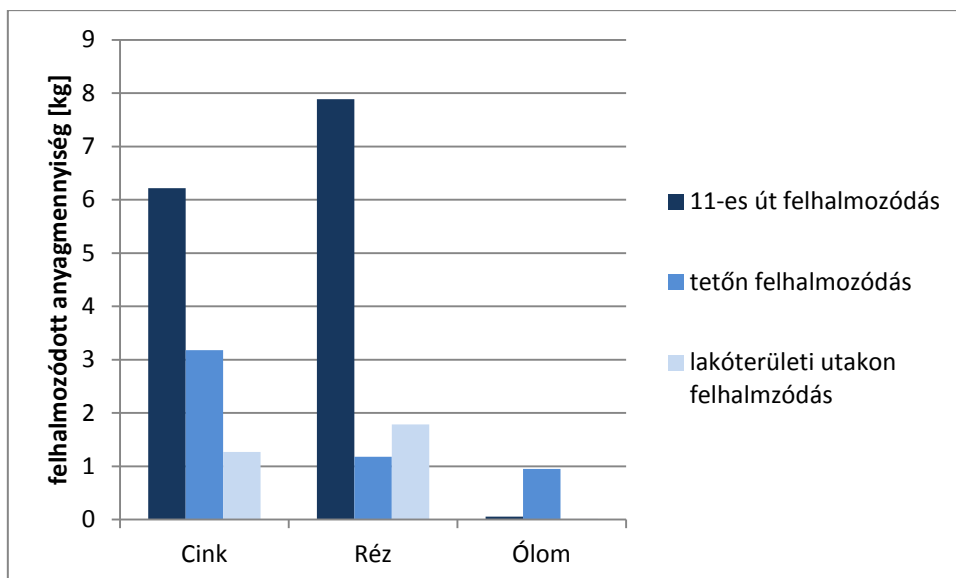
További bizonytalanságok erednek az egyenletek során használt konstansok (pl. elérhetőségi tényező) becsléséből is. Ezek kiküszöbölése érzékenységvizsgálatokkal lehetséges, melyek szintén a jövő céljai közé tartoznak.

### 4.3 Területi egyenlőtlenségek

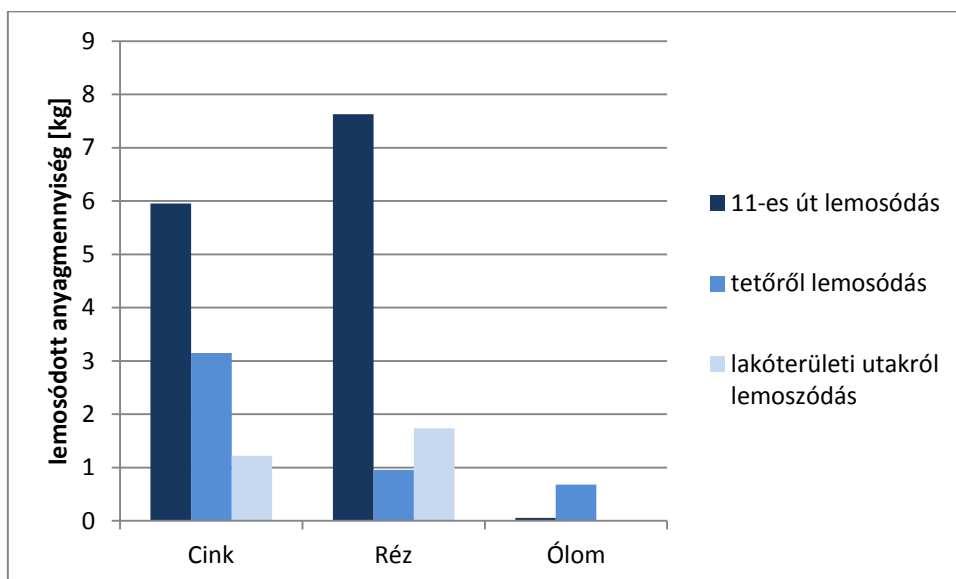
A vizsgált terület homogenitása – bár fontos szempont volt a kiválasztáskor – nem teljesül minden szempontból. A tetőfelületek tárgyalásakor (3.1 fejezet, 6. táblázat) megállapított „homogén csoportok” csak jó közelítéssel tekinthetők valóban homogénnek – létrehozásuk a számítások megkönnyítését szolgálta. A műholdfelvételen (10. ábra) viszonylag egyenletes eloszlás látszott, azonban csak a pontos méretek elemzésekor derült fény arra, hogy a nagyobb méretű tetők nem vonhatók be a homogén csoportokba, de a nagy felület miatt számolnunk kell az ottani terheléssel is. Ezt úgy oldottam meg, hogy a nagyméretű tetőket külön csoportokként kezelem. A számítás során a csoportokba sorolás, és az ebből adódó átlagolás okozhatnak a valóságtól való eltéréseket.

Az úttípusok megállapításakor a „lakóövezeti belső utca” elnevezés és az arra jellemző forgalmi viszonyok a terepbejárás során megfelelő igazolást nyertek, a 11-es út azonban mindenképpen külön kezelendő. A forgalom szétoztása során – erre vonatkozó adatok hiányában – azzal a feltételezéssel éltünk, hogy minden útszakaszon annak hosszával arányos mennyiségű jármű közlekedik az összes járműszámhoz viszonyítva. Ez a feltételezés nyilvánvalóan nem tükrözi a valós viszonyokat. Tényleges, az egész évet lefedő forgalomszámlási adatok csak a 11-es útra álltak rendelkezésemre, a 11-es útra kapott eredmények esetében tehát nem kell az ebből eredő hibákkal számolni, és mint láttuk, ezen az útszakaszon áthaladó forgalom jelenti a terület legfőbb terhelő forrását.





41. ábra: A kibocsátó források szerinti felhalmozódás összehasonlítása - becslés a 2009-es évre



42. ábra: Lemosódás becslése a 2009-es évre a vizsgált terület út- és tetőfelületeiről

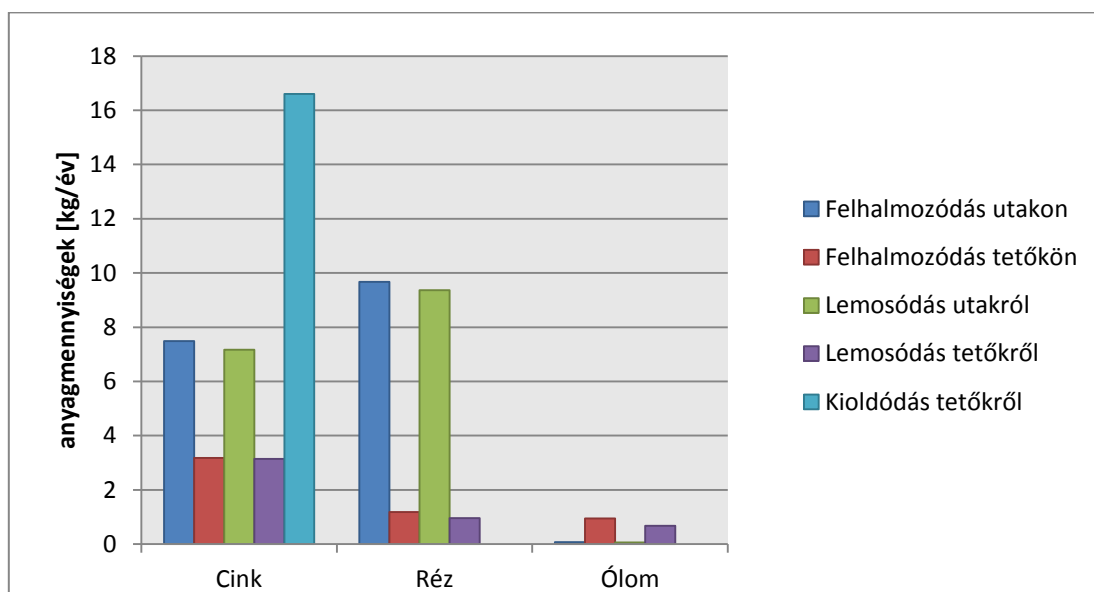
A fentiek alapján elmondhatjuk, hogy a kapott eredményeim tájékoztató jelleggel, nagyságrendi becslésre megfelelőek a 2009-es évre, a vizsgált területre.

#### 4.4 Források szerinti összehasonlítás

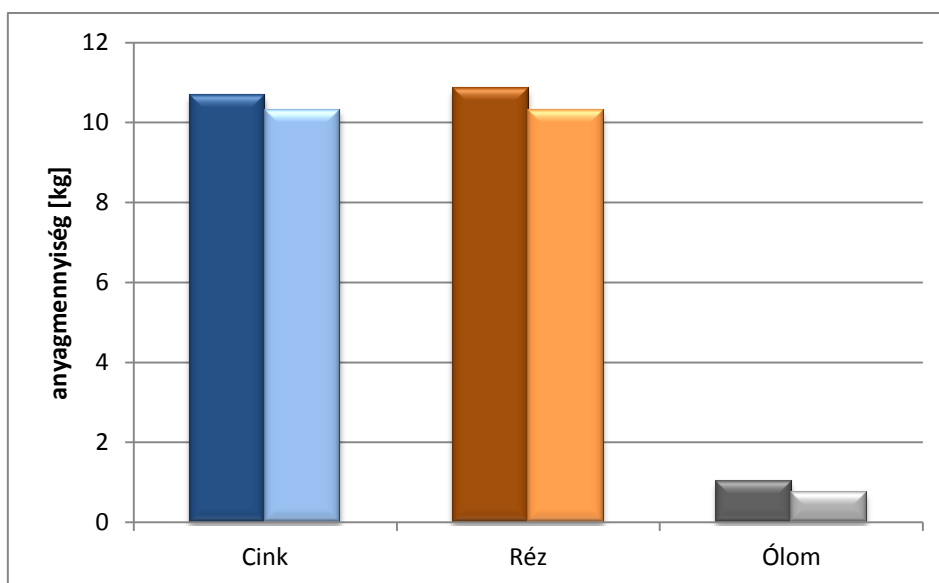
Végül az egyes kibocsátó források szerinti nehézfém terhelések arányát szeretném bemutatni. Az alábbi diagramok jó tájékoztatást adnak arról, hogy honnan származik a legtöbb nehézfém, illetve mely források elhanyagolhatók.

Az alábbi diagramon a felhalmozódások és lemosódások összegzése látható a 11-es útra és a lakóvezeti utcákra összegezve, valamint a tetőkre. Ábrázoltam a cink kioldódást is, melyből látható hogy körülbelül a tetőkön felhalmozódott anyagmennyiség hatszorosa oldódik ki éves léptékben, azaz a csapadékvíz lefolyás terhelésének becslésénél ezzel az – egyébként jelentős - anyagmennyiséggel is számolnunk kellene, nemcsak a száraz légköri kiülepedésből származó cinkkel.

Az ólom mennyisége nem számottevő, azonban már sokkal kisebb mennyiségben is veszélyesnek minősül, mint a másik két vizsgált fém, ezért számolni kell vele. Megállapítható továbbá, félempirikus modellek szerint hogy a legjelentősebb anyamennyiséget a réz felhalmozódása és lemosódása jelenti.

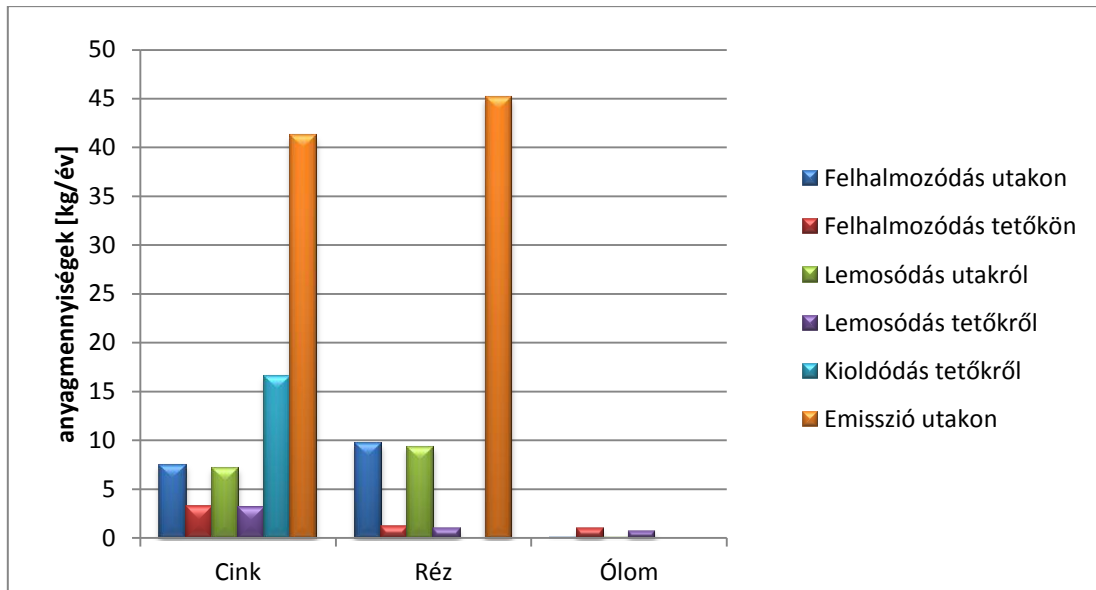


43. ábra: Nehézfém felhalmozódás, lemosódás és cink kioldódás egymáshoz viszonyított mennyiségei - becslés a 2009-es évre



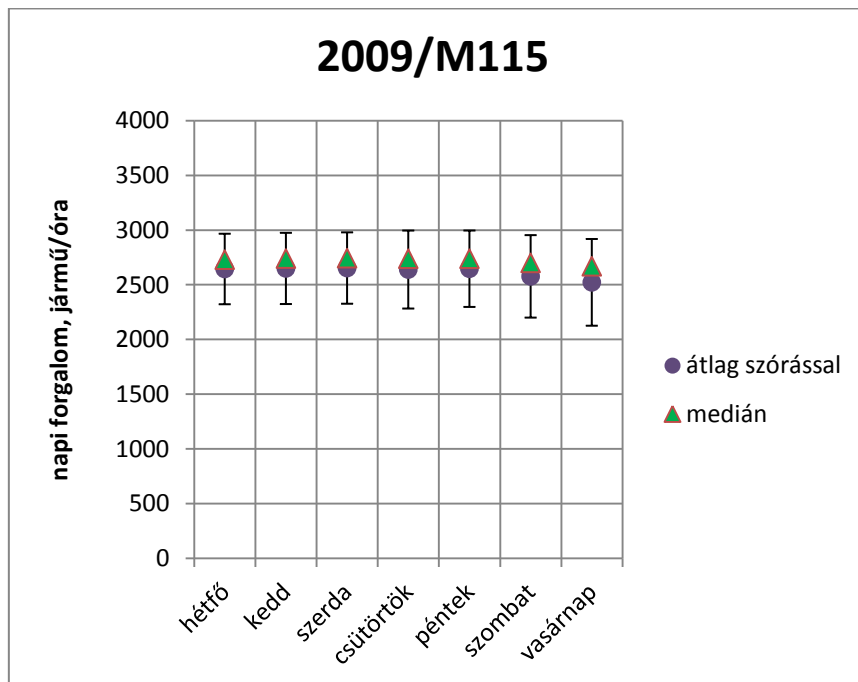
44. ábra: Összesített felhalmozódás és lemosódás becslése a 2009-es évre. Erősebb színnel ábrázoltam a felhalmozódást, mellette halványabbal a lemosódást.

Végül annak szemléltetésére, hogy a közlekedésből származó nehézfémek nem teljes hányada marad a kibocsátó forrás közelében, tekintsük az alábbi ábrát. Látható, hogy a kibocsátott anyagmennyiség töredéke – kb. 20-25%-a – csapdázódik az emisszió közvetlen környezetében.

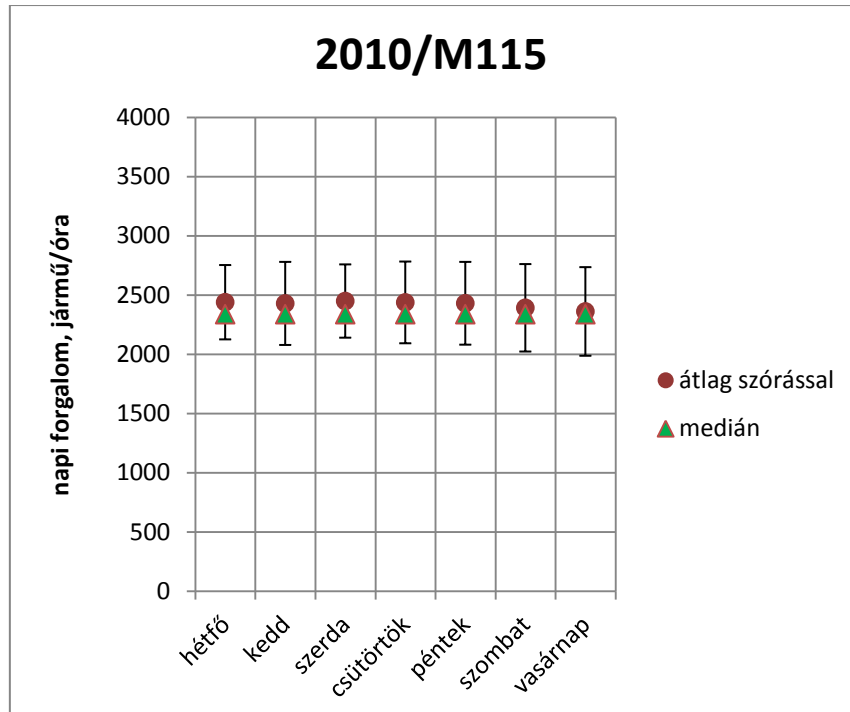


45. ábra: Az emissziók, a felhalmozódás és a lemosódás becslése a 2009-es évre

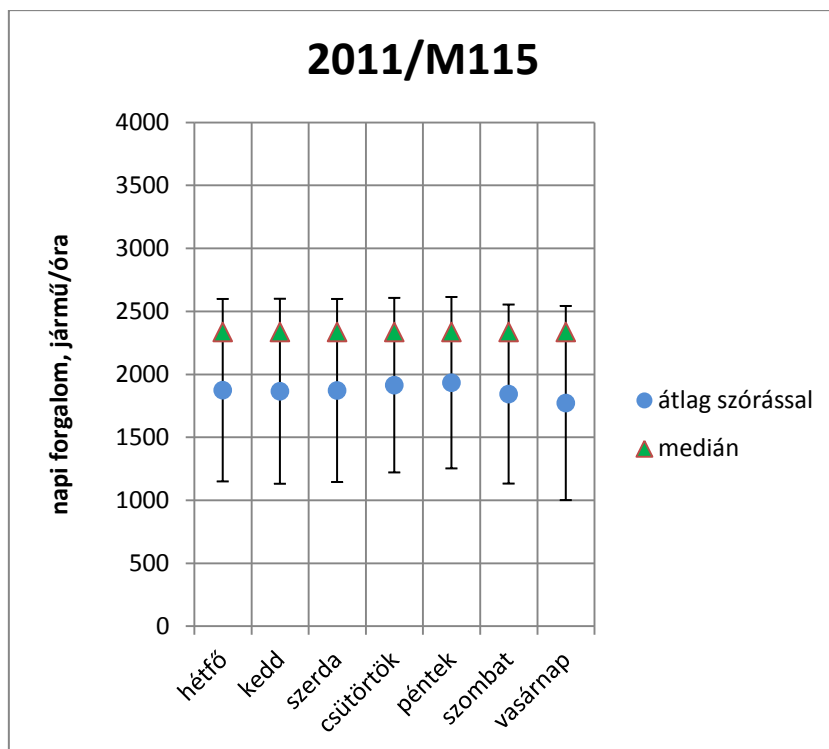
## Függelék



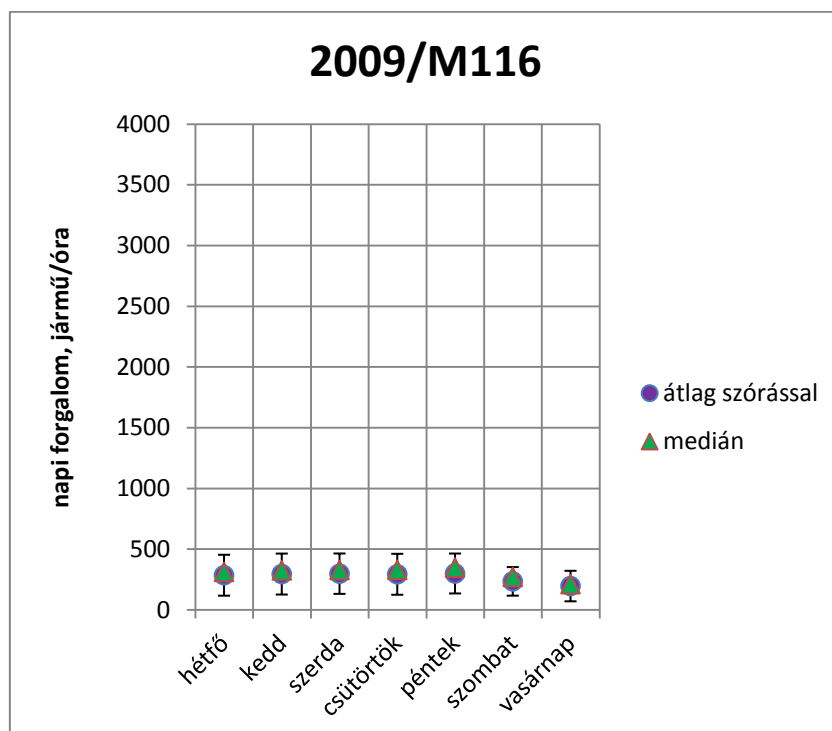
1. melléklet: Az M115-ös mérőhely napi forgalmának átlaga, mediánja és szórása a 2009-es évben, napok szerinti bontásban



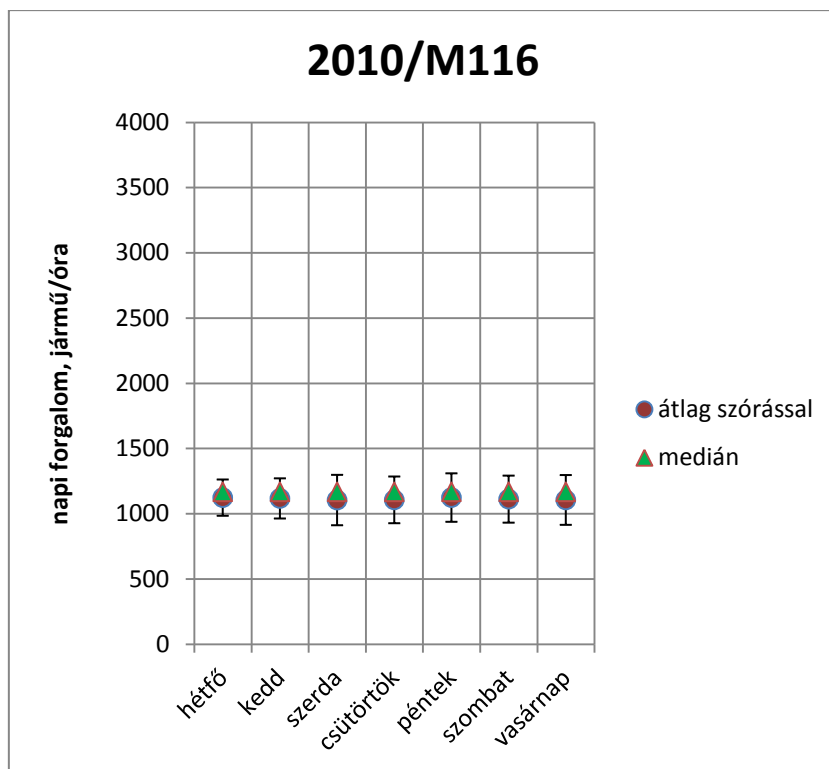
2. melléklet: Az M115-ös mérőhely napi forgalmának átlaga, mediánja és szórása a 2010-es évben, napok szerinti bontásban



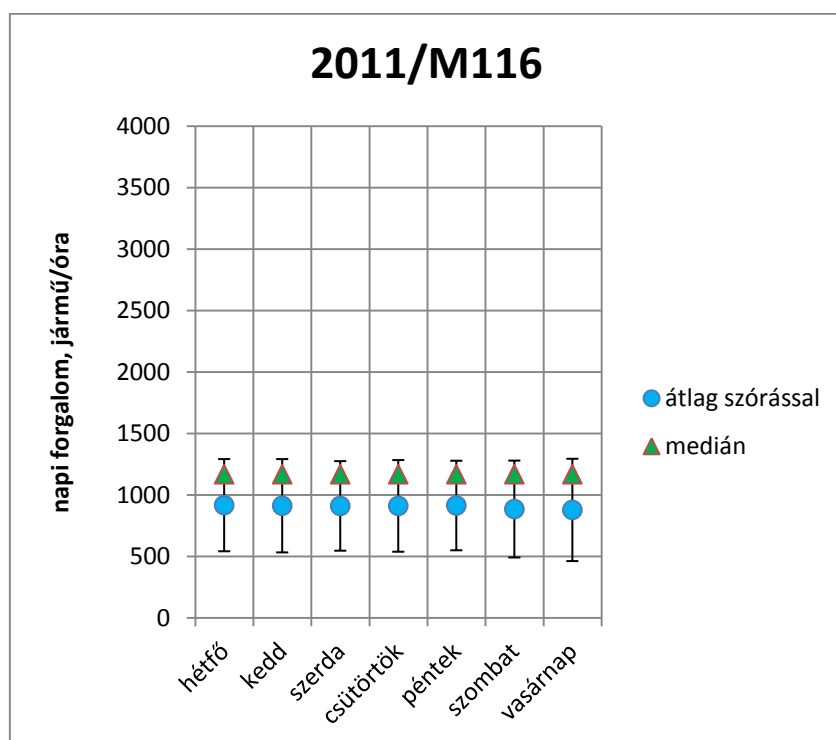
3. melléklet: Az M115-ös mérőhely napi forgalmának átlaga, mediánja és szórása a 2011-es évben, napok szerinti bontásban



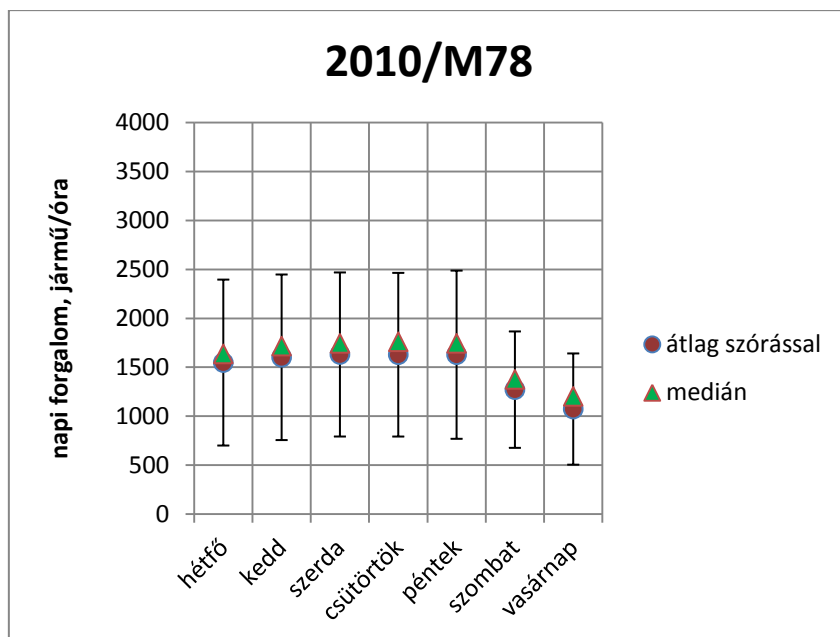
4. melléklet: Az M116-os mérőhely napi forgalmának átlaga, mediánja és szórása a 2009-es évben, napok szerinti bontásban



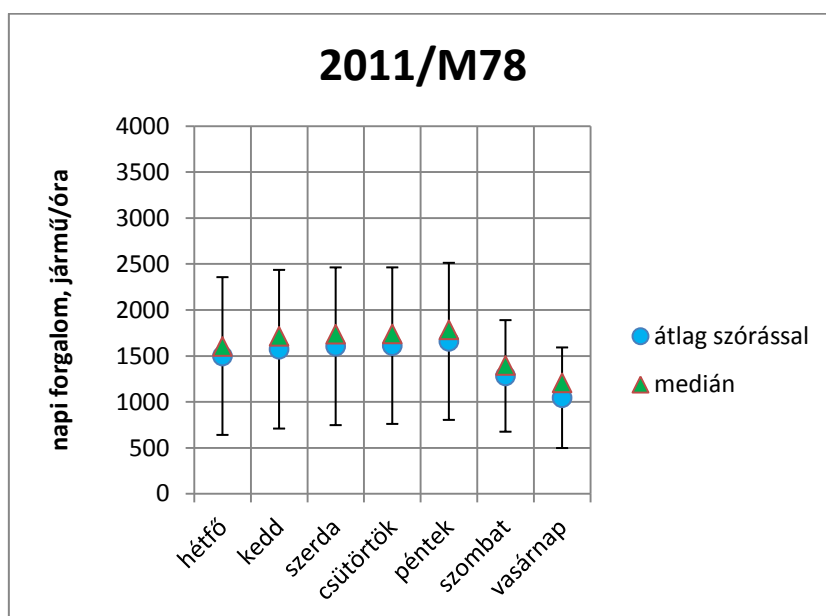
5. melléklet: Az M116-os mérőhely napi forgalmának átlaga, mediánja és szórása a 2010-es évben, napok szerinti bontásban



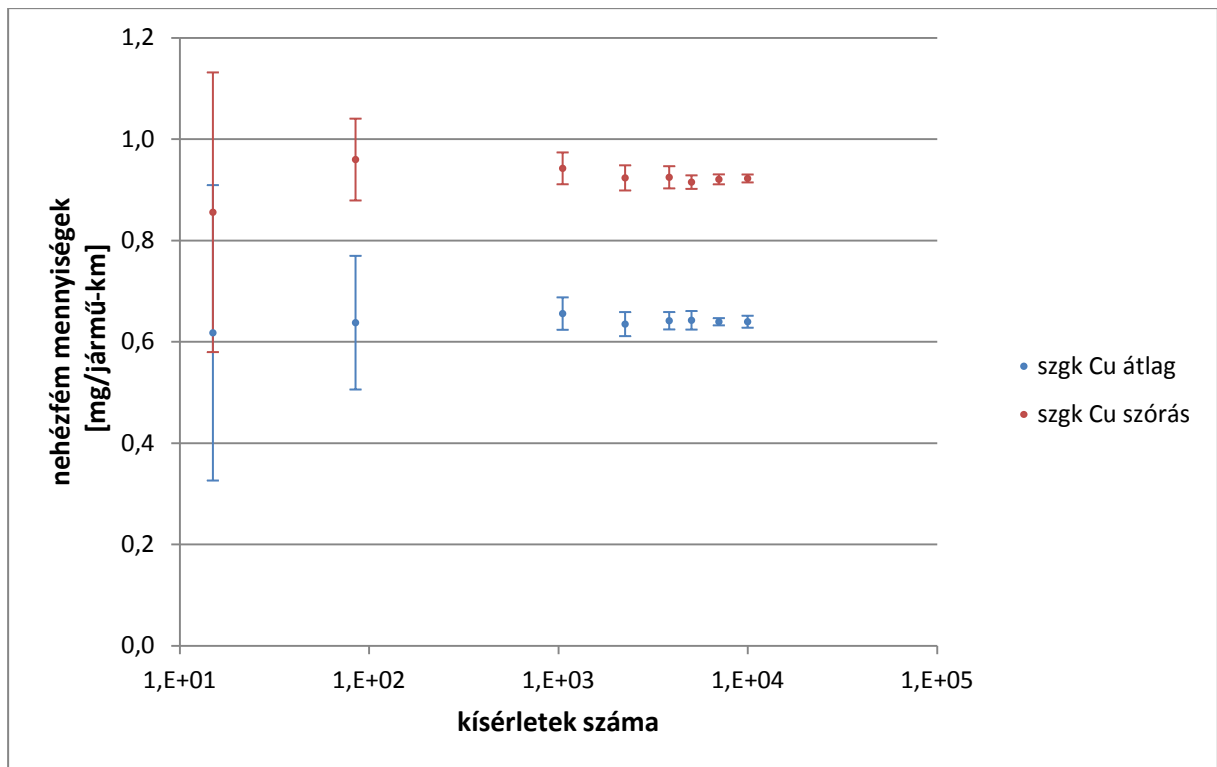
6. melléklet: Az M116-os mérőhely napi forgalmának átlaga, mediánja és szórása a 2011-es évben, napok szerinti bontásban



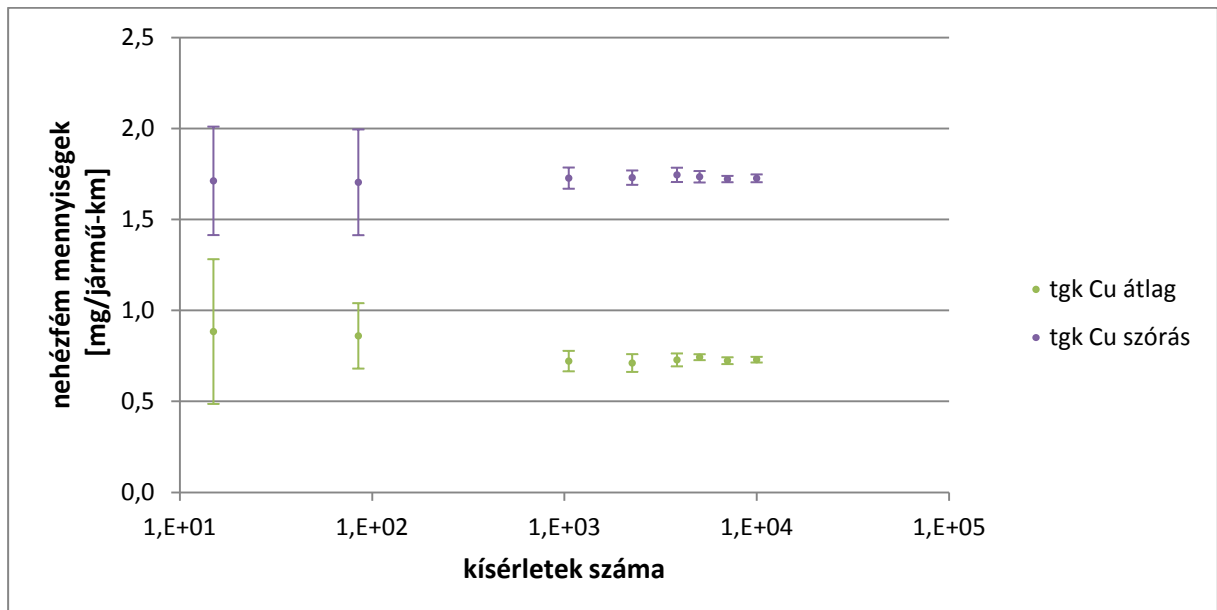
7. melléklet: Az M78-as mérőhely napi forgalmának átlaga, mediánja és szórása a 2010-es évben, napok szerinti bontásban



8. melléklet: Az M78-as mérőhely napi forgalmának átlaga, mediánja és szórása a 2011-es évben, napok szerinti bontásban

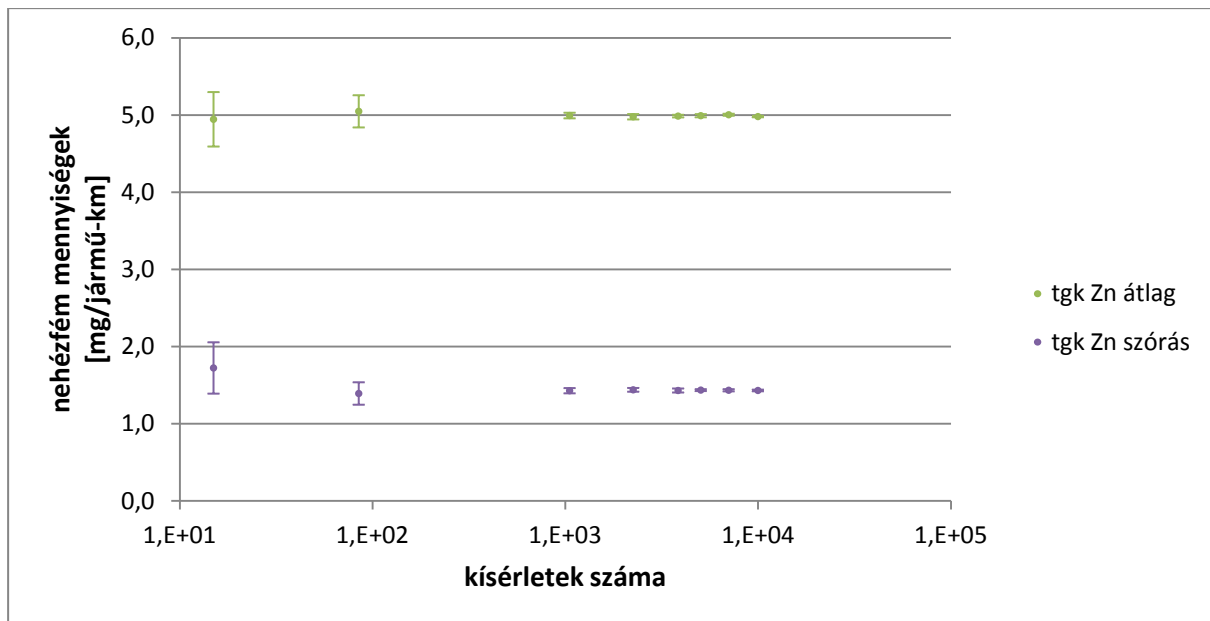


9. melléklet: Monte Carlo szimuláció stabilitásának vizsgálata személygépkocsi fékbetéteiből és gumiabroncsából származó réz lemosódás esetén



10. melléklet: Monte Carlo szimuláció stabilitásának vizsgálata tehergépjármű fékbetéteiből és gumiabroncsából származó réz lemosódás esetén





11. melléklet: Monte Carlo szimuláció stabilitásának vizsgálata tehergépjármű fékbetéteiből és gumiabroncsából származó cink lemosódás esetén

## Irodalomjegyzék

Athanasiadis K, Helmreich B, Horn H. *On-site infiltration of a copper roof runoff: Role of clinoptilolite as an artificial barrier material*. Water research 2007;**41**(15):3251-3258.

DOI: 10.1016/j.watres.2007.05.019

Berndtsson JC, Bengtsson L, Jinno K. *Runoff water quality from intensive and extensive vegetated roofs*. Ecological Engineering 2009;**35**(3):369-380.

DOI: 10.1016/j.ecoleng.2008.09.020

Budai P. *A közúti közlekedés nehézfém kibocsátásainak hatása a csapadékvíz szennyezettségére*. Doktori (PhD) értekezés. Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem, 2011.

[http://www.omikk.bme.hu/collections/phd/Epitomernoki\\_Kar/2011/Budai\\_Peter/ertekezes.pdf](http://www.omikk.bme.hu/collections/phd/Epitomernoki_Kar/2011/Budai_Peter/ertekezes.pdf)

[2012-10-26]

Budai P, Horváth A, Clement A, Buzás K. *Csapadékvízzel közvetített antropogén anyagáramok okozta környezetterhelés és a csapadékvíz hasznosítás feltételei városi környezetben*. Építőmérnöki Kar a Kutatóegyetemért, pp 97-102. Budapest, 2011.

Budai P, Horváth A, Clement A, Buzás K. *Települési csapadékvíz gazdálkodás*. Monográfia. TERC Kereskedelmi és Szolgáltató Kft. Szakkönyvkiadó Üzletága. Budapest, 2012. ISBN: 978 963 9968 36 3

Buzás K. *A közúti közlekedés hatása a felszíni csapadékvíz-lefolyás szénhidrogén szennyezettségére*. Doktori (PhD) értekezés. Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem, 2009.

[http://www.omikk.bme.hu/collections/phd/Epitomernoki\\_Kar/2009/Buzas\\_Kalman/ertekezes.pdf](http://www.omikk.bme.hu/collections/phd/Epitomernoki_Kar/2009/Buzas_Kalman/ertekezes.pdf)

[2012-02-17]

Buzás K, Somlyódy L. *Impacts of road traffic on water quality*. Periodica Polytechnica Ser. Civil Eng. 1997;**41**(2):95-106.

[2012-02-17]

Councill TB, Duckednfield KU, Landa ER, Callender EC. *Tire-Wear Particles as a Source of Zinc to the Environment*. Environmental Science and Technology 2004;**38**(15):4206-4214.

DOI: 10.1021/es034631f

Dannis ML. *Rubber dust from the normal wear of tyres*. Rubber Chemistry and Technology 1974;**47**:1011-1037.

Davis AP, Shokouian M, Ni S. *Loading estimates of Pb, Cu, Cd, and Zn in urban runoff from specific sources*. Chemosphere 2001;**44**(5):997-1009.

DOI: 10.1016/S0045-6535(00)00561-0

Egodawatta P, Thomas E, Goonetilleke A. *Understanding the physical processes of pollutant build-up and wash-off on roof surfaces*. Science of the Total Environment (2009), Vol. 407, Issue 6, pp. 1834–1841

Gadd J, Kennedy P. *House roof runoff: Is it as clean as we think?* 2nd South Pacific Stormwater Conference, Auckland, New Zealand, 27-29 June 2001.

Garg BD, Cadle SH, Mulawa PA, Groblicki PJ. *Brake Wear Particulate Emissions*. *Environmental Science and Technology* 2000;**34**(21):4463-4469.

DOI: 10.1021/es001108h

Gnecco I, Berretta C, Lanza LG, La Barbera P. *Storm water pollution in the urban environment of Genoa, Italy*. *Atmospheric Research* 2005;**77**(1-4):60-73.

DOI: 10.1016/j.atmosres.2004.10.017

He W, Odnevall Wallinder I, Leygraf C. *A laboratory study of copper and zinc runoff during first flush and steady-state conditions*. *Corrosion Science* 2001a;**43**(1):127-146.

DOI: 10.1016/S0010-938X(00)00066-4

He W, Odnevall Wallinder I, Leygraf C. *A comparison between corrosion rates and runoff rates from new and aged copper and zinc as roofing material*. *Water, Air, and Soil Pollution* 2001b;**1**(3-4):67-82.

DOI: 10.1023/A:1017547903442

Hjortenkrans DST, Bergbäck BG, Häggerud AV. *Metal Emissions from Brake Linings and Tires: Case Studies of Stockholm, Sweden 1995/1998 and 2005*. *Environmental Science and Technology* 2007;**41**(15):5224-5230.

DOI: 10.1021/es070198o

Iijima A, Sato K, Yano K, Kato M, KOzawa K, Furuta N. *Emission Factor for Antimony in Brake Abrasion Dusts as One of the Major Atmospheric Antimony Sources*. *Environmental Science and Technology* 2008;**42**(8):2937-2942.

DOI: 10.1021/es70213g

Kennedy P, Gadd J. *Preliminary examination of trace elements in tyres, brake pads, and road bitumen in New Zealand*. Prepared of for Ministry of Transport, New Zealand, Infrastructure Auckland; 2003.

<http://www.transport.govt.nz/research/Documents/stormwater-inorganic3.pdf> [2012-02-17]

Kolioussis M, Pouftis Ch. *Calculation of Tyre Mass Loss and Total Waste Material from Road Transport*. Diploma Thesis, Laboratory of Applied Thermodynamics, Report No. 0010, Thessaloniki, Greece; 2000.

Legret M, Pagotto C. *Evaluation of pollutant loadings in the runoff waters from a major rural highway*. *Science of the Total Environment* 1999;**235**(1-3):143-150.

DOI: 10.1016/S0048-9697(99)00207-7

Lim J-H, Sabin LD, Schiff KC, Stolzenbach KD. *Concentration, size distribution, and dry deposition rate of particle-associated metal in the Los Angeles region*. *Atmospheric Environment* 2006;**40**(40):7810-7823.

DOI: 10.1016/j.atmosenv.2006.07.025

Lowne RW. *The effect of road surface texture on tyre wear*. *Wear* 1970;**15**(1):57-70.

DOI: 10.1016/0043-1648(70)90186-9

Luhana L, Sokhi R, Warner L, Mao H, Boulter P, McCrae I, Wright J, Osborn D. *Measurement of non-exhaust particulate matter. Characterisation of Exhaust Particulate Emissions from Road Vehicles (PARTICULATES)*. Deliverable 8 of the European Commission DG TrEn 5<sup>th</sup> Framework PARTICULATES project; 2004.

Malmqvist P-A. *Urban storm water pollutant sources*. Chalmers University, Gothenburg, Sweden; 1983.

McAlister JJ, Smith BJ, Török A. *Element partitioning and potential mobility within surface dusts on buildings in a polluted urban environment, Budapest*. *Atmospheric Environment* 2006;**40**(355):6780-6790.

DOI: 10.1016/j.atmosenv.2006.05.071

Mészáros E. *Légekörnyezet*. Veszprémi Egyetemi Kiadó, Veszprém, 1993.

Novotny V, Chesters G. *Handbook of Nonpoint Pollution: Sources and Management*. Van Nostrand – Reinhold Publishers, New York, NY, 1981. ISBN: 9780442225636.

Novotny V, Olem H. *Water Quality: Prevention, Identification, and Management of Diffuse Pollution*.

Ozaki H, Watanabe I, Kuno K. *Investigation of the heavy metal sources in relation to automobiles*. *Water, Air, and Soil Pollution* 2004;**157**(1-4):209-223.

DOI: 10.1023/B:WATE.0000038897.63818.f7

Ökotest Magazin. *Ausgebremst – Test Bremsbeläge* 2002;(1):72.

Ötvös E, Pázmándi T, Tuba Z. *First national survey of atmospheric heavy deposition in Hungary by the analysis of mosses*. *Science of the Total Environment* 2003;**309**(1-3):151-160.

DOI: 10.1016/S0048-9697(02)00681-2

Quek U, Förster J. *Trace metals in roof runoff*. *Water, Air, and Soil Pollution* 1993;**68**(3-4):373-389.

DOI: 10.1007/BF00478464

Rauterberg-Wulff A. *Beitrag des Reifen- und Bremsabriebs zur Rußemission an Straßen*. Düsseldorf (Germany): VDI Verlag, 1998.

Sabin LD, Schiff KC. *Dry atmospheric deposition rates of metals along a coastal transect in southern California*. *Atmospheric Environment* 2008;**42**(27):6606-6613.

DOI: 10.1016/j.atmosenv.2008.04.042

Sakai H. *Friction and wear of tyre tread rubber*. *Tyre Science and technology* 1996;**24**(3):252-275.

DOI: 10.2346/1.2137522

Salma I, Maenhaut W, Zemplén-Papp É, Záray Gy. *Comprehensive characterisation of atmospheric aerosols in Budapest, Hungary: physicochemical properties of inorganic species*. *Atmospheric Environment* 2001 2001;**35**(25)4367-4378.

DOI: 10.1016/S1352-2310(01)00204-7

Salma I, Maenhaut W. *Changes in elemental composition and mass of atmospheric aerosol pollution between 1996 and 2002 in a Central European city*. *Environmental Pollution* 2006;**143**(3):479-488.

DOI: 10.1016/j.envpol.2005.11.042

Sartor JD, Boyd GB. *Water pollution aspects of street surface contaminants*. US EPA Office of Research and Monitoring, Report EPA-R2-72/081 (NTIS PB-214408). U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, 1972.

Schipper PNM, Comans RNJ, Dijkstra JJ, Vergouwen L. *Runoff and windblown vehicle spray from road surfaces, risks and measures for soil and water*. *Water Science and Technology* 2007;**55**(3):87-96.

DOI: 10.2166/wst.2007.076

Schriewer A, Horn H, Helmreich B. *Time focused measurements of roof runoff quality*. *Corrosion Science* 2008;**50**(2)384-391.

DOI:10.1016/j.corsci.2007.08.011

Simmons G, Hope V, Lewis G, Whitmore J, Gao W. *Contamination of potable roof-collected rainwater in Auckland, New Zealand*. *Water Research* 2001;**35**(6);1518-1524.

DOI: 10.1016/S0043-1354(00)00420-6

Thorpe A, Harrison RM. *Sources and properties of non-exhaust particulate matter from road traffic: A review*. *Science of the Total Environment* 2008;**400**(1-3):270-282.

DOI: 10.1016/j.scitotenv.2008.06.007.

U.S. Army Corps of Engineers. *Urban Stormwater runoff model – STORM*. The Hydrologic Engineering Center, Davis, CA, 1974.

Van Metre PC, Mahler BJ. *The contribution of particles washed from rooftops to contaminant loading to urban streams*. *Chemosphere* 2003;**52**(10)\_1727-1741.

DOI: 10.1016/S0045-6535(03)00454-5

Vaze J, Chiew FHS. *Experimental study of pollutant accumulation on an urban road surface*. *Urban Water* 2002;**4**(4):379-389.

DOI: 10.1016/S1462-0758(02)00027-4

von Uexküll O, Skerfving S, Doyle R, Braungart M. *Antimony in brake pads – a carcinogenic component?* *Journal of Cleaner Production* 2005;**13**(1):19-31.

DOI: 10.1016/j.jclepro.2003.10.008

Westerlund K-G., 2001. *Metal Emissions from Stockholm Traffic – Wear of Brake Linings*. Reports from SLB-analysis 3:2001, The Stockholm Environment and Health Protection Administration, Stockholm, 2001.

[http://miljobarometern.stockholm.se/content/docs/mg/westerlund\\_eng.pdf](http://miljobarometern.stockholm.se/content/docs/mg/westerlund_eng.pdf) [2011-06-28]

Yi S-M, Shahin U, Sivadechathep J, Sofuoglu SC, Holsen TM. *Overall elemental dry deposition velocities measured around Lake Michigan*. *Atmospheric Environment* 2001;**35**(6):1133-1140.

DOI: 10.1016/S1352-2310(00)00242-9

## **Köszönetnyilvánítás**

Szeretném megköszönni Horváth Adriennek, hogy dolgozatom megírásához hasznos tanácsokkal és ötletekkel látott el, külön kiemelve az angol abstract megírásához nyújtott segítségét. A jövőben is szeretnék együtt dolgozni vele.

Szintén köszönet illeti Dr. Budai Pétert, aki rendkívüli szakmai tanácsaival nagyban elősegítette tudományos szemléletem fejlődését. A számításokhoz nyújtott támogatása elengedhetetlen volt a dolgozat sikeres megírásához, az eredmények kiértékeléséhez.

Köszönettel tartozom Dr. Clement Adrienne Tanár nőnek, amiért ilyen nagyszerű emberekhez irányított, mikor munkát kerestem. A jövőben is szeretnék segédkezni a tanszéki feladatokban.

A forgalmi adatokat köszönöm Kenyeres Attilának, a BKK Közút Zrt. munkatársának, akitől értékes információkat nyertünk a terület forgalmi viszonyaira vonatkozóan.