



**Dr. Buzás Kálmán**

**A KÖZÚTI KÖZLEKEDÉS HATÁSA A FELSZÍNI  
CSAPADÉKVÍZ-LEFOLYÁS SZÉNHYDROGÉN  
SZENNYEZETTSÉGÉRE**

Doktori (PhD) értekezés

Témavezető:

**Somlyódy László**  
egyetemi tanár, az MTA rendes tagja

Budapest  
2009

## TARTALOMJEGYZÉK

<b>1. BEVEZETÉS ÉS A TÉMAKÖR INDOKOLTSÁGA.....</b>	<b>5</b>
<b>2. AZ ÉRTEKEZÉS TEMATIKUS LEHATÁROLÁSA ÉS CÉLKITÚZÉSEI.....</b>	<b>5</b>
<b>3. A SZAKIRODALOM KRITIKAI ÉRTÉKELÉSE.....</b>	<b>7</b>
3.1 A KÖZLEKEDÉSI UTAK JELLEMZŐ SZENNYEZŐ ANYAGAI.....	8
3.1.1 A városi diffúzió szennyezés szennyező anyagai.....	8
3.1.2 A külterületi közlekedési felületek szennyezőanyagai.....	8
3.2 A SZENNYEZŐANYAGOK FELHALMOZÓDÁSÁNAK ÉS LEMOSÓDÁSÁNAK FOLYAMATA.....	10
3.3 A KÖZUTAKRÓL LEFOLYÓ VIZEK TISZTÍTÁSÁNAK LEHETŐSÉGEI.....	12
3.3.1 A lehetőségeket meghatározó általános szempontok.....	12
3.3.2 A tisztítási technológiák alapfolyamatai.....	13
3.3.3 Alkalmazható tisztítás-technológiák.....	15
3.4 A SZAKIRODALOMBÓL NYERHETŐ INFORMÁCIÓK GYAKORLATI ALKALMAZHATÓSÁGÁNAK KORLÁTAI.....	18
<b>4. ALKALMAZOTT MÓDSZEREK.....</b>	<b>18</b>
4.1 MÓDSZERTANI MEGFONTOLÁSOK.....	18
4.2 HELYSZÍNI MINTAVÉTEL.....	21
4.2.1 A helyszín kiválasztása.....	21
4.2.2 A mintavevő berendezés kialakítása.....	22
4.3 ANALITIKAI MÓDSZEREK.....	24
4.4 A MÉRÉSI ADATOK FELDOLGOZÁSA.....	24
4.4.1 A helyszíni vizsgálatokból rendelkezésre álló adatok.....	24
4.4.2 A lefolyási idősorok értékelése.....	25
4.4.3 Esemény átlagkoncentrációk meghatározása.....	25
4.4.4 Statisztikai vizsgálatok.....	26
4.5 LABORATÓRIUMI KÍSÉRLETEK.....	27
4.5.1 Ülepítési kísérletek.....	27
4.5.1 Szűrési kísérletek.....	27
<b>5. A LEFOLYÁS SZENNYEZETTSÉGÉNEK VIZSGÁLATA.....</b>	<b>29</b>
5.1 A MÉRÉSI EREDMÉNYEK ÉRTÉKELÉSE.....	29
5.2 A TPH, PAH ÉS LEBEGŐANYAG KONCENTRÁCIÓK ALAKULÁSA AZ EGYES CSAPADÉKESEMÉNYEK SORÁN.....	35
5.3 A LEFOLYÁSBAN ELŐFORDULÓ PAH FÉLESÉGEK ÉS FORRÁSAIK.....	39
<b>6. A CSAPADÉKVÍZ TISZTÍTÁSI LEHETŐSÉGEINEK VIZSGÁLATA.....</b>	<b>43</b>
6.1 MÓDSZEREK.....	43
6.2 TPH ÉS LEBEGŐANYAG ELTÁVOLÍTÁS ÜLEPÍTÉSSEL.....	44
6.3. TPH ELTÁVOLÍTÁS PERLIT SZŰRŐKÖZEGGEL, ÉS KOALESZCENZ SZŰRŐBETÉTTel.....	47
6.3.1 Perlit töltetű szűrő.....	47
6.3.2 Koaleszcenz szűrő.....	48
6.4 TPH ÉS PAH ELTÁVOLÍTÁS HOMOKSZŰRŐVEL.....	49
6.4.1 A kísérleti berendezés.....	49
6.4.2 A szűrési program.....	50
6.4.3 Mérési eredmények.....	50
6.4.4 A szűrőtöltet vizsgálata.....	52
6.4.5 Az eredmények értékelése.....	54
<b>7. A LEFOLYÁS TPH SZENNYEZETTSÉGÉNEK ELŐREJELZÉSE, TÁROZÓ TÉRFOGAT MEGHATÁROZÁSA.....</b>	<b>56</b>
7.1 AZ ELJÁRÁS MÓDSZERE ÉS LÉPÉSEI.....	56
7.2 AZ ESEMÉNY ÁTLAGKONCENTRÁCIÓ (TPH <sub>E</sub> ) MEGHATÁROZÁSA A CSAPADÉK MAGASSÁGÁNAK ÉS A CSAPADÉK IDEJÉN ZAJLÓ FORGALOMNAK A FÜGGVÉNYÉBEN.....	59
7.3 A HIÁNYZÓ FORGALMI ADAT ELŐÁLLÍTÁSA FUZZY LEKÉPEZŐ RENDSZERREL.....	60
7.4 A TPH KONCENTRÁCIÓ ÉS EMISSZIÓ SZÁMÍTÁSA.....	62
7.4.1 A forgalom és a csapadék éves eloszlásának elemzése.....	62

7.4.2 A forgalom és csapadék eloszlásainak függetlenség vizsgálata .....	64
7.4.3 A forgalom és a csapadék együttes, éves előfordulásának modellezése és az empirikus eloszlás meghatározása.....	64
7.4.4 Az l (g/ha) fajlagos emisszió empirikus eloszlásának meghatározása a mintavételezési évre.....	65
7.4.5 Az eredmények kiterjesztése különböző eloszlási paraméterű forgalmakra, átlagos csapadékoságú év feltételezésével a $TPH_E$ és L értékeinek meghatározásához .....	66
7.4.6 A mintavételezési év eredményeinek kiterjesztése különböző eloszlási paraméterű forgalmakra, átlagos csapadékoságú év feltételezésével az l, fajlagos, és L fajlagos, éves emissziók meghatározásához .....	70
7.5 A VÍZMINŐSÉGVÉDELMI CÉLÚ TÁROZÓ FAJLAGOS TÉRFOGATÁNAK ( $V, m^3/HA$ ) MEGHATÁROZÁSA .....	72
<b>8. AZ EREDMÉNYEK TÉZISSZERŰ ÖSSZEFOGLALÁSA.....</b>	<b>76</b>
<b>FELHASZNÁLT IRODALOM.....</b>	<b>78</b>
<b>AZ ÉRTEKEZÉS TÉMAKÖRÉBEN KÉSZÜLT PUBLIKÁCIÓK.....</b>	<b>87</b>

## FÜGGELÉKEK

1. FÜGGELÉK: A SZENNYEZŐANYAGOK FELHALMOZÓDÁSÁNAK ÉS LEMOSÓDÁSÁNAK FOLYAMATA
2. FÜGGELÉK: A LEFOLYÁS TISZTÍTÁSÁRA SZOLGÁLÓ MEGOLDÁSOK ÉS SZERKEZETI KIALAKÍTÁSUK
3. FÜGGELÉK: AZ M0 AUTÓPÁLYA DIÓSDI MÉRŐÁLLOMÁSÁN MÉRTE ADATOK ELOSZLÁSÁNAK KIÉRTÉKELÉSE

## KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

### ÁBRAJEGYZÉK

- 2-1. ÁBRA: AZ ÉRTEKEZÉS ÁLTAL TÁRGYALT TÉMAKÖRÖK
- 4-1. ÁBRA: A KÖZÚTI KÖZLEKEDÉS EREDETŰ DIFFÚZ TERHELÉS ALAPFOLYAMATAI ÉS ANNAK TERVEZÉSI PARAMÉTER SZINTŰ LEEGYSZERŰSÍTÉSE
- 4-2. ÁBRA: MINTAVÉTELEK HELYSZÍNEI (1 – M0, ANNA-HEGY, 2 – M7, MARTONVÁSÁR)
- 4-3. ÁBRA: A FELSZÍNI LEFOLYÁS MINTÁZÁSI STRATÉGIÁI
- 4-4. ÁBRA: A MINTAVEVŐ BERENDEZÉS SZERKEZETE ÉS ELHELYEZÉSE
- 4-5. ÁBRA: LEFOLYÁS MINTÁZÁSA KÜLÖNBÖZŐ LEFUTÁSÚ ÁRHULLÁMOKNÁL
- 5-1. ÁBRA: A LEFOLYÁS TPH TARTALMÁNAK JELLEGZETES GC DIAGRAMJA
- 5-2. ÁBRA: AZ ÚTPÁLYÁRÓL LEMOSÓDÓ SZILÁRD ANYAGOK SZEMCSEMÉRET ELOSZLÁSA
- 5-3. ÁBRA: A LEBEGŐANYAG, A KOI, A TPH ÉS AZ ÖSSZES PAH MÉRTE KONCENTRÁCIÓ TARTOMÁNYAI ÉS A SZABÁLYOZÁSI HATÁRÉRTÉKEK
- 5-4. ÁBRA: AZ ÖSSZES LEBEGŐANYAG ÉS AZ ÖSSZES PAH KORRELÁCIÓS KAPCSOLATA
- 5-5. ÁBRA: AZ ÖSSZES LEBEGŐANYAG ÉS AZ ÖSSZES TPH KORRELÁCIÓS KAPCSOLATA
- 5-6. ÁBRA: AZ ÖSSZES TPH ÉS AZ ÖSSZES PAH KORRELÁCIÓS KAPCSOLATA
- 5-7. ÁBRA: AZ ÖSSZES LEBEGŐANYAG KONCENTRÁCIÓ NORMALIZÁLT VÁLTOZÁSA AZ EGYES LEFOLYÁS ESEMÉNYEK SORÁN
- 5-8. ÁBRA: AZ ÖSSZES TPH KONCENTRÁCIÓ NORMALIZÁLT VÁLTOZÁSA AZ EGYES LEFOLYÁS ESEMÉNYEK SORÁN
- 5-9. ÁBRA: AZ ÖSSZES PAH KONCENTRÁCIÓ NORMALIZÁLT VÁLTOZÁSA AZ EGYES LEFOLYÁS ESEMÉNYEK SORÁN
- 5-10. ÁBRA: MODELLEZETT SEBESSÉGELOSZLÁSI KÉP VEKTORÁBRÁJA A VÍZBORÍTÁS FELSZÍNÉN (A) ÉS AZ ÚTBUKOLAT FELSZÍNÉN (B) KIALAKULÓ SEBESSÉGEKRŐL
- 5-11. ÁBRA: A PAH-FÉLESÉGEK ÁTLAGOS KONCENTRÁCIÓI A LEFOLYÁSMINTÁKBAN
- 5-12. ÁBRA: A PAH-FÉLESÉGEK KONCENTRÁCIÓ TARTOMÁNYAI A LEFOLYÁSMINTÁKBAN
- 5-13. ÁBRA: AZ AUTÓPÁLYA-LEFOLYÁSBÓL KIMUTATOTT PAH-OK FORRÁSA
- 6-1. ÁBRA: A TPH KONCENTRÁCIÓ VÁLTOZÁSA AZ ÜLEPEDÉS SORÁN
- 6-2. ÁBRA: A LEBEGŐANYAG KONCENTRÁCIÓ VÁLTOZÁSÁNAK NORMALIZÁLT GÖRBÉI
- 6-3. ÁBRA: A LEBEGŐANYAG ÉS A TPH KONCENTRÁCIÓJÁNAK VÁLTOZÁSA AZ ÜLEPÍTÉS SORÁN
- 6.4. ÁBRA: A LEBEGŐANYAGTARTALOM TPH TARTALMÁNAK VÁLTOZÁSA AZ ÜLEPEDÉS SORÁN
- 6-5. ÁBRA: A PERLIT TÖLTETŰ SZŰRŐ TPH ÉS LEBEGŐANYAG ELTÁVOLÍTÁSA AUTÓPÁLYA LEFOLYÁSBÓL
- 6-6. ÁBRA: A HOMOKSZŰRŐ TÖLTETÉNEK SZEMELOSZLÁSI GÖRBÉJE
- 6-7. ÁBRA: A SZŰRLETEK TPH KONCENTRÁCIÓI RÉTEGENKÉNT ÉS ÉVENKÉNT (BAL), ÉS A SZŰRLETEK TPH KONCENTRÁCIÓINAK VÁLTOZÁSA A SZŰRŐRÉTEG VASTAGSÁGA SZERINT (JOB)
- 6-8. ÁBRA: A SZŰRLETEK PAH KONCENTRÁCIÓI RÉTEGENKÉNT ÉS ÉVENKÉNT (BAL), ÉS A SZŰRLETEK PAH KONCENTRÁCIÓINAK VÁLTOZÁSA A SZŰRŐRÉTEG VASTAGSÁGA SZERINT (JOB)
- 7-1. ÁBRA: A CSAPADÉK, FORGALOM ÉS TPH MÉRÉSI EREDMÉNYEK FELDOLGOZÁSÁNAK FŐBB LÉPÉSEI
- 7-2. ÁBRA: A MÉRTE ÉS SZÁMÍTOTT  $TPH_E$  ÉRTÉKEK ILLESZKEDÉSE 95%-OS KONFIDENCIA SZINTEN
- 7-3. ÁBRA: ÓRÁS FORGALOM ADATSOR LEKÉPEZÉSE FUZZY ALGORITMUSSEL
- 7-4. ÁBRA: A FORGALOM ELOSZLÁSA A MINTAVÉTELEZÉSI ÉVBEN

- 7.5. ÁBRA: AZ ÁTLAGOS CSAPADÉKOSSÁGÚ ÉV HATÉKONY CSAPADÉKAINAK ELOSZLÁSA
- 7-6. ÁBRA: AZ ESEMÉNY ÁTLAG KONCENTRÁCIÓK ÉVES, EMPIRIKUS ELOSZLÁSA AZ M0 AUTÓPÁLYA VIZSGÁLT SZAKASZÁN
- 7-7. ÁBRA: A FAJLAGOS TPH EMISSZIÓ EMPIRIKUS ELOSZLÁSA AZ M0 AUTÓPÁLYA VIZSGÁLT SZAKASZÁN
- 7-8. ÁBRA: A REGRESSZIÓS EGYENLET EGYÜTTHATÓINAK ÉRZÉKENYSÉGE A CSAPADÉKMÉRÉS ÉS A TPH ANALITIKA PONTATLANSÁGÁRA
- 7-9. ÁBRA: A  $TPH_E$  ÉVES, VÁRHATÓ ÉRTÉKÉNEK VÁLTOZÁSA AZ ÉVES FORGALOM VÁRHATÓ ÉRTÉKÉNEK ( $E(J)$ ) FÜGGVÉNYÉBEN, KÜLÖNBÖZŐ RELATÍV SZÓRÁSOK ESETÉN
- 7.10. ÁBRA: A  $TPH_E$  50 ÉS 95%-OS TARTÓSSÁGÚ ÉRTÉKEI A FORGALOM VÁRHATÓ ÉRTÉKÉNEK FÜGGVÉNYÉBEN, (A FORGALOM RELATÍV SZÓRÁSA 0.75)
- 7.11. ÁBRA: A  $TPH_E$  50 ÉS 95%-OS TARTÓSSÁGÚ ÉRTÉKEI A FORGALOM VÁRHATÓ ÉRTÉKÉNEK FÜGGVÉNYÉBEN, (A FORGALOM RELATÍV SZÓRÁSA 0.25)
- 7.12. ÁBRA: A FAJLAGOS TERHELÉS VÁRHATÓ ÉS 95%-OS TARTÓSSÁGÚ ÉRTÉKEI A FORGALOM VÁRHATÓ ÉRTÉKÉNEK FÜGGVÉNYÉBEN
- 7-13. ÁBRA: AZ L, (KGTPH/HA,ÉV) FAJLAGOS, ÉVES EMISSZIÓ ÁTLAGÉRTÉKÉNEK VÁLTOZÁSA A FORGALOM ELOSZLÁSÁNAK VÁRHATÓ ÉRTÉKE ( $E(J)$ ) FÜGGVÉNYÉBEN
- 7-14.ÁBRA: A TÁROZANDÓ CSAPADÉKMAGASSÁG ÉS A TÁROZOTT LEFOLYÁSOK KONCENTRÁCIÓJÁNAK ELOSZLÁSA  $TPH_E = 2$  MG/L-ES HATÁRÉRTÉK ESETÉN
- 7-15. ÁBRA: A TÁROZANDÓ CSAPADÉKMAGASSÁGOK A SZABÁLYOZÁSI HATÁRÉRTÉK 95%-OS VALÓSZÍNŰSÉGŰ BETARTÁSÁHOZ A FORGALOM ELOSZLÁSI PARAMÉTEREINEK FÜGGVÉNYÉBEN
- 7-16. ÁBRA: VÍZMINŐSÉGVÉDELMI CÉLÚ FAJLAGOS TÁROZÓTÉRFOGATOK A SZABÁLYOZÁSI HATÁRÉRTÉK 95%-OS VALÓSZÍNŰSÉGŰ BETARTÁSÁHOZ A FORGALOM ELOSZLÁSI PARAMÉTEREINEK FÜGGVÉNYÉBEN

## TÁBLÁZATOK JEGYZÉKE

- 3-1. TÁBLÁZAT: AZ ASZFALT ÚT KOPÁSÁBÓL SZÁRMAZÓ ÉVES EMISSZIÓK
- 3-2. TÁBLÁZAT: AZ ASZFALT ÚT KOPÁSÁBÓL SZÁRMAZÓ ÉVES EMISSZIÓK
- 3-3. TÁBLÁZAT: A KÖZLEKEDŐ JÁRMŰVEK ÉVES SZENNYEZŐANYAG KIBOCSÁTÁSAINAK ARÁNYA HOLLANDIÁBAN
- 3-4. TÁBLÁZAT: EGYES SZENNYEZŐANYAGOK ELSŐDLEGES ELTÁVOLÍTÁSI ALAPFOLYAMATAI
- 0-5. TÁBLÁZAT: SZENNYEZÉS JELLEMZŐI NORMÁL ÜZEMELÉS ÉS HAVÁRIA ESETÉN
- 3-6. TÁBLÁZAT: A LEFOLYÁS SZENNYEZETTSÉGÉNEK CSÖKKENTÉSÉRE ALKALMAZOTT MŰSZAKI MEGOLDÁSOK
- 4-1. TÁBLÁZAT: A VÍZMINTÁKBÓL MEGHATÁROZOTT KOMPONENSEK ÉS A VIZSGÁLATI MÓDSZEREK
- 5-1. TÁBLÁZAT: A LEFOLYÁS MINTÁZÁSOK ÖSSZESÍTETT SZÉNHYDROGÉN ÉS LEBEGŐANYAG KONCENTRÁCIÓINAK STATISZTIKAI JELLEMZŐI
- 5-2.TÁBLÁZAT: A LEFOLYÁSI ESEMÉNYEKRE SZÁMÍTOTT ESEMÉNY ÁTLAGKONCENTRÁCIÓK STATISZTIKAI JELLEMZŐI
- 5-3.TÁBLÁZAT: A METEOROLÓGIAI PARAMÉTEREK ÉS A FORGALOM NAGYSÁGÁNAK JELENTŐSÉGE AZ EGYES SZENNYEZŐANYAG KONCENTRÁCIÓK ALAKULÁSÁBAN
- 5-4. TÁBLÁZAT: A SZENNYEZŐK KÖZÖTTI KAPCSOLAT KORRELÁCIÓS TÉNYEZŐI
- 5-5. TÁBLÁZAT: A LEFOLYÁSBÓL KIMUTATOTT PAH-FÉLESÉGEK
- 5-6. TÁBLÁZAT: A PAH-FÉLESÉGEK KONCENTRÁCIÓ TARTOMÁNYAI A LEFOLYÁSMINTÁKBAN
- 5-7. TÁBLÁZAT: PAH- FÉLESÉGEK JELLEMZŐ ARÁNYAI, EGYEDI FORRÁSOK
- 5-8. TÁBLÁZAT: EGYEDI FORRÁSOK Ö.PAH TARTALMA ÉS AZ ÜZEMANYAG ÉGÉSÉT JELLEMZŐ IZOMEREK ARÁNYA
- 6-1. TÁBLÁZAT: A KOALESZCENZ SZŰRÉSI KÍSÉRLET HATÉKONYSÁGI MUTATÓI
- 6-2. TÁBLÁZAT: A SZŰRLETEK TPH KONCENTRÁCIÓI RÉTEGENKÉNT, ÉVENKÉNT, ÉS A MÉRÉS ÁTLAGÁBAN  $C_3$ - $C_{12}$  ÉS  $C_{13}$ - $C_{40}$  SZERINTI BONTÁSBAN
- 6-3.TÁBLÁZAT: A SZŰRLETEK PAH KONCENTRÁCIÓI RÉTEGENKÉNT, ÉVENKÉNT, ÉS A MÉRÉS ÁTLAGÁBAN NAFTALINOK ÉS EGYÉB PAH-OK SZERINTI BONTÁSBAN
- 6-4. TÁBLÁZAT: A SZŰRŐRÉTEGEK TPH ÉS PAH TARTALMA A SZŰRÉSI PROGRAM UTÁN
- 6-5. TÁBLÁZAT: MARADÉK TPH KONCENTRÁCIÓ AZ EGYES RÉTEGEK SZŰRLETEIBEN
- 7-9. TÁBLÁZAT: MÉRÉSI EREDMÉNYEK
- 7-2. TÁBLÁZAT: AZ OMSZ ÁLTAL MÉRT CSAPADÉKOK TARTÓSSÁGA
- 7-3. TÁBLÁZAT: CSAPADÉKOK ELŐFORDULÁSI IDŐTARTAMA ÁTLAGOS CSAPADÉKÚ ÉVBEN
- 7-4. TÁBLÁZAT: MODELL FORGALMAK ELOSZLÁSI PARAMÉTEREI
- 7-5. TÁBLÁZAT: A (7-5) ÉS (7-6) EGYENLETEK KONSTANSZAI
- 7-6. TÁBLÁZAT: A (7-7) ÉS (7-8) EGYENLETEK PARAMÉTEREI ÉS A SZÁMÍTÁSI EREDMÉNYEK HIBATARTOMÁNYA
- 7-7. TÁBLÁZAT: A (7-9) EGYENLET EGYÜTTHATÓI
- 7-8. TÁBLÁZAT: A (7-8) EGYENLET PARAMÉTEREI
- 7-9. TÁBLÁZAT: A (7-9) EGYENLET PARAMÉTEREI

## **1. Bevezetés és a témakör indokoltsága**

A közlekedési felületekről származó emisszió egyike a legjobban kutatott diffúz szennyezési területeknek. A közlekedő gépjárművek számos, nagyrészt toxikus szerves és szervetlen mikroszennyezőt juttatnak a környezetbe, melyek különböző transzmissziós pályákon eléri a felszíni és a felszín alatti vizeket. A Víz Keretirányelv az emittált szennyezők némelyikét az elsőbbségi, tehát veszélyes kategóriába sorolja, és csak alacsony immissziós értékeiket engedélyezi a befogadókban. Ide tartoznak az értekezés egyik tárgyát képező egyes policiklikus aromás szénhidrogén-féleségek is. A tárgyalt másik szennyező, az alifás szénhidrogének csoportja pedig közismerten kedvezőtlen hatást fejt ki a vízi környezet élővilágára és korlátozza a víz emberi fogyaszthatóságát is.

Az elmúlt évtizedben új autópályák száz kilométerei épültek, keresztezve vízfolyásokat és sérülékeny felszín alatti víztartókat. A környezetvédelmi engedélyezési gyakorlat számára azonban nem áll rendelkezésre olyan jogszabály, melyben a csapadéklefolyással szállított szennyezők megengedhető határértékei tudományosan megalapozott kutatásokon alapulnának. A pályákról lefolyó csapadékvízben a megengedhető TPH koncentrációt, a vonatkozó jogszabályok és a lefolyás szennyezettségére vonatkozó ismeretek hiánya miatt az egyes területi hatóságok különbözőképpen határozták meg. Az előírások alapja a 28/2004.(XII.25.), a vízszennyező anyagok kibocsátásaira vonatkozó határértékekről és alkalmazásuk egyes szabályairól szóló KvVM rendelet. A rendelet folyamatos kibocsátással jellemezhető tevékenységekről szól, aminek az alkalmazása a csapadékeseményekhez kötődő emissziók esetén több tekintetben kérdéses a szennyezettség jelentkezésének és mértékének nagyfokú változékonysága, valamint az ellenőrizhetőség nehézségei miatt. Nem egységes az autópályáknál gyakran kínálkozó lehetőség, a talaj-talajvíz befogadóba való elhelyezés megítélése sem. Az autópályák PAH emisszióit a hazai gyakorlatban nem szabályozzák.

Következésképpen a vízvezetés tervezői lényegében nem megoldható feladattal szembesültek, mivel nem álltak rendelkezésre a szennyezettség forgalomfüggő várható értékei, és a csökkentés tervezhető paraméterekkel leírható műszaki megoldásai. Az a gyakorlat alakult ki, hogy minden esetben, ha az engedélyező hatóság egy felszíni befogadóba vezetésnél elfolyó határértéket írt elő a tervező a piacon rendelkezésre álló olajfogók valamelyikét tervezte be. Ezek leválasztási hatékonyságát azonban a szélsőségesen változó hidraulikai és szennyezettségi feltételekre egyik fél sem vizsgálta. Eredményként többségében a környezeti hatékonyság szempontjából kérdéses, és drága megoldások keletkeztek.

## **2. Az értekezés tematikus lehatárolása és célkitűzései**

Az útburkolatról lefolyó vizek az inert lebegőanyagtartalom mellett a kémiai és biológiai szennyezők széles körét tartalmazzák, a forgalomtól és csapadéktól függően változó koncentrációkban, illetve egyedszámban. Amint azt a bevezetőben láttuk, a környezetvédelmi hatósági engedélyezési gyakorlat jelenleg ezek közül az ásványolaj (TPH – Total Petroleum Hydrocarbon) koncentrációjára ad előírásokat. Az eredmények gyakorlati alkalmazását is szem előtt tartva az értekezés a csapadékvíz-lefolyás közötti közlekedés eredetű szennyezését és a szennyezők eltávolítását elsősorban két különböző szénhidrogén csoport (TPH és PAH-ok) vonatkozásában tárgyalja.

Kutatásunk fő célja olyan tervezési eljárás kidolgozása volt, ami az úttervezés műszaki alapparamétere, a forgalom és a vízminőségvédelem szabályozási paramétere, a TPH koncentráció és/vagy TPH terhelés között, tudományosan megalapozott, a hatótényezők előfordulásának valószínűségi jellegét figyelembe vevő kapcsolatra épül.

Az értekezés célkitűzéseiként az alábbi feladatokat határozzuk meg:

- A közúti csapadékvizek vízminőségi viszonyainak feltárását szolgáló mintavételi módszer kifejlesztése és alkalmazása kiválasztott mintaterületeken;
- A lemosódás folyamatának kísérletes (mérési) és modell számítással történő elemzése;
- A lefolyás szennyezettsége, a szennyezők közötti kapcsolat feltárása, és ezek függése a kiváltó csapadék esemény és a forgalom jellemzőitől, a kísérleti eredmények kiértékelése hazai és nemzetközi tapasztalatok alapján;
- A felszíni lefolyás közúti közlekedés eredetű szénhidrogén szennyezettségének számítása, a befolyásoló tényezők meghatározása;
- A lemosódásból származó szennyezőanyag terhelés csökkentését szolgáló módszerek értékelése, a kezelési módszerek (ülepítés, szűrés) hatékonyságának tesztelése és összehasonlítása laboratóriumi kísérletekkel;
- Az útpályákról lefolyó vizek tisztítására szolgáló létesítmények tervezési alapjainak kidolgozása, számítási eljárás az autópályákról és más közutakról lefolyó csapadékvizek okozta környezet terhelés csökkentését szolgáló tisztító műtárgy tervezéséhez;
- Javaslatok az alkalmazható tisztítási eljárások továbbfejlesztésére, a betervezett védelmi létesítmények hatékonyságát ellenőrző monitoring kidolgozására és az engedélyezési eljárásra vonatkozóan.

Az értekezésben tárgyalt főbb témaköröket, és azok egymáshoz való kapcsolódását a 2-1. ábrán mutatjuk be.

A terepi mérésorozat megindítása előtt kiterjedt szakirodalmi feltárást végeztünk. A szakirodalom valamennyi szennyezőanyagra vonatkozóan nagy, esetenként egy-két nagyságrendet is elérő tartományban változó szennyezettségekről számol be, jelezve az összetett folyamatok és a mintavételezési, illetve analitikai megoldások meghatározó szerepét a nyerhető információk megbízhatóságában. A témakör szakirodalmi áttekintését a 3. fejezetben adjuk meg.

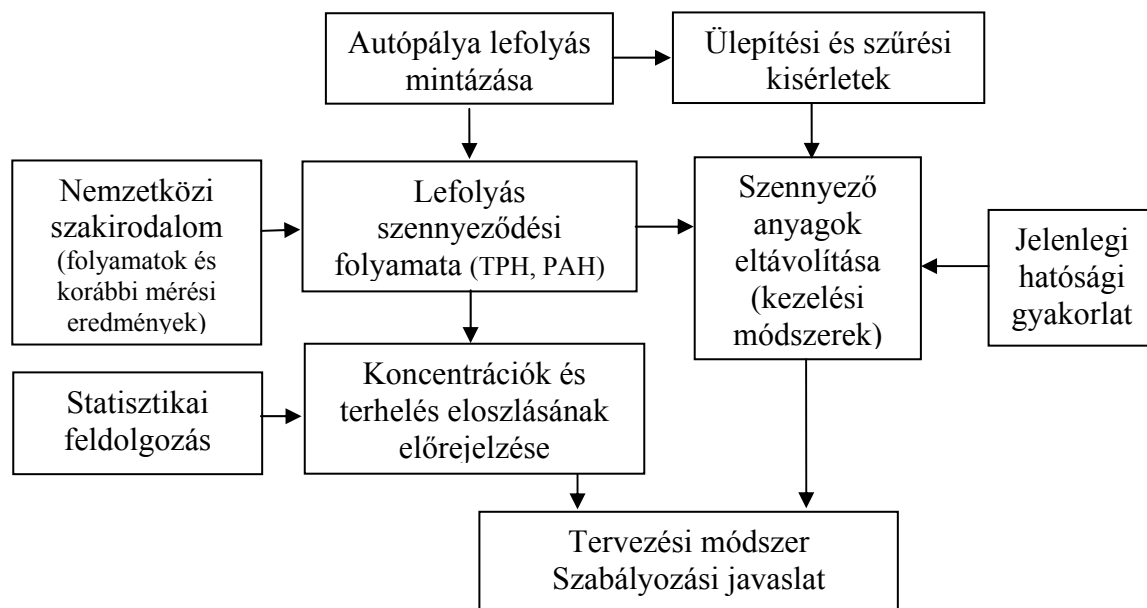
Az útpályákról lefolyó vizek szennyeződésének folyamatának tanulmányozásához 2005-2007 között az M0 és M7 autópályák egy-egy szelvényében mintavételi programot hajtottunk végre, melynek során a lefolyó csapadékvizek folyamatos mintavételezését végeztük, a meteorológiai paraméterek (csapadék, szél, hőmérséklet és páratartalom) helyszínrre telepített automata állomásokkal való folyamatos mérése és feldolgozása mellett. A mérési eredményeket az Állami Autópálya Kezelő által megadott órai forgalmi adatokkal együtt értékeltük.

A terepi méréseket laboratóriumi ülepítési és szűrési kísérletek egészítették ki, a TPH eltávolíthatóságának meghatározása céljából. A mérési – mintavételi módszert, illetve a laboratóriumi kísérletek bemutatását a 4. fejezet tartalmazza.

Az 5. fejezetben a helyszíni mintavételek, a 6. fejezetben a laboratóriumi kísérletek eredményeit értékeljük a szakirodalmi tapasztalatok tükrében. Az adatok feldolgozásához

statisztikai módszereket alkalmazunk. Az elemzések célja a folyamatos közlekedésre szolgáló útfelületekről lefolyó vizek TPH szennyezettségének előrejelzésére alkalmas eljárás kidolgozása volt. A 7. fejezetben bemutatott, feltárt összefüggések alapján a főközlekedési útvonalakról lefolyó csapadékvizek szennyezőanyag-emissziói becsülhetők, illetve bemutatható, hogy mindez mennyivel lenne csökkenthető a javasolt kezelési módszerek alkalmazásával.

A kutatás gyakorlati eredményeként javaslatot állítottunk össze a környezetvédelmi hatóság számára az autópályákról származó szennyezések elleni védekezés elfogadandó műszaki megoldásairól, valamint arról, hogy a tervező által alkalmazott megoldás mely jól mérhető paraméterek esetén legyen környezetvédelmi szempontból elfogadható.



2-1. ábra: Az értekezés által tárgyalt témakörök

### 3. A szakirodalom kritikai értékelése

A szakirodalom értékelése keretében összefoglaljuk a közlekedési felületek jellemző szennyezőanyagait, keletkezésük okát és a felületi felhalmozódás folyamatát. Tárgyaljuk a transzmissziós útvonalak egyikeként a csapadék által keltett lefolyás szennyezettségét. A lehetséges szennyezők köréből kiemeljük az értekezésünk tárgyát képező alifás szénhidrogéneket (TPH – Total Petroleum Hydrocarbon) és a policiklikus aromás szénhidrogéneket (PAH – Polycyclic Aromatic Hydrocarbon) és bemutatjuk az ezek leválasztására, a lefolyás tisztítására szolgáló megoldásokat.

A közlekedési eredetű vízszennyezés kutatása hosszú múltra tekint vissza. Már a múlt század utolsó három évtizedében megjelentek olyan kutatási eredmények (*Sartor és Boyd, 1972, Shaheen, 1975, Kobriger, 1984, Kramme, 1985, Hahn, 1990, Novotny, 1995*), melyekben a városi belterületek és az autópályák szennyezettségét, és ezen felületek emissziós forrásként való hatását tárgyalták. Erre az időszakra esik az ilyen szennyezések elleni védelem első szabályozási kísérlete is (*Council Directive, 05/04/1976 és 12/17/1979*).

Már ezek a kezdeti kutatások is kimutatták, hogy a belterületi utak jellemző szennyezőanyagai különböznek a külterületi, elsősorban a gyorsforgalmi utak és autópályák szennyezőitől. Előbbiekben az összetettebb területhasználat miatt olyan szennyezőanyagok is megjelennek, amelyek az utóbbiakról hiányoznak (*Novotny et al., 1979, Novotny, 1980, McElroy et al., 1989*).

### 3.1 A közlekedési utak jellemző szennyező anyagai

#### 3.1.1 A városi diffúz szennyezés szennyező anyagai

A csapadékvíz felszíni lefolyásának elsődleges városi jellegű szennyező forrásai a közlekedés, a különféle ipari tevékenységek, építkezések, továbbá az illegális hulladéklerakás, balesetek, egyes házkörüli tevékenységek (sózás, növényvédőszer), valamint az állati ürülék (kutyák, galambok). A legfontosabb szennyező anyagokat, azok forrásait és hatásait a következő felsorolás ismerteti (*Novotny et al., 1995, Gayer és Ligetvári, 2006, Ellis et al., 2008*):

- Hordalék (szilárd szemcsék): a csapadék-lefolyás gyakori szennyezője. *Forrásai:* építkezések és egyéb nem burkolt felületek eróziója, légköri kiülepedés (közlekedési és ipari eredetű kibocsátásokból), az épített környezet kopási folyamatai. A szilárd szemcsékhez, elsősorban a finom frakcióhoz más szennyezők adszorbeálódnak, például fémek, szénhidrogének, tápelemek.
- Biológiai bontható szerves anyagok: a növényi maradványok (levelek, fűnyesedék), állati ürülék, utcai szemét és egyéb szerves anyagok a lefolyás jellemző összetevői (*U.S. EPA, 1992; Woodward-Clyde, 1990*).
- Nehézfémek: az ólom, cink, réz és kadmium a lefolyást szennyező leggyakoribb nehézfémek, de a nikkel és króm is sokszor előfordul (*U.S. EPA, 1983*). *Forrásaik:* légköri kiülepedés (közlekedésből, ipari kibocsátásokból), kültéri fémtárgyak (pl. ereszcatornák) kopása, szemétkerakók csurgalékvizei.
- Olajok és zsiradékok: *Forrásaik:* ásványolaj-szivárgás gépjárművekből, kiömlések töltőállomások környékén, növényolajok (éttermi hulladék), fűadatok.
- Egyéb szerves mikroszennyezők: a csapadék-lefolyásban kis koncentrációban fordulnak elő; leggyakrabban peszticidek, fenolok és poliaromás szénhidrogének (PAH-ok), (*Stein et al., 2006*). *Forrásaik:* növényvédőszer, közlekedés, ipari kibocsátások.
- Mikrobiológiai szennyezők, patogének: a csapadék-lefolyásban gyakran találhatók baktériumok és vírusok. *Forrásaik:* elválasztott csatornarendszer esetén főleg állati ürülék, egyesített rendszer záporkiömlőinél pedig a kevert szennyvíz.
- Növényi tápanyagok: nem jellegzetes városi szennyezők, de szintén megtalálhatók a lefolyásban. *Forrásaik:* légköri ülepedés, fedetlen talajok eróziója, a lombhullató vegetáció lebomlott maradványai.
- Utcái hulladék: jelentős mennyiségű nehézfém, peszticid és baktériumot tartalmazhat. *Forrásai:* utcai szemét, ipari telephelyek szabadterén tárolt hulladékai. A hozzá kapcsolódó szennyezők hatásain felül esztétikailag is rontja a vízminőséget.
- Sók: *Forrása:* síkoságmentesítő anyag.

#### 3.1.2 A külterületi közlekedési felületek szennyezőanyagai

A tipikus és meghatározó szennyezőanyag csoportok a nehézfémek, szénhidrogén fészeségek és a só. A járművek belsőégésű motorjainak működése és a járművek kopása/elhasználódása, az útfelületek kopása, az útjelző táblák és védőkorlátok elhasználódása, valamint a síkoság-

mentesítésnél alkalmazott sók képezik a közvetlen közlekedési eredetű szennyezőanyagok forrását (Pitt, 1979, Pitt et al., 1995, Stout et al., 2004, Tasdemi és Esen, 2008).

#### *A mozgó járművek emissziói*

A mozgó járművekből nehézfémek (pl. Pb, Zn, Cu, Cd, Cr, Ni, Pt), TPH és PAH-ok jutnak ki a környezetbe. A kiszóródó olaj és a síkosságmentesítés sói kivételével a szennyezők meghatározó hányada szilárd fázisban található az útfelületen és annak környezetében. Jellemző és a környezeti terjedés, valamint a közegészségügyi hatások szempontjából egyaránt fontos, hogy a szilárd részecskék mérete néhány µm-től a legfeljebb 100 µm tartományban változik (Burton és Pitt, 2001).

A TPH fizikai megjelenési formája a folyamatos közlekedésre szolgáló útszakaszokon eltér a belterületek parkolásra is szolgáló útjain találhatóától. A parkolásnál foltokban megjelenő, tócsát alkotó, könnyen lemosódó olajszennyezés lép fel, ami a lefolyásban a csapadékvízzel emulziót alkot. Az autópályák felületén az olaj szemmel alig vehető észre, inkább a teljes felület sötétebb színéből látható. A nagy sebességű járművek nagy fordulatszámon járó motorjaiból finom permet formájában szóródik ki az olaj és a néhány µm méretű szilárd részecskékkel pelyhes szerkezetet alkot. A csapadék lefolyásakor ez a szerkezet megmarad, emulzió nem képződik. Leválaszthatósága ezért más, mint a belterületről, vagy a parkolókról lemosódó olajé.

#### *Kibocsátás az út berendezéseiről és az útfelületről*

Az út berendezéseiből, elsősorban a védőkorlátokról, és kisebb mértékben az útjelek és jelzőtáblákból jelentős mennyiségű cink kerül a lefolyásba. A szennyezés mértéke erősen függ a korrózió sebességétől, amelyről többféle becslés is olvasható (28-50 g/m<sup>2</sup>/év). Az 1996. évre vonatkozó számítás szerint Hollandiában az éves kibocsátás autópályára km-ként 63-82 kg cink volt (van Bohemen és van de Laak, 2002).

A járművek kerekeinek hatására az útburkolat záró rétege kopik. A képződő finom morzsalék a környezetbe kerül. Szokásos körülmények között az útfelületek aszfaltrétegének kopása 0,04 mm évente. Lijzen és Franken (1994) számítását végzett a nehézfém kibocsátás éves mennyiségére (kg/út, hektár). A 3-1. táblázat az útfelületből származó kibocsátás értékeit tartalmazza.

### **3-1. táblázat: Az aszfalt út kopásából származó éves emissziók**

Aszfalt út, kg/ha, év	Kadmium	Króm	Réz	Nikkel	Ólom	Cink	PAH-10
	0.000	0.082	0.004	0.039	0.004	0.014	0.217

#### *A síkosságmentesítéshez használt vegyszerekből származó emissziók*

A 3-2. táblázatban a síkosságmentesítésre használt anyagokból származó fajlagos, éves emissziók láthatók. Az értékekhez megjegyezzük, hogy (i) nem közöltek adatot a felhasznált vegyszer mennyiségéről, (ii) az adatok hollandiai vegyszerhasználat értékeléséből származnak, ahol az éghajlat a hazainál enyhébb, tehát hazai becslésre nem használhatók.

### **3-2. táblázat: Az aszfalt út kopásából származó éves emissziók**

kg/ha, év	Kadmium	Króm	Réz	Nikkel	Ólom	Cink	Arzén
	0.004	< 0.16	0.36	< 1.12	< 0.20	0.052	0.048

### 3.2 A szennyezőanyagok felhalmozódásának és lemosódásának folyamata

A közlekedési felületek szennyeződésének folyamata bonyolult, sok változós részfolyamatok eredője. A folyamatok kvalitatív leírása a szakirodalomból ismert (*Novotny et al., 1995, Sartor és Boyd már 1972*). a szennyezőanyagokénti számszerűsítés azonban csak nagy bizonytalansággal lehetséges. A bizonytalanság legfőbb oka a helyi körülmények meghatározó szerepe, az erős kölcsönhatások jelentkezése, melyek miatt az egyes mérési sorozatok eredményeinek általánosíthatósága korlátozott.

Településeken a területhasználat jellegétől függően a burkolt felületekre csapadékmentes időben a légköri kihullás, mint háttér szennyezés és a változó forgalomból keletkező kiszóródások képezik a felületen felhalmozódó szennyező anyagok forrását. A felhalmozódással egyidejűleg eltávolítási folyamatok is zajlanak, melyek a forgalom keltette menetszél és a természetes légmozgás eredőjeként a lemosható burkolt felületről szennyezőanyag-áramok keletkeznek a burkolatlan felületek irányába. Belterületeken még ehhez járul a köztisztasági (úttisztítási) tevékenységek, technológiától erősen függő eltávolítási hatása is.

Mind a felhalmozódási, mind pedig a száraz időszaki eltávolítási folyamatok szennyezőanyagoként is eltérőek. Ezért a folyamatok modellezése a szakirodalomban elsősorban a szilárd fázis felhalmozódására és lemosódására korlátozódik. A Függelékben részletesen ismertetjük a gyakorlatban leginkább használatos modellt (*Novotny és Olem, 1994*).

Az autópályák szennyeződése és lemosódása a belterületi utakénál kissé egyszerűbben kezelhető folyamat, amennyiben a területhasználat kevésbé összetett. Ezért mind a kiszóródás-felhalmozódás mind pedig a lemosódás számszerűsítése könnyebb.

#### *A felhalmozódás-lemosódás folyamata autópályákon*

A felhalmozódó szennyezőanyagok mennyisége a forgalom intenzitásától függ (*Boom és Marsalek, 1988, Abu-Allaban et. al., 2003, Aryal et al., 2007*). Az összetétel a belterületi utakkal ellentétben viszonylag jól lehatárolható (*Bris et al., 1999*). A kipufogógázok a PAH-ok és az ólom fő forrásai (*Park, et al., 2007*). A kenőolaj kiszóródása a TPH mellett ólmot, cinket és egyes PAH-féleséget tartalmaz. A gumiabroncsok jelentős mennyiségben tartalmaznak rezet, nikkelt és kadmiumot, de található bennük arzén és króm is, a katalizátorként a gyártás során benne maradó cink mellett (*Hautala et al., 1995, Zakharova és Wheatley, 2007*). A fékbetétek a kopás során elsősorban rezet, krómot és nikkelt emittálnak, de kis mennyiségben az arzén, az ólom és PAH-ok is előfordulnak bennük (*Koeleman et al., 1999, Mahler et al., 2005, Murakami et al., 2005*). A közlekedési réz emisszió döntő hányada a hűtőrendszer korróziójának következménye. A közlekedési táblák és védőkorlátok bevonatából cink kerül a lefolyásba.

Az USA szövetségi autópálya hivatala, US. Federal Highway Administration) és az USA geológiai szolgálata (USGS) átfogó tanulmányokban foglalta össze a kutatási eredmények adatait, a monitrozás módszertanát (*FHWA-EP-03-054, 2003, USGS, 409, 1998, USGS 630, 1998, USGS 255, 1999, USGS 259, 2002*).

Wahlin et al., (2006) a koppenhágai közlekedés okozta szilárd részecske kibocsátásról közöl tanulmányt, ami összhangban van Wilson (1999) és Yang et al., (1999) közlésével valamint egy kiterjedt hollandiai mérésorozaton alapuló emisszió becsléssel, A bemutatott értékek 6 millió gépkocsi éves kibocsátására vonatkoznak. A TPH nem szerepel a kimutatásban. A legnagyobb mennyiségben ólom kerül ki a környezetbe, számszerint 242 tonna évente. Ha ezt 100 egységnek tekintjük, az alábbi relatív, éves emissziós számokat kapjuk (Oostergo, 1997, 3-3. táblázat):

**3-3. táblázat: A közlekedő járművek éves szennyezőanyag kibocsátásainak aránya Hollandiában (Oostergo, 1997)**

Szennyezőanyag	Ólom	PAH-10	Cink	Réz	Nikkel	Króm	Kadmium	Arzén
Relativsúlyarány	100	79	74	26	2	2	0.8	0.1

Van Bohemen és van de Laak (2002), hivatkozik erre a forrásra, de nem közlik, hogy az ólom adatok már az ólommentes üzemanyagok elterjedését követő, vagy megelőző időszakra vonatkoznak-e. Ettől függetlenül a lista képet nyújt a jármű eredetű mikroszennyezők súlyarányairól.

A Függelékben bemutatott felhalmozódás-lemosódási modellt autópályák esetében nem alkalmazzák (Hwang és Foster, 2006). A modell több paramétere nem értelmezhető a külterületi utaknál. Ilyen például a burkolt felület aránya, a járdaszegély magassága. Utóbbi a nemzetközi és a hazai autópályépítési gyakorlatban a nem töltésben vezetett útszakaszokon hiányzik, tehát a felhalmozódás helye nem a belterületi utakéhoz hasonló. Nem értelmezhetők a területi paraméterek sem, például a beépítés típusa.

Az emissziós folyamat kezelése általában a lefolyás mintázásával egyidejű forgalom és csapadékmérésekre támaszkodik (Brodie et al., 2007). A szokásos paraméterek, melyek között statisztikai kiértékelésen alapuló kapcsolatot keresnek, a következők: a csapadék intenzitásának és magasságának, a csapadékot megelőző szárai időszak hosszának, a forgalom intenzitásának a lefolyás idején és a megelőző száraz időszak átlagos forgalmának a szerepe a lefolyás esemény átlagkoncentrációjára (Event Mean Concentration – EMC) és a koncentrációk változására egy lefolyás során. Utóbbi a lefolyás kezdeti, ugrásszerű koncentráció-növekményének, a „First flush” jelenségnek a kimutatását célozza. (Bertrand-Krajewski et al., 1998, Driscoll et al., 1990, Irish, et al., 1998, Kim et al., 2004, Kim et al., 2005).

Az esemény átlagkoncentráció elegendő a befogadók éves terhelésének számítására és nélkülözhetetlen a környezetvédelmi szabályozás kidolgozásához. Víztisztítási szempontból a legtöbb esetben ismerete elégséges a várható hatások becsléséhez, mivel az autópályák lefolyásai nem tartalmazzák az akut toxikus szennyezőket (néhány PAH-féleség) nagy koncentrációban (Buzás és Somlyódy, 1994 és 1997). Nyolc észak-amerikai autópálya 3 éves mintázása alapján Kim (2005) arra a következtetésre jutott, hogy az esemény átlagkoncentrációk negatívan korrelálnak a csapadék és lefolyás összes tömegével, valamint az átlagos csapadékintenzitással. A nagy csapadékok a hígító hatás miatt kisebb átlagkoncentrációkkal jellemezhetők.

A „first flush” jelenség számszerűsítésének a lefolyások tisztításánál van jelentősége, amennyiben a kezdeti, nagy szennyezőanyag koncentrációjú árhullámrész leválasztása és a

többtől való külön kezelése gazdasági előnyökkel jár a tisztító műtárgyak, berendezések méretezésénél.

A „first flush” jelenséget egyes kutatók ki tudták mutatni, míg mások ennek nem találtak egyértelmű jeleit. A folyamat kezelését nehezíti, hogy a legtöbb esetben egyes szennyezők esetében tapasztaltak kezdeti nagy koncentráció-növekmény, míg ugyanazon lefolyásban, más szennyezőkre nem. Vitatott az is, hogy mi tekinthető first flush jelenségnek. Például *Kim (2005)* „high first flush”-ként lefolyás tömegének első 30%-val az összes szennyezőanyag 50%-ának a lemosódását, míg „medium first flush”-ként a szennyezőanyag 30-50%-ának a lemosódását tekinti.

Az általánosíthatóságot a transzmissziós folyamat befolyásoló körülményeinek bizonytalansággal terhelt ismerete és nagyfokú térbeli és időbeni változékonysága okozza. Például a belterületi lefolyások olajszennyezettségénél határozott kezdeti koncentráció növekmény tapasztalható, az olaj könnyű lemoshatósága miatt. Autópályáknál, mint ismertettük az olaj más formában található a felszínen, és csapadék idején nem csak az útfelület, hanem a járművek motorja és alváza is szennyezőforrássá válik, mivel a járművek kerekei által felcsapott víz lemosza az alvázat. A két forrás, a járművek és az útburkolat részesedése az olajszennyezettségben változó lehet (*Brown et al., 2006*).

Ha ehhez még tekintetbe vesszük *Pitt (1987)* korai kutatási eredményeit, melyekben kimutatta, hogy a felszínt a csapadék és lefolyás energiája csak részben képes lemosni, és ahhoz a közlekedő járművek kerekei által a lefolyásnak átadott energiára is szükség van belátható, hogy a végeredmény igen különböző lehet. Ezt támasztja alá *van Bohemen és van de Laak (2002)* közlése is, amiben széleskörű hollandiai felmérések eredményeként arról számolnak be, hogy a lefolyás szennyezettségében annak a vízpermetnek van a legnagyobb szerepe, amit a mozgó járművek keltenek. Egy-egy lefolyás során az éppen elhaladó járművek száma szerint fog változni a szennyezettség (*Sansalone és Buchberger, 1997, Shinya et al., 2000*).

### **3. 3 A közutakról lefolyó vizek tisztításának lehetőségei**

#### *3.3.1 A lehetőségeket meghatározó általános szempontok*

A lehetséges tisztítási technológiákat a sajátos szennyezőanyag-összetétel és a szennyezési (lefolyási) folyamat megjelenési módja határozza meg (*Barret et al., 1998, Bent et al., 2000*). Az egyes helyszíneken pedig a technológia megválasztását a környezeti feltételek, a befogadók védelmének igényei és a (gazdaságosan) rendelkezésre álló terület is befolyásolja (*Novotny, 1995, Barbosa et al., 2009, Berbee et al., 2004*).

A lefolyás a véletlen jellegű csapadékeseményekhez kötődik. Mind a hidraulikai terhelés, mind pedig a szennyezőanyag koncentráció széles tartományban változik. Utóbbi az éppen zajló forgalom intenzitásának függvényében is. Ezek a körülmények megnehezítik a technológia létesítményeinek méretezését, és ami ehhez szükséges, a mértékadó terhelés meghatározását.

A befogadó védelmének igénye nem csak az emissziós határérték megválasztását, és ezzel a szennyezőanyag leválasztásának szükséges mértékét jelenti. A talaj-talajvíz befogadó esetében a szivárgás-hidraulikai jellemzők és a talaj összetétele jelentős szerepet kap a

létesítmény szükséges méreteinek meghatározásánál (*Crabtree et al., 2000 Achleitner et al., 2007*).

A lehetséges megoldásokat további sajátos feltételek is befolyásolják. Sem az autópályák mentén, sem pedig a belterületen nem biztosítható az üzemeltetői személyzet állandó jelenléte, hiszen azok munkaidejük nagy részében csak készenlétben lennének (*Jacobsen et al., 1994*).

Mіндеzen körülmények lényegesen eltérnek például a városi szennyvíz tisztítási körülményeitől. Nem tervezhetjük meg szabadon a technológia környezetét, mint egy szennyvíztisztító telepen, sőt az esetek jelentős részében a feladat részét képezi a létesítmény esztétikus környezetbe illesztése is. Általánosságban kimondható, hogy a nagy terhelés-ingadozásokhoz alkalmazkodni tudó és beavatkozás nélküli üzemelésre képes megoldások jöhetnek szóba.

A csapadékvízzel közvetített, közúti eredetű környezetszennyezés csökkentésére műszaki/építészeti és/vagy intézkedési jellegű beavatkozások lehetségesek. Ezek összességét hívjuk *a legjobb intézkedési gyakorlatnak (Best Management Practice, BMP)*. Értekezésünkben elsősorban a műszaki megoldásokat tárgyaljuk.

### 3.3.2 A tisztítási technológiák alapfolyamatai

A közlekedési utakról lefolyó csapadékvíz szennyezőanyagai, elsősorban a szénhidrogén-féleségek és a nehézfémek meghatározó hányada a szilárd frakcióhoz kötődik, illetve sok esetben maguk a szennyezők alkotják a szilárd fázist (*Lau et al., 2005*). Ugyancsak közös jellemző, hogy a veszélyes szennyezők biológiailag nem, vagy csak nehezen bonthatók. Előbbihez tartoznak például a nehézfémek, míg utóbbi csoportot a szénhidrogén-féleségek alkotják (*Buzás és Budai, 2007, Buzás et al., 2008, Cornelissen et al., 2008*).

A tisztítási technológia megválasztásánál négy alapfolyamat valamelyikével, többnyire egynél többel lehet számolni. Ezek: az üleptetés, a szűrés szemcsés közegen és a szorpció, melynél esetenként mind a kemoszorpció, mind pedig az adszorpció is lejátszódik. A negyedik alapfolyamat, a biológiai bontás. Kiemelhető még két, esetenként kihasználható folyamat: a fotokémiai bontás (UV bontás a TPH és PAH szennyezésnél) és a fitoremediáció a nehézfémek esetében.

A *műszaki beavatkozások* a lefolyás visszatartását, szilárdanyag tartalmának üleptetését, szűrését vagy a talaj, esetleg valamely mesterséges közeg által való leválasztását valósítják meg (*Novotny, 1995, Lee és Lee, 1995, Lee et al., 1998, Li et al., 2008*). A tisztító létesítmény egyaránt lehet műtárgy, vagy berendezés. A beton műtárgyak és a berendezések, melyek sok esetben a felszín alá kerülnek, elsősorban a szűk és drága területtel jellemezhető városi környezetre jellemzőek, míg autópályák mentén inkább a nyitott és tájba illesztett létesítmények terjedtek el a fejlett motorizációjú országokban. Utóbbiakat a szakirodalom „szoft” technológiaként említi. Ezekre jellemző, hogy a csapadékvíz elvezető rendszert és/vagy annak egy részét úgy alakítjuk ki, hogy abban előálljon a szennyezőanyag visszatartása.

Utóbbi megoldások növényzettel borított felületeken, például rézsűfelületeken, füvesített árkokban és/vagy tározóterekben történő elvezetést igényelnek. A Függelékben példákat

mutatunk működő létesítményekre. A 3-4. táblázatban összefoglaljuk a tisztítási megoldásokat és a hozzájuk rendelhető alapvető eltávolítási/leválasztási folyamatokat.

Megemlíthető, hogy:

- (i) A 4. megoldás nem tisztítóberendezést, illetve műtárgyat igényel, hanem az utak víztelenítésénél egyébként is szükséges létesítmény olyan célszerű kialakítását és üzemeltetését, melynél a visszatartáshoz szükséges szempontokat is figyelembe veszik.
- (ii) A 7. és 8. megoldás *intézkedési jellegű beavatkozás*, ami a szennyezőanyagok forrásainak módosítására irányul. Tervezésükkor a lefolyó csapadékvíz szennyezettségének mértékét kívánjuk csökkenteni. Ilyen beavatkozás például a járművek, a kenőanyagok, a gumiköpeny adalékanyagainak korszerűsítése és az útfelület tisztítása, melynél a hagyományos úttisztító gépek inkább csak a nagyobb méretű (homok) szemcséket távolítják el. Az eltávolítás határfoka a kvázi-kolloidális méretű szemcsékhez kötődő szénhidrogének és nehézfémek vonatkozásában mindössze 10-12 %-os. Ezekkel a beavatkozásokkal a továbbiakban nem foglalkozunk.

**3-4. táblázat: Egyes szennyezőanyagok elsődleges eltávolítási alapfolyamatai**

Szennyező	1.	2.	3.	4.	5.	6.	7.	8.
	Beszívárogatás, bioretenció	Tározás, visszatartás, wetland	Homokszűrők	Füvesített árkok, lefolyási felületek	Előtisztítók	Porózus felületek	Úttisztítás	Egyéb, nem szerkezeti BMP
Nehézfémek	Szorpció, szűrés	Szorpció, ülepités	Ülepités, szűrés	Ülepités, szűrés	Ülepités, Szorpció	Szűrés, Szorpció	Eltávolítás	Forrás szabályozás
Szerves anyagok	Szorpció, biodegradáció	Szorpció, ülepités, biodegradáció kilevegőzés	Ülepités, szűrés	Szorpció	Ülepités	Szűrés Szorpció	Eltávolítás	Forrás szabályozás
Tápanyagok	Szorpció, Biológiai felvétel	Biológiai felvétel	Ülepités	Biológiai felvétel	Ülepités	Szűrés, szorpció	Nincs	Forrás szabályozás
Lebegőanyagok	Szorpció	Szorpció, ülepités	Ülepités, szűrés	Ülepités szűrés	Ülepités	Szűrés, szorpció	Eltávolítás	Forrás szabályozás
TPH, PAH	Szorpció, biológiai és UV bontás	Szorpció, ülepités	Szűrés, Szorpció, biológiai és UV bontás	Szorpció	Ülepités, Szorpció	Szűrés, szorpció	Nincs.	Forrás szabályozás

A lefolyás valamilyen kezelésére irányuló megoldásokkal két cél tűzhető ki: (i) a szokásos forgalom mellett jelentkező és (ii) a baleseti (havaria) jellegű szennyező hatás mérséklése.

A havaria eseményhez kötődő szennyezés elleni védelem, értelemszerűen, jelentősen különbözik a normális autópálya-üzem szennyezései elleni védelemtől. A lényegi különbségeket, a felszíni és felszín alatti vizek szennyezése szempontjából a 3-5. táblázatban foglaljuk össze.

A különbségek lényegesen eltérő védekezési filozófiát és módszert igényelnek. A veszélyes anyagok baleseti jellegű szennyezése elleni védekezés során általában a környezetbe kijutó szennyezőanyag visszatartása a cél, megakadályozandó, hogy az elérje a védendő környezeti elemet, (például valamely felszíni vizet). A visszatartó-képesség, például egy erre a célra kiépített tározó térfogata véges, ezért esetenként, a továbbjutó szennyezés miatt környezeti kárelhárítási beavatkozásra is sor kerül. A védekezés tervezésének az érzékeny pontokra vonatkozó kockázatelemzésen kell alapulnia (*Buzás és Budai, 2007*). Az értekezés további részében a baleseti szennyezésekkel nem foglalkozunk

### 3-5. táblázat: Szennyezés jellemzői normál üzemelés és havária esetén

Normál autópálya üzemelés	Havaria esemény
A felszíni és talajvízbe irányuló emissziók csapadék eseményekhez kötődnek.	Az emisszió csapadéklefolyás nélkül is bekövetkezhet.
Az emisszió szennyezőanyag-összetétele vegyes.	Az emissziót általában egy szennyezőanyag alkotja.
A szennyezési potenciál nagyjából szilárd fázishoz kötődik.	A szennyezési potenciál elsősorban folyadék fázishoz kötődik.
A csapadékeseményhez köthető emissziós anyagáramok és koncentrációk csekélyek a környezet terhelhetőségéhez képest.	Az emissziós anyagáram és koncentráció lényegesen meghaladja a környezet terhelhetőségét.
Az emisszió vonal mentén diszkrét eloszlású, vagy ismert ponton koncentrálódik.	Az emisszió pontszerű, vagy pontszerűnek tekinthető.
Az emisszió determinisztikus és kvázi-folyamatos.	Az emisszió valószínűségi eseményhez kötődik és egyedi esemény.
Az "ismert" szennyezettség tisztítással csökkenthető.	Az ismeretlen szennyező környezeti terjedését gátoljuk, kárelhárítás szükséges.

#### 3.3.3 Alkalmazható tisztítás-technológiák

A technológiák, létesítmények és berendezések az alábbi fő csoportokba sorolhatók:

- Infiltrációs és biológiai visszatartás (az angol szakirodalomban: bioretention).
- Csapadékvíz visszatartás tározóval (detention pond) és szennyezőanyag visszatartás (retention pond), illetve a kettős feladatú mocsarak (wetland) alkalmazása
- Szűrés/homokszűrő műtárgyak, vagy szikkasztó-szűrő tározók és árkok
- Fűborítású árkok, vagy sávok, autópályáknál rézsű felületek
- Szennyezőanyag leválasztó befolyó műtárgyak.
- Porózus burkolt közlekedési felületek.

A tisztításhoz, visszatartáshoz rendelhető technológiákat a 3-6. táblázatban tekintjük át.

### 3-6. táblázat: A lefolyás szennyezettségének csökkentésére alkalmazott műszaki megoldások

Technológia	Általános jellemző	Technológiai megoldás
Infiltráció és biológiai visszatartás	Kritikus a megfelelő talaj jelenléte.	Infiltrációs árok, infiltrációs medence, visszatartás növényzettel
Csapadékvíz és szennyező visszatartás, wetland.	Megfelelő hidrológiai körülmények, a szennyező visszatartásához megfelelő minőségű talaj szükséges.	Csapadékvíz visszatartó tó, wetland, vagy sekély mocsaras rendszer, tározótartályok és terek.
Szűrés/homokszűrő	Hatékony lebegőanyag eltávolítás.	Felszín alatti szűrők, felszíni szűrők, szervesanyagú szűrők.
Növényzettel fedett árkok/-sávok	Csekély költség, egyszerű kialakítás.	Száraz és nedves árkok, növényzettel borított sávok.
Szennyezőanyag leválasztó befolyó műtárgyak	Általában előtisztításra alkalmazott.	Olaj és nagyméretű szennyeződés leválasztók.
Porózus felületek	Az eltömődés megakadályozására rendszeres tisztítás szükséges.	Porózus burkolatok.

### *Infiltráció és biológiai visszatartás*

A biológiai visszatartás, a szikkasztó tározók és árkok alkotják a beszivárogtatásos megoldások egyes műszaki megvalósításait. A medencék és árkok elsősorban a talajszemcsék és a víz valamint szennyezőanyagok közötti fizikai, kémiai és biológiai folyamatokat hasznosítják. Ezekhez járulnak többletként a célszerűen telepített növényzethez köthető fitoremediáció. Először a szennyezők talaj általi adszorbeálása, szűrése és átalakítása zajlik le. Az így kiválasztott anyagokat a gyökerek közvetítésével a növényzet veszi fel (*Rewitt et al., 2004, Göbel et al., 2008*).

A létesítmények soros és párhuzamos kapcsolásban csatlakozhatnak a lefolyási folyamatba. Párhuzamos esetben a lefolyás kezdeti, legszennyezettebb hányadát vezetjük a műtárgyakra, és az e felett érkező vizek by-pass ágon kerülnek meg a tisztítást, és ha szükséges jutnak más, például árhullám-csökkentő tározóba. A soros kapcsolású műtárgyakon valamennyi lefolyó vizet átvezetünk a tisztítási technológián. Amennyiben a tervezett helyszínen a talaj szivárogtató képessége közepes, vagy jobb, a beszivárogtatás igen jó hatásokkal távolítja el a fémeket és a tápanyagokat a csapadékvízből. A biológiai visszatartás és a szivárogtató árkok kicsi és nagyobb, például autópálya szakaszokhoz, illetve csomópontokhoz tartozó vízgyűjtők esetén egyaránt alkalmazhatók.

A módszer környezeti veszélyeztetése a talajvízszennyezés lehetősége. Az európai, 12 – 45 éve működő helyszíneken mért adatok szerint a csapadékvíz szikkasztása a talaj nehézfém és PAH szennyezettségének növekedésével járt. Ugyanakkor azt is kimutatták, hogy a mélység növekedésével a koncentrációk csökkennek, és kb. 1.5 m mélyen visszaáll a természetes háttér szennyezettség. *Mikkelsen (1996)* azt is kimutatta, hogy a megkötött szennyezők nem oldódnak vissza, bár ennek lehetősége természetesen teljesen nem zárható ki. A talaj szemcseméret eloszlása a leválasztást jelentősen befolyásolja, amennyiben a növekvő szemcsemérettel csökkenő adszorpciós kapacitás párosul.

### *Biológiai visszatartás*

A biológiai visszatartás olyan mélyterületek kialakítását igényli, amelyeket nagy vízigényű, szennyezés tűrő, például só-tűrő és gyakori elárasztást is elviselő növényzettel telepítünk be. A területen a talajt mintegy 1.2 m mélységig a növényzet számára megfelelő minőségűvé kell átalakítani. A növényzet élőhely alkotó és kedvezően módosítja a mikroklímát is. A visszatartó területre vezetett csapadékvizet a nagyobb méretű szemét, illetve a homok méretű szilárd anyagok leválasztása érdekében célszerű előtisztítani.

### *Beszivárogtatás*

A beszivárogtatás helyigénye viszonylag nagy, mivel a legtöbb esetben a beszivárgási hozam két-három nagyságrenddel kisebb a felszíni lefolyásénál. Ezért elsősorban az autópálya-csomópontoknál alkalmazható. Belterületeken lehetséges megoldás a szivárogtató csatorna. Az élettartam növelése érdekében ajánlatos az előtisztítás, például füvesített felület, vagy száraz füvesített árkok alkalmazása a befolyó víz előtisztítására. A tisztítási folyamat a talajba történő beszivárogtatás során fellépő adszorpció, kicsapódás, felületi megkötés, szűrés és bakteriális degradáció eredménye.

Az ilyen célú tározók sekély mélységűek. Kialakításuk vagy a talaj letermelésével, vagy körül-töltéssel lehetséges. A csatlakoztatott terület ajánlott kiterjedése 2 – 20 ha. Nagy lebegőanyag-tartalmú vizek esetében a párhuzamos kapcsolású megoldás a célszerű, elkerülendő a gyors feliszapolódást és kolmatációt (eltömődést). A szivárogtató tározós megoldás kétségtelen előnye, hogy az erősen burkolt belterületeken segít visszaállítani a

természeteshez közeli vízháztartási viszonyokat. Ügyes kialakítással jól beilleszthető a környezetébe, tájkép-képző elemként is értékes. A 2 ha alatti vízgyűjtőknél a beszivárogtató árok alkalmazása célszerűbb.

A tározó alkalmazhatóságának feltétele az elegendő hely, mivel alapterülete elérheti a vízgyűjtőterület 2 – 4%-át. Ezekhez a műtárgyakhoz ideális elhelyezési lehetőséget nyújtanak az autópálya csomópontok. A pálya mentén a tározókat olyan szakaszokon a legkedvezőbb elhelyezni, ahol a pályavíz elvezetése füvesített árkokkal oldható meg, és a szikkasztásnak nincs korlátja (például vízbázis veszélyeztetés).

A szivárogtató-szikkasztó tározó alkalmazhatósága a helyi talaj minőségének függvénye, amennyiben annak megfelelően nagy áteresztőképességűnek kell lennie. Ellenkező esetben igen nagy alapterületű medencéket kell(ene) kialakítani. Jó talaj esetén a tervező szabad kezet kap a szélesség-hosszúság helyi körülményekhez legjobban illeszkedő meghatározására. A szelvénykialakítás olyan legyen, aminél a rézsűk hajlása a legjobban tájba illeszthető alaprajzot eredményez. Megfelelő fenntartás és tisztítás esetén az infiltrációs medencék növelik a tájkép esztétikai értékét. A fenékszint és a maximális talajvízszint között az ajánlott legkisebb távolság 1 m.

Az előtisztítás a tározó szivárogtató képességének fenntartása szempontjából kulcsfontosságú. Bár a medencéket alkalmazhatjuk önálló műtárgyként is, de alkalmazását kombinálhatjuk árhullám csökkentő tározóval is. Ennek a megoldásnak többszörös haszna van: a burkolt fenékkal kialakítandó árhullám csökkentő tóban az ülepedés előtisztítást nyújt, véd a kiöntés ellen, és a beszivárogtató medence párhuzamosan kapcsolhatóvá válik. Előtisztításra a füvesített árkos bevezetés, vagy a füvesített sáv közbeiktatása a bevezetés előtt is alkalmazható. A tározó vízemésztő képességét fokozza az elárasztást tűrő fás, bokros növényzet, illetve fűfélék telepítése, ami növeli a párolgási intenzitást. A mindenkori alapterületet, összességében a klimatikus viszonyok (csapadék- és párolgási viszonyok), a helyszínen mérhető beszivárgási sebesség és a kívánt kiürülési időtartam határozza meg (Doong et al., 2004). A kialakítását célszerű az autópálya építkezések végső szakaszára ütemezni, elkerülendő a fenék építési eredetű eróziós hordalékok miatti kolmatációját.

A fenntartási munkákhoz tartozik a kolmatálódott réteg cseréje, az 5 – 10 évente célszerű mélyművelés a szivárogtató képesség helyreállítása érdekében, majd ezt követően a növényzet újratelepítése. Ennek a munkának része a felhalmozódott üledék eltávolítása is.

### *Szűrés*

A szűrés megoldható beton műtárgyakban és tározókban. Lényegében ez a folyamat játszódik le a beszivárogtató (infiltrációs) létesítményekben is. A különbség a szűrőközegben van, ami a beszivárogtatásnál a termelt talaj, míg a szűrésnél (akár műtárgyas, akár földmedencés kialakítású) a szűrőközeget célszerűen megválasztva beépítjük (Pitcher et al., 2004). A csapadékvíz szűrése szemcsés közeggel hatékony tisztítási módszernek bizonyult mind a nehézfémek, mind pedig a szénhidrogén-féleségek tekintetében. Ha a szemcséket aktív vas réteggel vonják be, az eltávolítási határfok az adszorpciós kapacitás kimerüléséig eléri a 100%-ot a lefolyásban található valamennyi nehézfémre (Sansalone and Hird, 1999).

A TPH és PAH-ok leválasztására a tanszéken végeztünk kísérleteket és az eredmény, amit külön fejezetben ismertetünk, ugyancsak kedvező volt. A szűrés gyenge pontja a kolmatáció. A kolmatáció mértékének, sebességének csökkentése, a szűrőréteg élettartamának növelése ülepítéssel előtisztítással elérhető.

### **3.4 A szakirodalomból nyerhető információk gyakorlati alkalmazhatóságának korlátai**

A kiterjedt nemzetközi szakirodalom feltárásából kiderül, hogy az autópályákról lefolyó csapadékvíz szénhidrogén szennyezettségét számos meteorológiai, forgalmi, útszerkezet és – tisztítási, továbbá a gépjármű állomány összetételére vonatkozó tényező befolyásolja. A befolyásoló tényezők és a csapadéklefolyás szénhidrogén szennyezettségének alakulása között, a tényezők teljes körére kiterjedő, kvantitatív kapcsolatot sehol sem sikerült meghatározni, melynek elsődleges oka a minták analízisének igen magas költsége, a mintavételezési program időtartamának a vizsgálatba bevont paraméterek számával rohamosan növekvő hossza, és a különböző helyi viszonyokra jellemző mintavételezési helyszínek számának gyors emelkedése.

A közölt összefüggések ezért legfeljebb, de korántsem minden esetben néhány kulcsfontosságú paraméter szerepét tisztázzák. Ilyenek a csapadék és a forgalom mértékének paraméterei, valamint a csapadékmentes időszak hossza. Ugyanakkor a források nem közlik azokat a helyi körülményeket, amelyek pedig jelentősen befolyásolják az eredményeket.

A legfontosabb hiányosságnak azt tekinthetjük, ha nem ismertetik a mintavételezés körülményeit: (i) a lefolyás mintázása sorozatmintákkal történt-e, vagy gyűjtőmintázással, ha előbbi (ii) a mintavételezés vízhozamarányos-e, (iii) a minták a pályaburkolatról lefolyó vízből származnak, vagy az elvezető rendszer valamely pontjáról, (iv) ha utóbbi, akkor mivel jellemezhető az elvezetés (például az árok burkoltak, vagy burkolatlanok, lehetnek, utóbbinál milyen fűféle található az árokban), (v) milyen analitikai módszert alkalmaztak.

Mindezek eredményeként a lefolyás szénhidrogén szennyezettségéről 2-3 nagyságrendű tartományban található értékekkel találkozhatunk, ami sem tervezési, sem pedig engedélyezési szempontból nem használható. A lehetséges szennyezettségi tartományok az egyéb szennyezők, például lebegőanyag, nehézfémek, nitrogén és foszfor, tekintetében is hasonlóak. Ezért szükségesnek találtuk a hazai kutatási program elvégzését.

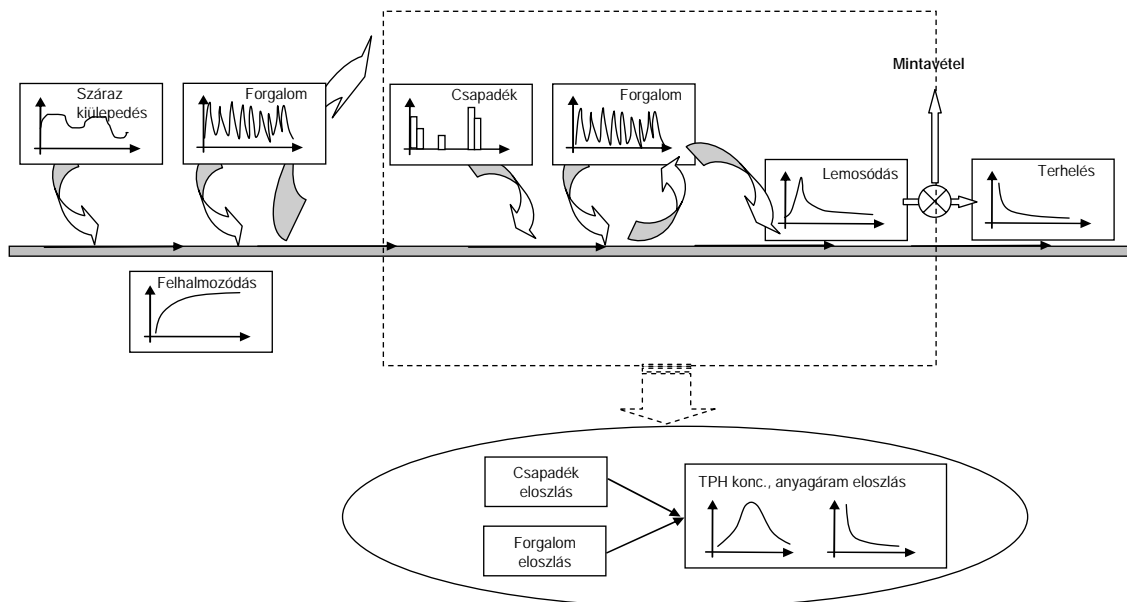
## **4. Alkalmazott módszerek**

### **4.1 Módszertani megfontolások**

Az autópályák környezeti hatása, ezen belül a felszíni és felszín alatti vizeket érő szennyezés nemzetközi szinten egyike a szakemberek és a hatóságok által egyaránt kiemelt fontosságúnak tekintett diffúz szennyezési formának, amellyel kapcsolatban azonban itthon a legutóbbi időkhöz nem folytak rendszerezett kutatások. A hazai hatósági engedélyezési gyakorlat nem rendelkezik tudományosan is megalapozott jogszabállyal, miközben igen gyors ütemben épültek, épülnek új autópályák, melyek tervezői számára elfogadott méretezési elvek nincsenek.

Ahhoz, hogy a tervezésben és üzemeltetésben érvényesítendő vízminőség szabályozást lehessen kidolgozni, megalapozott módszertanra van szükség, ami leegyszerűsítve kapcsolatot teremt a műszaki tervezés alapparaméterei és a szabályozás paraméterei között. Előbbiekhez az út tervezési forgalmi adatai, míg utóbbiakhoz a vízi környezetet (felszíni víz és talajvíz) elérő lefolyások szennyezőanyag koncentrációi (mg/l) és/vagy szennyezőanyag terhelései (például: g/nap, g/év) tartoznak.

Az értekezésben tárgyalt környezetszennyezési folyamat igen összetett, melyet két fő szakaszra bonthatunk: (i) a közlekedési és egyéb eredetű, de a közlekedési pályát érő szennyezőanyag kibocsátások és a szennyezők felhalmozódása az útburkolaton csapadékmentes időszakokban, és (ii) a szennyeződött burkolat, valamint az éppen zajló forgalom, mint emissziós forrás által kibocsátott szennyezők terjedése a csapadéklefolyás transzmissziós útvonalán (4-1. ábra).



**4-1. ábra: A közúti közlekedés eredetű diffúz terhelés alapfolyamatai és annak tervezési paraméter szintű leegyszerűsítése**

*Néhány szempont, ami miatt a folyamatok leírhatósága bonyolulttá válik:*

A közlekedési felület szennyeződése térben és időben változó folyamat, melynek dinamikáját a térségenként változó háttérszennyezés mellett a forgalom intenzitásának és összetételének alakulása, az útburkolat típusa (aszfalt, beton, porózus aszfalt), a száraz időszakok hosszának változékonysága, az ezen időszakok időjárása egyaránt befolyásolja. A forgalom összetételében például szerepe van annak, hogy az úttervezés egységjármű (ej) alapparamétere milyen típusú járművek közlekedéséből tevődik össze. Az egy egységjárműre kimutatható kibocsátás mértéke más lesz például egy 1000 ej várható forgalmú út esetében ha csak személygépkocsik közlekednek mint ha az ej érték teherjárművek számából áll össze. A burkolat típusa maga is szennyezőforrást módosító jellemző. A száraz időszakban nem csak felhalmozódás, de eltávolítás is kialakul a forgalom hatására, ami szennyezőanyagoként eltérő lehet. A száraz időszak időjárásában kiemelt fontosságú a napsütéses órák száma, és ezeken belül az UV sugárzás intenzitása, mert mind a TPH, mind pedig a PAH-ok esetében az UV sugárzás lebontó hatása jelentkezik. Az időjárási viszonyok alakulása valószínűségi folyamat.

A *transzmisszió*, ami a burkolat lemosódása és a befogadóiig terjedő lefolyási útvonal során jelentkező hatások összessége alapján alakul, csak részben általánosítható. A burkolat felszíne az építési szabványok miatt homogén, ezért bárhol vizsgáljuk az eredmények az azonos burkolatú útszakaszokra kiterjeszthetők. A lefolyási útvonalak azonban utanként és útszakaszonként egyediek. Az árkok hossza, keresztmetszeti méretei, burkolat típusa, lejtése és az ezektől függő áramlási sebességek mind olyan paraméterek, amik hatással vannak

például a lefolyás lebegőanyag tartalmának adszorpciós leválasztására. Ez egyúttal azt is jelenti, hogy a befogadót ezektől a jellemzőktől függően kisebb-nagyobb mértékben a lemosódásból számítható emissziótól eltérő terhelés éri. A paraméterek egy adott helyszínen még időben is változnak: fű borítottság esetén az évszak és nyírás gyakorisága, burkolt árkoknál a karbantartási és tisztítási gyakorlat szerint. Mindezek fölött a transzmissziót működtető csapadék valószínűségi esemény, ami miatt a befogadó várható terhelései is azok lesznek.

#### *A bizonytalanság okai*

Mind a mért értékeink, mind pedig a kapott adatok hibával terheltek. Például csak az alkalmazott analitikai módszerek hibája  $\pm 25\%$ , és a csapadékmérésé  $\pm 30\%$ . A forgalom mérés hibája nem ismeretes, de a mérés időbeli felbontása valószínűleg durva. A szakirodalmi közlések mellett mi is úgy találtuk, hogy a TPH esemény átlagkoncentrációja a csapadék idején zajló forgalomtól függ. A csapadékok nem feltétlenül egy órán át tartanak, és a forgalom biztosan nem egyenletes egy órán keresztül, a vizsgált vízgyűjtő lefolyási ideje pedig sokkal kisebb, mint egy óra. A következmény tehát az lesz, hogy a mindenkori lefolyásminták az órai átlagforgalomtól eltérő aktuális forgalomhoz köthetők.

#### *A korlátozó tényezők*

Ha valamennyi, egyébként lényeges paraméter szerepét helyszíni mérésekre alapozva akarnánk pontosítani igen kiterjedt mérési program végrehajtására lenne szükség. A statisztikai értékelések alapfeltevése, hogy két változó esetén elfogadható kapcsolat meghatározásához legalább 30, a független változó tartományát lefedő értékpárra van szükségünk. Ha két független változónk van (ez volt a helyzet esetünkben, a forgalom és a csapadék változók esetében), és mindkettőre az előbbivel azonos kritériumot határozzunk meg, a szükséges hasznosítható mérési eredmények száma a független változók összes, egymástól különböző párosításával, azaz kombinációjával határozható meg.

Ekkor

$$\frac{30!}{2!(30-2)!}$$

azaz 435 különböző mérésre lenne szükségünk. Egyetlen esemény mintáinak csak az analitikai költsége, csak a TPH-ra és PAH-okra 350 000 Ft. Tehát legalább 15 millió Ft-ba kerülne egy helyszínen csak az analitikai vizsgálat. Három független változónál már 4060 db mintaigény keletkezik. Az előzőekben pedig több, mint három lényeges paramétert ismertettünk.

A másik korlátozó tényező az idő. Mivel sem a csapadékot, sem pedig a forgalmat és így ezek együttes előfordulását sem lehet szabályozni, a mérési programnak egy helyszínen több éven át kellene tartania. Belátható tehát, hogy sem a költségigény, sem pedig az időigény miatt reálisan nem lehetséges kellő számú mérést végezni, elméletileg kellő számú értékelendő adathoz jutni.

#### *Az eredmények alkalmazását korlátozó feltételek*

Mindezek miatt az alábbi korlátozásokat kellett bevezetnünk:

- (i) Az értékelhető mérési eredmények száma 17.
- (ii) A lefolyás szennyezettségének függése a csapadék idején zajló forgalomtól úgy értendő, hogy az a kimutatott mértékben a csapadékos órára jellemző órai átlagforgalomtól függ.
- (iii) Az általánosíthatóság, illetve a forgalom és csapadék szerepének egyértelművé tétele érdekében közvetlenül az útburkolatról lefolyó csapadékvizet mintáztuk, ezzel

elkerültük a transzmissziós útvonalak kezelhetetlenül sokféle paraméterének befolyásoló szerepét.

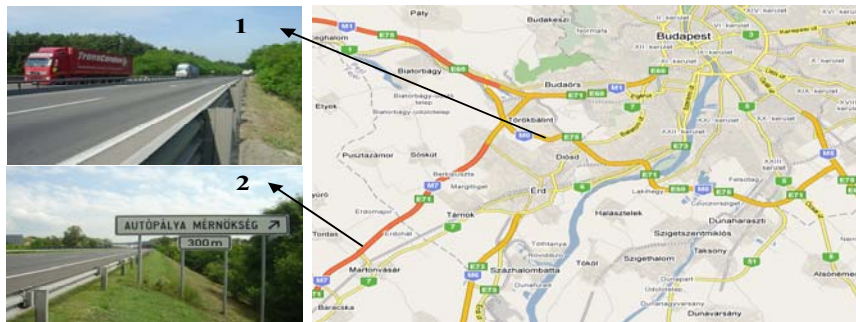
- (iv) Az általánosíthatóság érdekében a számításokat átlagos csapadékossgú évre végeztük el, a forgalom éves eloszlását minden esetben normálisnak tételeztük fel, elhagytuk az UV bontás hatásának vizsgálatát, és nem értékeltük a forgalom összetételében a nehéz gépjárművek szerepét, a forgalmat csak egységjármű számmal jellemeztük

A módszertani fejezet további részében külön tárgyaljuk a helyszíni mintavételezési technikát, az analitikánál alkalmazott módszereket szennyezőanyag típusonként, a laboratóriumi kísérleteket és a mérési-analitikai eredmények feldolgozási, értékelési eljárásait.

## 4.2 Helyszíni mintavétel

### 4.2.1 A helyszín kiválasztása

A pályaburkolatról lefolyó csapadékvizek mintázása első lépésben a helyszín (melyik autópálya mely szakasz) kiválasztását igényelte. A választás kritériumai között a legfontosabb tényezőként a helyszín megközelíthetősége, a mintavételező kellő biztonsága, áram és internet kapcsolat közelsége és a kihelyezendő berendezések, a vagyonvédelem biztosítása említendő.



4-2. ábra: Mintavételek helyszínei (1 – M0 autópálya, Anna-hegy, 2 – M7 autópálya, Martonvásár)

Mindezek figyelembevételével elsődleges helyszíneként az M0 autópálya 0+600 km szelvényét (Anna-hegy) jelöltük ki. Az M0 Magyarország egyik legnagyobb, nehézgépjárművek tekintetében pedig a legnagyobb forgalmú autópálya, ahonnan kellően reprezentatív eredményeket vártunk. Másik helyszínünk, az M7 autópálya 23 km-es szelvénye (Martonvásár) átlagos hazai forgalmi viszonyokat reprezentál (4-2. ábra). Mivel a mintáknak nem csupán a lefolyás szennyezettségéről kellett információkat nyújtani, hanem az azokat befolyásoló egyéb jellemzőkről is, meg kellett oldani a mintázás helyszínére releváns adatokat szolgáltató, folyamatos működésű és internet hálózatra köthető meteorológiai állomás telepítését is.

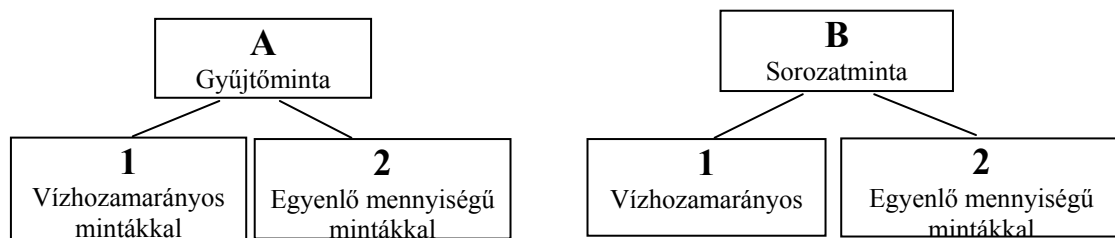
A meteorológiai adatok regisztrálásához Oregon-Scientific típusú időjárás állomást telepítettünk. Az M0 Annahegy helyszín erre is alkalmas volt, mert az állomást a mintavételi helytől alig 300 m-re fekvő McDonalds étterem tetejére helyezhettük el. Az állomással léghőmérséklet, szélirány és -sebesség, relatív páratartalom és csapadék adatokat regisztráltunk. A csapadékokat 0.1 mm-es pontossággal tudtuk regisztrálni. A meteorológiai adatokat interneten, saját fejlesztésű szoftverrel (Honti, 2005) on-line módon továbbítottuk a tanszék szerverére (meteo.vkkt.bme.hu). A martonvásári mérőhelyen a ÁAK ZRT Autópálya Mérnökség épületében telepítettük a meteorológiai állomást. A forgalmi adatokat az M0 mérőhelyre, az ÁAK ZRT kevesebb mint 2 kilométerre található (1+720 szelvény) 3480-as kódszámú automata forgalomszámláló állomásának mérései szolgáltatták. A mintázási és

forgalommérési szelvények között nincs kijárat, így a szolgáltatott adatok számunkra is reprezentatívnak tekinthetők.

#### 4.2.2 A mintavevő berendezés kialakítása

A lefolyás mintázásának több elvi megoldása ismert a szakirodalomból (*Driscoll et al., 1991*). Eltekintve a kézi mintavételezéstől – ami esetünkben a csapadékeseményekhez való időzítésből adódóan nem volt megvalósítható – csak az „önálló” működésű megoldások között kereshettünk. A mintavevő eszközök működtetési szempontból két csoportba sorolhatók: a passzív, energiát nem igénylő mintavevő, és az aktív, vezérelt működésű szivattyús megoldások. Közvetlenül a mintázási helyszínen az áramellátást nem lehetett megoldani, ezért csak passzív működésű berendezés jöhetett szóba.

A mintavételi stratégiában ugyancsak több lehetőség között választhatunk (4-3. ábra). Ahhoz, hogy az egyes események során jelentkező koncentráció változásokat megismerhessük, a gyűjtőmintázást el kellett vetni. A gyűjtőminta esemény átlagkoncentrációk meghatározására csak akkor használható, ha abban a 4.2 ábra A-1 mintázási módját alkalmazzuk. A legtöbb információval a 4-2. ábra B-1-es jelű változata szolgál. Ezt azonban csak akkor alkalmazhatjuk, ha a lefolyás hozama folyamatosan mérhető, amire esetünkben nem volt lehetőség. Ezért a passzív, automatikus működésű, azonos mintamennyiséget szolgáltató stratégia mellett döntöttünk (B-2), amihez ki kellett találni a minták különálló, egymást követő mintavevő és tároló eszközökbe gyűjtésének módszerét.

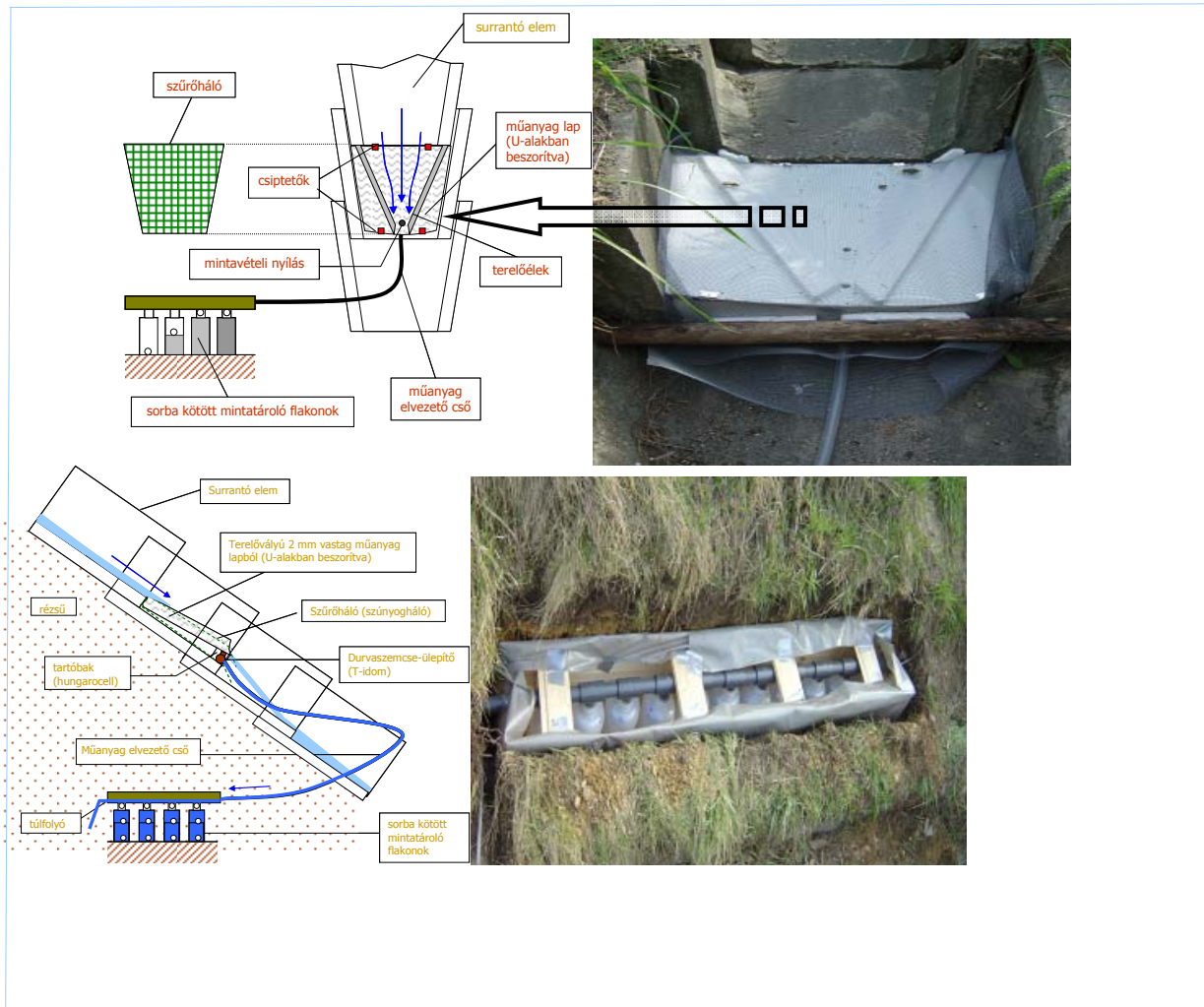


4-3. ábra: A felszíni lefolyás mintázási stratégiái

További, fontos szempont az volt, hogy a beépített berendezésnek, vagyonvédelmi lehetőség hiányában, egyszerűnek és főként olcsónak, könnyen pótolhatónak kellett lennie. A kidolgozott megoldás vázlatát és az elhelyezés egyes részleteit a 4-4. ábrán mutatjuk be.

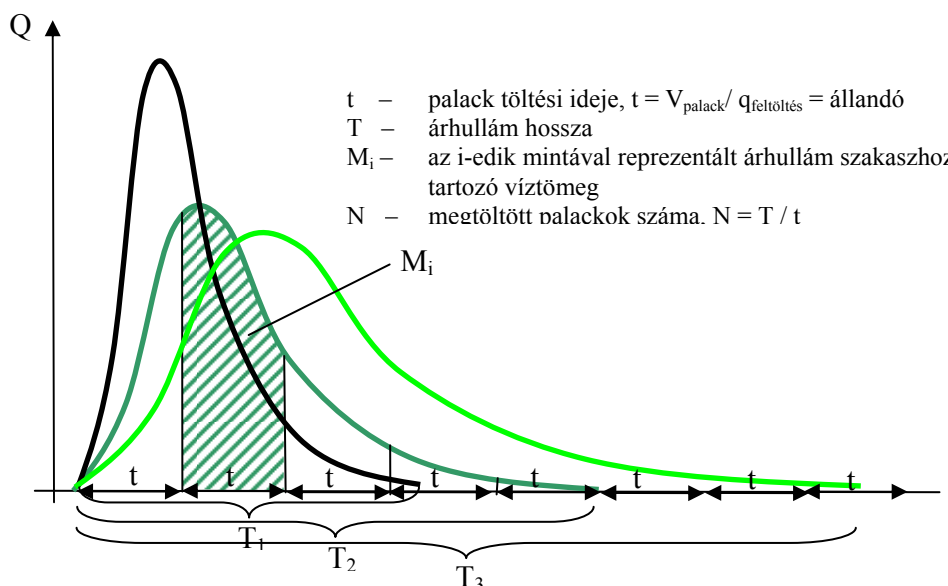
A mintavétel az autópálya rézsűjében található egyik surrantóból történt, egy 5 mm-es belső átmérőjű csővel, aminek az eltömődését 1 mm-s lyukbőségű szűrőszövet elhelyezésével oldottuk meg. A cső vízszállító képességét laboratóriumban előzetesen bemértük, így ismert lett a 2 literes mintavevő palackok töltési idejének hossza. A sorba kapcsolt palackok egymás után úgy töltődtek meg, hogy a következőbe csak a megelőző megtelése után indult meg a befolyás. Ha ismerjük a lefolyás árhullámképét, azonosítani lehet, hogy melyik palack annak melyik részéből származó mintát tartalmazza. Az árhullámokat az SWMM szoftver segítségével szimuláltuk (4.4.2 pont). A kifejlesztett mintavételi eszköz szekventált mintasorozatot nyújt, mely mintákat a lefolyó árhullám megfelelő szakaszaihoz rendelhattunk. A kidolgozott módszer hibája, hogy az egyes árhullámok időbeli lefutása különböző, ugyanakkor az állandó térfogatú mintavételi palackok töltési hozama állandó (kivéve azt a rövid időt, amíg a lefolyás hozama a levezető cső hozamát nem éri el, de ez elhanyagolható). Ebből adódóan a rövidebb időtartamú árhullámokra a sorozatminta felbontása durvább lesz, mint a hosszabb csapadékokból származó, elnyújtott árhullámok esetén.

A 4-5. ábrán példát mutatunk be arra, hogy eltérő lefutású árhullámok esetén, folyamatos, azonos időtartamú palack feltöltődés mellett egy-egy minta az árhullám mely szakaszát reprezentálja, és ez a különböző árhullámoknál más és más. Emiatt a mintavételi módszer a „first flush” jelenség tanulmányozása szempontjából hasznos, de a lefolyás során a koncentrációk időbeli változásának pontos rekonstruálására, és az egyes események ilyen szempontú összehasonlítására kevésbé megbízható eredményt szolgáltat, mint például az esemény átlagkoncentráció meghatározására.



**4-4. ábra: A mintavevő berendezés szerkezete és elhelyezése**

Nagyobb töltési hozammal, és ennek megfelelően több mintavevő palackkal a felbontás finomítható, de a kellően védett elhelyezés lehetősége romlik. Kompromisszumos megoldásként, továbbá azért, mert elsősorban az esemény átlagkoncentrációk meghatározása volt a célunk, összesen 11 palack, azaz 22 liternyi minta fogadására és tárolására alkalmas berendezést építettünk és helyeztünk ki. A minták elszállítása, a palackok cseréje mindig biztosítható volt, mert a meteorológia állomással on-line kapcsolatban lévén a csapadékeseményekről azonnal tudomásunk volt. A mintákat a palackok esemény utáni közvetlen cseréjét követően analitikai vizsgálatra szállítottuk.



4-5. ábra: Lefolyás mintázása különböző lefutású árhullámoknál

### 4.3 Analitikai módszerek

A vízminták kémiai analízisét nagyrészt külső laboratóriumban, egyes komponensek meghatározását (lebegőanyag, KOI, pH, elektromos vezetőképesség) saját vízminőségi laboratóriumunkban végeztük, a 4-1 táblázatban felsorolt módszerekkel.

Költség takarékosági okokból nem tudtuk az összes mintából a felsorolt összes paramétert meghatározni. A PAH-ok és a TPH esetében a lefolyásból vett mintasorozatokat aszerint szelektáltuk, hogy a lefolyás kezdetét, közepét és végét reprezentáló mintákra minden esetben legyen analitikai eredmény.

#### 4-1. táblázat: A vízmintákból meghatározott komponensek és a vizsgálati módszerek

Komponens	Módszere
TPH (C5-12), TPH (C13-40), TPH (C5-40)	MSZ 20354:2003 "Szennyvízvizsgálat. Az extrahálható szénhidrogén-tartalom meghatározása gázkromatográfiás módszerrel"
Összes PAH és PAH-ok (Naftalén, 2-metil-naftalén, 1-metil-naftalén, acenaftilén, acenaftén, fluorén, fenantrén, antracén, fluorantén, pirén, benz(a)antracén, krizén, benz(b)fluorantén+benz(k)fluorantén, benz(e)pirén, benz(a)pirén, indeno(1,2,3-cd)pirén, dibenz(a,h)antracén, benz(g,h,i)perilén)	MSZ 1484-6:2003 "Vízvizsgálat. Policiklusos aromás szénhidrogének (PAH) meghatározása gázkromatográfiás-tömegspektrometriás módszerrel."
Fémek (Al, Cu, Cr, Ni, Pb és Zn)	EPA 6020 szabvány előírásai alapján induktív csatolású plazma tömegspektrométerrel (ICP-MS) <a href="http://www.epa.gov/waste/hazard/testmethods/sw846/pdfs/6020a.pdf">http://www.epa.gov/waste/hazard/testmethods/sw846/pdfs/6020a.pdf</a>
Összes lebegőanyag tartalom	MSZ 260-3:1973 "Oldott és lebegőanyag-tartalom meghatározása"
KOI <sub>cr</sub>	MSZ ISO 6060:1991
pH	MSZ 448-22:1985
Fajlagos vezetőképesség	MSZ 448-32:1977

### 4.4 A mérési adatok feldolgozása

#### 4.4.1 A helyszíni vizsgálatokból rendelkezésre álló adatok

A helyszíni vizsgálatokat 2005. őszén kezdtük, mindkét autópálya szakaszon. A mintavételi eszközök kihelyezését megelőzően, tájékoztató jelleggel mintáztuk az autópálya melletti övarkot, az Anna-hegyi pihenőnél található két csapadékvíz tározót (víz és iszapminták), az

ugyanott található száraz (szivárogtató) tározó talaját, valamint gyűjtöttünk mintákat az M7 autópálya Szúnyog szigeti pihenőnél és a 36-os km-nél meglévő olajfogó műtárgyakból is.

Az első lefolyás mintákat 2005. októberében sikerült begyűjteni, a lefolyás időbeli mintázására szolgáló eszköz kifejlesztéséhez és a kezdeti problémák (eltömődés, rongálás elleni védelem) kiküszöböléséhez közel fél évre volt szükség. Az értekezésben feldolgozott adatokat a 2006. április – 2006. november közötti időszakban, az M0 autópálya Anna-hegyen gyűjtött lefolyás minták adták. Ez összesen 17 mintasorozatot (egyenként eltérő mintaszámmal) jelent. 2006. májusában helyeztük üzembe az Anna-hegyen a meteorológiai állomást, ettől az időponttól kezdve (eltekintve rövidebb üzemzavaroktól) a lefolyás minták által reprezentált csapadék eseményeket be tudtuk azonosítani.

Megemlítjük, hogy két alkalommal az ÁAK ZRt közreműködésével lemosási kísérletet is végeztünk az M7 autópálya főváros felé vezető szakaszának 30-as km-nél. A vizsgálat célja az útfelületen felhalmozódó és onnét lemosható – főként szilárd anyagokhoz kötődő – szennyezőanyagok kimutatása volt. A méréseket legalább 10 napos megelőző száraz időszakot követően végeztük, tekintettel arra, hogy a szakirodalmi tapasztalatok szerint ennyi idő elegendő a szilárd anyag felhalmozódás telítődéséhez. A locsolókocsival végzett lemosás nem feleltethető meg a csapadék lemosási folyamatának. Az útfelületet érő víz koncentrált és irányított, nagy energiájú sugarai ugyanis az esőcseppekétől sokkal nagyobb lemosó hatással rendelkeznek. Emiatt ennek a vizsgálatnak eredményeit az értekezésben közvetlenül nem hasznosítottuk.

#### *4.4.2 A lefolyási idősorok értékelése*

A lefolyásból vett, vízhozam arányos sorozatmintákat a laboratóriumba történő szállítás után – először szemrevételezéssel, majd az analitikai eredmények ismeretében – a lefolyási eseményekhez rendeltük. Ehhez az USA EPA SWMM lefolyás modelljében (Rossman, 2005) definiáltuk a mintavételi hely vízgyűjtőterületét, majd a mintavételi intervallumban (az eszközök kihelyezése és begyűjtése közti időszakra) regisztrált csapadék magasság és intenzitás idősorából rekonstruáltuk a lefolyást. A csapadék mérésekből ismert csapadék magasság és intenzitás idősorából, a burkolt felületre vonatkozó lefolyási tényező megadásával modelleztük az árhullámokat.

A mintasorozatok többségét a csapadékok szakaszos jellege miatt, a modellezett vízhozam és a palackok feltöltődési idejének ismeretében két vagy három, egyértelműen szétválasztható lefolyási eseményre lehetett bontani. Így összességében a 17 mintasorozatból 28 lefolyási eseményre kaptunk információt. A lefolyás során történő időbeli változások értékeléséhez az adatokat normalizáltuk. Vizsgáltuk az egyes komponensek koncentrációjában, a komponensek egymáshoz képesti arányában mutatkozó különbségeket. Az eredményeket az 5. fejezetben ismertetjük.

#### *4.4.3 Esemény átlagkoncentrációk meghatározása*

A diffúz szennyezés egyik fontos sajátossága, hogy a terhelés sztochasztikus, időben és térben is változik. Így egy adott mintavételi hely esetében is igaz, hogy a lefolyás szennyezettségének jellemzésére a pillanatnyi koncentrációk nem alkalmasak. A pillanatnyi értékek helyett, a különböző területeken végzett mérések összehasonlíthatósága érdekében az irodalom az esemény átlagkoncentrációt használja (Chung et al., 2005).

Az esemény átlagkoncentrációk kiszámításához a lefolyási eseményenként rendelkezésre álló minta sorozatok mindegyik eleméhez meghatároztuk azt a vízhozamot, melyet az adott

víz minta reprezentál. A palackok feltöltési idejét ( $t$ ) ismerve számítottuk az egy lefolyási eseményhez (egy árhullámhoz) tartozó minták számát:  $N = T/t$  (ahol  $T$  az árhullám időtartama, lásd a 4-4. ábrát). Ezután az árhullámot felbontottuk  $N$  db. szakaszra, és meghatároztuk szakaszonként a lefolyt víztömeget ( $M_i$ ). Az esemény átlagkoncentráció ( $C_E$ ) számítása ezután a

$$C_E = \frac{\sum C_i M_i}{\sum M_i}, \quad (\text{mgTPH/l}) \quad (4-1)$$

összefüggéssel történik. A mintavételekből rendelkezésre álló 28 lefolyási esemény közül 17 olyan volt, melyre az összes TPH és a PAH komponensekre megbízhatóan számítható volt az esemény átlagkoncentráció. Egyes mintázások idején a csapadékmérő nem működött, és ki kellett hagyni a számításból olyan árhullámokat, melyekre nem volt elegendő számú reprezentatív minta. Ennek oka egyrészt az analitika hiánya (nem volt elegendő minta feldolgozva). Másrészt, az időben egymást követő lefolyási eseményeknél nem minden esetben lehetett szétválasztani a minta sorozatokat, mert a megelőző árhullám végét és a következő árhullám elejét reprezentáló lefolyás egy mintavételi edénybe került.

#### 4.4.4 Statisztikai vizsgálatok

Az értekezésben megfogalmazott célok érdekében a lefolyás szennyezettségére vonatkozó mérési eredményeket a forgalom és a csapadék jellemzőinek függvényében értékeltük. Ehhez a 4.4.2-ben meghatározott esemény átlagkoncentrációkkal dolgoztunk.

Módszereink az alábbiak:

- kétváltozós lineáris regresszió számítások;
- eloszlás vizsgálat  $X^2$  próbával;
- Monte Carlo szimuláció együttes valószínűség meghatározására;
- hiányzó adatok pótlása Fuzzy algoritmussal,
- érzékenység vizsgálat.

A forgalom, csapadék és a lefolyás szennyezettség közti összefüggéseket az értekezésben tárgyalt komponensekre (TPH, PAH, lebegőanyag) kerestük. A regressziós számítások eredményeit az összes vizsgált paraméterre az 5. fejezetben mutatjuk be. Az értekezés 7. fejezetében több lépéses eljárást ismertetünk, melyben a TPH esemény átlagkoncentrációk várható értékét és eloszlását átlagos csapadékosságú hazai viszonyokra számítjuk. Ehhez a mérési eredményeink mellett szükség volt hosszabb időszak forgalmi idősorára, és az átlagos viszonyokat reprezentáló csapadék adatokra.

Az órai forgalom a 2006. májustól 2007. szeptemberig terjedő időszakra állt rendelkezésünkre. Az adatokat egységjárműre átszámítva kaptuk meg. Az idősorban néhány helyen szakadás volt, egy 10, 4 és 1.5 napos intervallumban az adatok hiányoztak. Annak érdekében, hogy minden lefolyás mintánkhoz legyen forgalmi adatunk, a hiányos adatsort helyreállítottuk. Ehhez, vagyis a hiányzó adatok pótlására *Wang és Mendel (1992)* által kidolgozott fuzzy leképező rendszert használtuk, melyet már korábbi munkánkban sikeresen alkalmaztunk hasonló céllal (*Buzás, 2000*). A forgalom idősor helyreállítására bemutatott alkalmazási példát a 7. fejezetben tárgyaljuk.

Csapadékokra hosszú idejű, kellően rövid időléptékű, statisztikai elemzésre alkalmas idősor nem állt rendelkezésünkre. Az átlagos csapadékosságú év jellemzésére a *Sali (2005)* által feldolgozott órai csapadékokat használtuk. A feldolgozás egy évre vonatkozóan, havi legyűjtésben tartalmazza a különböző intenzitású csapadékok időtartamát (lásd: 7. fejezet, 7-3. táblázat). Ebből számítani tudtuk az órai csapadékok éves eloszlását.

A TPH esemény átlagkoncentrációk eloszlásának meghatározásához szükségünk volt a forgalom és a csapadék együttes valószínűségére. A csapadék és a forgalmi adatokat valószínűségi változónak tekintve statisztikai próbával vizsgáltuk azok függetlenségét (7.4 fejezet). Az együttes előforduláshoz Monte Carlo szimulációt végeztünk. A számítás lépéseit, melynek eredményeként a lefolyás TPH szennyezettsége és a lefolyással közvetített éves TPH terhelés átlagos csapadékosságú évre vonatkozó, forgalom függő várható értékét és eloszlását nyertük, a 7. fejezetben ismertetjük.

#### 4.5 Laboratóriumi kísérletek

A helyszíni mintavételezéssel párhuzamosan laboratóriumi kísérleteket is végeztünk, melyek célja a TPH, PAH (és ezzel összefüggésben a lebegőanyag) szennyeződést eltávolító folyamatok elemzése volt. Kétféle eltávolítási mechanizmust vizsgáltunk: az ülepitést és a különböző szűrő közegeken át történő szűrést. A gyűjtött vízmintákat összeöntöttük, ezáltal egy átlagosan szennyezett, a folyamatos közlekedésre szolgáló útpályákról lefolyó vizek összetételét reprezentáló elegyet kaptunk. Az analitikai elemzéseket a TPH, PAH és a fémek esetében akkreditált laboratóriumban, a lebegőanyag meghatározást saját laborunkban végeztük. Az alkalmazott módszerek megegyeznek a 4.2 fejezetben leírtakkal.

##### 4.5.1 Ülepítési kísérletek

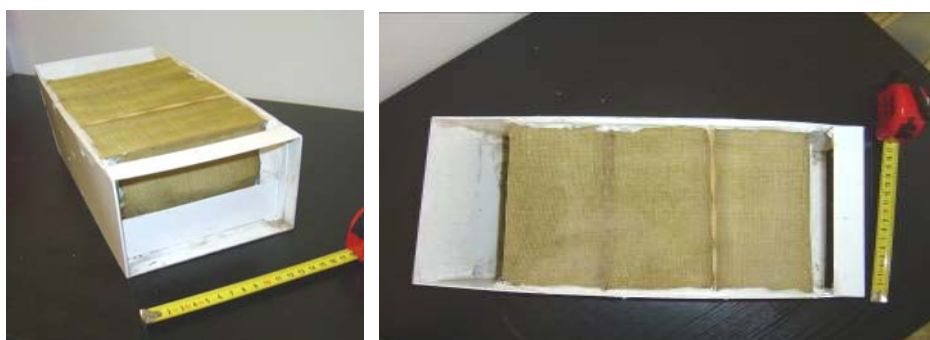
A szennyezőanyagok ülephetőségének vizsgálatához négy kísérlet sorozatot hajtottunk végre (*Buzás és Budai, 2007*). A kísérletek során részmintákat és kevert mintákat ülepitettünk laboratóriumban, vizsgálva a különböző időpontokban a víztérben maradt szennyezőanyagok koncentrációját. Az eredmények értékelését a 6.1 fejezet tartalmazza.

##### 4.5.1 Szűrési kísérletek

A szűrési kísérlethez megtervezett szűrőberendezéseket a BME VKKT vízminőségi laboratóriumában állítottuk össze. A mérési eredményeket a 6.2-6.3 fejezetekben ismertetjük.

##### Szűrés perlit tölteten

A szűrési kísérlethez rézhálóból hajtogatott 22 x 15 x 10 cm-es ketrecbe duzzasztott, osztályozott, 0.1 mm-es szemcseátmérőjű perlit töltetet helyeztünk. A ketrecet műanyag vályúba ragasztottuk, úgy, hogy a szűrőanyag előtt ülepitő tér legyen, az elvezetés 2 cm-es magasságú bukón keresztül történjen. A modell felépítése a 4-1 képen látható.



4-1. kép: Perlit töltetű szűrési kísérlethez kialakított modell

A szűrőn három egymás utáni sorozatban 3 x 30 liter keverék vízmintát vezettünk át, három különböző térfogatárammal (rendre 0.18, 1.25 és 1.6 l/s). A víz az M0 autópálya lefolyásból vett minták összeöntéséből származott.

A mérési során egy 35 literes, állandóan kevert hordóból alsó megcsapolással vezettük rá a nyers mintát a lejjebb elhelyezett szűrőkádra. A szűrőre való rávezetés előtt mintavételi helyet alakítottunk ki, ami a mintázások közötti időben recirkuláltatott by-pass vezetékként működött. A rendelkezésre álló folyadékmennyiség elfogyásáig 5 pár mintát vettünk (a be-, ill. kifolyó vízből) egyenlő időközökben. Az egyes mintavételek alatt és között figyelemmel követtük a térfogatáram időbeli változását. A mért adatok alapján a szűrőközeg elárasztott részében a víz tartózkodási ideje átlagosan 5:45 perc volt. A mintákból TPH és összes lebegőanyag tartalmát határoztunk meg. A kísérlet végeztével a szűrőketrec előtt kiülepedett szemcsés anyagot külön összegyűjtöttük, amivel a kapott eredményeket korrigáltuk.

#### Szűrés koaleszcens szűrőn:

A laborkísérleteket a mérés céljára kialakított kádban (4-2. kép) végeztük. A kád felépítése a bemeneti oldaltól kezdve: 1) ülepítő tér; 2) koaleszcens szűrőbetét; 3) merülőfallal ellátott kimenő oldali rekesz. Az M0 autóútról származó nyers csapadékvíz bevezetése gumicsővel történt az ülepítő tér elülső szakaszába, az elvétel pedig a kimeneti oldali bukóélról.

A kísérletet háromszor hajtottuk végre, különböző vizekkel és eltérő terhelésekkel: a) 2,3 L/min; b) 1,3 L/min; c) 0,4 L/min. Működés közben a szűrőbetétnek mintegy 6 cm x 8 cm felülete volt elárasztva.



**4-2 kép: Koaleszcens szűrés kísérleti modellje**

#### Szűrés homok tölteten

A kísérleti berendezés egy 20 cm külső átmérőjű, 50 cm magas plexi tartály volt, melybe 35 cm vastagon homokréteget töltöttünk fel szűrőközeggént. A hengert 5, 10 és 20 és 30 cm mélységben, a szűrőrétegbe nyúló megcsapoló drénekkal láttuk el. A töltet fenékszintjén leürítő csapot helyeztünk el. A mindenkor kétfázisú, talaj-víz réteg felszínének nyomom követésére piezométer csövet építettünk be. A berendezést az 4-3. kép mutatja.

A kísérlet teljes időtartama alatt a szűrőréteg felszíne fölött értelmezhetően 1500 mm magas vízoszlopnak megfelelő, az autópályákról begyűjtött lefolyást szűrünk át. A szűrlet mintákat a beépített dréncsővekkel szintenként vettük ki. A mérés során figyelemmel kísértük a felszíni réteg kolmatációjából eredő beszivárgási sebesség csökkenését is. A nyers vízből és a szűrletekből lebegőanyag, KOI, TPH, PAH és fémek koncentrációját határoztuk meg. Mértük az eredeti (tisza) szűrőanyagból és a 2, 10 és 20 cm mélységből vett szűrőanyag minták TPH és PAH tartalmát is. A mérési körülmények részleteit és az eredményeket a 6.4 fejezetben tárgyaljuk.



4-3. kép: Homok töltetű kísérleti szűrő berendezés

## 5. A lefolyás szennyezettségének vizsgálata

### 5.1 A mérési eredmények értékelése

Méréseink a folyamatos közlekedésre szolgáló útburkolatról lefolyó csapadékvíz szénhidrogén és lebegőanyag szennyezettségére vonatkoznak. Az ebből levont következtetések nem érvényesek a parkolóterületek lefolyására, és csak részlegesen a városi belterületekre. Utóbbiaknál csak abban az esetben, ha az útszegély és járda nem szolgál parkolásra.

Az analitika a szokásos vízminőségi paraméterek (pH, vezetőképesség, összes lebegőanyag, KOI, összes N és összes P) mellett a TPH és PAH szennyezettségre terjedt ki. Vizsgáltunk nehézfém tartalmat is (Al, Cd, Cr, Cr(VI), Cu, Hg, Ni, Pb, Zn). Utóbbiak azonban nem képezik értekezésünk tárgyát, így a továbbiakban nem tárgyaljuk. Az analitikai munka akkreditált laboratóriumban történt, az egyes komponensekre előírt szabványos módszer szerint. Az értekezésben tárgyalt szennyezők jellemző értékeit az 5-1. táblázatban foglaljuk

5-1. táblázat: A lefolyás mintázások összesített szénhidrogén és lebegőanyag koncentrációinak statisztikai jellemzői

Paraméter	Összes lebegőanyag	TPH (C5-C12)*	TPH (C13-C40)	Összes TPH (C5-C40)	Összes naftalin	Összes egyéb PAH	Összes PAH
Jellemző	mg/l				µg/l		
Minimum	62	0.0003	1.43	1.43	0.09	0.64	0.75
Maximum	4748	0.118	19.80	19.80	1.4	35.60	37.00
Szórás	1046	0.028	4.57	4.61	0.23	6.20	6.39
Átlag	886	0.022	7.90	8.02	0.36	7.44	7.87

\* C5-C12 – az 5-12 szénatomot tartalmazó alifás szénhidrogéneket jelöli

A lefolyás mintákban a szennyezőanyag koncentrációk széles tartománya fordult elő. Az adatok értékeléséhez lefolyási eseményenként számítottuk az esemény átlagkoncentrációkat (5-2. táblázat).

**5-2. táblázat: A lefolyási eseményekre számított esemény átlagkoncentrációk statisztikai jellemzői**

Paraméter	Összes lebegőanyag (mg/l)	KOI (mg/l)	Összes TPH (C5-C40) (mg/l)	Összes PAH (µg/l)
Minimum	74	82	1.9	1.3
Maximum	1536	617	13.0	14.4
Szórás	478	173	3.8	4.3
Átlag	694	329	6.9	6.4

#### *A TPH szennyezettség*

Hőmérsékleti és napsugárzási hatások miatt a lefolyás TPH tartalma elsősorban a nagyobb szénatomszámú tartomány jelenlétét mutatja (C<sub>13-40</sub>), az illékony C<sub>5</sub>-C<sub>12</sub> csak tizedszázalékokban fordul elő. Ez nem meglepő, hiszen az illékony hányad a felszínről még a lefolyás előtt elpárolog. A mintákban kimutatható koncentráció a lefolyás idején zajló forgalom kibocsátására utal. A téli időszakban valószínűleg a koncentrációk némi emelkedésével kell számolni. Az 5-1. táblázatban látható, hogy a TPH (Total Petroleum Hydrocarbon, C5-C40) elhanyagolható eltéréssel azonos az EPH értékekkel (Extractable Petroleum Hydrocarbon, C13-C40).

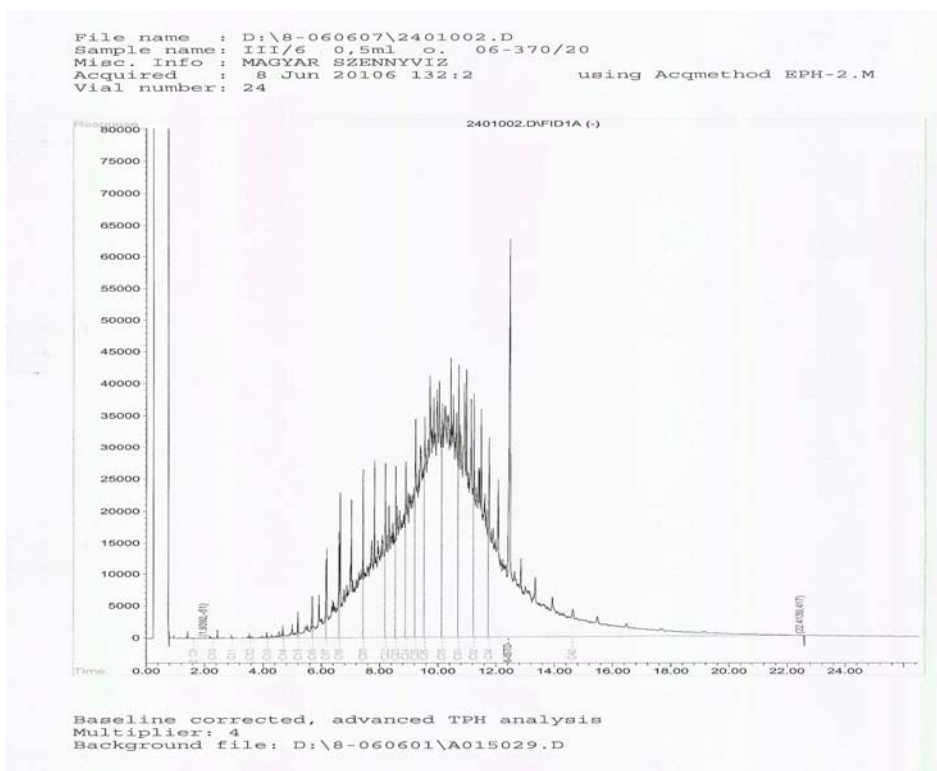
Az eredmények illeszkednek a szakirodalomban található, egyébként igen tág határú tartományokhoz (*Barrett et al, 1995, Kayhanian et al, 2001, Barrett, 2006, Zakharova and Wheatley, 2007*) annak ellenére, hogy utóbbiaknak csak csekély részéről tudható, hogy a levezető rendszeren belül hol és milyen forgalmi és csapadékviszonyok között vették a mintákat (*Budai és Buzás, 2007*).

A módszertani fejezetben bemutattuk, itt csak kiemeljük, hogy mintáink az útburkolatról közvetlenül lefolyó csapadékvízből származnak, így érdemi szakirodalmi összehasonlítás csak az ugyanilyen módon történő mintázások adataival lehetséges. A csapadékvíz elvezető rendszer más pontjain vett minták ugyanis a lefolyási pálya mentén, az adszorpció következtében az árok, fűborítású megoldásnál a fűszálak felszínén igen nagy arányban (60-80%) megtapadnak, a folyamat koncentráció csökkentő hatását is tükrözik (*Ellis et al., 2007*).

Az útpálya felszínén megjelenő, és a lefolyásba kerülő TPH szennyezettség forrásaként a (motorolaj) kenőolaj nevezhető meg. Erre utalnak minták a GC analízisei, melyek a legnagyobb arányban a C<sub>28</sub> szénatomszámú komponens jelenlétét mutatják. Példaként egy jellemző diagramot mutatunk be az 5-1. ábrán.

#### *A PAH szennyezettség*

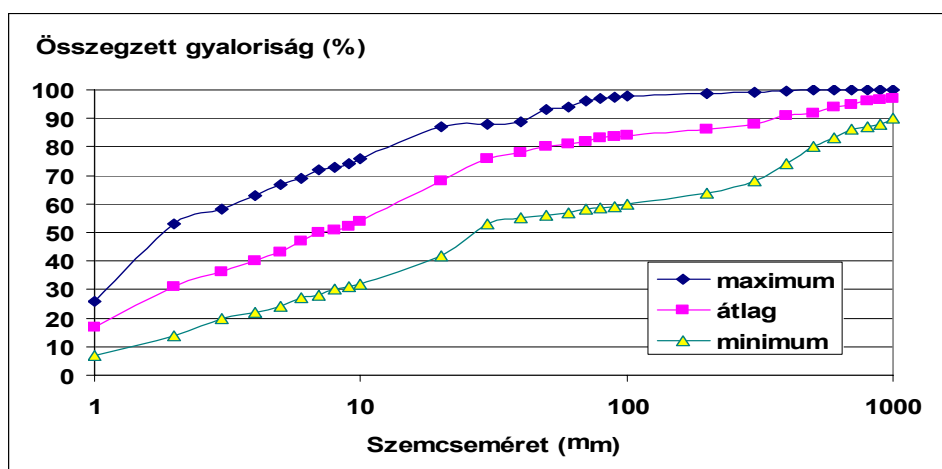
A TPH-hoz hasonlóan, a PAH-ok esetében is jellegzetes, hogy a kisebb molekulású, csak 2-3 gyűrűvel rendelkező, kevésbé stabil PAH-féleségek az összes PAH csekély hányadát alkotják. Ennek magyarázatát, ami természetesen más okokra vezethető vissza, mint a TPH-nál, valamint a jelentőségét az 5.3 fejezetben részletesen bemutatjuk.



**5-1. ábra: A lefolyás TPH tartalmának jellegzetes GC diagramja**  
 (a vízszintes tengelyen a különböző szénatomszámú szénhidrogének, a függőlegesen pedig azok koncentrációjával arányos jel-erősség látható)

#### A lebegőanyag tartalom

Méréseink során, technikai korlátok miatt (lásd a 4. fejezetet) a homokszemcse méretű, ( $d \geq 0.2$  mm) szilárd frakciót nem mértük és nem soroltuk a lebegőanyagtartalom közé. Ezeket ugyanis a mintázás előtt leválasztottuk, így abba nem is kerültek bele. Ezt az elsődleges fontosságú szénhidrogén szennyeződés vizsgálata szempontjából elfogadhatónak tartjuk, mivel tömegük ugyan egy-egy lefolyás során jelentős lehet, de a hatékony felületük csekély, ezért a TPH és a PAH-ok lemosódását érdemben nem befolyásolják. Az így fennmaradó lebegőanyag hányad szemeloszlásához átvettük a *Burton és Pitt, (2002)* által közölt, nagyszámú mérések átlagaként tekinthető eloszlást, melyet az 5-2. ábrán mutatunk be.



**5-2. ábra: Az útpályáról lemosódó szilárd anyagok szemcseméret eloszlása (*Burton és Pitt, (2002)*)**

Mint látható a medián részecskeméret 2 – 30 µm közötti tartományban változik, átlagértéke 8 µm. Átlagosan a minták 40%-a nagyobb, mint 100 µm. Az 1 mm-nél nagyobb szemcseméret csak a mintázott tömeg legfeljebb 10%-ában volt kimutatható, míg 10 – 30%-nyi az 1 µm-nél kisebb szemcsék súlyaránya. Az 5.2 ábrából becsülhető, hogy a szilárdanyag tartalom mintegy 10%-a kolloidális, míg 60-95%-a kvázi-kolloidális méretű. Utóbbiak a lefolyás lehetséges kezelése és bizonyos értelemben a részecskék környezeti mozgása tekintetében, a gyakorlat szempontjából a kolloidokhoz hasonlóan viselkednek.

#### *Szennyezettség és határértékek*

A lefolyásból gyűjtött minták értékeléséhez – figyelembe véve, hogy a csapadékvíz befogadója felszíni víz, vagy a talaj/talajvíz lehet – a felszíni befogadóba vezethető szennyezőanyagok szabályozásáról szóló 28/2004 KvVM rendelet, illetve a talajvíz és földtani közegek védelmét szabályozó 10/2000. KöM-EüM-FVM-KHVM rendeletekben megadott határértékeket vettük kiindulási alapnak.

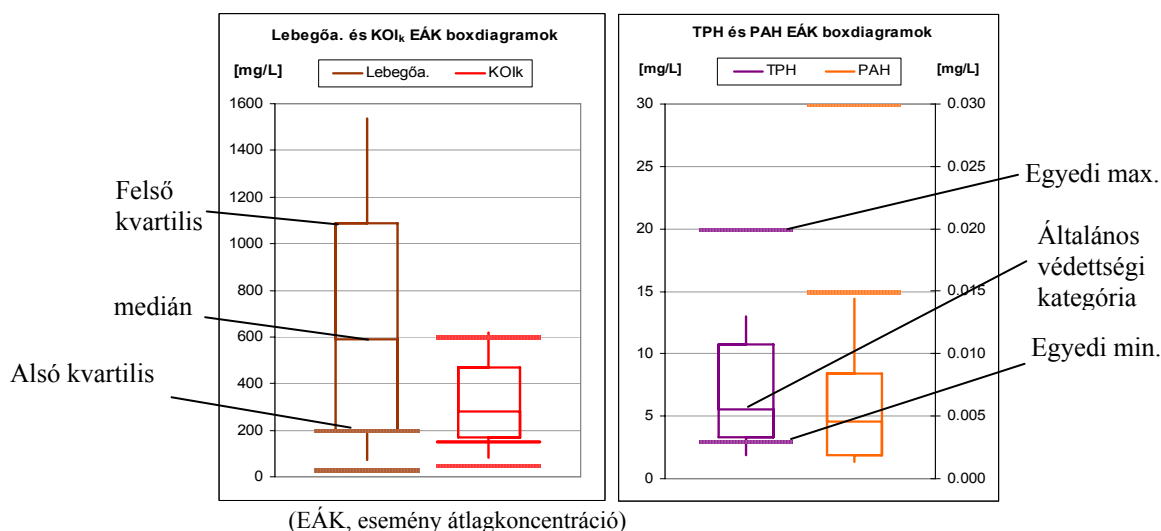
Felszíni vizekbe történő bevezetésre vonatkozó kritériumokat tekintve a PAH-ok esetében nem tapasztaltunk határérték túllépéseket (5-3. ábra). Látható, hogy a koncentrációk szélső értékei sem érik el az egyedi határértékként adható összes PAH koncentráció minimumát. A TPH mérésekből számított esemény átlagkoncentrációk jellemzően a kiszabható egyedi határértékek alsó és felső határa közötti tartományban mozognak, a medián közelítőleg a minimális határérték kétszerese, de jóval alatta marad a maximálisan kiszabható határértéknek. Figyelembe véve, hogy ezek a küszöbértékek nem a lökészerű terhelésekre, hanem állandósult szennyvízbevezetésekre vonatkoznak, a határérték túllépéseket hosszabb időszak (pl. egy év) statisztikája alapján, valószínűségi alapon célszerű szabályozni (a túllépések valószínűségének meghatározásával a 7. fejezetben foglalkozunk).

A lemosódást jellemző KOI, és különösen a lebegőanyag tartalom tekintetében, ahogy az várható volt, a szabályozási határértékeknél jóval nagyobb koncentrációk is előfordultak (5-3. ábra). A határértékekhez való viszonyításnál itt még azt is figyelembe kell vennünk, hogy az útpálya lefolyás szennyezettsége (például a lebegőanyag összetétele, szerves-szerveetlen hányada, a szerves anyagok bonthatósága) jelentősen eltér a kommunális szennyvizekétől, melyekre a kibocsátási határértékek vonatkoznak. Így a határértékekkel történő összehasonlítás csak korlátozottan tekinthető relevánsnak.

A felszín alatti vízre vonatkozó határértékek a felszíni vizeknél szigorúbbak. Az ún. szennyezettségi küszöbszintet tekintve leginkább kifogásolható a lefolyás TPH és PAH szennyezettsége. A kockázatok értékelésénél azonban figyelembe kell vennünk, hogy a vizek talajba szivárogtatásakor a talaj megkötő képessége miatt mind a nehézfémek, mind az olaj esetében a talajvízben kisebb koncentrációk várhatók a lefolyásra jellemző értékeknél. Ezért a talaj és a talajvíz szennyezett csapadékvízzel való terhelhetőségének megítélésakor az oldott és a szilárd fázishoz kötött szennyezőket együttesen kell figyelembe vennünk.

#### *A TPH, a PAH és a lebegőanyag szennyezettség közötti kapcsolat*

Mérési adataink feldolgozása során vizsgáltuk, hogy az egyes minták szénhidrogén és lebegőanyag tartalmi között található-e összefüggés. A szakirodalomból tudható, és méréseink ugyancsak azt mutatták, hogy a szennyezettség mértékét az út forgalmi adatai, a lefolyást okozó csapadék jellemzői és a csapadékosság alakulásának paramétere, az egymást követő csapadékesemények között eltelt idők befolyásolják (*Barrett et al, 1995, Buzás és Somlyódy, 1997*).



(EÁK, esemény átlagkoncentráció)  
**5-3. ábra: A lebegőanyag, a KOI, a TPH és az összes PAH mért koncentráció tartományai és a szabályozási határértékek**

Az egyes tényezők szerepe és súlya az irodalomban is ellentmondásos, és szennyezőanyagoként is változik. Az elemzéshez a potenciális hatótényezők szerepét külön-külön vizsgáltuk, majd a paraméterek különböző kombinációjával többváltozós lineáris regressziós elemzést végeztünk. Az aktuális forgalom nagysága az összes vizsgált szennyezőnél meghatározónak bizonyult. A lebegőanyag koncentrációt a városi szennyezésekre végzett megfigyelésekkel összhangban, a felhalmozódás – lemosódás jelenségéből adódóan a lefolyást megelőző száraz időszak hossza befolyásolja (*Buzás és Somlyódy, 1997*). Elemzésünk szerint a megelőző időszak hosszának a PAH-ok esetében volt még meghatározó szerepe a lefolyás koncentrációjának alakulásában. A csapadék jellemzői közül az intenzitás, melynek a lemosás elragadó erejét növelő hatása elsősorban burkolatlan terepen, de városi területeken is érvényesül (*Buzás és Clement, 2003*), a lebegőanyag tartalommal pozitív korrelációt mutat (Aryal et al, 2005). A TPH-nál viszont jobb egyezést találtunk a csapadék magassággal. Ezesetben a kapcsolat ellentétes (a nagyobb csapadékok hígító hatása érvényesül).

A csapadék, forgalom és a lefolyás TPH koncentrációjának összefüggését részletesen a 7. fejezetben tárgyaljuk. A hatótényezők szerepét az 5-3. táblázatban ismertetjük. 100 helyszínen gyűjtöttek lefolyásmintákat és elemezték szennyezettségüket Kaliforniában 1999 – 2000. során (*Kayhanian, et al. 2001.*)

**5-3. táblázat: A meteorológiai paraméterek és a forgalom nagyságának jelentősége az egyes szennyezőanyag koncentrációk alakulásában, (*Kayhanian, et al., 2001*)**

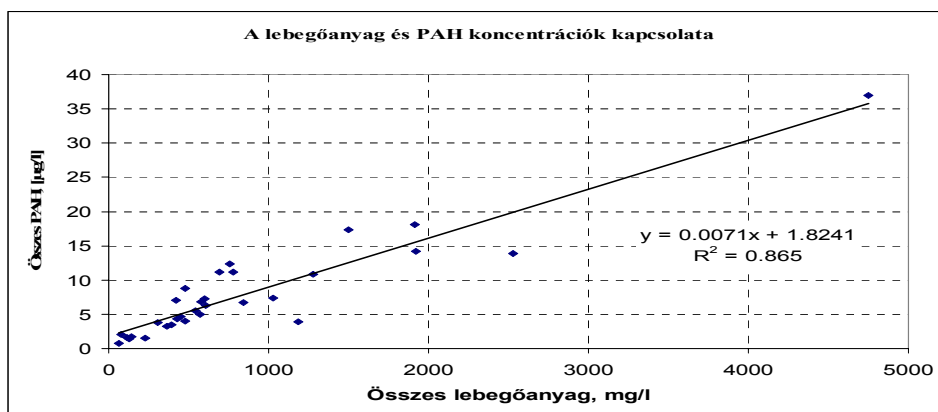
Szennyezők	A csapadék			Járműszám a csapadék idején	Csapadékmentes időszak	
	időtartama	magassága	intenzitása		hossza	járműszám
Lebegőanyag		#	#		#	
Cink	#	#				#
KOI	#	#	#		#	#
Foszfor	#	#	#			#
Nitrát		#	#			#
Ólom		#	#	#		
Réz	#	#		#		
Olaj, zsír		#		#		

Vizsgáltuk az egyes szennyezők közötti összefüggéseket is. Ennek során az összes mérési adatot felhasználva számítottunk kereszt korrelációt a mért komponensek között. Az együttthatókat az 5-4. táblázat tartalmazza, az összefüggéseket grafikusan az 5-4 – 5-6. ábrákon szemléltetjük.

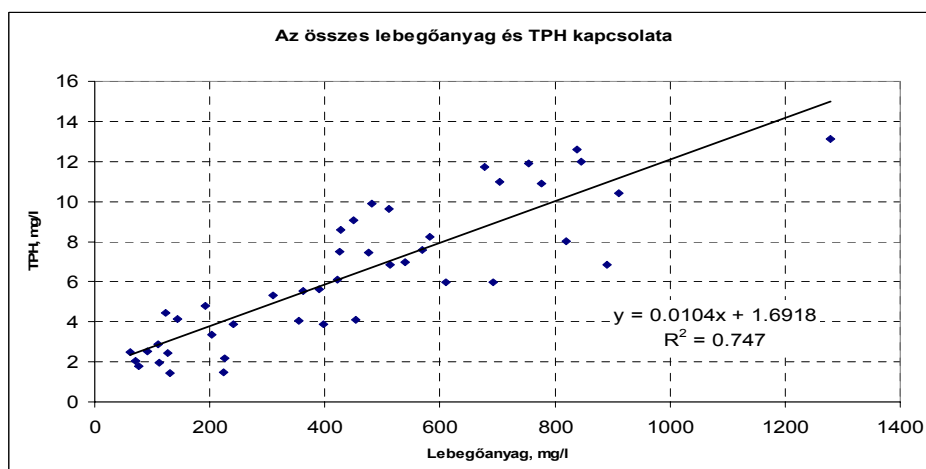
A lebegőanyag elfogadható mértékben korrelál a PTH-val és a PAH-okkal, amik között azonban csak gyenge kapcsolatot találtunk. Utóbbi magyarázatát az 5.3 pontban ismertetjük. A várakozásoknak megfelelően azt tapasztaltuk, hogy a lebegőanyag tartalom jól korrelál a TPH-val és a PAH-okkal, amelyek között viszont csak gyenge kapcsolatot találtunk. Utóbbi magyarázatát az 5.3 pontban ismertetjük.

**5-4. táblázat: A szennyezők közötti kapcsolat korrelációs tényezői**

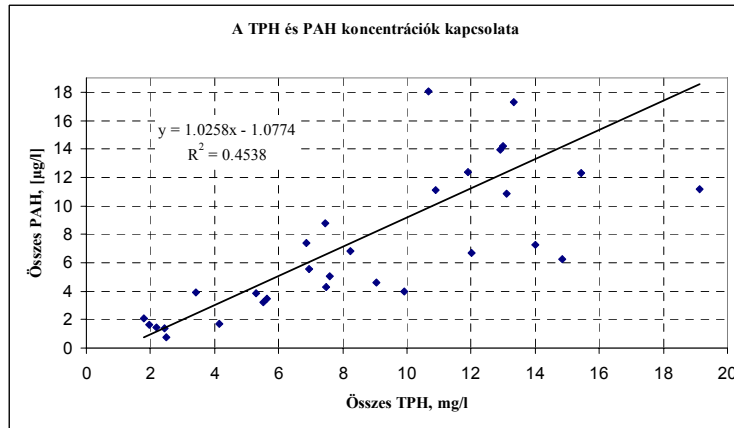
Korrelációs tényező		
	TPH	PAH
TPH		
PAH	0.454	
Lebegőanyag	0.747	0.865



**5-4. ábra: Az összes lebegőanyag és az összes PAH korrelációs kapcsolata**



**5-5. ábra: Az összes lebegőanyag és az összes TPH korrelációs kapcsolata**

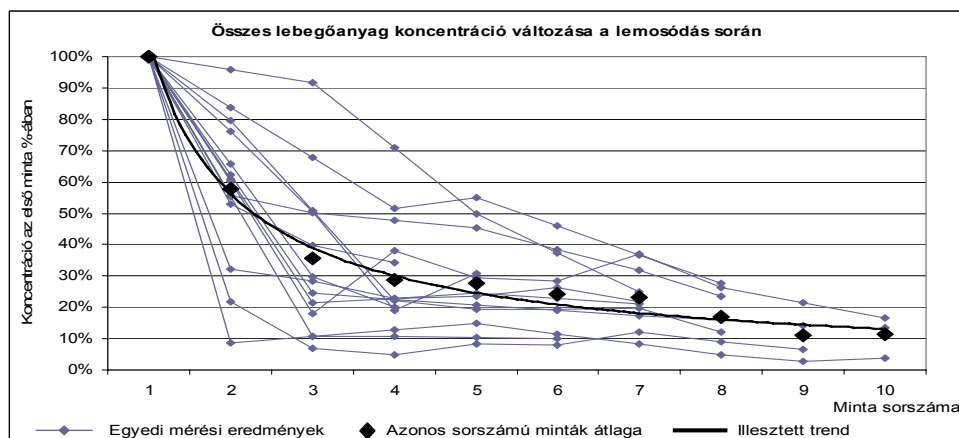


5-6. ábra: Az összes TPH és az összes PAH korrelációs kapcsolata

## 5. 2 A TPH, PAH és lebegőanyag koncentrációk alakulása az egyes csapadékesemények során

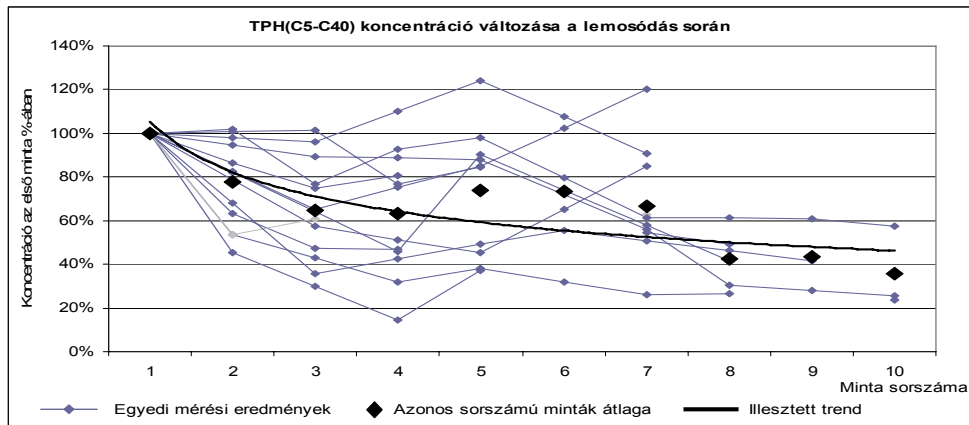
Mintavételezési módszerünk (4. fejezet) lehetővé tette, hogy a szennyezettség egy lefolyáson belüli változását is figyelembe vegyük. A szakirodalom városi vízgyűjtőkön csaknem azonos véleményen van a koncentrációk kezdeti, lökészerű növekményét jelentő „first flush” jelenséget illetően (Kim *et al.*, 2007). Nincs azonban egyetértés a definícióval kapcsolatban, ami a „first flush” létezését illetően is vitához vezetett. (Gupta és Saul, 1996). Vorreiter és Hickey (1994) meghatározása szerint ez az a szennyezőanyag terhelés, amely a teljes lefolyási térfogat első 25%-ával érkezik. Saget *et al.* (1996) és Bertrand-Krajewski *et al.* (1998) arra a következtetésre jutott, hogy „first flush” –ról akkor beszélhetünk, ha a szennyezőanyag tömegének legalább 80%-át a lefolyási térfogat első 30%-a szállítja.

A „first flush” kritériumai látszólag az autópályáknál is fennállnak, ezért azt vártuk, hogy a jelenség egyértelműen kimérhető lesz. Ez azonban csak részlegesen következett be. A lebegőanyag koncentráció változása határozottan ezt a hatást mutatta, a TPH és a PAH-ok esetében azonban a „first flush” jelenség nem volt egyértelmű, illetve a mintázások jelentős (nagyobb) részében egyáltalán nem jelentkezett. Az 5.7 -5.8 és 5.9 ábrákon összegezve és átlagolva mutatjuk be a lefolyás lebegőanyag, TPH és PAH koncentrációjának változását. A görbék normalizáltak, így az egyes események összevethetők.

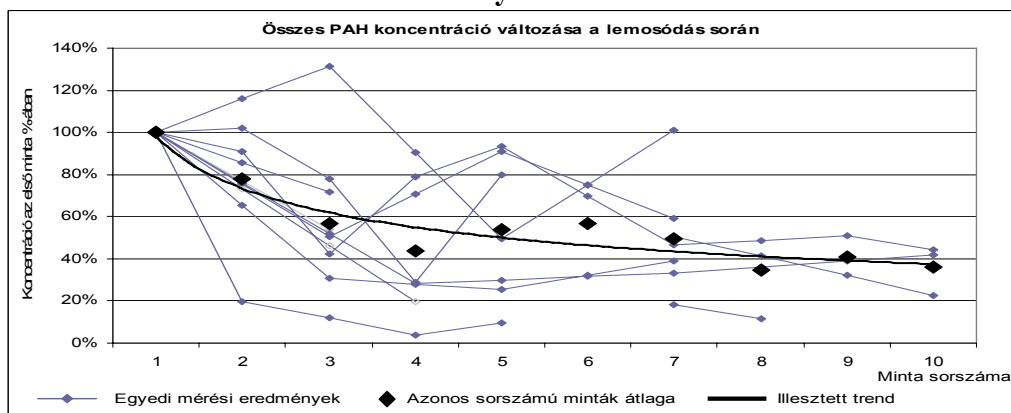


A vízszintes tengelye a számok az egyes méréseknél a mintavevő flakonok sorszámát jelölik

5-7. ábra: Az összes lebegőanyag koncentráció normalizált változása az egyes lefolyás események során



**5-8. ábra: Az összes TPH koncentráció normalizált változása az egyes lefolyás események során**

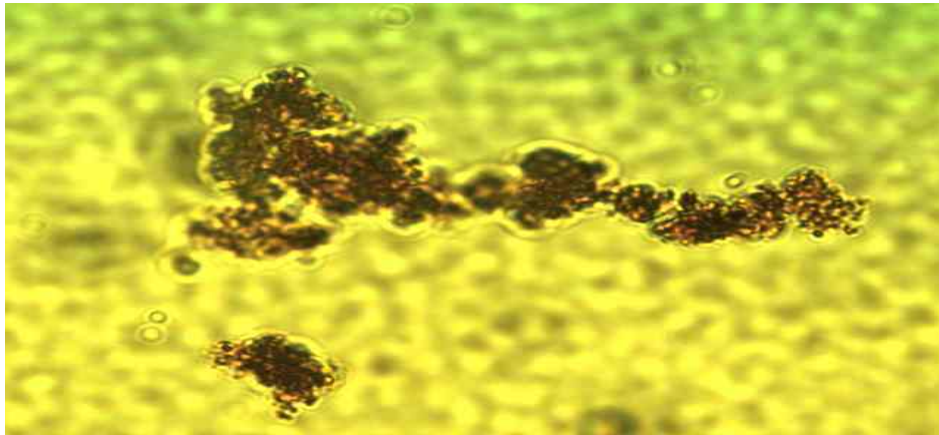


**5-9. ábra: Az összes PAH koncentráció normalizált változása az egyes lefolyás események során**

Az ábrákon is jól látható, hogy míg a lebegőanyag esetében a kezdeti koncentrációhoz viszonyított nem csak az átlagolt minták, hanem valamennyi mérés mintái határozott csökkenést mutatnak a lefolyás során, míg a TPH és a PAH esetében több olyan mintázás is előfordult, amikor a lefolyás későbbi szakaszában az előzőekhez képest növekedés volt. A TPH és a PAH-ok lebegőanyagtól való eltérő viselkedése részben a mintázási technika korlátjaira vezethető vissza. Az azonos térfogatú mintavevő edények, melyeket azonos hozammal töltöttünk fel, az eltérő intenzitású csapadékok lefolyásának más-más arányait reprezentálják. Másképpen fogalmazva, minél kisebb intenzitású csapadékot mintáztunk, annál durvább volt a felbontás a „first flush” jelenség tekintetében. Ez csökkenti a különböző mérések összehasonlítási lehetőségét (Buzás és Budai, 2007).

A csapadékmérés, illetve a csapadék időbeni változékonysága további bizonytalanságot visz az eredményekbe (Pitt, 1987, Deletic, 1998, Kim et al., 2005). Mivel a lefolyásmintáink kis vízgyűjtőről származtak, ezek a hatások nagyobb szerepet kapnak. Mindez azonban nem ad magyarázatot arra, ha az egymás után következő minták növekvő koncentrációjúak. A magyarázatra az alábbi hipotézist állítottuk fel.

A minták mikroszkópos vizsgálatai ad(hat)nak magyarázatot adnak a jelenségre. Az 5-1. képen bemutatunk egy jellegzetes mikroszkópos felvételt a mintában található lebegőanyagok szerkezetéről és a TPH azon belüli elhelyezkedéséről.



**5.1 kép: Jellegzetes szerkezetű lebegőanyag részecskék az autópályáról lefolyó csapadékvízben**

A felvétel a mikroszkóp 400-szoros nagyításával készült. A nagyobb részecske hosszmérete  $\approx 15\mu\text{m}$ , a kisebbiké  $\approx 2\mu\text{m}$ . A felvételen látható egyéb mintázat a nem tökéletesen sík tárgylemez miatt kialakuló diffrakció miatt jelentkezett. A mintát apoláros színezéssel festettük (safranin), ami sáfrány színben kijelölte, hogy hol helyezkedik el a színezéket oldó olaj. Egyértelműen látható, hogy az olaj mikron alatti cseppjei a még kisebb szilárd, valószínűsíthetően gumiabroncs és aszfalt morzsalék-szemcsék, valamint a PAH-ok aeroszol részecske méretű szemcséinek felületére tapadnak, illetve azokkal pelyhes szerkezetet alkotnak. Az aeroszol részecskék eredetére az 5.3 fejezetben adunk igazolást.

A pelyhes szerkezet szerepét nehéz lenne alábecsülni, mert az mind a lefolyás tisztíthatósága, a szennyező lefolyásból való leválasztása, mind pedig a lemosódás szempontjából meghatározó. Ez magyarázza például, hogy a perlit szűrőanyaggal, illetve az ugyancsak oleofil műanyaggal, valamint a koaleszcens szűrővel végzett laboratóriumi kísérleteink miért mutatták ezeknek az olajleválasztókban, kármentesítésnél egyébként szokásosan és sikeresen alkalmazott megoldásoknak a gyenge hatékonyságát.

Az autópálya lefolyásokban az olaj nem „olaj a vízben” típusú diszperziós rendszert alkot. Ezért sem az a technológia, amely az oleofil anyagokra, sem pedig amely a koaleszcencia jelenségére épül nem lehet hatásos. Az első esetben a szűrőanyag egyszerűen nem találkozik közvetlenül az olajjal, mivel az a pelyhes szerkezetbe zárva helyezkedik el. A második esetben pedig a koaleszcencia folyamata, a kisméretű olajszemcsék összetapadása, mivel ilyenek nem találhatók a lefolyásban, nem alakulhat ki.

A lemosódást illetően azt vélelmezzük, hogy a pelyhek az útburkolathoz tapadnak. Erre enged egyébként következtetni Pitt (*Pitt, 1979*) közlése is, mely szerint a burkolatfelszín lemosására a csapadék és annak lefolyása csak korlátozottan, 10-20%-ban képes. Közvetetten az olaj szemcsék közé zárt elhelyezkedésére utal az a tapasztalat is, hogy a szennyezett burkolaton közlekedni lehet. Ha az olaj filmszerű bevonatot alkotna, mint például az az olaj, ami a parkolóokban elcsöpög, állandó baleseteket okozna, rendszeres úttisztítást igényelne.

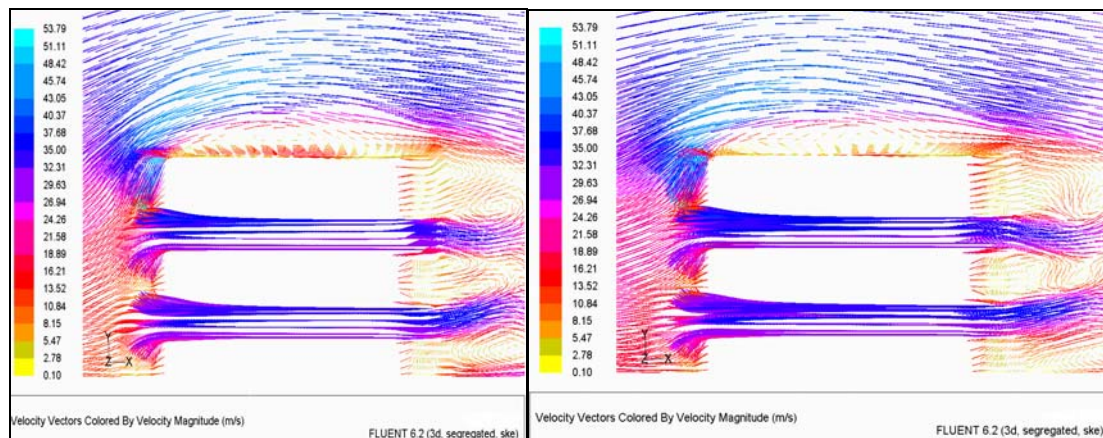
Ahhoz, hogy ezek a részecskék a felszínről leválaszthatók legyenek, az esőcseppek és lefolyás által kiváltottnál nagyobb energiára van szükség. Ezt a többletenergiát a csapadék idején közlekedő járművek kerekei biztosítják.

A nagysebességű haladás során az abroncs mintázatának járataiban, pontosabban annak belépési és kilépési oldala között igen nagy nyomáskülönbség lép fel. A homlok fronti,

torlódásból keletkező túlnyomás a hátsó kilépési oldalon a légköri nyomába megy át. Mindeközben a járatokban – száraz időben a levegő, csapadék idején a felszíni vízfilm-, nagy sebességgel áramlik. (Megjegyezzük, hogy a nagy sebességgel áramló levegő az egyik forrása a közismert és igen kellemetlen hatású gördülési zajnak is).

A nagy sebességű áramlás és a nagy nyomásváltozás (csökkenés) felszívja és ezzel leválasztja a felületre tapadt olajos szennyeződést, majd azt a kerék vízpermet formájában a levegőbe emeli. Ezzel megteremti annak a lefolyásba kerülését is.

A fenti vélekedés helytállóságát modellezéssel igazoltuk. Egyszerűsített mintázatú gumiabroncs felület figyelembevételével Fluent®-tel számítottuk (Finta, Régert, Parti, Buzás, 2006) a gumiköpeny és az útfelület találkozási terében kialakuló áramlási és nyomás viszonyokat. Az 5-10. ábrán nem csak a kerék mintázatában kialakuló nagy áramlási sebesség, de a leválási oldalon megjelenő turbulens örvények is láthatók. Ezeknek tulajdonítjuk a burkolatra tapadt szennyeződés hatékony leválasztását. Az 5.10 ábrán látható értékek a kerék 30 m/s kerületi, azaz a jármű 108 km/h haladási sebessége mellett kaptuk. Az útfelület borító vízréteg vastagsága 2 mm volt. Modellezési nehézség miatt a kerékabroncs felületének torzulását nem vettük figyelembe.



(a)

(b)

**5-10. ábra: Modellezett sebességeloszlási kép vektorábrája a vízborítás felszínén (a) és az útburkolat felszínén (b) kialakuló sebességekről (Finta et al, 2006)**

Fenti következtetésünket *van Boheme és de Laak (van Bohemen, de Laak, 2003)*, továbbá Schipper (*Schipper et al., 2007*) hollandiai autópályákon végzett mérései is alátámasztják. Kimutatták, hogy az útfelület szennyezőanyag transzportjánál a meghatározó emissziós pálya a járművek és kerekeik által gerjesztett permet, és annak környezeti szóródása, és ezáltal a lefolyásba kerülése.

A lebegőanyag és olaj pelyhes szerkezetére utal Kayhanian közlése is (*Kayhanian, et al. 2001*). Lefolyásminták ülepítési kísérleteinél azt találták, hogy a lebegőanyag kiülepedése a minták gyenge, percnkénti 3-6 fordulattal történő keverése lényegesen növekedett. A magyarázat a mikropelyhek keverés hatására előálló növekedése lehet.

Összefoglalóan tehát arra a következtetésre juthatunk, hogy a lebegőanyag finom, nagy adszorbeáló felületű hányadának (kvázi-kolloid tartomány) lemosódásában, a csapadék idején zajló forgalomnak van meghatározó szerepe, ezért lemosódása nem (feltétlenül) követi a

durvább, olaj által a felülethez nem tapadó lebegőanyag és/vagy az oldott szennyezők lemosódási jellegét, és nem minden esetben mutatja a „first flush” jelenséget.

### 5.3 A lefolyásban előforduló PAH féleségek és forrásaik

A policiklikus aromás szénhidrogének széles körben előfordulnak a környezetben, az emberi tevékenységek emissziói mellett természeti folyamatok következtében is. Keletkezésük jellemző forrása a tökéletlen égés. Így a természetes növényzet égése (bozót és erdőtüzek, vagy éppen tarló és egyéb fűféle égése), vagy a tüzelő- (fa, szén) és üzemanyagok égetése, de alkotórészei maguknak a kenő- üzemanyagoknak is.

Egyes PAH-féleségek akut toxikusak a környezetre, elsősorban a vízben jobban oldódó 2-3 gyűrűs, kisebb molekulahatárúak, míg másoknak rákkeltő hatást tulajdonítanak (*Menzie et al., 1992*). Utóbbiak inkább az 5 gyűrűs PAH-ok között találhatók. Az 5-5. táblázatban az általunk vizsgált PAH-okat mutatjuk be, megjelölve néhány környezeti-közegészségügyi hatásukat, és EPA, illetve EU veszélyes anyag listán való szereplésüket.

Kiemeljük, hogy mintáknál toxikus hatást nem érzékeltek. Még több napos kitettség után is találtak élő egysejtűeket a mikroszkópos vizsgálat során. Ez bizonyára az egyébként toxikus hatású PAH-féleségek csekély koncentrációja miatt jelentkezett (5.6 táblázat). Felhalmozódásuk miatt koncentrációjuk, elsősorban az üledékekben, azonban már elérheti a toxicitási szintet (*Krein. és Schorer (2000)*).

### 5-5. táblázat: A lefolyásból kimutatott PAH-féleségek

PAH	Izomerek stabilitása	Molekulahatár-súly	Oldhatóság 25°C-on µg/l	Rákkeltő hatás	Akut toxikus hatás a vízi élővilágra
<i>Naphthalene</i> <sup>1</sup>	-	128.3	12.5 – 34 *10 <sup>3</sup>	-	+
2-metil-naftalén	-	-	-	-	+
1-metil-naftalén	-	-	-	-	+
Acenaftilén <sup>1</sup>	b	152.2	3420	-	+
acenaftén <sup>1</sup>	b	154.2	-	-	+
fluorén <sup>1</sup>	-	166.2	800	-	+
fenantrén <sup>1</sup>	b	178.2	435	-	+
antracén <sup>1</sup>	a	178.2	59	-	+
fluorantén <sup>1</sup>	a	202.3	260	-	+
pirén <sup>1</sup>	b	202.1	133	-	+
benz(a)anthracén <sup>1</sup>	a	228.3	11	-	+
krizén <sup>1</sup>	b	228.3	1.9	Gyengén	-
benz(b)fluorantén <sup>1,2</sup> + benz(k)fluorantén <sup>2</sup>	a	252.3	2.4	-	-
benz(e)pyrene	b	252.3	2.4	-	-
benzo(a)pirén <sup>1,2</sup>	a	252.3	3.8	Erősen	-
indeno(1,2,3-cd)pirén <sup>1,2</sup>	a	276.3	-	Rákkeltő	-
dibenz(a,h)antracén <sup>1</sup>	a	278.3	0.4	Rákkeltő	-
benz(g,h,i)perilén <sup>1,2</sup>	b	276.4	0.3	-	-

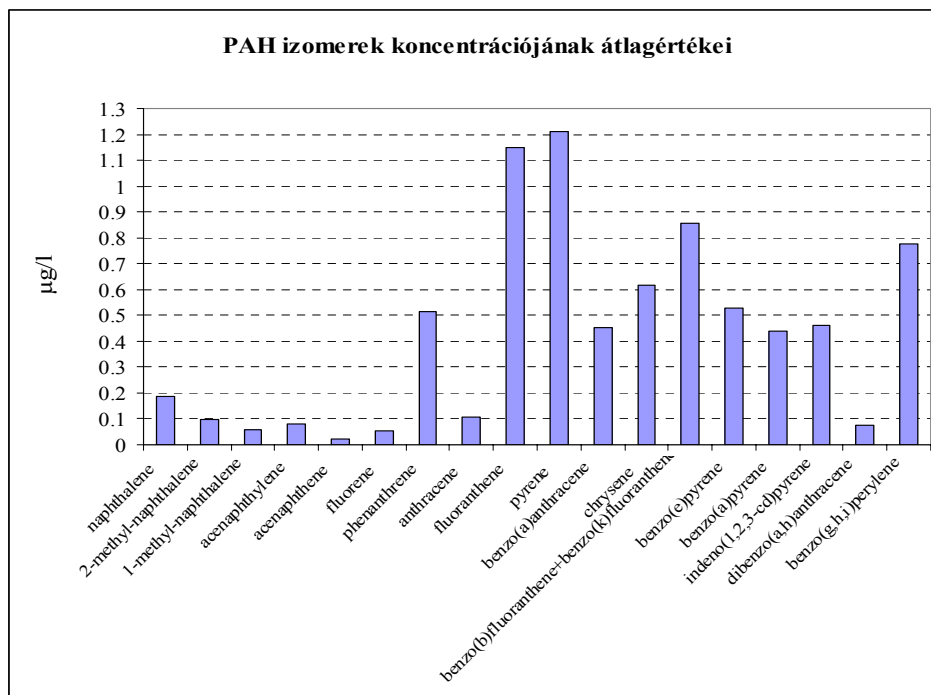
a – kevésbé stabil PAH izomer; b – stabilabb izomer; 1 –EPA lista; 2 – elsőbbségi vízszennyező

(2008/105/EC)

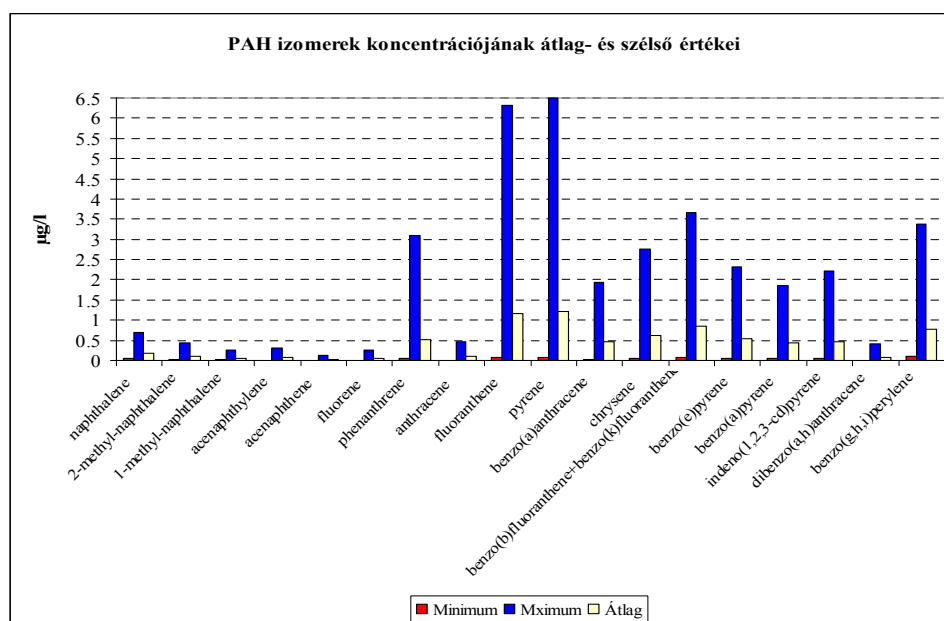
A PAH-ok előfordulásának lehetséges forrásait általában két csoportba sorolják, az égési (pirolitikus) és a szénhidrogén eredetűekre. A források azonosítása különösen jelentős, ha például üledékek PAH szennyezettségének okát kívánjuk felderíteni a későbbi védekezés

hatékonysága érdekében (Boonyatumanond és Murakami, 2007, Boonyatumanond et al, 2006, Kim et al, 2005, Yunker et al, 1996, Yunker et al, 2005).

Az autópálya lefolyások PAH szennyezettségét okozó folyamatok azonosítása hasonló módszerrel lehetséges, mint az üledékeké. A szakirodalom és a saját vizsgálataink alapján lehetséges forrás a légköri kihullás, az útburkolatról lemosódó kenőolajok, az aszfalt burkolat és gumiköpeny morzsaléka és a kipufogógázok (Boonyatumanond et al, 2007). A mintavételi sorozatból kimutattuk az M0 adott szakaszán jelentkező forgalom PAH emissziójának jellemző profilját az átlagos, valamint az észlelt szélső értékekkel (5-11. és 5-12. ábrák, 5-6. táblázat).



5-11. ábra: A PAH-féleségek átlagos koncentrációi a lefolyásmintákban



5-12. ábra: A PAH-féleségek koncentráció tartományai a lefolyásmintákban

Az 5-11 – 5-12. ábrákon bemutatott PAH profil adja az első támpontot a forrás azonosításához. Látható, hogy az összetételre jellemző a kisebb stabilitású, 2-3 gyűrűs PAH-ok csekély koncentrációja a stabilabbakhoz viszonyítva. Ha a PAH-ok elsődleges forrása valamely égési folyamat, az azonos molekulásúlyú izomerek közül inkább a stabilabbak jellemzőek (Yunker és Macdonald, 1995). Esetünkben rendre a fenantrénnel, fluoranténnel és benz(a)anthracénnel szemben az anthracén, piréne és a krizén koncentrációja a nagyobb. Ez az általános jelenség esetünkben csak részben jelentkezik, mert láthatóan a fenantrén koncentrációja nagyobb az anthracénénél.

**5-6. táblázat: A PAH-féleségek koncentráció tartományai a lefolyásmintákban**

PAH	Min.	Max.	Átlag	Szórás
	µg/l			
naftalén	0.059	0.706	0.187	0.127
2-metil-naftalén	0.028	0.442	0.096	0.081
1-metil-naftalén	0.018	0.252	0.056	0.045
acenaftilén	0.011	0.310	0.080	0.066
acenaftén	0.003	0.128	0.023	0.025
fluorén	0.007	0.246	0.052	0.053
fenantrén	0.047	3.100	0.516	0.608
anthracén	0.006	0.474	0.108	0.116
fluorantén	0.078	6.320	1.149	1.299
pirén	0.086	6.500	1.209	1.342
benz(a)anthracene	0.033	1.930	0.454	0.444
krizén	0.041	2.760	0.617	0.593
benz(b)fluorantén+benz(k)fluorantén	0.071	3.670	0.858	0.771
benz(e)pirén	0.057	2.320	0.530	0.477
benz(a)pirén	0.04	1.870	0.440	0.400
indeno(1,2,3-cd)pirén	0.048	2.210	0.463	0.436
dibenz(a,h)anthracén	0.006	0.407	0.073	0.077
benz(g,h,i)perilén	0.106	3.390	0.778	0.672

Mintáinkban a Fen/Antr, Fluo/Pir és Kri/BaA átlagértékeinek aránya sorrendben 5.37, 0.92 és 1.36 volt. Ha az első arány nagyobb 10-nél, a meghatározó forrás az üzemanyag és/vagy a kenőanyag. Ha a második nagyobb, és egyúttal a harmadik kisebb egynél, a PAH jellemzően égési folyamatból származik (Quiao et al, 2006).

Megállapítható, hogy, ennek a kritériumnak az alapján nem adható egyértelmű válasz. Ezért további elemzést végeztünk Yunker és Boonyatumanond kutatásai alapján (Yunker et al, 2002; Boonyatumanond et al, 2007), akik irodalmi adatokat közölnek egyedi források PAH komponenseinek arányaira (5-7. táblázat), illetve azok PAH koncentrációjára (5-8. táblázat).

Ha a saját méréseink átlagos Fen/Antr (5.37) és Pir/ Fluo (1.09) hányadosait tekintjük, a gumiabroncs morzsalék, az aszfalt és a használt, kiszóródó kenőolaj forrás szerepét az 5.8 táblázat alapján kizárhatjuk. Ebből arra következtethetünk, hogy a lefolyásban kimutatható PAH-ok meghatározó forrása égési folyamathoz kötődik, és az valószínűsíthetően a járművek által kibocsátott korom lehet. Ha a Yunker által közölt arányokat (5-7. táblázat) tekintjük, további megerősítést kapunk ehhez a következtetéshez. Figyelembe véve, hogy méréseinknél a Fluo/(Fluo+Pir) aránya 0.47, a BaA/(BaA+Kri) arányé 0.41, az Ip/(Ip+B(ghi)P) hányadosé 0.35, és az Antr/(Antr+Fen) arányé pedig 0.173, az utolsó arány kivételével üzemanyag korom forrásra gondolhatunk.

**5-7. táblázat: PAH- féleségek jellemző arányai, egyedi források, (Yunker et al, 2002)**

Egyedi PAH források	Antr/(Antr+Fen)	Fluo/(Fluo+Pir)	BaA/(BaA+Kri)	Ip/(Ip+BghiP)
<i>Üzemanyag, kenő- és tüzelőanyag</i>				
Dízel olaj	0.09 ± 0.05	0.46	0.35	0.48
Kenőolaj	-	0.29	0.1	0.12
Szén	0.2 ± 0.13	-	-	-
Aszfalt	-	-	0.5	0.52-0.54
<i>Égés</i>				
Szén	-	0.57 ± 0.03	0.43 ± 0.04	0.52±0.04
Szén korom	0.18	0.58	0.54	0.53
Fa	0.19 ± 0.04	0.51 ± 0.06	0.46 ± 0.06	0.64 ± 0.07
Fa korom	0.26	0.50	0.43 – 0.49	0.55
Fű	0.17 ± 0.04	0.58 ± 0.04	0.46 ± 0.02	0.58 ± 0.10
Benzin	0.11	0.44	0.33 – 0.38	0.09 - 0.22
Dízel olaj	0.11 ± 0.05	0.39 ± 0.11	0.38 ± 0.11	0.35 ± 0.10
Fűtőolaj	0.06	0.51	0.17	-
<i>Jellemző környezeti levegő mintázás</i>				
Fű és tarló égetés	-	0.59 ± 0.01	-	0.39 ± 0.07
Bozót égés	-	0.61	0.23	0.7
Belterületi utcai por	0.18	0.42	0.13	0.51
Városi levegő	0.08 ± 0.02	0.56 ± 0.01	0.30 ± 0.05	0.40 ± 0.11
Alagút				
Benzines járművek	-	0.45± 0.03	0.46 ± 0.06	0.30 ± 0.04
Dízel járművek	-	0.42 ± 0.01	0.57 ± 0.04	0.30 ± 0.07

Antr/(Antr+Fen)- antracén / (antracén + fenantrén), Fluo/(Fluo+Pir)- fluorén / (fluorén + pirén),

BaA/(BaA+Kri) - benz(a)antracén/ (benz(a)antracén + krizén), Ip/(Ip+Bghi) - indeno(1,2,3-cd)pirén/(indeno(1,2,3-cd)pirén + benz(g,h,i)perilén)

**5-8. táblázat: Egyedi források Ö.PAH tartalma és az üzemanyag égését jellemző izomerek aránya (Boonyatumanond et al, 2007).**

Egyedi forrás	Összes PAH µg/g		Fen/Ant		Pir/Fluo	
	átlag	szórás	átlag	szórás	átlag	szórás
Gumiabroncs morzsalék	82	41	8.6	5.6	2.9	0.98
Benzin korom	2604	2902	2.6	0.67	1.63	0.55
Dízel korom (nehéz g jármű)	115	245	9.34	6.58	1.75	0.8
Használt kenőolaj	96.8	64.8	3.01	1.42	1.75	0.45
Aszfalt	2.25	1.59	6.26	1.24	1.61	0.93

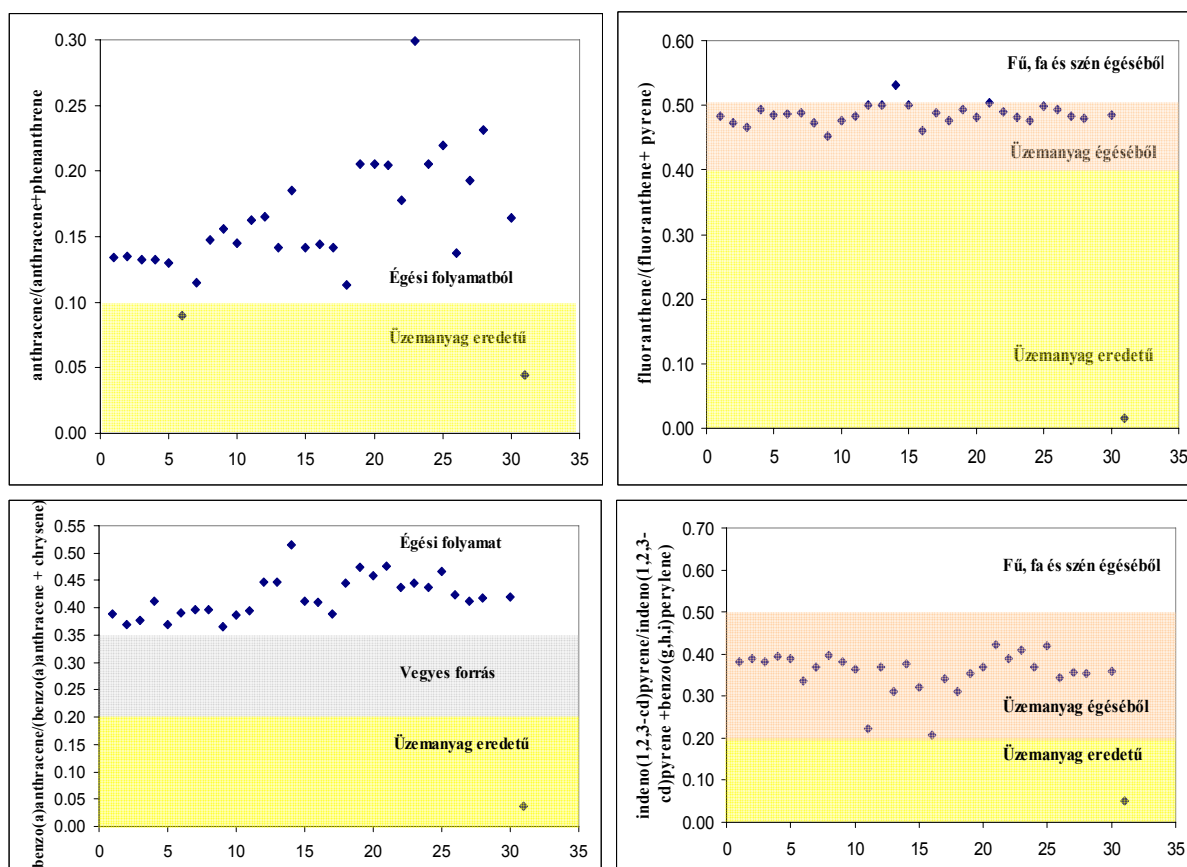
Fen/Ant – fenantrén / antracén, Pir/Fluo – pirén / fluorantén

A mintázott autópályát mindkét oldalról sűrű erdő szegélyezi. Ez a környezeti jelleg jól hasonlítható egy kizárólag a közlekedési emisszió által érintett alagúthoz. Megállapítható, hogy saját méréseink eredményei a Yunker által alagútra adott hányadosok tartományába esnek, melyekből ugyancsak a motorokban elégett üzemanyagok koromjára lehet következtetni.

Valamennyi mérési eredményt feldolgoztuk a jellemző PAH-féleségek arányaira és az eredményeket az 5-13. ábrán mutatjuk be. Az ábrák tartományait Yunkers nagyszámú, azonosított környezeti mintázás feldolgozásából jelölte ki (Yunker et al, 2002).

Az 5-13. ábrából már egyértelműen kiderül, hogy a meghatározó forrás égési folyamatokhoz köthető, a kiszórt kenőolajhoz és egyéb háttérszennyezéshez kapcsolható forrás elhanyagolható, a lefolyás PAH tartalmát a működő járművek által kibocsátott üzemanyag-korom határozza meg.

Ezzel magyarázható a gyenge korrelációs kapcsolat a lefolyás TPH és PAH koncentrációja (5-6. ábra) és a nagyobb korrelációs tényező a lebegőanyag és a PAH koncentrációk között (5-4. ábra).



5-13. ábra: Az autópálya-lefolyásból kimutatott PAH-ok forrása

## 6. A csapadékvíz tisztítási lehetőségeinek vizsgálata

Két leválasztási technológiát, az ülepetést és a szűrést vizsgáltunk. A szűrési programban három technológiai megoldás laboratóriumi kísérleteit végeztük el: (i) szűrés oleofil szűrőközegen (duzzasztott perlit), (ii) koaleszcenz szűrőbetéten és (iii) homokon át.

### 6.1 Módszerek

A laboratóriumi vizsgálatokat különböző, a szakirodalomból ismert és/vagy a hazai gyakorlatban alkalmazott kezelési módszerek (ülepetés, szűrés) tesztelése és összehasonlítása érdekében végeztük el. A szűrési kísérlethez megtervezett szűrőberendezéseket a BME VKKT vízminőségi laboratóriumában állítottuk össze.

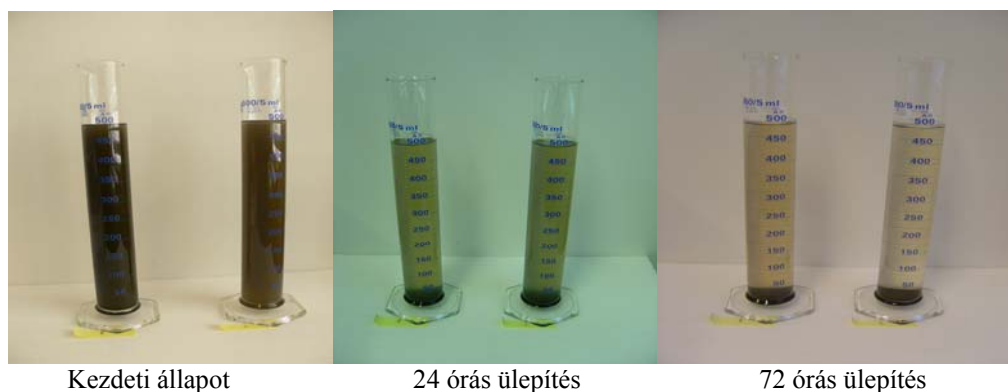
A kísérletekhez valós autópálya lefolyási mintákat gyűjtöttünk az M0 annahegyi szelvényében kiépített mintavető állomásunkon. A valós lefolyás minták alkalmazása a

kísérlet során alapvető fontosságú volt, mivel az ebben található TPH megjelenési formája, és ezzel eltávolíthatósága lényegesen eltér az olyan, szokásos, olajjal szennyezett vizektől, mint például a parkolók csapadéklefolyása, vagy a gépkocsi mosók vizei (5.2 fejezet). A választott autópálya abból a szempontból is mértékadónak tekinthető, hogy a lefolyás szennyezettsége, mind a forgalom intenzitása, mind pedig a járműállomány összetétele tekintetében (dízel üzemű teherjárművek meghatározó aránya) a hazai autópályák közül a legnagyobb.

A lebegőanyag meghatározását az MSZ 260-3:1973 szabvány szerinti gravimetriás módszerrel végeztük. A TPH és PAH esetében az analitikai elemzés külső, akkreditált laboratóriumban történt, GC módszerrel.

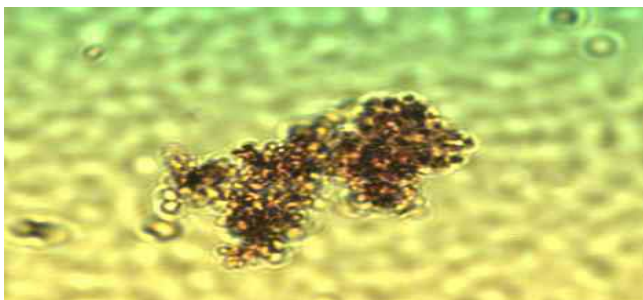
## 6.2 TPH és lebegőanyag eltávolítás ülepítéssel

A 3.3 fejezetben láthattuk, hogy a lefolyások tisztítási megoldásainak alapját az ülepítés (ülededés) és a szűrés (mesterséges szűrőrétegben, vagy talajban) képezi. Ülededési (ülepítési) kísérleti eredményekről több szakirodalom is beszámol (*Field et al., 2000, Pitt, 2001, Debo és Reese, 2003, Li et al., 2006, Aryal et al., 2005*). Laboratóriumi ülededési kísérleteket folytattunk autópálya lefolyásokból vett mintákkal annak megállapítására, hogy a lebegőanyag tartalom mellett milyen szétválasztási hatékonyság érhető el. Első lépésben az ülededés hatásának szemrevételezése érdekében a mintákat 0.5 l-es mérőhengerekbe töltöttük, és figyeltük a víztér zavarosságának változását. A változást a 6-1. képen mutatjuk be.



**6-1 kép: A lefolyásminták zavartalan üledése**

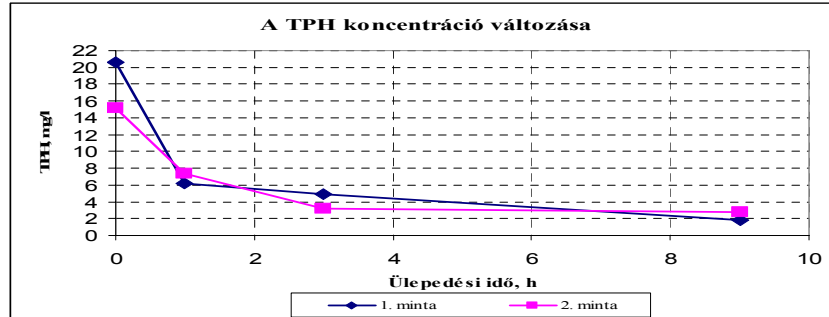
A minták zavarossága még egy napi ülepítés után is megmaradt, és ez az állapot további két nap ülededés után sem változott. A lebegőanyag egy része viszonylag gyorsan ülededett. A zavarosság legnagyobb csökkenése az első ülededési órában bekövetkezett. A víztérben tartósan lebegésben maradó szilárd anyagot a finom, legfeljebb néhány száz 10 µm méretű, kvázi-kolloid részecskének tulajdonítottuk, melyekben jelentős TPH tartalmat sejtettünk.



**6-2 kép: Kvázi-kolloid méretű részecske az üledett lefolyásmintában**

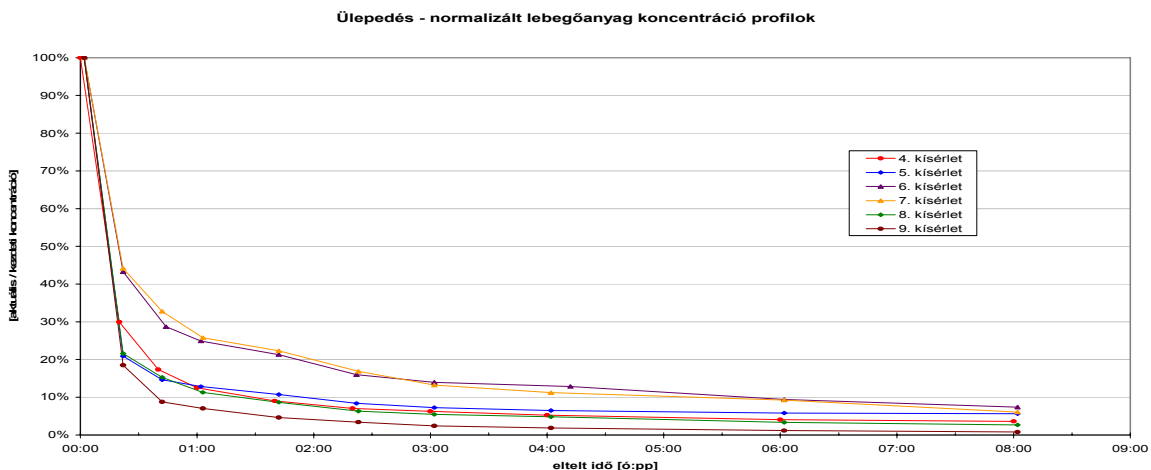
A mikroszkópos vizsgálat ezt igazolta (6.2 kép). A mikroszkópos felvételek tanúsága szerint néhány mikrontól a 10-100 µm-es mérettartományban, nagy felületű, laza szerkezetű szilárd szemcséket találtunk. Az olaj jelenlétének kimutatásához apoláros színezéket (safranin) adtunk a mintához.

Az ülepedő víztérből a kiinduló állapotban, majd 1, 3 és 9 óra elteltével mintát vettünk. Az analitikai eredmények alapján TPH-koncentráció csökkenést mutattunk ki (6-1. ábra). Az első órában a TPH koncentráció 50-70%-kal csökkent a két párhuzamos kísérletben, ezt követően azonban már csak csekély mértékben változott. Az ülepedés hatása jelentősnek tűnik, azonban felhívjuk a figyelmet arra, hogy mindez áramlásmentes, zavartalan térben következett be, ami valós körülmények között nem áll fenn.



6-1. ábra: A TPH koncentráció változása az ülepedés során

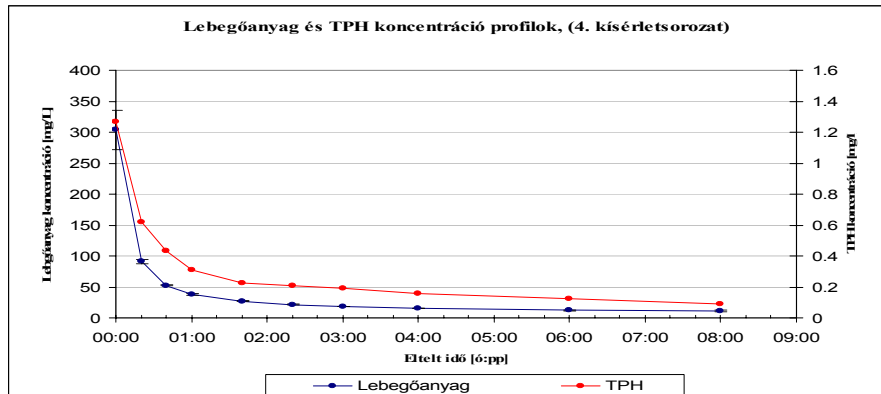
További ülepedési kísérleteket *Budai (2006)* végzett, melynek során a lebegőanyag és a TPH koncentrációjának együttes változását is vizsgálta. A kísérletek során 32 literes, alul csappal ellátott műanyag ballonokban a mintát keveréssel homogenizáltuk, majd meghatározott időközönként mintáztuk: az első egy órában 20 percenként, az utána következő 2 órában 40 percenként, a rá következő órában egyet, az utolsó négy órában pedig kétóránként. A több mintán elvégzett kísérlet általánosítható eredménye a lebegőanyagra vonatkozóan a 6-2. ábrán látható. A normalizált ülepedési görbék szerint az első félórán a kezdeti lebegőanyag-tartalom 64-82 százaléka, az első egy órában 75-87 százaléka kiülepedett (*Budai, 2006*). Az ülepedési idő ezen túli növelése már csekély haszonnal jár. Megállapítható, hogy az érdemi kiülepedés az autópálya lefolyásokban, zavartalan mintákban fél óra alatt lejátszódik. A további ülepedés határfoka a koncentráció csökkenésében mérve elenyésző.



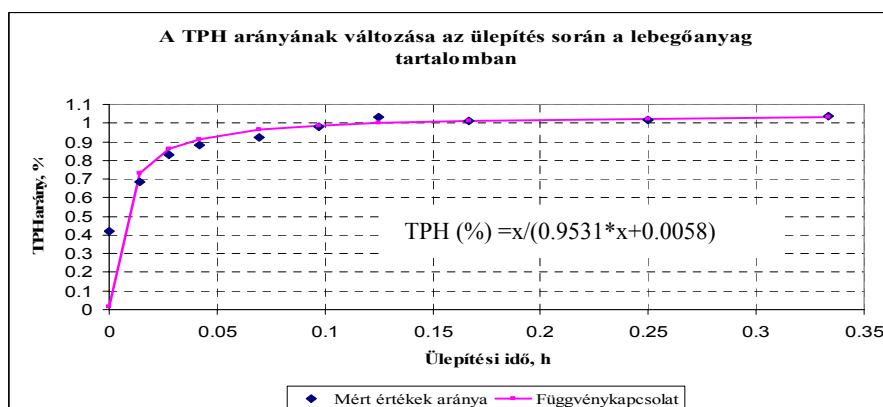
6-2. ábra: A lebegőanyag koncentráció változásának normalizált görbéi, (Budai, 2006)

A TPH kimutatását a magas költségek miatt csak néhány kísérletsorozat mintáiból végeztettük el. Az olaj a lebegőanyagtól eltérő ülepedési képet mutatott. Koncentrációja a lebegőanyaghoz képest – különösen az ülepedés kezdeti szakaszában – lassabb ütemben csökkent. A 6-3. ábrán bemutatunk egy együttes, TPH-lebegőanyag ülepedési kísérleti eredményt, mely a 6-2. ábra 4-es jelű mérési sorozatára vonatkozik.

Az ülepedési görbéből látszik, hogy az kiülepedése során a lebegőanyag TPH koncentrációja növekszik, melyet százalékban kifejezve a 6-4. ábrán mutatunk be. Ebből arra következtethetünk, hogy az olaj inkább a finomabb szemcsékhez adszorbeálódik (Torres és Bertrand-Krajewski, 2008), ami összhangban van az 5. fejezetben tárgyalt mikroszkópos vizsgálatoknál tapasztaltakkal is.



**6-3. ábra: A lebegőanyag és a TPH koncentrációjának változása az ülepités során**



**6-4. ábra: A lebegőanyagtartalom TPH tartalmának változása az ülepedés során**

Különbséget kell tennünk az ülepedés és az ülepités folyamata között. Az eddig bemutatott eredmények az ülepedésre jellemzőek, ahol lényegi jellemző a zavartalan ülepitési tér, amiben áramlások nem befolyásolják az ülepedési folyamatot. Valós létesítmények üzemelés során ilyen állapot a változó hidraulikai terhelések és az ülepitő átfolyásos jellege miatt nem áll elő, az ülepedést a műtárgy kialakítása befolyásolni, egyértelműen rontani fogja.

Az ülepitőtér áramlási viszonyainak és a lebegőanyag pelyhes szerkezetének jelentőségére utalnak a Li et al. (2006) által közölt kutatási eredmények is. 200 kevert mintát gyűjtöttek 18 csapadékeseményből. A mintákban kimutatott kisebb részecskék természetes aggregációja volt megfigyelhető, ezért keverési kísérleteket végeztek e jelenségnek az ülepités-szűrésben való hasznosíthatóságára. A mintákat gyengén (38ford/perc) keverték, aminek hatására a kisebb részecskék mennyisége több mint 50%-kal csökkent. 24 óra után a 0.5-7 µm tartományú állomány 51%-kal csökkent, míg keverés nélkül ugyanezen mérettartomány csak 14%-kal. A 20 µm-nél nagyobb részecskék száma hatszorosára növekedett, de keverés nélkül csak 4.5-szörösére. A lassú keverés az ülepitési hatékonyságot a 20 µm-nél kisebb tartományban több mint 40%-kal képes növelni.

Ez a tény, és az a megfigyelés, mely szerint a TPH csökkenése a lebegőanyagénál kedvezőtlenebb, ahhoz a következtetéshez vezet, hogy tervezési szempontból javasolt az ülepítési idő legalább egy órára növelése, amivel közel 80%-os TPH eltávolítási hatékonyság érhető el a mértékadó lefolyás esetében. A mértékadónál kisebb csapadékokra értelemszerűen hosszabb tartózkodási idő és ezzel nagyobb leválasztási hatások jelentkeznek.

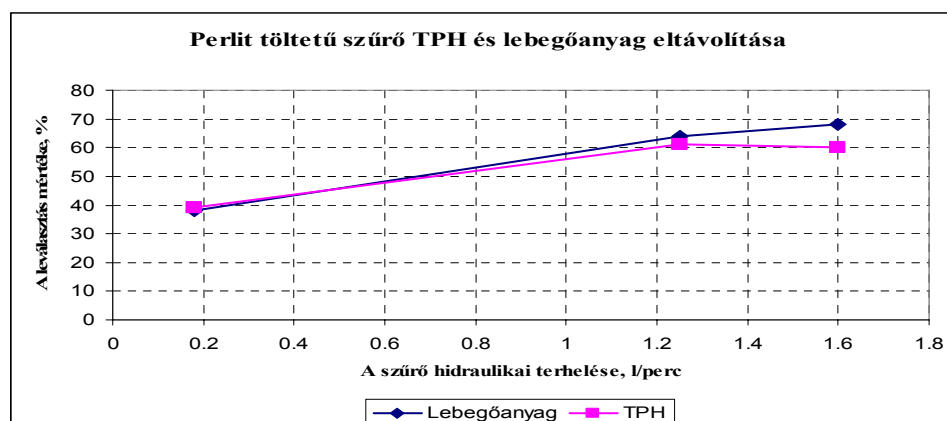
### 6. 3. TPH eltávolítás perlit szűrőközeggel, és koaleszcenz szűrőbetéttel

#### 6.3.1 Perlit töltetű szűrő

Szűrési kísérleteinket megelőző években nagy számban építettek az újonnan létesült autópályák csapadékvíz elvezető rendszereibe duzzasztott perlit töltetű „olajfogókat”, melyekre alkalmazási példát a szakirodalomban nem is találtunk. A berendezések hatékonysága a hazai gyakorlatban sem volt kimutatható. A műtárgy geometriai adatainak ismeretében hidraulikai ellenőrző számításokat végeztünk és kimutattuk, hogy a rossz hatások egyik oka konstrukciós eredetű: a hidraulikai szempontból elhibázott berendezésben a szűrendő víz csaknem 99%-a a by-pass ágon elkerülte a szűrőbetétet.

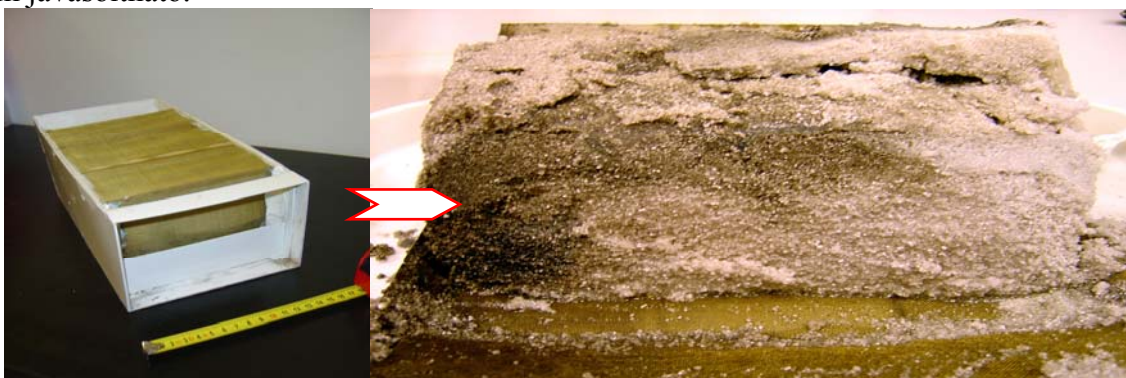
Ezzel együtt is kérdéses maradt, hogy az oleofil tulajdonságú perlit, melyet a víz felszínén úszó, vagy a szilárd felületekre kiömlött olaj megfogására sikeresen alkalmaznak, megfelelő-e a lefolyásban szilárd fázishoz kötődő olaj visszatartására. Ennek vizsgálatára kísérleti berendezést építettünk. A perlit töltetet rézhálóból hajtogatott 22 x 15 x 10 cm-es ketrebe raktuk, az egészet egy műanyag vályúba helyeztük el (6-3. bal oldali kép). Három mérési sorozatban, egyenként 30 liter, az M0 autópálya lefolyásából gyűjtött keverék mintát szűrtünk át a berendezésen, három különböző térfogatárammal. A TPH eltávolítási hatások rendre 39-61-60%, lebegő anyagra pedig 38-63-69% volt. Az olajeltávolítás gyenge hatásfoka a várakozásoknak megfelelt, ám a hidraulikai terheléssel együtt növekvő hatékonyság magyarázatot igényel. Mivel az egyes mérések között a töltet anyagát nem cseréltük, a jelenségre egyetlen magyarázat adódik: a visszatartott lebegőanyag mennyiségének növekedésével csökkent a szemcsék hézagrendszerének mérete, ami növekvő visszatartással jár a szilárd fázisra vonatkozóan.

Ez a magyarázat azonban egyúttal azt is jelenti, hogy a leválasztásban nem a perlit oleofil tulajdonsága játszik szerepet, hanem a szemcsés közeg szűrőhatása. Ezt a vélekedést erősíti meg a lebegőanyagtartalom olajéval csaknem azonos eltávolítása is, ahol az oleofil hatás nem értelmezhető, (6-5. ábra). További bizonyítékot szolgáltatott a szűrőanyag elszennyeződésének szemrevételezése, melynél jól látható a belépési oldal kolmatálódottsága (6-3. kép).



6-5. ábra: A perlit töltetű szűrő TPH és lebegőanyag eltávolítás autópálya lefolyásból

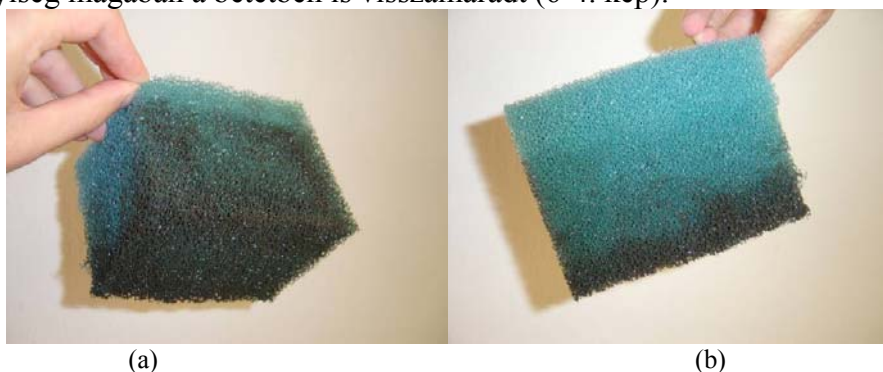
A kísérletekből arra a megállapításra jutottunk, hogy a drága és körülményesen, csak szűrőkosárba beépíthető perlit az útpálya lefolyásban található TPH tartalmának eltávolítására nem javasolható.



**6-3. kép: Perlit töltetű szűrő modellje és kolmatálódott töltőanyaga a szűrési sorozat után**

### 6.3.2 Koaleszcenz szűrő

A koaleszcenz szűrő alkalmazásához a perlitnél használt modell átalakított változatával kísérleteztünk (Budai, 2008). Az ilyen szűrők két lényegi térrészből tevődnek össze, az ülepítő tútból és a szűrőbetét környezetéből. A berendezésben az egyes szűrési periódus után az ülepítő terekben jelentős mennyiségű üledék halmozódott fel. Két szűrési periódust követően a szűrőbetétet kiemelve szemrevételezéssel megállapítható volt, hogy bizonyos anyagmennyiség magában a betétben is visszamaradt (6-4. kép).



**6-4. kép: A koaleszcenz szűrőbetét befolyási (a) és kifolyási (b) oldalának képe (a visszatartott szennyezők a kék betétanyagot feketítik)**

A nyers és szűrt vízmintákra és az üledékre vonatkozó analitikai eredményeket és az azokból számított összes (szabad ülepedés + szűrőbetét) leválasztási hatásfokokat a 6-1 táblázat foglalja össze.

**6-1. táblázat: A koaleszcenz szűrési kísérlet hatékonysági mutatói**

	Terhelés l/min	Levegőanyag			TPH (C5-C40)			TPH/LA		TPH (C5-C40) mg/kg üledék
		mg/l		%	µg/l		%	%		
		BE	KI	leválasztás	BE	KI	leválasztás	BE	KI	
#1	2.3	1200	642	47%	1710	1770	-4% (*)	0,14%	0,28%	367
#2	1.3	2914	998	66%	2790	3990	-43% (**)	0,10%	0,40%	581
#3	0.4	438	124	72%	2210	1070	52%	0,50%	0,86%	

(\*) Az eltérés az analitikai módszer hibahatárán (+/- 25%) belül van

(\*\*) Az eltérés nem magyarázható analitikai hibával, a gyanított okról az értékelés részben

A csökkenő hidraulikai terheléseket egyre javuló lebegőanyag-leválasztás jellemzi, a kiinduló lefolyás szennyezettségétől függetlenül. A legnagyobb hidraulikai terhelés esetében TPH koncentrációban nem állapítható meg minőségi változás. A második kísérlet után tapasztalt ellentmondásra, a nyers vizét meghaladó szűrt minta koncentrációjára az lehet a magyarázat, hogy az első szűrési periódust követően a modell tisztítása elmaradt, és a benne lévő anyag átmosódott. A harmadik elárasztás esetében már mintegy 50%-os bruttó leválasztás tapasztalható. A kísérletekből arra következtettünk, hogy a koaleszcenzs szűrés leválasztási hatásfoka az olaj pelyhes szerkezetbe zárt formája esetén csekély és a hatásfok változása igen érzékeny a hidraulikai terhelésre.

#### 6.4 TPH és PAH eltávolítás homokszűrővel

A kísérlet eredményeivel választ akartunk kapni arra, hogy az adszorpció szempontjából legkedvezőtlenebb, szerves szennyeződés-mentes homokszűrőn:

- a) a TPH és PAH milyen hatékonysággal tartható vissza, és hogy
- b) milyen vastagságú a hatékony szűrést biztosító réteg, azaz a szennyeződés milyen mélységig hatol be.

Az elsődleges fontosságú szennyezők mellett vizsgáltuk a szűrési hatékonyságot a következő paraméterekre is: pH, vezetőképesség, nehézfémek (Zn, Cu, Pb, Cr, Al, Cd, Ni). Utóbbiakat az értekezésben nem tárgyaljuk. Minden szennyezőt mind a folyadék fázisra, mind pedig a szűrőanyagra kimutattunk, kivéve természetesen a lebegőanyagot.

##### 6.4.1 A kísérleti berendezés

A kísérleti berendezés egy 20 cm külső átmérőjű, 50 cm magas henger volt, melyet szűrőközegként homokkal töltünk fel. A hengert 5, 10 és 20 és 30 cm mélységben, a szűrőrétegbe nyúló megcsapoló drénekkal láttuk el. A töltet fenékszintjén leürítő csapot helyeztünk el. A mindenkor kétfázisú, talaj-víz réteg felszínének nyomon követésére piezométer csövet építettünk be. A berendezést a 6-5. kép mutatja. A szűrőanyagot szárazon töltöttük be, rétegenkénti bőséges, vizes „beiszapolással”. Ily módon kellően tömör és homokkal folytonosan kitöltött teret kaptunk. A 6-4. kép szerinti számozású dréncsőveknek csak a középső 10 cm-es hossza volt szűrőzve annak érdekében, hogy az esetlegesen jelentkező falhatást, tehát a tartály fala mentén, szűrés nélkül lefelé áramló víz torzító hatását, a mintákból kiküszöböljük. A szűrőanyag közönséges térkő homok volt a 6-6. ábra szerinti szemeloszlással, 37% effektív hézagterfogatával. A szemeloszlási görbe meghatározását a BME Geotechnikai Tanszék laboratóriuma végezte.



6-5. kép: A szűrőberendezés felépítése



**6-6. ábra: A homokszűrő töltetének szemeloszlási görbéje**

#### 6.4.2 A szűrési program

A szűrési programmal a szűrő-szikkasztó tározókból, azaz szűrőfenékekkel kialakított tározókból történő elszivárgási helyzetet kívántunk szimulálni. Ezért a szűrőréteg felszínét szakaszos rátöltéssel árasztottuk el a szennyezett csapadékvízzel. A kísérlet teljes időtartama alatt 1500 mm-nyi csapadékmagasságnak megfelelő mennyiségű mintát szűrtünk át. Ez a vízmennyiség megfeleltethető 5 átlagos év valós csapadék terhelésének, amennyiben a szokásos autópálya és kapcsolódó burkolatlan felületek által alkotott vízgyűjtőkről, átlagosan 300 mm/év lefolyás várható. A valós helyzettel, az 5 évvel ellentétben ezt a hidraulikai terhelést a szűrőréteg egy nap alatt kapta meg. A rátöltés hozama a kísérleti eredmények szempontjából érdektelen volt, csak arra ügyeltünk, hogy a berendezés töltéskor ne csorduljon túl.

A szűrlet mintákat a beépített dréncsővekkel, szintenként és megtervezett időszakokban vettük ki. A mintákat azokban az időpontokban vettük, amikor a rátöltött víz mennyisége elérte egy-egy év csapadékmagasságnak megfelelő mennyiséget. A mérés során figyelemmel kísértük a felszíni réteg kolmatációjából eredő beszivárgási sebesség csökkenését is. A rétegek szűrési teljesítménye időbeli változásának, és a szennyezők esetleges rétegen való áttörésének kimutatására az 1., a 3. és az 5. „évben” mintáztunk az 1., 2., 3. és 4. számú dréncsővekből kifolyó szűrletekből. A szűrési program végeztével, az egyes rétegekben kialakuló szennyezettség mértékének meghatározásához 2, 10 és 20 cm mélységből szűrőhomok mintákat vettünk, amiket a használatlan kontroll mintával együtt analizáltattunk. Szemrevételezés alapján mélyebb szintről nem volt értelme a mintavételnek. Ezt a feltételezést a laboratóriumi eredmények később megerősítették.

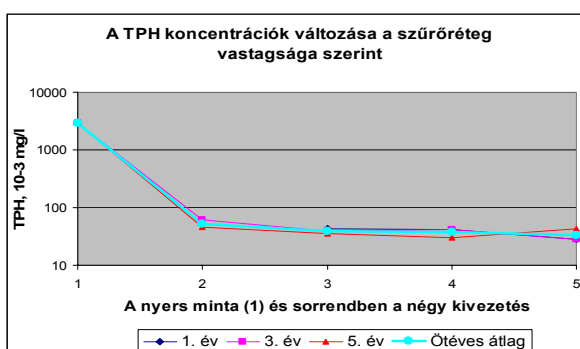
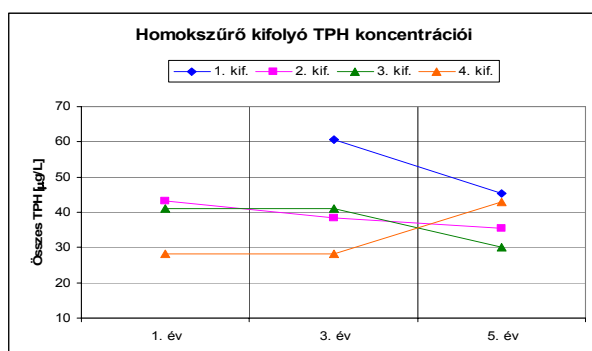
#### 6.4.3 Mérési eredmények

Ha az eredményeket (6.2. táblázat) ábrázoljuk láthatóvá válik (6-7. ábra), hogy a szűrési program során az első mintavételi mélységtől, a szűrőréteg vastagodásával csak kismértékben nő az eltávolítási hatások. Hasonló jelenség figyelhető meg a szűrési időtartam növekedésével kapcsolatban is. A szűrési idő növekedésével a fenékrétegnél kifolyó minta koncentrációja enyhe növekedést mutatott. Mivel a fenékmintában már benne volt a szűrőmodell fala mentén lefolyó víz is ezt a jelenséget nem tekintjük mértékadónak, mert ez a valóságban nem fordul elő. Mindezekből megállapítható, hogy a szűrési program előrehaladásával, mellyel a felső szűrőréteg kolmatálódásának mértéke is növekedett, a TPH leválasztási hatások nőtt, a szűrési sebesség pedig csökkent.

**6-2. táblázat: A szűrletek TPH koncentrációi rétegenként, évenként, és a mérés átlagában C<sub>5</sub>-C<sub>12</sub> és C<sub>13</sub>-C<sub>40</sub> szerinti bontásban**

Kifolyó	Mélység, cm	TPH	TPH µg /L						
			1. év	3. év	5. év	1. év	3. év	5. év	Átlag
1	5	C <sub>5</sub> -C <sub>12</sub>	15.7	10.5	10	4110*	60.5	45.4	53
		C <sub>13</sub> -C <sub>40</sub>	4090*	50	35.4				
2	10	C <sub>5</sub> -C <sub>12</sub>	9.2	8	11.8	43.2	38.5	35.4	39
		C <sub>13</sub> -C <sub>40</sub>	34	30.5	23.6				
3	20	C <sub>5</sub> -C <sub>12</sub>	16.9	12.7	6.9	41.2	41.0	30.2	37
		C <sub>13</sub> -C <sub>40</sub>	24.3	28.3	23.3				
4	30	C <sub>5</sub> -C <sub>12</sub>	6.2	11.2	14.1	28.2	28.3	42.9	33
		C <sub>13</sub> -C <sub>40</sub>	22	17.1	28.8				
Nyers	-	C <sub>5</sub> -C <sub>12</sub>	8.2						2860
		C <sub>13</sub> -C <sub>40</sub>	2860						

Az első évben a legfelső drénből kivett minta koncentrációja a szűrőréteg felszínének véletlen felkavarása miatt nem jellemző érték



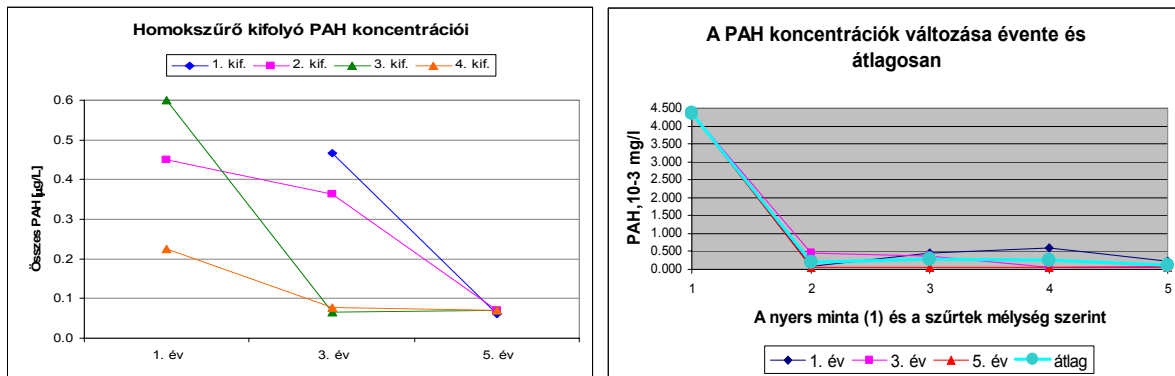
**6-7. ábra: A szűrletek TPH koncentrációi rétegenként és évenként (balra), és a szűrletek TPH koncentrációinak változása a szűrőréteg vastagsága szerint (jobbra)**

A TPH-hoz teljesen hasonló eredményeket kaptunk a PAH-ok leválasztására is (6-3. táblázat). A 6-7. és 6-8. ábrákból azonban az is kitűnik, hogy a leválasztás mindkét vizsgált szennyezőanyagnál a legfelső réteghez kötődik, a nyers minta szennyezettségéhez képest az alsóbb rétegbeli változások elhanyagolható mértékűek.

**6-3. táblázat: A szűrletek PAH koncentrációi rétegenként, évenként, és a mérés átlagában naftalinok és egyéb PAH-ok szerinti bontásban**

Kifolyó	Mélység, cm	PAH-ok	PAH, µg /L						
			1. év	3. év	5. év	1. év	3. év	5. év	Átlag
1	5	naftalinok	0.040	0.385	0.040	0.074	0.466	0.062	0.264*
		többi	0.034	0.081	0.022				
2	10	naftalinok	0.163	0.332	0.047	0.449	0.364	0.070	0.294
		többi	0.286	0.032	0.023				
3	20	naftalinok	0.568	0.044	0.042	0.601	0.065	0.071	0.246
		többi	0.033	0.021	0.029				
4	30	naftalinok	0.187	0.057	0.050	0.224	0.078	0.071	0.124
		többi	0.037	0.021	0.021				
Nyers	-	naftalinok	0.406						4.360
		többi	3.950						

\* az első év nélkül



**6-8. ábra: A szűrletek PAH koncentrációi rétegenként és évenként (balra), és a szűrletek PAH koncentrációinak változása a szűrőréteg vastagsága szerint (jobbra)**

#### 6.4.4 A szűrőtöltet vizsgálata

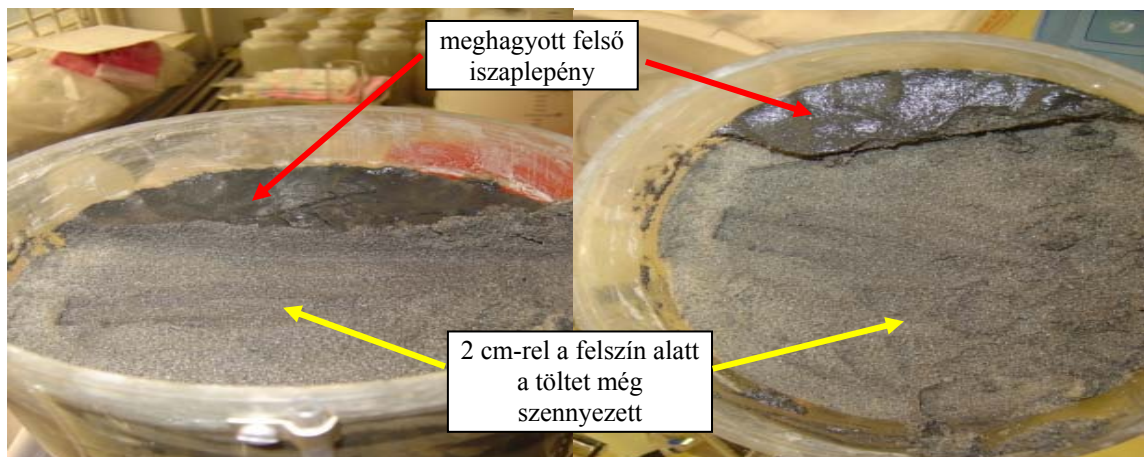
Vizsgáltuk az egyes szűrőrétegekben felhalmozódó TPH és PAH koncentrációkat. Ehhez az egyes rétegek óvatos eltávolításával mintákat vettünk. A változás megfigyelhetősége érdekében a rétegek egy részét zavartalanul meghagytuk. Ezek a 6-6. és 6-7. képeken láthatók. A rétegek szemrevételezése azt mutatta, hogy a kiszűrt szennyezők döntő mértékben a legfelső 2-3 cm-es rétegben halmozódtak fel. A szűrés tehát nem mélységben, hanem elsősorban a felszínen következik be. Ez összhangban van a szennyező anyagok szilárd frakcióhoz kötődésével, és mind a szűrőréteg élettartama, mind pedig a regenerálása szempontjából fontos megállapítás.



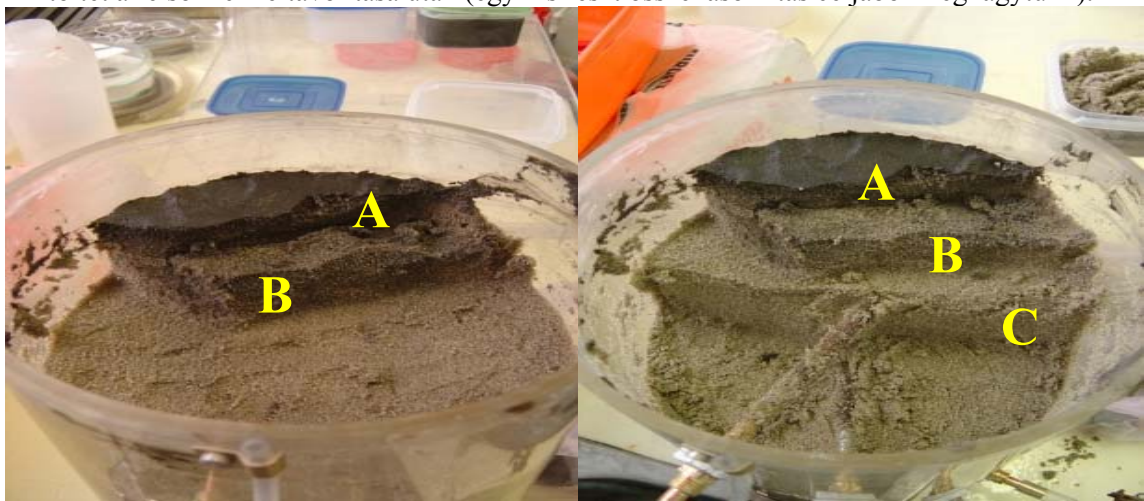
**6-6. kép: A szűrőtöltet felső, 2 cm vastag kolmatálódott rétege**

A modellkísérlet során a felszíni réteg kolmatációja olyan gyors volt, hogy azt a folytatáshoz időnként lazítani kellett. A valós körülmények között üzemelő szikkasztó-szűrő tározónál az eltömődés ilyen formában nem következik be (Mikkelsen et al., 1997, Motelay-Massel et al., 1997), mert az egyes csapadékesemények között hosszú, kiszáradáshoz is vezető idő telik el. Az éveken átnyúló üzemidőt figyelembe véve pedig a szénhidrogének biológiai bontása is lejátszódik (Thorsen et al., 2004), illetve a Nap sugárzásának kitett felszínen a PAH-ok UV bontása is végbemegy (Lai és Vucic, 1993, Manoli, és Samara, 1999, Stepnowski et al., 2001, Miller és Olejnik, 2000, Lehto et al., 2003).

A kis molekulású PAH-ok alkalmasak a biológiai lebontásra, a komplex PAH-ok alacsony oldhatósága azonban lényegesen lecsökkenti a hozzáférést (Zeng, et al. 2000, Johansen et al., 2006). A több mint négy gyűrűt tartalmazók azonban ko-metabolizmus során biológiailag bonthatók. Például megfigyelték, hogy ha a benzo(a)pirént kiteszik UV sugárzásnak a talajban, részben oxidált termék keletkezik, ami már könnyen bontható biológiailag. A fotodegradáció különösen fontos, mert ez a folyamat elsősorban azt a harmadrendű szénatomot (tertiary carbon atoms) támadja, ami gátolja a biológiai bontást.



A töltet a felső 2 cm eltávolítása után (egy kis részt összehasonlítás céljából meghagytunk).



6-7. kép: Szűrőrétegek képe a szűrési program után. 0-2 cm (A), 2-5 cm (B) és 5-10 cm (C) mélységben. A jobb alsó képen látszanak az 5, illetve a 10 cm mélyen elhelyezett dréncsővek.

A 6-4. táblázat azt mutatja, hogy a szűrésben aktívan résztvevő legfelső, 5 cm vastag rétegben halmozódik fel a visszatartott TPH 98%-a, és az alatta lévő rétegekre mindössze a maradék 1.3 és 0.7%-a marad. A PAH-ok esetében a jelenség még határozottabb, amennyiben a felső réteg alatti mélységekben jelenlétük már nem mutatható ki.

6-4. Táblázat: A szűrőrétegek TPH és PAH tartalma a szűrési program után

	TPH mg/kg			szárazanyag tart. %	PAH-ok mg/kg		
<b>A</b>	C5-12	0.1	447	75.1	naftalinok	0.01	0.474
	C13-40	447			többi	0.464	
<b>B</b>	C5-12	0.1	6.3	88.7	naftalinok	nd	nd
	C13-40	6.2			többi	nd	
<b>C</b>	C5-12	0.1	3.2	87.3	naftalinok	nd	nd
	C13-40	3.1			többi	nd	

A: 0-2 cm, B: 2-5 cm, C: 5-10 cm mélységeken található rétegek

#### 6.4.5 Az eredmények értékelése

Az 5 évnyi csapadék szűrését szimuláló kísérlet igazolta, hogy a valóságos körülményekhez képest kedvezőtlenebb feltételek ellenére is, az autópályákról lefolyó csapadékvíz talajba szikkasztásához a homokszűrés hatékonysága a TPH és a PAH-ok eltávolításához megfelelő.

Kimutattuk, hogy mindkét szennyező esetében az érdemi eltávolítás már a szűrőhomok felső 5 cm vastag rétegében végbemegy, annak fokozatos kolmatálódása mellett. Ötéves periódusra a TPH-ra csaknem 99%-os míg a PAH-okra 93-98%-os, eltávolítási hatások mutathatók ki (6-5. táblázat).

**6-5. táblázat: Maradék TPH koncentráció az egyes rétegek szűrleteiben**

	Mintavételi mélység, cm	Maradó TPH a nyers százalékában	Maradó PAH a nyers százalékában
1. kifolyó	5	1.8	6.1
2. kifolyó	10	1.4	6.8
3. kifolyó	20	1.3	5.6
4. kifolyó	30	1.2	2.9

Kiemeljük, hogy a kísérleteket a pályaburkolatról közvetlenül lefolyó vízzel végeztük. Ennek gyakorlati jelentőségéhez vegyük figyelembe, hogy (i) a hazai autópályákról lefolyó csapadékvizek lehetséges esemény átlagkoncentrációi nem haladják meg a 30 mgTPH/l-t, továbbá (ii) a tisztító berendezések nem közvetlenül, hanem többnyire hosszú elvezető rendszeren kapják meg a terhelést, és a lefolyás során a rendszer felületén a TPH és PAH ki tud tapadni. Ez a hatás akár 40-60%-os koncentráció csökkenést is eredményezhet, ha az árkok füvel borítottak (*Pitt, 2003, Field et al. 2000*), tehát a berendezésbe jutó lefolyás valószínűsíthető koncentrációja a becsülhető maximum alatt marad.

Az eredmények gyakorlati alkalmazhatóságát növeli, hogy a kísérleti körülmények az eltávolítás szempontjából lényegesen kedvezőtlenebbek voltak a valós esetekben fennállóknál. Valós esetekben a modellben fellépő terhelésnél sokkal kisebbek fordulnak elő, mert az:

- (i) egy nap helyett 5 év alatt lép föl,
- (ii) az egyes csapadékok szakaszosan, hosszú szünetekkel jelentkeznek, melyek során a fedőréteg ki tud száradni, benne létrejön a biológiai lebontás. A TPH bakteriális bontása közismert és a kármentesítési gyakorlatban széleskörűen alkalmazott. Hat olyan baktérium törzset is találtak (*Bouchez, et al., 2004*) melyek egyes PAH-féleségeket egyedüli szénforrásként képesek hasznosítani (a naftalént, fluorantént, fenantrént, antracént, fluorantént, és pirént). Vizsgálták az egyenkénti és páronkénti lebonthatóságot, amikor szinergikus és gátló hatások egyaránt jelentkeztek. A naftalén bizonyult toxikusnak valamennyi törzsre, de több törzs együttes előfordulás a naftalén toxicitásával szembeni ellenállást növelte. A másik lényeges folyamat a Nap UV sugárzásának hatására végbemenő bontás, melyet igen kiterjedten kutattak (*Lai és Vucic, 1993, Miller és Olejnik, 2000, Stepnowski et al., 2001, Bertilsson és Widenfalk, 2002, Lehto et al., 2003 Guieysse et al., 2004, Niu et al., 2004, Niu et al., 2004, Guieysse és Viklund, 2005*) és
- (iii) nem alkalmaztunk előtisztítást, ülepítést, ami a tározóknál szükséges. Így azt a következtetést vonhatjuk le, hogy a modellezési körülmények a biztonság javára tértek el a valóságos körülményektől.

Ellenőrző kísérletet végeztünk előtisztított, azaz ülepített lefolyásmintákkal is. A visszatartás jellege a bemutatotthoz hasonló maradt azzal a különbséggel, hogy lényegesen lecsökkent a kolmatálódási sebesség, azonban a szennyezők behatolási mélysége a 2-3 cm helyett elérte az 5 cm-t.

Az eredményekkel kapcsolatban több gyakorlati kérdés merül fel:

- (i) A szűrőanyag változtatása milyen hatással lehet a szennyezőanyag eltávolítási hatásokra?
- (ii) Az ötéves terhelést szimuláló szűrési kísérletből milyen következtetések vonhatók le hosszabb időszakra, azaz várhatóan mekkora lesz (lehet) a szűrőréteg szükséges cseréjéig terjedő időszak?
- (iii) Várható-e, hogy a szűrőrétegben felhalmozódó TPH és PAH idővel tovább mozog lefelé, és eléri a talajvizet?

A válaszokat a következőkben foglalhatjuk össze:

- (i) Az alkalmazott szűrőanyagnál, a csaknem azonos szemcseátmérőjű és mosott homoknál csak olyan homok lenne kedvezőtlenebb, ami durvább, nagyobb hézagterefogatú és a szemcsék össz felülete kisebb. Minden más irányú változás a szűrő anyagában a leválasztási hatások szempontjából csak kedvezőbb lehet. A kiegyenlítettebb szemeloszlás és a szemcsék szennyezettsége azonban a kolmatálódás sebességét növelné.
- (ii) Az eltávolítási hatások hosszabb időtávra történő becslését két, ellentétes hatású folyamat együttes jelentkezése nehezíti:
  - (a) egyrészt a felső réteg fokozatos kolmatációja a zömében szilárd fázishoz kötődő szennyezőket időben növekvő hatékonysággal tartja vissza,
  - (b) másrészt az adszorpciós kapacitás idővel bizonyosan kimerül. Úgy véljük, hogy a beszivárogtatási képesség megszűnése a kolmatáció miatt gyorsabb folyamat, mint az adszorpciós kapacitás kimerüléséé. A kolmatálódott réteget ekkor le kell termelni és pótolni kell, ami mind a szivárgási, mind pedig az adszorpciós képességet helyre fogja állítani. A beszivárogtatás előtt létesítendő burkolt ülepítőtér hatékonyan csökkenti a beszivárogtatásra kerülő víz nem oldott szennyezőanyag koncentrációját, így az ülepítés és beszivárogtatás eredő eltávolítási hatások nagy biztonsággal megtartható. Az ülepítés emellett jelentősen mérsékli a kolmatáció sebességét, azaz növeli a szűrőréteg élettartamát.
- (iii) Az 5. fejezetben bemutatottuk, hogy a TPH a szilárd részecskékkel alkotott agglomeratumban helyezkedik el, ezért nem képes a folyékony olaj módjára a hézagrendszerben terjedni. A PAH-ok maguk is szilárd részecskék, így terjedésük a méretükhöz képest nagyobb hézagrendszerű homokban, az adszorpcióval gátolt mértékben lehetséges. A terjedés érdemben akkor indulhat be, ha a szűrőanyag adszorpciós kapacitása kimerült. Ennél azonban hamarabb bekövetkezik a hézagrendszer eltömődése, tehát a mélységi migráció valószínűségét kizárhatjuk. A szűrési kísérlet eredményei egyébként erre a következtetésre utalnak.

A kísérleti eredményeket összehasonlítva a 10/2000. (VI.2.) KöM-EüM-FVM-KHVM közös rendelet felszín alatti vízre és földtani közegre vonatkozó határértékeivel, az alábbi megállapítások tehetők:

#### A) Felszín alatti víz

- A TPH a szűretlen vízben két nagyságrenddel meghaladja a háttér, és egy nagyságrenddel a szennyezettségi határértéket. A legalább 10 cm vastag szűrőréteg esetében azonban már a szűrlet koncentrációja alatta maradt az (A) háttér koncentrációnak, és egyetlen esetben sem érte el a (B) szennyezettségi határértéket.
- A PAH koncentráció a szűretlen vízben a háttér koncentráció négyszerese, de nem éri el a szennyezettségi határértéket. A szűrletek az 1. év után minden rétegben meghaladták, a 2. évben csak a 20 cm rétegvastagság felett, az 5 évben azonban már egyetlen rétegben sem érték el az (A) háttér koncentrációt, és minden esetben alatta maradtak a (B) szennyezettségi határértéknek.

#### B) Földtani közeg

- A TPH a felső 2 cm-es rétegben meghaladta az (A) és a (B) koncentrációt is, de a többi rétegben alatta maradt mindkettőnek.
- A PAH-ok koncentrációi nem érték el még az (A) koncentrációt sem.

A kísérleti eredmények gyakorlati hasznosítása három tervezési és üzemeltetési célú megállapításban foglalható össze:

- (i) A talaj és a talajvíz TPH és PAH szennyeződése ellen megbízható és elegendő védelmet nyújtanak a legalább 20 cm vastag homokszűrő réteggel ellátott szikkasztó-szűrő tározók, illetve az elegendő áteresztőképességű homok, homokos iszap talajú térségekben létesítendő szikkasztó tározók a fenékszint alatti, 20 cm-nél mélyebben fekvő földtani közeget már nem szennyezik. A talajvíz védelme ugyancsak megvalósul, tekintettel arra, hogy biztonsági okból annak szintje az ilyen tározók fenékszintje alatt legalább 1 m-rel kell, hogy legyen.
- (ii) A szűrőréteg élettartamának növelése érdekében a tározók elé burkolt ülepitő teret célszerű építeni. Az ülepitési kísérletek eredménye szerint az ülepitő tározóban a mértékadó, egy éves gyakoriságú lefolyás okozta hidraulikai terhelésre, a szükséges tartózkodási idő a félóra és egy óra között legyen.
- (iii) A tározó szikkasztó és szűrőképességének a kolmatáció miatti kimerülése a felső, technikailag még megoldható, legvékonyabb 10 cm vastag réteg eltávolításával és pótlásával helyreállítható. Mivel az eredmények azt mutatják, hogy ez a réteg erősen szennyezett lesz, a kitermelt homokot a környezetvédelmi hatóság nagy valószínűséggel veszélyes hulladéknak fogja minősíteni. A szállítás és elhelyezés nagy költségeire tekintettel, fontos megállapítás, hogy nem kell a teljes szűrőréteget cserélni, és elhelyezni.

## **7. A lefolyás TPH szennyezettségének előrejelzése, tározó térfogat meghatározása**

### **7.1 Az eljárás módszere és lépései**

Az eredmények értékelését bemutató 5. fejezetben arra a következtetésre jutottunk, hogy az útpályáról lefolyó vizek  $TPH_E$  szennyezettségét (a lefolyási eseményekre számított esemény átlag koncentrációt) befolyásoló tényezők közül meghatározó a csapadék magassága és a pillanatnyi forgalom nagysága. A csapadékot megelőző száraz időszak hosszának, valamint a csapadék intenzitásának, legalábbis az általunk vizsgált esetben nincs kimutatható hatása a

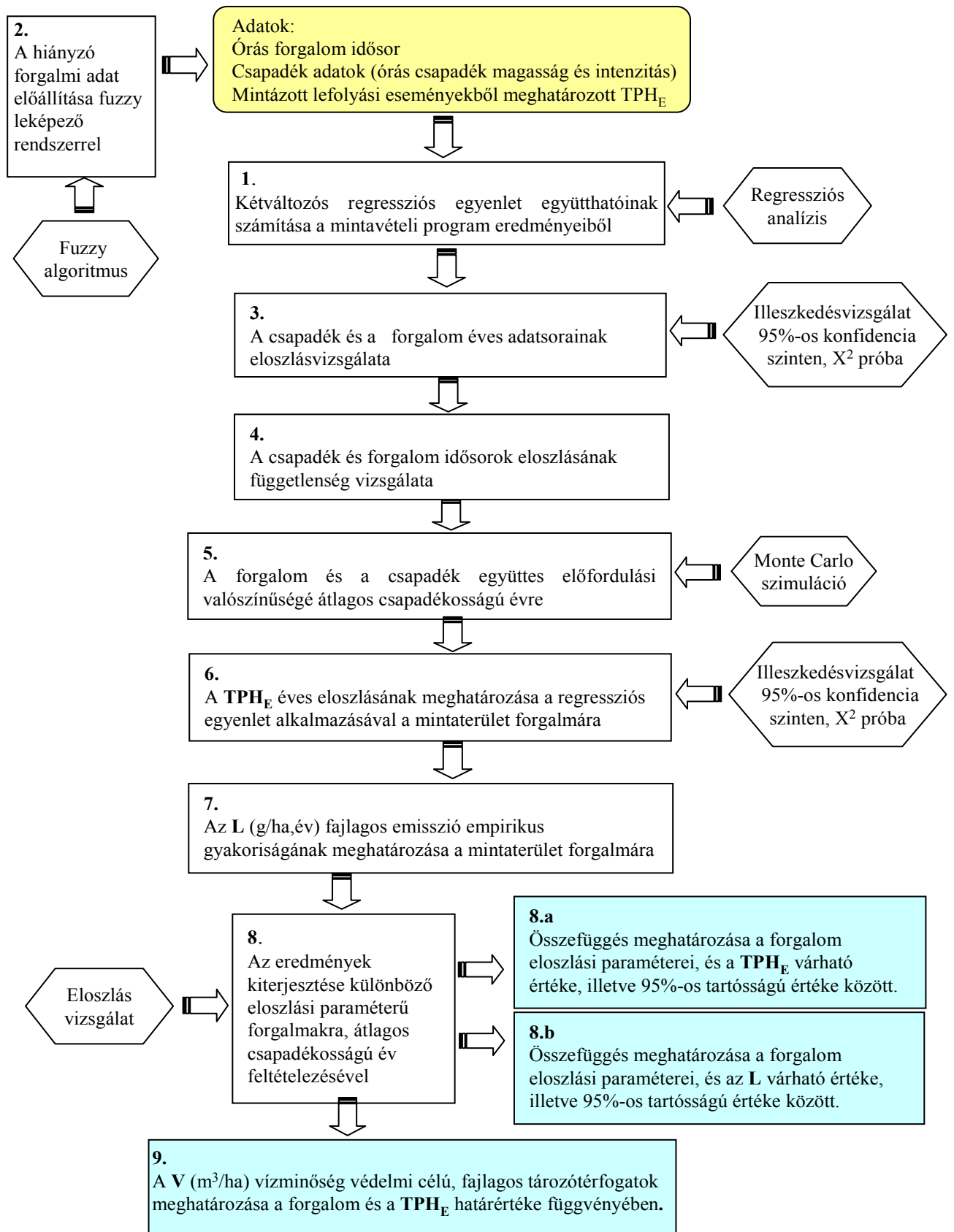
TPH<sub>E</sub> értékének alakulására. Jelen fejezetben a folyamatos közlekedésre szolgáló útfelületekről származó lefolyás alifás szénhidrogén-szennyezettségének számításával, és ezzel összefüggésben a várható TPH<sub>E</sub> koncentrációtól függő, a szennyezett víz befogadására alkalmas tározó térfogatának meghatározásával foglalkozunk. A számítási eljárás lépéseit a 7-1. ábra mutatja be. A számítás alapadatait az autópálya-lefolyások analízisének eredményei (4.1 fejezet) képezték. Ezekből kétváltozós lineáris regresszióval empirikus összefüggést állítottunk fel a lefolyási eseményhez tartozó TPH<sub>E</sub> (mg/l) koncentráció meghatározására, a lefolyást kiváltó csapadék magassága (H, mm) és a csapadék idején zajló, óránkénti egységjármű-számban kifejezett forgalom intenzitása (J, ej/h) függvényében (1.).

Célunk az volt, hogy az egyes lefolyási események TPH<sub>E</sub> értékeit valószínűségi változónak tekintve előállítsuk azok F(TPH<sub>E</sub>) eloszlás függvényét. A regressziós függvény két független változójára (H és J) a rendelkezésre álló adatsorokból statisztikai elemzést (eloszlás vizsgálat, függetlenség vizsgálat) végeztünk (3-4.). Az Állami Autópálya Kezelő ZRt. (ÁAK) által mért forgalmi adatsor hiányos volt. A pótláshoz a korábban, vízminőségi adatsorok hiányainak pótlására sikeresen alkalmazott (Buzás, 2000) fuzzy leképező algoritmust alkalmaztuk (2.). A csapadék adatokból meghatároztuk a hatékony csapadékok éves előfordulási időtartamát, a hazai viszonyokat reprezentáló átlagos csapadékoságú évre vonatkozóan. Monte-Carlo szimulációval közelítettük a hatékony csapadékok és a forgalom együttes előfordulását (5.), majd a generált csapadék és forgalmi adatpárookra a kétváltozós regressziós egyenlet alkalmazásával számítottuk a TPH<sub>E</sub> értékeit. Végeredményként a TPH<sub>E</sub> értékeknek olyan, a hazai viszonyok között átlagos csapadékoságú évre vonatkozó halmazát kaptuk, melynek F(TPH<sub>E</sub>) eloszlása meghatározható (6.). Illesztett empirikus eloszlás függvény alapján meghatároztuk az eloszlás paramétereit.

A mérési adataink hibával terheltek. A TPH analitikai hibája  $\pm 25\%$ , a csapadékmérő standard hibája pedig  $\pm 15\%$ . Elvégeztük a regressziós egyenlet paramétereinek a mérési hibákra vonatkozó érzékenységvizsgálatát. A Monte-Carlo szimulációval kapott paraméterek eloszlásából a 95%-os valószínűséghez tartozó paraméterekkel a kezdeti egyenletből számított koncentrációk hibatarományát határoztuk meg.

A csapadékból a felszíni tározási veszteséget figyelembe véve becsültük a lefolyást, és számítottuk az egyes eseményekből származó  $l$ , (gTPH/ha) fajlagos terheléseket, azoknak az átlagos csapadékoságú évre jellemző F( $l$ ) eloszlását és eloszlási paramétereit. Utóbbihoz az (5.) lépésben alkalmazott Monte Carlo szimulációs eljárást terhelés generátorral kiegészítettük. Az éves környezetterhelés, azaz a burkolat egységnyi, 1 ha-nyi felületéről évente lemosódó TPH várható mennyiségének (éves fajlagos terhelés: L, gTPH/ha,év) a 450 szimulált év éves átlagértékét tekintettük. Végül, a koncentrációra és a terhelésre kapott eloszlás függvényeket a forgalom paramétereinek (várható érték és szórás) megváltoztatásával, a mintaterületként szolgáló M0 autóútra jellemző viszonyoktól eltérő forgalmi helyzetekre is kiterjesztettük. Az általánosítással a tervezéshez és környezeti szabályozáshoz egyaránt használható összefüggéseket nyertünk (8).

Az emissziós szabályozás általában megengedhető koncentrációban vagy terhelésben kifejezett küszöbértékeket ír elő. Annak érdekében, hogy a határérték feletti, átlagos szennyezettségű lefolyást a befogadótól távol tartsuk és megtisztítsuk, a lefolyó vizek tározására van szükség. Az elemzés végeredményeként összefüggést határoztunk meg a forgalomtól és a koncentráció megengedett határértékétől függő tározótérfogatok számítására. Az így méretezett tározó az ú.n. vízminőségvédelmi célú tározó.(9).



7-1. ábra: A csapadék, forgalom és TPH mérési eredmények feldolgozásának főbb lépései

## 7.2 Az esemény átlagkoncentráció (TPH<sub>E</sub>) meghatározása a csapadék magasságának és a csapadék idején zajló forgalomnak a függvényében

Az M0 autópályán végrehajtott mérési programból nyert, egy-egy lefolyási eseményt reprezentáló sorozatmintákból az 5.1 fejezetben ismertetett módon meghatároztuk az esemény átlagkoncentráció (TPH<sub>E</sub>) értékeit. A TPH<sub>E</sub> = f(J,H) kapcsolat felállításához összesen 16 db. olyan összetartozó mérési eredménnyel rendelkezünk melyekhez forgalmi adatot és a lefolyást kiváltó csapadék magasságát is hozzá tudtuk rendelni. A XII-es jelű minta sorozatoknál az ÁAK RT automata forgalomszámláló berendezése nem működött, itt a 7.3-ban ismertetett algoritmussal pótoltt adattal dolgoztunk. Az összetartozó adatokat a 7.1 táblázatban megadjuk.

**7-2. táblázat: Mérési eredmények**

Lefolyás mintasorozat	Csapadék [mm]	Forgalom [ej/h]	TPH <sub>E</sub> [mg/l]
III-1	1	2536	12.01
III-2	3.2	3314	12.09
IV-1	1	1887	4.63
IV-2	2.1	1170	3.11
V-1	1	2984	13.00
V-2	1	2600	12.14
V-3	6	2239	6.59
VI-1	1.1	646	5.31
VI-2	1	546	2.21
VI-3	1.1	483	1.86
VIII	2.2	1881	8.81
IX-1	3.2	1555	5.81
IX-2	1	1181	6.89
XII-1	3.2	1854	3.91
XII-2	15.8	1613	2.51
XVII-1	1	1718	10.27
XVII-2	1	953	6.73

Az összetett mérési program és a minták analizésének magas költségei miatt a mintaszám csak korlátozott statisztikai értékelést tett lehetővé. A független változók közül a forgalom a mintázott M0 autópályán, és általában a hazai autópályá-forgalom lehetséges értékeihez képest elegendően széles tartományban mozog. A 7.1. táblázatból azonban kitűnik, hogy a csapadék értékek tartománya korlátozott. Nagyobb, 20-30 mm-es csapadékok lefolyásának mintázását nem sikerült megoldani.

A TPH<sub>E</sub> számításához előállítottuk a kétváltozós regressziós egyenes egyenletét:

$$\text{TPH}_E = 4.43 * J - 0.343 * H, \text{ (mg/l)} \quad (7-1)$$

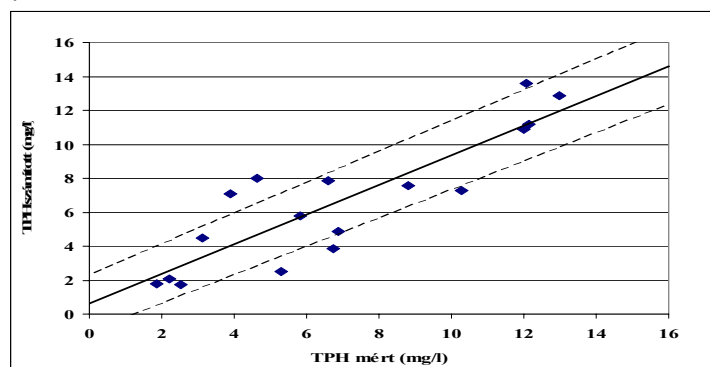
ahol: J – a forgalom értéke (1000 ej/h) a lefolyás órájában, és  
H – a lefolyást kiváltó csapadék magassága, (mm).

Az illeszkedés  $R^2 = 0.94$  determinációs együtthatóval 0.95%-os konfidencia szinten szignifikánsnak bizonyult. A 7.2 ábra a mért és számított TPH értékek kapcsolatát szemlélteti. A regressziós együtthatók fizikai értelmezése szerint a csapadék negatív szorzója a hígítás

hatására, a forgalom szorzó tényezője pedig, a megfigyelésekkel összhangban, annak szennyezésnövelő szerepére utal.

A regressziós kapcsolat érvényességi tartománya korlátozott, amennyiben a  $TPH_E$  értelem szerűen nem vehet fel negatív értéket. Ez a korlátozás azonban a forgalmat illetően a gyakorlati alkalmazhatóságot nem érinti, amennyiben az óránkénti néhány száz egységjármű által előidézett emisszió még a legszigorúbb szabályozási határérték felét sem éri el akár a legkisebb, lefolyást okozó csapadéknál sem.

A csapadék esetében a kapcsolatot érvényesnek tekintjük 40 mm csapadékmagasságig, a következő megfontolások alapján: Mivel a lemosódást alapvetően a forgalom határozza meg, a csapadék mennyiségének csak hígítási szerepe marad. Ez a hatás arányos a lefolyó vízmennyiséggel, és egyúttal a leeső csapadék magasságával. Ha figyelembe vesszük továbbá, hogy a növekvő csapadékmagassággal növekvő hígítás mellett az igen heves eső idején a forgalom akár le is állhat, valamint az ilyen csapadékok éves előfordulási gyakorisága (és időtartama) csekély, azt a megállapítást tehetjük, hogy gyakorlati szempontból a 40 mm-nél nagyobb csapadékok a környezetszennyezés szempontjából és így az elemzés szempontjából is, elhanyagolhatók.



7-2. ábra: A mért és számított  $TPH_E$  értékek illeszkedése 95%-os konfidencia szinten

### 7.3 A hiányzó forgalmi adat előállítására fuzzy leképező rendszerrel

A 7.2 pontban felállított empirikus összefüggés a TPH esemény átlag koncentrációk normál eloszlása esetén annak várható értékét adja. Ennek ellenőrzésére, kiindulásként a független változóként szereplő csapadék magasság és forgalom adatok eloszlás vizsgálatát végeztük el. Az Állami Autópálya Kezelő RT. rendelkezésünkre bocsátotta a mintavételezési helyszín forgalmát reprezentáló M0-diósi állomás óránkénti forgalmi adatait a mintavételezési évre, a 2006. májustól 2007. szeptemberig terjedő időszakokra. Az idősoron belül több, hosszabb – rövidebb időszak regisztrátuma az érzékelő meghibásodása miatt kimaradt. A hiányzó forgalmi adat pótlásának azonban, tekintettel az adatok korlátozott számára, nagy jelentősége van.

Ehhez a Wang és Mendel (1992) által kidolgozott univerzális fuzzy leképező rendszert alkalmaztuk, melyet más témakörben, de ugyancsak idősor hiányzó adatainak pótlására már sikeresen használtunk (Buzás, 2001). A vízminőségi problémák fuzzy alapú kezelése más területeken is ismert (Duckstein és Bogárdi, 1991). Az alábbiakban az eljárás főbb lépéseit foglaljuk össze:

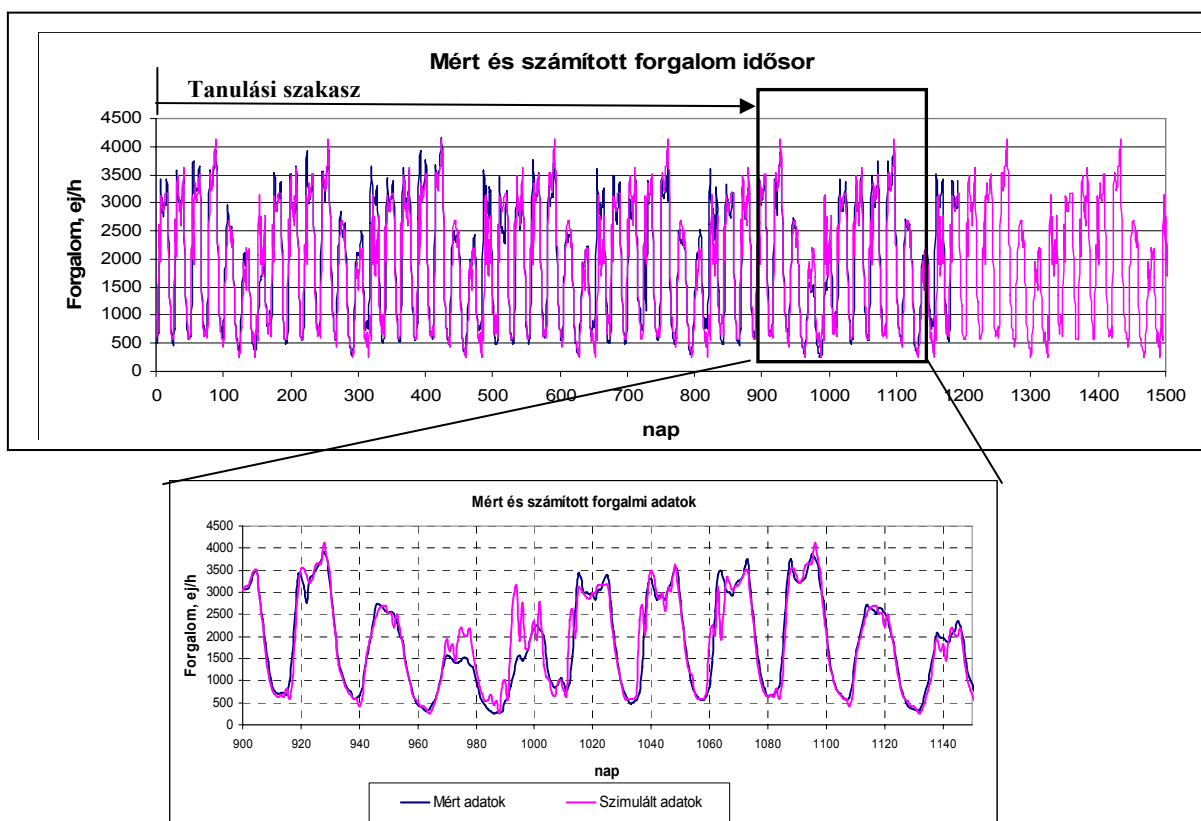
- (i) A meglévő adatsorból ismert bemeneti és a kimeneti állapottereket (numerikus adatok esetén értéktartományokat) fuzzy régiókkal fedjük le. A bemenetek állapottereit a hét

napjai ( $x_1$ ) és a nap órái ( $x_2$ ), míg a kimeneti teret a forgalom ( $y$ ) alkották. Mindhárom tartományt  $25 \times 25$ , egyenletes kiosztású fuzzy régióval fedtük le.

- (ii) A mérési eredményekből (numerikus adatokból) fuzzy szabályokat állítunk elő oly módon, hogy valamennyi régióhoz egymást átfedő, egyenlőszárú háromszög alakú tagsági függvényt értelmeztünk, csúcsukkal a régió, míg talpaik csúcsaival a szomszédos régiók középpontjára illesztve. Majd valamennyi paraméterhez meghatároztuk annak fuzzy tagsági értékét. Végül a tagsági értékekkel **HA – ÉS - : AKKOR**, típusú fuzzy szabályokat állapítottunk meg.
- (iii) Sok adat feldolgozásánál gyakori, hogy a **HA** mögött azonos értékek találhatók, de az **AKKOR** mögöttiek egymástól eltérőek. Ez a helyzet, ha azonos bemenő értékpárokhoz a mérések során más-más kimeneti érték tartozik, esetünkben például a forgalom mérési hibái, illetve a forgalom változékonysága miatt. Feloldva az ellentmondásokat, ezek közül azt a szabályt fogadjuk el, amelyikhez a legnagyobb tagsági érték tartozik.
- (iv) A bemeneti állapotterek régióikkal egy  $25 \times 25 = 625$  elemszámú mátrixot (szabályrendszert) alkotnak, amelyben az egyes elemekhez a kimenetnek (forgalomnak) az előző lépésben meghatározott legnagyobb fuzzy tagsági értékét és régiószámát rendeljük.
- (v) Ha a szabályrendszer egyetlen eleme sem üres, centrális defuzzyfikációval tetszőleges bemenetekhez visszakapjuk a kimeneti, esetünkben a forgalmi értéket. A gyakorlatban (például esetünkben is) a bemeneti tér igen tág, míg a hasznosítható adatpárok száma véges, így üres elemek maradnak. Az eljárásnak azonban nagy előnye, hogy a hiányzó szabályokat, az üres elemeket feltölthetjük a meglévő nem üresek segítségével az (i)-(iv) lépésekkel, tipikus bemeneteket választva. Ennek során a meglévő fuzzy szabályrendszer a feltöltött elemekből kiindulva, fokozatos terjeszkedéssel a teljes szabályrendszer feltöltéséhez vezet.

Az eljárás egyébként modell-független és tanítható. Utóbbi igen hasznos tulajdonság például olyankor, ha a leképezett rendszerben változás(ok) következnek be. Esetünkben a mintavételezési helyszín, az M0 autópálya új sávokkal való bővítése például elkészülése után ilyen helyzetet fog eredményezni. Az eljárás alkalmas idősor előrejelzésre, illetve adathiányok pótlására is (Buzás, 2001). Wang (1992) hatékonyan, tetszőleges pontosságú leképezéssel alkalmazta például a Mackey-Glass kaotikus idősor előrejelzésére.

Esetünkben az eljárás bemeneti terét a hét napjai és a napok órái képviselték. Közúti forgalom esetében, eltekintve a rendkívüli helyzetektől (például baleset miatti torlódás, melyek hatásait ezzel a módszerrel természetesen nem lehet követni), a forgalom nagyságát befolyásolják (befolyásolhatják) az évszakok is. A bemeneti paraméterek között ez figyelembe vehető. Ekkor a szabályrendszer háromdimenziós tömbbé változik, és a számítási igény jelentős mértékben megnövekszik. A többlet számítás várható hozadékát szembeállítva a számítás munkaigényével ettől eltekintettünk. Mivel számunkra csak bizonyos rövidebb, hiányzó időszakokra vonatkozó néhány adat pótlása a cél, a szezonális hatásokat úgy küszöböltük ki, hogy a leképező rendszert a hiányzó forgalom időpontja előtt mért 1000 adattal (42 nap) tanítottuk. Ezzel elértük, hogy a tanításhoz használt adatok ugyanazon évszakos hatást reprezentálnak. A 7-3. és 7-4. ábrákon bemutatjuk, hogy az eljárás elfogadható pontossággal, néhol meglepően jó egyezéssel adja vissza a tanítási adatsor forgalmának dinamikáját.



7-3. ábra: Órás forgalom adatsor leképezése fuzzy algoritlussal

Megemlítjük, hogy a forgalom dinamikájánál is jobb egyezéssel kapjuk vissza az eredeti adatok átlagértékét és szórását (mért-szimulált adatok átlagértéke és szórása rendre: 1937-1895, illetve 1080-1059). Ez fontos tulajdonság, mert így a kiegészített (pótol) adatsor megtartja eredeti eloszlási paramétereit. A módszerrel egy olyan korrigált forgalom adatsort állítottunk elő, melyben a mért adatok saját értékeikkel, a mérésből hiányzó adatok pedig a fuzzy leképezéssel előállított értékükkel szerepelnek. A 7-9. táblázatban szereplő, adat hiányos mintasorozathoz is elfogadtuk a mérési időpontra meghatározott forgalom értéket.

#### 7.4 A TPH koncentráció és emisszió számítása

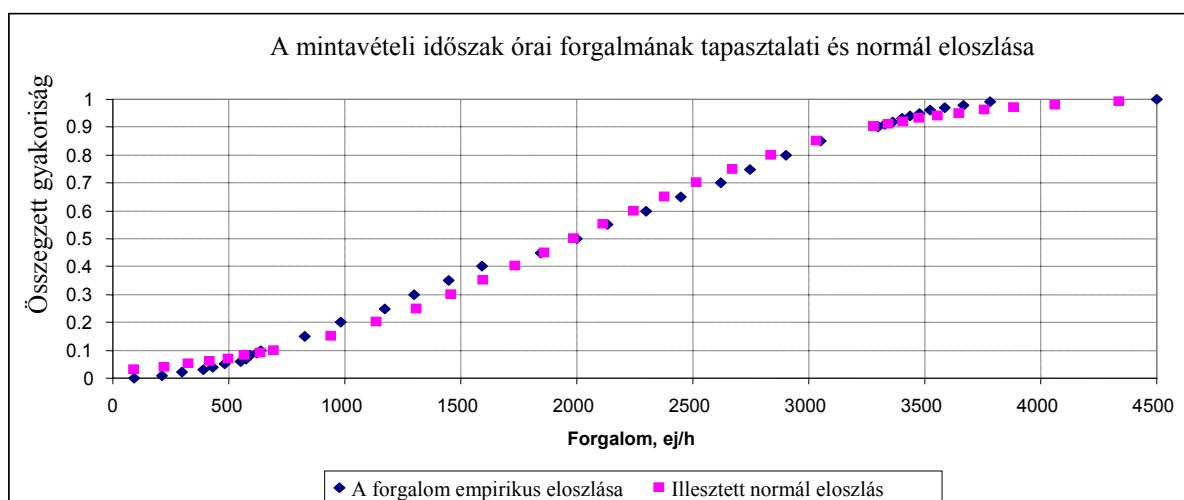
Ahhoz, hogy a mintavételezési programból nyert regressziós függvényt gyakorlati célokra – tervezéshez és hatósági szabályozáshoz – alkalmazni lehessen, legalább három jellemzőre van szükségünk:

- (i) a  $TPH_E$  (mg/l) forgalomfüggő, éves várható, vagy előírt, a gyakorlatban jellemzően 95%-os tartósságú értékére,
- (ii) az  $L$ , fajlagos éves emisszió (kgTPH/ha,év), ugyancsak forgalomfüggő, várható értékére, valamint
- (iii) a  $V$  (m<sup>3</sup>/ha), a burkolt útfelület egységére vonatkoztatott azon fajlagos tározótérfogatra, ami a lefolyás tisztításához szükséges tározást, kiegyenlítést lehetővé teszi. Utóbbi, a forgalom mellett, természetesen függ a befogadóba vezethető lefolyás koncentráció határértékének is.

##### 7.4.1 A forgalom és a csapadék éves eloszlásának elemzése

Az órás forgalom eloszlásának meghatározására a kiegészített adatsort használtuk, elkerülve ezzel az adathiányból származó torzítást. Megállapítottuk, hogy a forgalom éves eloszlása a  $\chi^2$ -próba 95%-os konfidencia szintjén normál eloszlású. Az empirikus gyakoriság és az

azonos várható értékű és szórású normál eloszlás képét a 7-4. ábra mutatja. Az elemzést az órai forgalmakra külön is elvégeztük, ahol a normális eloszlás, néhány óra kivételével ugyancsak teljesül.



7-4. ábra: A forgalom eloszlása a mintavételezési évben

A forgalom normál eloszlásának igazolása a későbbiekben lehetőséget nyújt a mintavételezési év eredményeinek kiterjesztéséhez különböző eloszlási paraméterű forgalmak esetére.

A csapadékmagasságok éves eloszlásának vizsgálatához a forgalom adatsorral azonos, órás időléptékű csapadék adatokra volt szükségünk. Mivel hosszabb időszakra csak napi adatok állnak rendelkezésre, a számításhoz Sali (2005) csapadék feldolgozását használtuk. A feldolgozás az OMSZ adatközlése alapján a csapadékoság szempontjából átlagos évek minősülő 2001-es év csapadék eseményeit tartalmazza (7-2. táblázat) órás összesítésben. A továbbiakban csak a burkolt útpályáról lefolyást okozó, 1 mm-nél nagyobb csapadékokat vettük figyelembe. Ilyen csapadék az év során összesen 146 órán át hullott.

7-2. táblázat: Az OMSZ által mért csapadékok tartóssága (Sali, 2005)

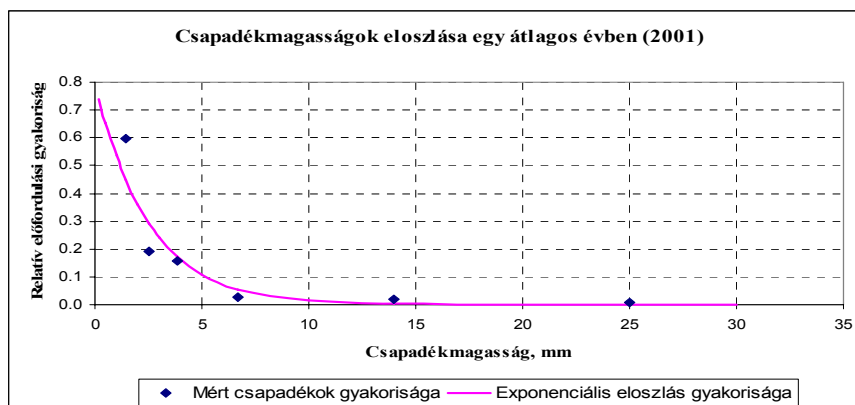
Hó	Csap. nap		0,1-0,5 mm/h		0,6-1,0 mm/h		1,1-2,0 mm/h		2,1-3,0 mm/h		3,1-5,0 mm/h		5,1-10,0 mm/h		10,1 mm/h felett		Össz. csap. mm
	db	h	mm	h	mm	h	mm	h	mm	h	mm	h	mm	h	mm	h	
I.	11	94	12,6	53	14,2	20	17,3	13	11,5	5	11	3	0	0	0	0	66,6
II.	6	13	2	8	0,7	1	5,9	4	0	0	0	0	0	0	0	0	8,6
III.	19	87	10,9	52	14,1	18	21,1	13	7,3	3	3,6	1	0	0	0	0	57,0
IV.	9	33	5,5	21	4,9	6	4,9	3	2,3	1	7,1	2	0	0	0	0	24,7
V.	9	18	3,3	11	0,8	1	3,2	2	7	3	5	1	0	0	0	0	19,3
VI.	11	54	7,4	26	3,4	4	17,7	12	17,1	6	18,6	5	0	0	15,8	1	80,0
VII.	12	55	8,4	30	3,7	5	14,3	10	7,4	3	15,5	4	6,2	1	31,1	2	86,6
VIII.	6	23	2,1	11	3,4	4	4	3	0	0	10,9	3	5,8	1	15,7	1	41,9
IX.	18	89	10	46	15,6	18	18,6	13	15,5	6	16,5	4	14,8	2	0	0	91,0
X.	4	16	2,5	13	0,6	1	2,2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	5,3
XI.	7	34	5,5	21	5	6	9,9	7	0	0	0	0	0	0	0	0	20,4
XII.*	10	23	5,6	12	4	5	7,5	5	3	1	0	0	0	0	0	0	20,1
<b>Össz.</b>	<b>122</b>	<b>539</b>	<b>75,8</b>	<b>304</b>	<b>70,4</b>	<b>89</b>	<b>126,6</b>	<b>87</b>	<b>71,1</b>	<b>28</b>	<b>88,2</b>	<b>23</b>	<b>26,8</b>	<b>4</b>	<b>62,6</b>	<b>4</b>	<b>521,5</b>

\* Becsült adatok

A hatékony csapadék összes időtartamával osztva az egyes csapadékmagasságok előfordulási időtartamát, azok empirikus előfordulási gyakoriságához jutunk. Az empirikus gyakoriságokra egy exponenciális görbét illesztettünk (7.5 ábra), amit a továbbiakban a csapadék eloszlásaként alkalmaztunk. Az eloszlásgörbe az alábbi egyenlettel írható le:

$$y = 0.8 * e^{(-0.4*H)}, \quad (7-2)$$

ahol H a csapadék magassága mm-ben.



7.5. ábra: Az átlagos csapadékos év hatékony csapadékainak eloszlása

#### 7.4.2 A forgalom és csapadék eloszlásainak függetlenség vizsgálata

Matematikailag egyszerű dolgunk lenne, ha a két eloszlás egymástól független, hiszen ekkor az együttes előfordulási valószínűség konvolúcióval számítható. A függetlenség vizsgálata azonban kimutatta, amit egyébként várni is lehetett: az eloszlások nem függetlenek. A forgalom csapadék-függősége gyakorlati megfontolások és a tapasztalat útján egyaránt belátható. A csapadék, intenzitásától függő változó mértékben a járművek haladási sebességének, és ezzel egy adott geometriájú útpálya forgalmának csökkenésével jár. A hatás szélső mértéke az extrém nagy csapadék idején leálló forgalomhoz köthető. Egyéb, közvetett hatások is beláthatók. Például a turisztikai célpontokhoz vezető utaknál a csapadékos idő az útrakelők számának jelentős csökkentésével hat ki a forgalomra.

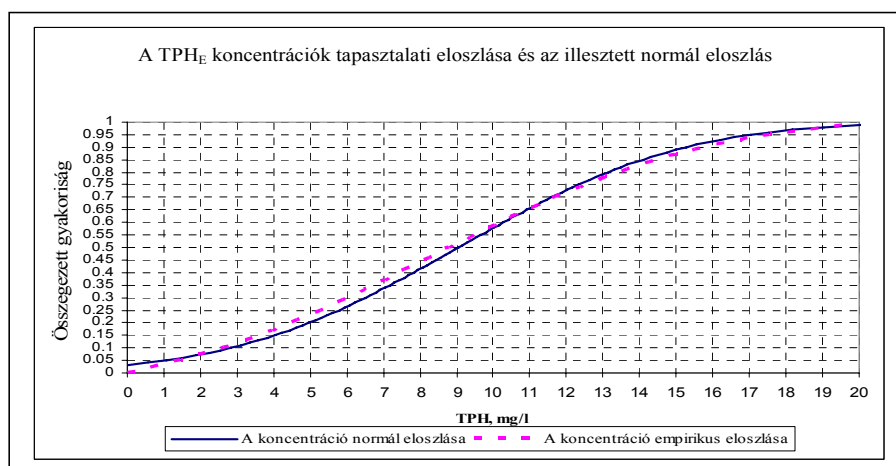
#### 7.4.3 A forgalom és a csapadék együttes, éves előfordulásának modellezése és az empirikus eloszlás meghatározása

Az éves, együttes előfordulási gyakoriság meghatározásához Monte Carlo szimulációt alkalmaztunk. A forgalom ugyan nem független a csapadéktól, de csapadék az útra jellemző bármely forgalom esetén előállhat. Az ilyen esetek statisztikailag értékelhető számú előfordulásához a forgalom valószínűségét véletlen szám generátorral állítottuk elő. Az eloszlási paraméterek ismeretében (várható érték 2046 ej/h, szórás 1023 ej/h) egy adott valószínűséghez a forgalom értéke számítható. Az előzőekből tudjuk, hogy az átlagos csapadékos év a hatékony csapadékok előfordulását tekintve 146 órából áll, amelyben a különböző csapadékmagasságok az empirikus eloszlásnak megfelelően különböző, de ismert arányokat képviselnek. Valamely programnyelven, esetünkben VisualBasic-ben könnyen szervezhető olyan ciklus, amelyben az egyes csapadékmagasságokat előfordulási óraszámuknak megfelelő számban párosítjuk a forgalom véletlen jelleggel előállított értékével. Így esetünkben a 7-3. táblázatbeli csapadékmagasságokat és előfordulási időtartamokat (azaz párosítási számokat) vettük figyelembe:

### 7-3. táblázat: Csapadékok előfordulási időtartama átlagos csapadéku évben

Csapadékmagasság, mm	1	2	3	5	7	10	15	20	30	Összesen
Előfordulás, h	89	24	13	9	5	3	1	1	1	146

Az összetartozó csapadékmagasság és forgalom adatokból az (1) regressziós egyenlet segítségével esemény átlag koncentrációkat számítottunk. A hozzáférhető MS Excel verzió 65535 elemből álló oszlopokat tud kezelni, amelybe 449 átlagos csapadékos év szimulációja fér bele. Így összességében 64386 szimulált TPH<sub>E</sub> értéket tudunk generálni, ami elegendően nagy szám az eloszlás meghatározásához. Az eloszlásvizsgálat szerint az éves TPH<sub>E</sub> értékek empirikus eloszlása, az F(TPH<sub>E</sub>) normál eloszlás a  $\chi^2$ -próba 95%-os konfidencia szintjén (7-6. ábra)



7-6. ábra: Az esemény átlag koncentrációk éves, empirikus eloszlása az M0 autópálya vizsgált szakaszán

A Monte Carlo szimuláció az eloszlás meghatározása mellett még egy fontos eredményre vezetett: az együttes előfordulások figyelembevételével olyan TPH<sub>E</sub> adathalmazt (és annak eloszlási paramétereit) kaptuk, mely az átlagos csapadékos évet jellemzi. Ezáltal az esemény átlag koncentráció (1) regressziós egyenlete helyett csak a forgalomtól függő kapcsolathoz jutottunk. A 7-7. ábrán bemutatott eloszlás a mérési program helyszínére jellemző állapotot mutatja. A

$$\text{TPH}_E = f(J), (\text{mg/l}) \quad (7-3)$$

alakú általános összefüggés a tervezési és hatósági engedélyezési gyakorlatban már egyszerűen alkalmazható. A függvény meghatározásával a 7.4.5 fejezetben foglalkozunk.

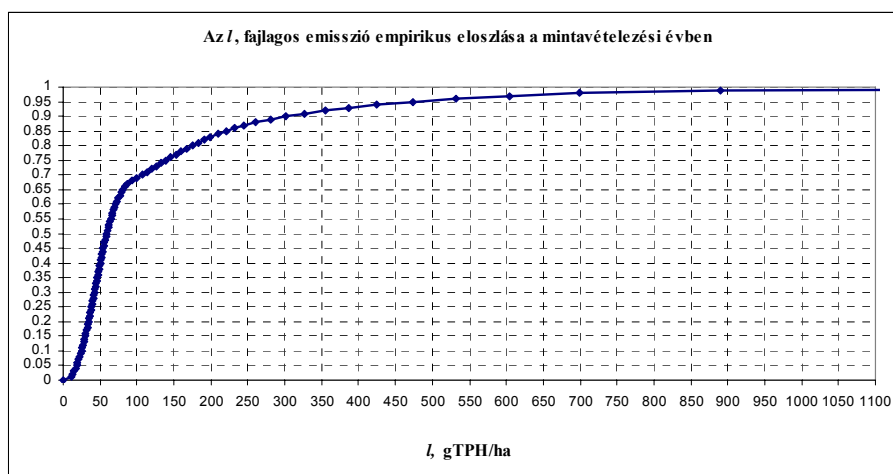
#### 7.4.4 Az $l$ (g/ha) fajlagos emisszió empirikus eloszlásának meghatározása a mintavételezési évre

Az egységnyi autópálya felületről származó, fajlagos TPH emisszió ( $l$ , g/ha) értékét a TPH<sub>E</sub> ismeretében egyszerűen meghatározhatjuk. Autópálya burkolatok esetében a gyakorlatban alkalmazott 0.5 mm nedvesítési és felszíni tározási veszteséget figyelembe véve, az egyes csapadékesemények során a burkolatról lemosódó TPH mennyisége hektáronként az alábbi:

$$l = \sum_{i=1}^n 10 * (H_i - 0.5) * \text{TPH}_{E,i}, (\text{g/ha}) \quad (7-4)$$

ahol  $H_i$  és  $\text{TPH}_{E,i}$  az  $i$ -edik összetartozó csapadékmagasság és esemény átlag koncentráció,  $n$  – az évente előforduló hatékony csapadékesemények száma

A számítás egyszerűen beilleszthető a  $TPH_E$  eloszlásvizsgálatánál ismertetett Monte Carlo szimulációs eljárásba. Ennek eredményeként a 7-7. ábrán bemutatott éves empirikus eloszlást kaptuk.



**7-7. ábra: A fajlagos TPH emisszió empirikus eloszlása az M0 autópálya vizsgált szakaszán**

Látható, hogy a fajlagos emisszió eloszlása nem követi a normál elosztást, ez a csapadék meghatározó szerepe miatt van (azaz a terhelés már inkább a csapadék eloszlását követi, mint a forgalomét). A mintavételezési évben az éves emisszió átlaga 126 gTPH/ha értékre adódott, míg a szabályozás szempontjából meghatározó 95%-os valószínűségű érték 474 gTPH/ha.

#### 7.4.5 Az eredmények kiterjesztése különböző eloszlási paraméterű forgalmakra, átlagos csapadékossgú év feltételezésével a $TPH_E$ és $L$ értékeinek meghatározásához

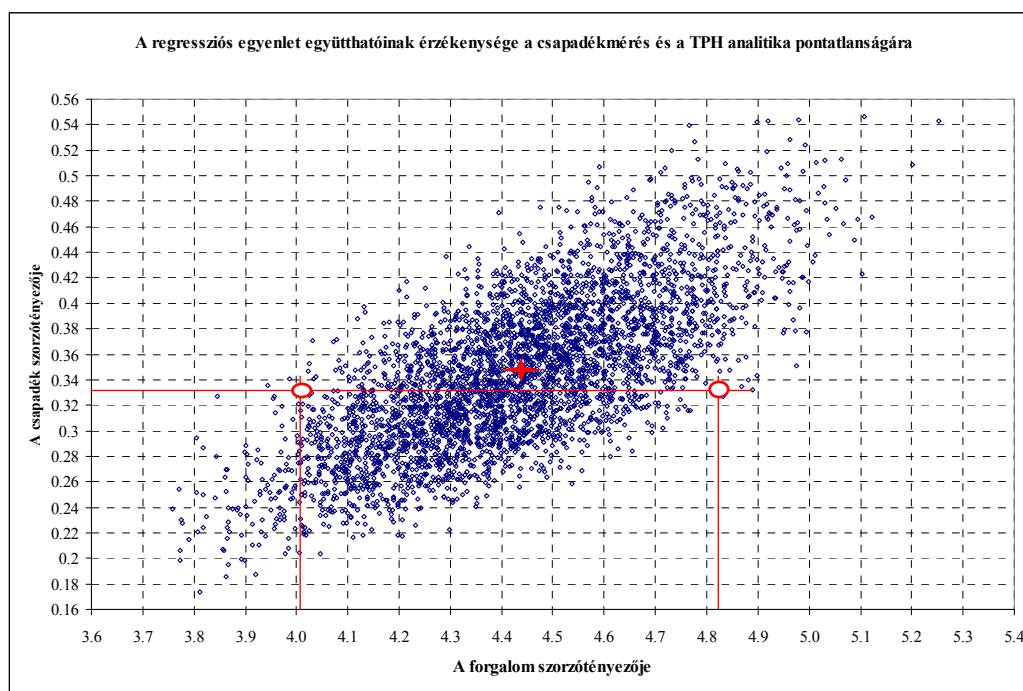
Ha feltételezzük, hogy a forgalom más útszakaszokon is normál eloszlást követ, általánosított összefüggést határozhatunk meg, mellyel az útszakasz forgalmának eloszlását jellemző paraméterek, és a  $TPH_E$  koncentrációk, illetve a fajlagos és éves fajlagos TPH emissziók várható értékének kapcsolata leírható. Ennek érdekében a hazai utakra jellemző tartományban felvettünk különböző várható értékkel és szórással jellemzett modell forgalmakat (7-4. táblázat).

**7-4. táblázat: Modell forgalmak eloszlási paramétere**

A forgalom várható értéke	A forgalom relatív szórása (szórás/várható érték)			
	0.25	0.5	0.67	0.75
ej/h	A forgalom szórása, ej/h			
500	125	250	333	375
1000	250	500	666	750
1500	375	750	999	1125
2000	500	1000	1332	1500
2500	625	1250	1664	1875
3000	750	1500	1997	2250

A kiterjesztés előtt érzékenység vizsgálatot végeztünk annak kimutatására, hogy a regressziós egyenlet együtthatóit a laboratóriumi analitika és a csapadékmérés hibája milyen mértékben

befolyásolja. A TPH meghatározás hibája  $\pm 25\%$ , a csapadékmérés  $\pm 15\%$ . A mért értékeket hibatartományukon belül Monte Carlo szimulációval változtattuk és minden esetre számítottuk az együttthatókat. Az eredményt a 7-8. ábrán mutatjuk be.



- ★ - A mérési eredményekből számított együttthatók értéke
- - Az eloszlás 5-95%-os (min/max) értékei

**7-8. ábra: A regressziós egyenlet együttthatóinak érzékenysége a csapadékmérés és a TPH analitika pontatlanságára**

Ezzel (7-1) egyenlet mellett két további, a TPH értékének alsó és felső becslésére szolgáló egyenletekhez jutottunk:

alsó becslés:

$$\text{TPH}_{E, \min} = 4.01 * E(J) - 0.334 * H, \text{ (mg/l)} \quad (7-2)$$

és felső becslés:

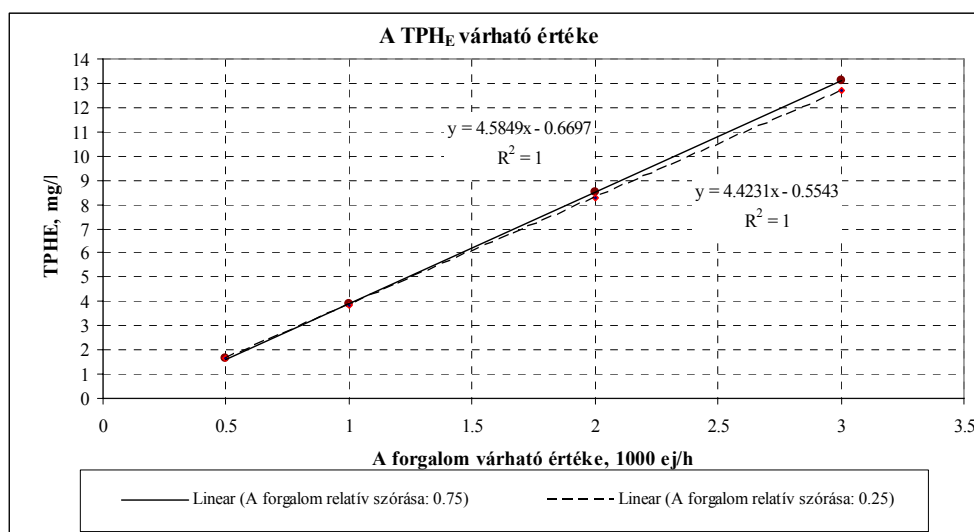
$$\text{TPH}_{E, \max} = 4.82 * E(J) - 0.335 * H, \text{ (mg/l)} \quad (7-3)$$

ahol:  $E(J)$  – a forgalom várható értéke (1000 ej/h) a lefolyás órájában, és  $H$  – a lefolyást kiváltó csapadék magassága, (mm).

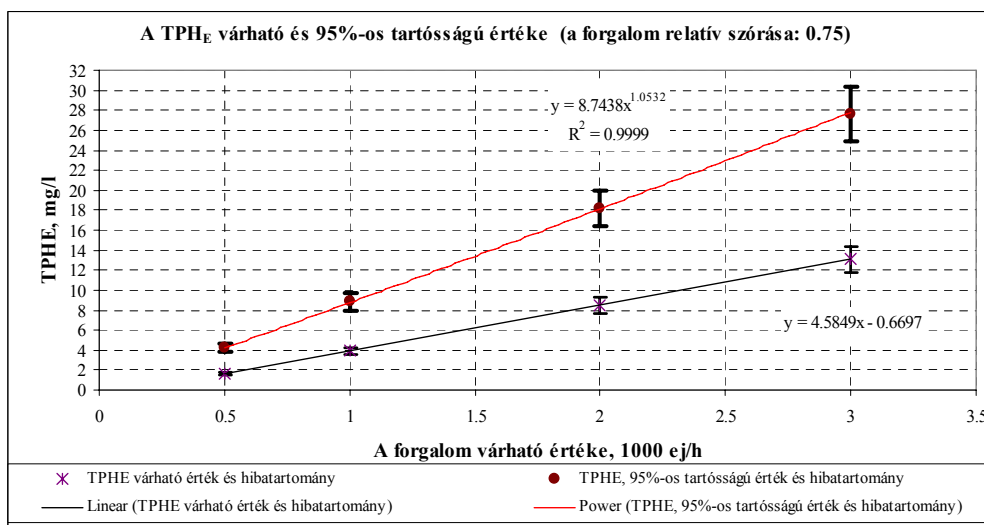
A további számítási eredmények ábrázolásánál a (7-2) és (7-3) egyenletekkel is elvégeztünk valamennyi számítást, és a kapott értékeket, mint hibatartományokat tüntetjük fel. A 7-4. táblázatban megadott forgalom jellemzők valamennyi összetartozó értékéhez előállítottuk a 7.4.3 pontban ismertetett Monte Carlo módszert alkalmazva a  $\text{TPH}_E$  koncentrációk  $F(\text{TPH}_E)$  eloszlását, és meghatároztuk annak várható értékeit. Ezután  $\text{TPH}_E$  várható értékeit az  $E(J)$  átlagos forgalom függvényében ábrázoltuk. Az eredmények bemutatásához két ábrát (7-9. és 7-11. ábrák) mutatunk be.

A 7-9. ábrából kitűnik, hogy a  $\text{TPH}_E$  éves, várható értékét a forgalom szórása csekély mértékben befolyásolja. A szórások két szélső értéke között a  $\text{TPH}_E$  értékeiben kevesebb, mint 8% eltérés adódik. Ezért a továbbiakban megengedhetőnek tartjuk, hogy a forgalom és a  $\text{TPH}_E$  várható értékei közötti kapcsolatban a forgalom relatív eloszlásának szórását elhanyagoljuk, azaz a kapcsolatot a négy relatív szóráshoz kapott  $\text{TPH}_E$  értékek átlagával

helyettesítsük. Értelemszerűen jelentőssé válik azonban a forgalom-eloszlás szórásának szerepe, ha a szabályozási szempontból fontosabb 95%-os tartósságú  $TPH_{E p95}$  koncentráció értékek meghatározására van szükségünk (7-10. és 7-11. ábrák).



7-9. ábra: A  $TPH_{E}$  éves, várható értékének változása az éves forgalom várható értékének ( $E(J)$ ) függvényében, különböző relatív szórások esetén



7-10. ábra: A  $TPH_{E 50}$  és 95%-os tartósságú értékei a forgalom várható értékének függvényében, (a forgalom relatív szórása 0.75)

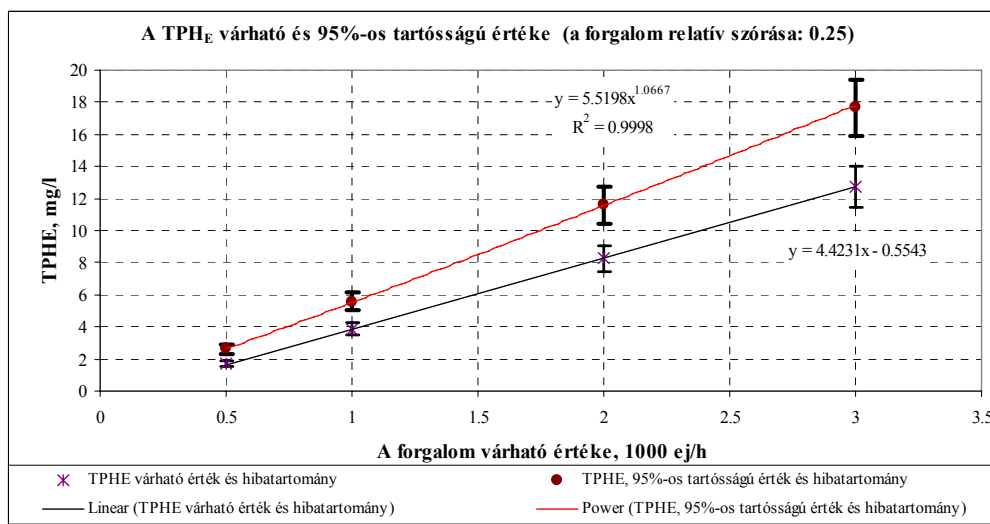
A számításokkal a várható értékre lineáris, míg a 95%-os tartósságú értékekre hatvány függvényt kaptunk, melyekkel a forgalom  $E(J)$  várható értékéből a  $TPH_{E p\%}$  valószínűségű koncentráció meghatározható :

$$TPH_{E p50\%} = a * E(J) - b, \quad (mg/l) \quad (7-5)$$

és 
$$TPH_{E p95\%} = c * E(J)^d \quad (mg/l) \quad (7-6)$$

$E(J)$  dimenziója 1000 ej/h. A 7-6. táblázatban megadtuk az (5) egyenlet mérési adatokból számított konstansainak értékeit, és a (7-5), (7-6) egyenletekkel számítható  $TPH_{E p50\%}$  és

$TPH_{E\ p95\%}$  értékek mérési hibákból származó hibatarományait. A (6) egyenlet esetében a forgalom 0.25-ös és 0.75-ös értékű relatív szórásához tartozó együtthatókat és a mérési hibatarományokat külön is ismertetjük. A  $TPH_{E}$  várható értékének ( $TPH_{E\ p50}$ ) számításánál a paramétereknek a forgalom szórásától való függésétől, annak csekély hatása miatt eltekintettünk (7-9. ábra).



**7-11. ábra: A  $TPH_{E\ 50}$  és 95%-os tartóssági értékei a forgalom várható értékének függvényében, (a forgalom relatív szórása 0.25)**

**7-5. táblázat: A (7-5) és (7-6) egyenletek konstansai**

	A $TPH_{E}$ várható értékére ( $TPH_{E\ p50}$ ) vonatkozó regressziós egyenlet együtthatói	
a	4.504	
b	0.612	
A $TPH_{E}$ várható értékének hibája: $\pm 10\%$		
	A $TPH_{E\ p95}$ (95%-os tartósság) értékére vonatkozó regressziós egyenlet együtthatói	
	A forgalom relatív szórása	
	0.75	0.25
	A regressziós egyenlet együtthatói	
c	8.7438	5.5198
d	1.0532	1.0667
A $TPH_{E\ p95}$ értékének hibája: $\pm 10.5\%$		

Kiemeljük, hogy amennyiben a forgalom relatív szórása az értékelt két szélső érték között helyezkedik el, a 95%-os valószínűségű koncentráció lineáris interpolációval határozható meg. A 7-9. – 7-11. ábrák, vagy a 7-5. táblázatban megadott paraméterek segítségével a tervező és a hatóság, az autópálya tervezési szakaszában, a tervezési forgalom ismeretében számítani tudja a lefolyás alifás szénhidrogén szennyezettségét. A számítás elfogadhatóságának feltétele a forgalom eloszlásának normális, vagy legalább 95%-os konfidencia szinten annak bizonyuló jellege. Üzemelő autópálya esetén, értelemszerűen, a mért forgalom paramétereit kell figyelembe venni. Mindezek érvényessége az átlagos csapadékoságú évre jellemző csapadékviszonyok (specifikációját lásd 7.4.1 fejezetben) fennállását feltételezi.

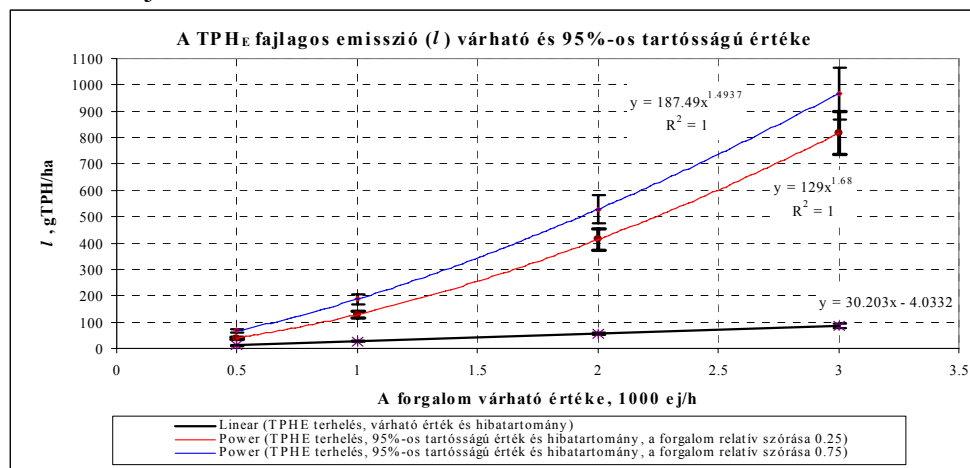
7.4.6 A mintavételezési év eredményeinek kiterjesztése különböző eloszlási paraméterű forgalmakra, átlagos csapadékosságú év feltételezésével az  $l$ , fajlagos, és  $L$  fajlagos, éves emissziók meghatározásához

Az emisszió számítás kiterjesztése a  $TPH_E$  meghatározásával azonos feltevésekkel történt. A figyelembe vett forgalom eloszlási típusok is megegyeznek a **Hiba! A hivatkozási forrás nem található.** táblázatban közölt modell forgalmakkal. Az  $l$ , (gTPH/ha) fajlagos emisszió várható és 95%-os értékének a forgalom várható értékétől való függését a 7-12. ábrán mutatjuk be. Az  $l$  várható értéke, a koncentrációhoz hasonlóan, csak néhány százalékkal tér el egymástól a forgalom relatív szórásának két szélső értékénél, ezért a továbbiakban elegendő azok átlagát figyelembe venni. A 95%-os tartósságú fajlagos emissziók függése a forgalomeloszlás szórásától azonban jelentős. Az egyenletek alakja a várható értékre lineáris, a 95%-os tartósságúakra pedig hatvány függvény:

$$l_{p50\%} = a * E(J) - b, \quad (\text{gTPH/ha}) \quad (7-7),$$

és 
$$l_{p95\%} = c * E(J)^d \quad (\text{gTPH/ha}) \quad (7-8).$$

$E(J)$  dimenziója 1000 ej/h. A függvényparamétereket, valamint a (7-7) és (7-8) egyenletekből számított  $l_{p50\%}$  és  $l_{p95\%}$  értékek mérési pontatlanságból származó hibatarományát a 7-6. táblázatban ismertetjük.



7-12. ábra: A fajlagos terhelés várható és 95%-os tartósságú értékei a forgalom várható értékének függvényében

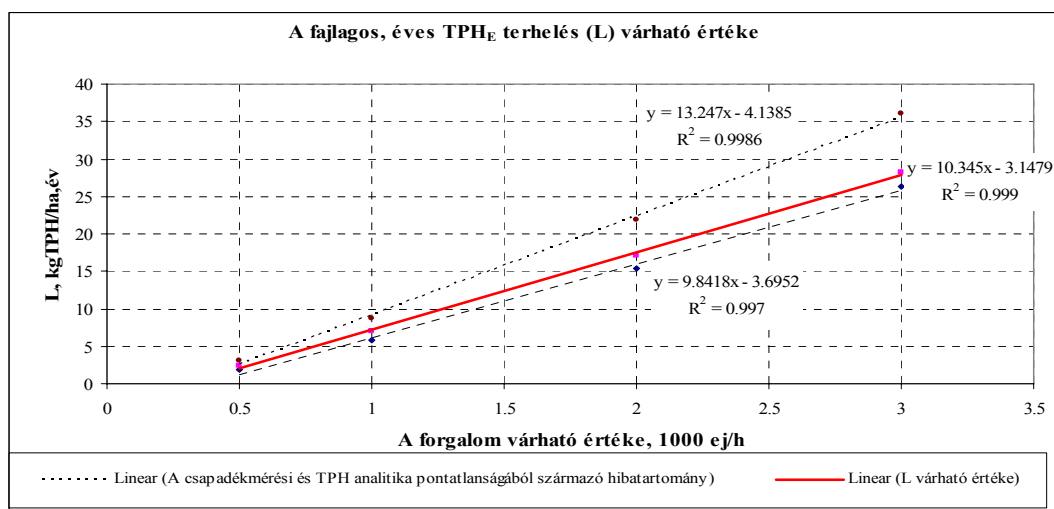
7-6. táblázat: A (7-7) és (7-8) egyenletek paraméterei és a számítási eredmények hibatarományja

	A fajlagos emisszió várható értékére ( $l_{p50\%}$ ) vonatkozó regressziós egyenlet együtthatói	
a	30.2203	
b	4.0332	
	$l_{p50\%}$ várható értékének hibája: $\pm 9.0\%$	
	A 95%-os tartósságú emisszióra ( $l_{p95\%}$ ) vonatkozó regressziós egyenlet együtthatói	
	A forgalom relatív szórása	
	0.75	0.25
	A regressziós egyenlet együtthatói	
c	187.49	129
d	1.4937	1.68
	$l_{p95\%}$ értékének hibája: $\pm 10.0\%$	

A fajlagos emisszió ismeretében számítható lett az egységnyi felületről lemosódó éves TPH mennyisége is, melynek várható értékét a forgalom várható értéke függvényében a 7-13. ábrán mutatjuk be. Ugyancsak ábrázoltuk a mérési hibák miatt jelentkező minimum és maximum értékek alakulását is. A forgalom hatását az éves, fajlagos emisszió esetében az alábbi hatványfüggvénnyel közelíthetjük, ahol  $E(J)$  dimenziója 1000 ej/h:

$$L_{p\%} = a \cdot E(J) - b, \quad (\text{kgTPH/ha,év}) \quad (7-9)$$

A 7-7. táblázatban összefoglaljuk a fajlagos, éves emisszió egyenleteinek együtthatóit



**7-13. ábra: Az  $L$ , (kgTPH/ha,év) fajlagos, éves emisszió átlagértékének változása a forgalom eloszlásának várható értéke ( $E(J)$ ) függvényében**

**7-7. táblázat: A (7-9) egyenlet együtthatói**

A fajlagos éves emisszió várható értékére ( $L_{p\%}$ ) vonatkozó regressziós egyenlet együtthatói	
a	10.345
b	3.1479
A mérési hibák okozta maximális becslés egyenletének együtthatói	
a	13.247
b	4.1385
A mérési hibák okozta minimális becslés egyenletének együtthatói	
a	9.8418
b	3.6952

Ezzel a mintavételezési helyre vonatkozó adatokból nyert információkat kiterjesztettük változó eloszlási paraméterekkel rendelkező forgalmi adatokra. A regressziós kapcsolatok lehetőséget nyújtanak arra, hogy átlagos csapadékoságú évet és a forgalom normális eloszlását feltételezve, várható emissziókat határozzunk meg a tervezési-engedélyezési szakaszban. Működő autópályák esetében pedig a forgalmi adatok összesítése és kiértékelése után, tetszőleges szakaszonként meghatározhatók az emissziók értékeit. Például egy 2\*2 sávú autópálya esetében, melynél 1 ha forgalmi felület  $\approx$  700 m-nyi autópályának felel meg

(a leállósávok értelemszerű figyelmen kívül hagyása esetén), a kilométerenkénti emisszió a fajlagos érték 1.4-szereseként határozható meg.

### **7.5 A vízminőségvédelmi célú tározó fajlagos térfogatának ( $V$ , $m^3/ha$ ) meghatározása**

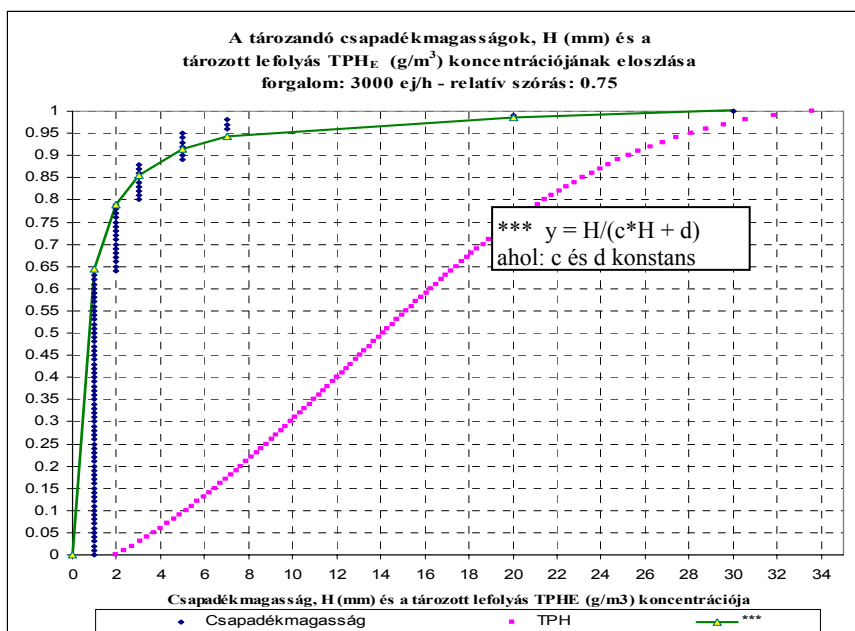
A környezetvédelmi hatóságok az autópályák okozta TPH szennyezés szabályozásánál azzal a problémával szembesülnek, hogy adott koncentráció határértékre vonatkozó előírásnak sem a betartása, sem az ellenőrizhetősége nem biztosítható. A lefolyást okozó csapadékok széles értéktartományon belül mozognak. A forgalom is változékony, következésképpen ezek együttes előfordulása a lefolyások tág tartományon belüli nagy változékonyságához vezet.

Joggal tehető fel a kérdés egy határérték előírása esetén, hogy azt milyen esetben kell betartani. Ha a válasz: bármely lefolyási esetben, akkor a tervező megoldhatatlan, de legalábbis határozatlan feladattal áll szemben, mert „bármely esetre” nem lehet tervezni. Ezért a keletkező műszaki megoldások, illetve azok beruházási és működtetési költségeinek környezeti hasznosulása bizonyosan csekély lesz a kényszerű szélső értékre való tervezés miatt. Összességében kimondható, hogy nagy valószínűséggel drága, rossz környezeti hatékonyságú és csekély mértékben kihasznált, tehát rossz műszaki-gazdasági megoldások keletkeznek.

A jelenség természetének, nagyfokú változékonyságának és véletlenszerű előfordulásának figyelmen kívül hagyása a szabályozásban az ellenőrzés oldaláról is megoldhatatlan feladat elé állítja a hatóságot, hiszen egy-egy mintavételezés esetén kapható pontminta információ-tartalma a mérési helyszín szennyező hatásáról lényegében semmit nem árul el. A jelenlegi és egyébként esetleges hatósági gyakorlat a fenti problémák mindegyikének jegyeit magán viseli, amikor az állandó szennyvízkibocsátásra érvényes TPH határértékeket pontosítás nélkül írja elő a tervező és/vagy az üzemeltető számára.

Az irodalmi áttekintésben (3. fejezet) összefoglaltuk a nemzetközi gyakorlatban alkalmazott vízminőségvédelmi megoldásokat, melyek döntő hányada valamilyen tározáshoz kapcsolódik. A tározásnak magának is van az ülepítéssel tisztító hatása, de legalább ilyen jelentős a hidraulikai és szennyezőanyag terhelés kiegyenlítési szerepe is, egyéb tisztítási technológiák esetében. Itt, kis leegyszerűsítéssel úgy fogalmazhatunk, hogy a csapadékvíz tisztítása tározást igényel. Ekkor azzal a feladattal állunk szemben, hogy meg kell határoznunk azt a térfogatot, amely képes valamennyi, a határértéket meghaladó koncentrációjú lefolyást befogadni. Műszaki-gazdasági szempontból ugyanis kulcsprobléma annak a legkisebb tározótérfogatnak az ismerete, amely a vízminőségvédelem szempontjából még megfelelő szennyezőanyag visszatartásra képes. Ezzel el is jutottunk a vízminőségvédelmi célú tározó szükséges térfogatának definíciójához: A vízminőségvédelmi célú tározó térfogata az a legkisebb, szükséges térfogat, amely elegendően nagy valamennyi, a határértéket meghaladó koncentrációjú lefolyás befogadásához. Esetünkben az ilyen tározó a TPH szennyezettségre vonatkozó feltételeket teljesíti. Ennek a térfogatnak a meghatározása csak a forgalom és a csapadék statisztikai jellemzőinek ismeretében lehetséges, felhasználva az előzőekben bemutatott eredményeket.

Ennek érdekében, a már ismertett Monte Carlo szimulációval leválogattuk forgalmi eloszlásonként azokat a csapadékokat, amelyeknél a lefolyás  $TPH_E$  értéke az előírt határértéket meghaladja. Az értékelésben a 2, 3, 5 és 10 mg TPH/l határértékeket vettük számításba. Példaként a 7-14. ábrán bemutatjuk a 3000 ej/h átlagos forgalmú, 0.75-ös relatív szórású és 2 mgTPH/l határértékre kapott eredményt.



**7-14. ábra: A tározandó csapadékmagasság és a tározott lefolyások koncentrációjának eloszlása TPH<sub>E</sub> = 2 mg/l-es határérték esetén**

Az ábrából látható, hogy például a 95%-os tartóssághoz elegendő 8.9 mm-nyi csapadékmagasságból származó lefolyás tározása. Ugyancsak látható, hogy a betározott lefolyások 95%-os tartóssággal 3.5 mgTPH/l-nél nagyobb koncentrációjúak. Valószínűségi változó esetében a szabályozási értékhez annak előfordulási valószínűségét is meg kell adni.

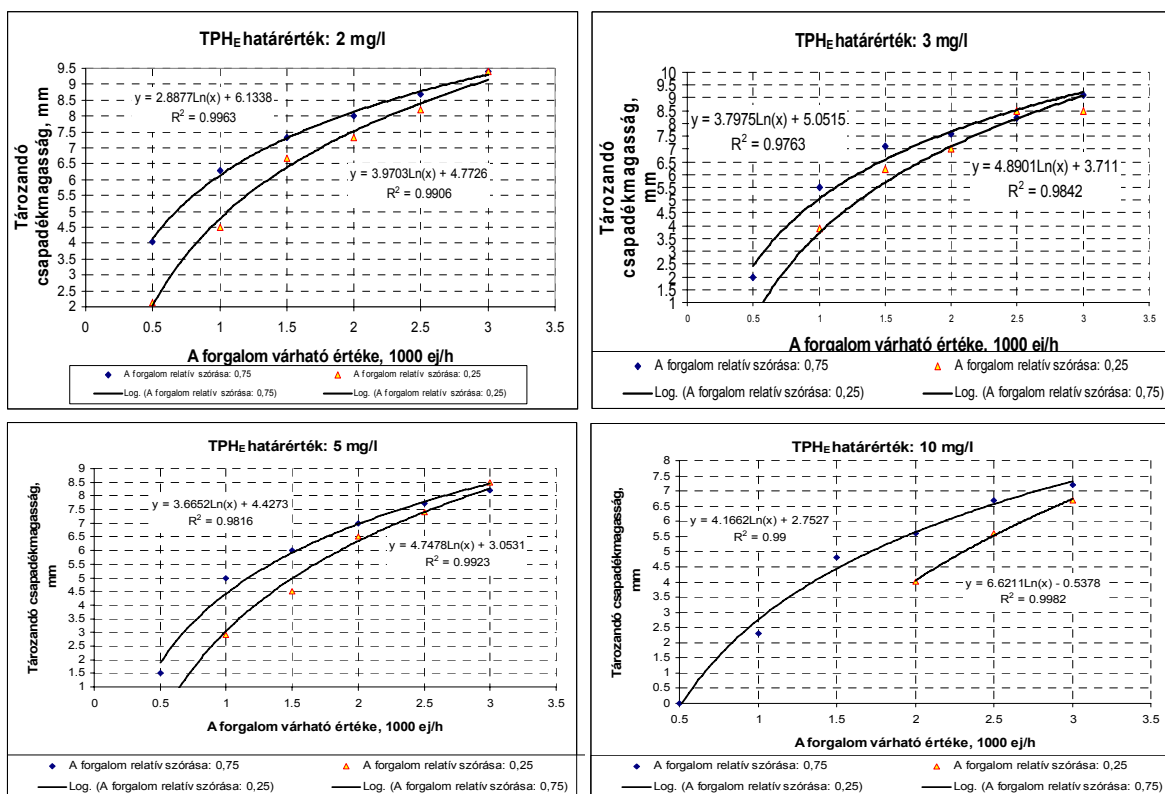
A gyakorlatban ez általában a 95%-os biztonságnak megfelelő szintet jelenti. Annak érdekében, hogy a kritikus csapadékok magassági tartományonként ismert eloszlásából a 95%-os tartóssághoz tartozó értéket meg tudjuk határozni, függvényt illesztettünk a tározandó csapadékok empirikus eloszlására:

$$y = H/(cH+d) \quad (7-7)$$

A függvény alakjának megválasztásánál azt vettük figyelembe, hogy teljesüljön a  $H=0, y=0$ , és a görbe lefutása a csapadék gyakoriságokra illeszhető legyen úgy, hogy  $H_{\max}$ -nál  $y=1$  (7-15. ábra). A függvény  $c$  és  $d$  paramétereit linearizálás után, a regressziós kapcsolatoknál szokásos módszerrel határoztuk meg. A számított értékekre a forgalom várható értékeinek  $/E(J)/$  logaritmusát véve, lineáris regressziós kapcsolatot nyertünk  $/E(J), 1000 \text{ ej/h}$ :

$$H = a \ln(E(J)) + b, \text{ (mm)} \quad (7-8)$$

A tározandó csapadékmagasságok ismeretében a szükséges fajlagos tározótérfogatokat már egyszerűen számíthatjuk, figyelembe véve, hogy 1 mm csapadék 1 hektáron  $10\text{m}^3$  térfogatot jelent, amiből a felületi nedvesítési és tározódási veszteség ( $0.5 \text{ mm} = 5 \text{ m}^3$ ) levonásával a tározótérfogathoz jutunk. A számításokat valamennyi (összesen 96 db) összetartozó forgalom-eloszlási és határérték paraméter kombinációjára elvégezve, a 7-15. ábrán a tározandó csapadékmagasságok, a 7-16. ábrán pedig a tározótérfogatok láthatók. A 7-8. táblázatban megadjuk (7-8) egyenlet paramétereit a tározandó csapadékmagasságra.



**7-15. ábra: A tározandó csapadékmagasságok a szabályozási határérték 95%-os valószínűségű betartásához a forgalom eloszlási paramétereinek függvényében**

**7-8. táblázat: A (7-8) egyenlet paramétere**

A túlfolyás megengedett TPH <sub>E</sub> határértéke, mg/l	a		b	
	S=0.25	S=0.75	S=0.25	S=0.75
2	3.9703	2.8877	4.7726	6.1338
3	4.8901	3.7975	3.711	5.0515
5	4.7478	3.6652	3.0531	4.4273
10	6.6211	4.1662	-0.5378	2.7527

S – a forgalom relatív szórása = (a forgalom szórása)/(a forgalom várható értéke)

A tározandó csapadékmagasság ismeretében már egyszerűen átszámítható a fajlagos térfogatigény, tekintettel arra, hogy 1 mm hatékony csapadék 1 ha felületről lefolyva 10 m<sup>3</sup> térfogatot tölt ki. Figyelembe véve a 0.5 nedvesítési veszteséget, a tározótérfogat köbméterben a csapadék 9.5-szerese lesz. A tározási egyenletben E(J), 1000 ej/h:

$$V = a \ln(E(J)) + b, \text{ (m}^3/\text{ha)} \quad (7-9)$$

(7-9) együtthatóit a 7-9. táblázat tartalmazza.

**7-9. táblázat: A (7-9) egyenlet paramétere**

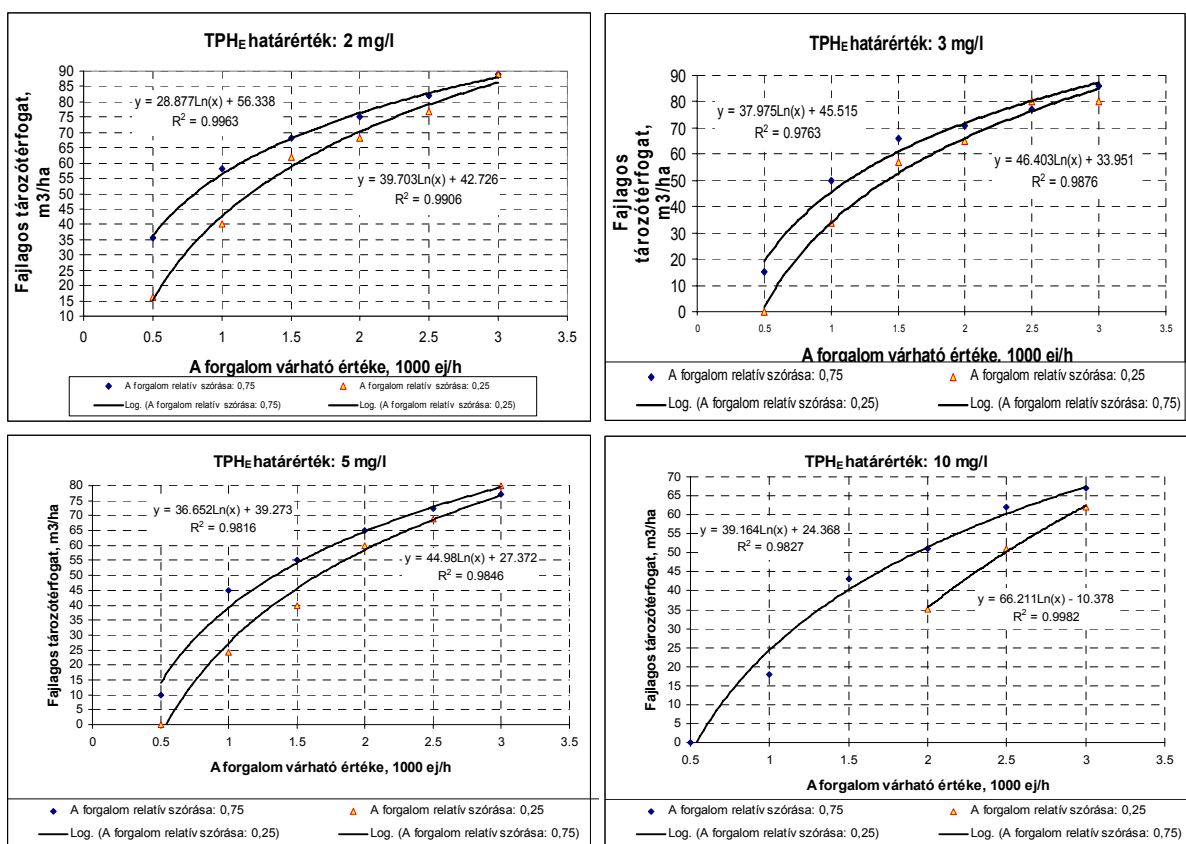
A túlfolyás megengedett TPH <sub>E</sub> határértéke, mg/l	a		b	
	S=0.25	S=0.75	S=0.25	S=0.75
2	39.703	28.877	42.726	56.338
3	46.403	37.975	33.951	45.515
5	44.980	36.652	27.372	39.273
10	66.211	39.164	-10.378	24.368

S – a forgalom relatív szórása = (a forgalom szórása)/(a forgalom várható értéke)

A 7-16. és 7-17. ábrák már elegendőek a hatáságnak a szabályozási értékek előírásához és elegendőek a tervezőnek ahhoz, hogy a hatásági előíráshoz megfelelő műszaki tervet készítsen. Az ezek alapján létesített tározó, átlagos csapadékoságú évben képes az előírások betarthatóságát 95%-os előfordulási valószínűséggel biztosítani.

Ha a terv műszaki tartalma például egy szikkasztó-szűrő tározó, a vízminőségvédelmi szempontból szükséges minimális térfogat az elvezetésbe bevont autópálya szakasz felületének ismeretében számítható.

Kiemeljük, hogy ez az a szükséges minimális térfogat, amelyet a vízminőségvédelem érdekében kell beépíteni. Nem helyettesíti azonban a létesítendő tározó vízforgalmának elemzését, melynél a térség párolgási és beszivárgási jellemzőit is értékelni kell és ha utóbbi nagyobb térfogatot igényel, azt kell figyelembe venni.



**7-16. ábra: Vízminőségvédelmi célú fajlagos tározótérfogatok a szabályozási határérték 95%-os valószínűséggel betartásához a forgalom eloszlási paramétereinek függvényében**

## 8. Az eredmények tézisszerű összefoglalása

### 1. Tézis

Autópálya lefolyás mintázásával kimutattam, hogy a folyamatos közlekedésre szolgáló útpályákról, a balesetmentes forgalom során lefolyó csapadékvízben a TPH néhány mikron méretű részecskék közé zárva, 10-100 µm méretű agglomerátumokban helyezkedik el. A lefolyás olajtartalma ezért nem alkot a csapadékvízzel emulziót („olaj a vízben” típusú emulziót). Az olaj ilyen elhelyezkedése két lényeges következménnyel jár:

- (i) A burkolathoz tapadó agglomerátumok leválasztására az esőcseppek és a felszíni lefolyás energiája nem elegendő. A mozgó járművek kerekei és a burkolat közötti vízfilmben kialakuló nagy áramlási sebességű víz energiája azonban képes a szennyezők leválasztására az útburkolatról és azt a járművek körül kialakuló permet formájában a felszíni lefolyásba juttatni. Ezért a csapadék idején zajló forgalom mértéke a TPH szennyezettség meghatározó tényezőjének tekinthető.
- (ii) A lefolyás alifás szénhidrogén tartalmának eltávolítására az oleofil adszorbensek alkalmazásai és a koaleszcencia elvén alapuló berendezések csak alacsony hatásfokkal képesek.

*Publikáció: [1,6]*

### 2. Tézis

A lefolyások PAH tartalmának forrásvizsgálatával, a különböző molekulásúlyú PAH-féleségek előfordulási arányainak meghatározásával kimutattam, hogy a PAH meghatározó hányada égési folyamatból keletkezik, és a gépjárművek kipufogó gázainak korom tartalmához köthető. Az egyéb PAH források (légműködés, gumiköpeny és aszfalt morzsalék, illetve a kiszóródó kenőolajok) szerepe elhanyagolható.

*Publikáció: [1,6]*

### 3. Tézis

A közlekedési eredetű, felszíni és felszín alatti vizek szennyezés elleni védelmére a gyakorlatban hatékonyan alkalmazhatók a szikkasztó, szűrő tározók. Az állítást valós autópálya lefolyás mintákkal végzett laboratóriumi kísérletekkel támasztottam alá, melyek során kimutattam, hogy:

- ❖ Előülepítéssel kombinált homokszűrővel 90% fölötti TPH és PAH eltávolítási hatékonyság érhető el. A visszatartás a tározófenéken kialakított szűrőréteg felső 2-5 cm vastag rétegében végbemegy. E felső réteg kolmatálódási sebessége határozza meg a rétegcseré gyakoriságát
- ❖ Az oleofil perlit töltetnek a pelyhes szerkezetbe zárt alifás szénhidrogének eltávolításában alapvetően nem az oleofil tulajdonsága, hanem a szemcsés szűrőközeg jellege játszik szerepet.
- ❖ Az önállóan alkalmazott ülepítés TPH leválasztása kisebb a lebegőanyagénál, mert az elsősorban a finomabb, kvázi kolloidális méretű szemcsék felületéhez adszorbeálódik.

*Publikáció: [3,7]*

### 4. Tézis

Igazoltam, hogy a forgalommérési adatsorok (egységjármű/óra) hiányzó adatai numerikus adatokból fuzzy szabályrendszert előállító, az ismert adatokkal tanítható fuzzy leképező

algoritmus alkalmazásával pótolhatók. Az eljárást sikeresen alkalmaztam az M0 autópálya diósi mérőállomás hiányos forgalmi adatsorának kiegészítésére. A módszerrel pótolta adatsor(ok) dinamikája jó egyezést mutat a mért adatsoréval. Az eljárás legfontosabb tulajdonsága, hogy a hiányzó forgalmi értékek pótlásával a teljes adatsor eloszlási paraméterei, a várható érték és a szórás nem torzul. Következésképp a forgalom eloszlásjellemzőitől függő, számított esemény átlagkoncentrációk és TPH emissziók eloszlása sem módosul. Ezért a kiegészített adatsor a vízminőségvédelmi tározó térfogatának, az értekezésben bemutatott módszeréhez alkalmazható.

*Publikáció: [2]*

### 5. Tézis

Számítási eljárást dolgoztam ki a forgalom eloszlási paramétereitől függő esemény átlagkoncentráció ( $TPH_E$ , mgTPH/l), a fajlagos TPH terhelés ( $l$ , gTPH/ha) éves eloszlásának  $F(TPH_E)$  és  $F(l)$ , valamint a fajlagos, éves TPH emisszió várható értékének ( $L$ , kgTPH/ha,év) meghatározására, átlagos hazai csapadékosságú év feltételezésével. Az eredmények lehetővé teszik, hogy a tervező meghatározza a várható emissziót és ennek ismeretében a hatóság mérlegelje a várható környezeti hatást. Az eljárás alapja az a kétváltozós lineáris regressziós egyenlet, melyet autópálya lefolyások mintázásával a csapadék idején zajló forgalom és a csapadékmagassága figyelembevételével, a lefolyás átlagkoncentrációjára határoztam meg:  $TPH_E = f(\text{forgalom várható értéke } E(J), \text{ ej/h/}, \text{ és a csapadékmagasság, } H, \text{ mm/})$ . Kimutattam, hogy az adott autópálya szakasz normális eloszlású éves forgalma és az átlagos csapadékosságú évben a csapadékmagasságok exponenciális eloszlása nem független egymástól. Ezért az együttes előfordulási valószínűséget Monte Carlo szimulációval állítottam elő. Ezekkel a feltételekkel az  $F(TPH_E)$  értékeit a hazai forgalomintenzitási tartományokra kiterjesztettem. Megadtam a  $TPH_E$  várható és a 95%-os tartósságú értékeinek számítására vonatkozó módszert. Hasonló eljáráson alapulva dolgoztam ki a fajlagos emissziók nomogramjait is.

*Publikáció: [3,7,8]*

### 6. Tézis

A forgalom és a csapadék statisztikai jellemzőinek ismeretében számítási módszert dolgoztam ki annak a legkisebb, vízminőség védelmi célú tározó térfogatnak a meghatározásához, amely valamennyi, adott  $TPH_E$  határértéket meghaladó koncentrációjú lefolyás befogadásához elegendő. Tervezési nomogramokat készítettem, melyeken a TPH = 2, 3, 5 és 10 mg/l-es (feltételezett) szabályozási határérték 95%-os biztonsággal történő betartásához szükséges fajlagos tározótérfogatokat a forgalom eloszlási paramétereinek függvényében leolvashatók.

*Publikáció: [3,7,8]*

## Felhasznált irodalom

1. Abu-Allaban, M., Gillies, J.A., Gertler, A.W., Clayton, R., Profitt, D.: Tailpipe, resuspended road dust, and brake-wear emission factors from on-road vehicles. *Atmospheric Environment* Vol. 37. Issue 37 2003. pp 5283-5293
2. Achleitner, S, Engelhard C., Stegner U., and Rauch, W. : Local infiltration devices at parking sites – Experimental assessment of temporal changes on hydraulic and contaminant removal capacity. *Water Science & Technology* Vol 55 No 4 pp 193-200 IWA Publishing 2007.
3. Aryal, R.K., Furumai, H., Nakajima, F., Boller, M. (2006) Characteristics of particle-associated PAHs in first flush of a highway runoff. *Water Science & Technology* Vol 53 No 2 pp 245-251. 2006
4. Aryal, R.K., Jinadasa, H.K.P.K., Furumai, H., Nalajima, F. (2005) A long-term suspended solids runoff simulation in a highway drainage system. *Water Science & Technology* Vol 52 No 5 pp 159-167. 2005
5. Azimi S, Rocher V, Muller M, Moilleron R, Thevenot D.R.: Sources, distribution and variability of hydrocarbons in atmospheric deposition in an urban area (Paris, France). *Sci. Total Environ.* 2005. Jan. 337(1-3) 223-39.
6. Barbosa, A.E., Fernandes, J.N. (2009) Assessment of treatment systems for highway runoff pollution control in Portugal. *Water Science & Technology – WST /59.9/ 2009* pp 1733-1742. 2009
7. Barrett, M.E., Zuber, E.R., Collins, J.F., Malina, R., Charbeneau, and Ward, G.H.: A Review and Evaluation of Literature Pertaining to the Quantity and Control of Pollution from Highway Runoff and Construction. The University of Texas at Austin, Center for Research in Water Resources, Technical Report 239, 1995.
8. Barret, M., E., Irish, Jr., Malina, L.B., Charbeneau, R.J. (1998) Characterization of highway runoff in Austin, Texas area. *J. Environ. Eng.* 124(2), pp 131-137) 1998.
9. Bent, G.C., Gray, J.R., Smith, K.P., Glysson, G.D.: A synopsis of technical issues for monitoring sediment in highway and urban runoff. Manuscript, pp. 113-160
10. Berbee, R., Vermij P. and van de Laak, W.J.: Policy development for the reduction of pollution caused by traffic experiences from The Netherlands. *Water Science and Technology* Vol 49 No 3 pp 183-188 IWA 2004
11. Bertilsson, S., Widenfalk, A. (2002) Photochemical degradation of PAHs in fresh waters and their bimpact on bacterial growth – influence of water chemistry. *Kluwer Academic Publishers, Hydrobiologia* 469, pp 23-32.
12. Bertrand-Krajewski J, Chebbo G, Saget A. (1998). Distribution of pollutant mass vs volume in stormwater discharges and the first flush phenomenon. *Watetr Res.* 32: 2341-2356.
13. Boom A, Marsalek J.: Accumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in an urban snowpack. *Sci. Total Env.* 1988. Aug. 74, 133-48.
14. Boonyatumanond R, Murakami M, Wattayakorn G, Togo A, Takada H.: Sources of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in street dust in tropical Asian mega-city, Bangkok, Thailand. *Sci. Total Environ.* 2007. Oct. 384(1-3), 420-32.

15. Boonyatumanond R, Wattayakorn G, Togo A, Takada H.: Distribution and origins of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in riverine, estuarine and marine sediments in Thailand. *Mar. Poll. Bull.* 2006. Aug. 52(8) 942-56.
16. Bouchez, M., Blanchet, D., Vandecasteele, J-P. (2004), Degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons by pure strains and by defined strain associations: inhibition phenomena and cometabolism, *Appl. Microbiology Technology*, Vol. 43. No. 1. pp 156-164
17. Bris FJ, Garnaud S, Apperry N, Gonzalez A, Mouchel J.M, Chebbo G, Thévenot D.R.: A street deposit sampling method for metal and hydrocarbon contamination assessment. *Sci. Total Env.* 1999. Sep. 235(1-3) , 211-20.
18. Brodie I.M. : Prediction of stormwater particle loads from impervious surfaces based on a rainfall detachment index. *Water Science and Technology* Vol 55 No 4 pp 49-56 IWA 2007
19. Brown J.N, Peake B.M.: Sources of heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons in urban stormwater runoff. *Sci. Total Environ.* 2006. Apr. 359(1-3) 145-55.
20. Budai, P. (2006) Nem ponszerű szennyezés városi környezetben. Diplomamunka, BME Vízi Közmű és Környezetmérnöki Tanszék..
21. Budai, P. (2008). TPH eltávolítási kísérlet koaleszcenz szűrővel. Kézirat, Budapest
22. Burton, G.A., Pitt, R. E.: *Stormwater Effects Handbook*, LEWIS Publisher, London, pp. 911., 2001
23. Buzás, K., Somlyódy, L. (1994): A közúti közlekedés hatása a vízminőségre. Kézirat, BME, Budapest.
24. Buzás, K., L. Somlyódy: Impacts of Road Traffic on Water Quality. *Periodica Polytechnica Civil. Eng.* 1997, Vol. 41. No. 2, pp. 95-107.
25. Buzás, K. (2001). Use of fuzzy method to estimate river nutrient loads from scarce observations, *Water Science and Technology*, Vol. 43, No. 7, pp. 279-286.
26. Buzás, K., A. Clement: A Balatonba torkolló vízfolyások által közvetített, települési eredetű diffúz tápanyagterhelés meghatározása, Mahunka S, Banczerowski J (szerk): *A Balaton kutatásának 2003. évi eredményei*. MTA, Budapest, 2004., ISSN 1419-1075, pp. 108-116.
27. Buzás, K., P. Budai (2007). Laboratóriumi, szűrési kísérlet az autópályákról lefolyó csapadékvízben található TPH, nehézfémek és PAH visszatartásának meghatározására. Kézirat, Budapest.
28. Buzás, K., P. Budai (2007). Autópályákról lefolyó víz szennyeződésének vizsgálata. Zárójelentés, Kézirat, Budapest.
29. Buzás, K., P. Budai, A. Clement (2008): Contamination and treatment of highway runoff. *Pollack Periodica*, Vol. 3, No. 3, pp. 79–89.
30. Chung K.W, Sanger D.M: An evaluation of polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) runoff from highways into estuarine wetlands of South Carolina. *Arch. Environ. Contm. Toxicology*, 2005. Oct. 49(3) 362-70.

31. Cornelissen G, Pettersen A, Nesse E, Eek E, Helland A, Breedveld G.D.: The contribution of urban runoff to organic contaminant levels in harbour sediments near two Norwegian cities. *Mar. Poll. Bull.* 2008. Jan. 28
32. Crabtree, B., Dempsey, P., Johnson, I., Whitehead, M.: The development of risk-based approach to managing the ecological impact of pollutants in highway runoff.
33. Crépineau C, Rychen G, Feidt C, Le Roux Y, Lichtfouse E, Laurent F.: Contamination of pastures by polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the vicinity of a highway. *J. of Agr. Food Chem.* 2003 Jul. 51(16) 4841-5.
34. Debo, T.N., Reese, A.J.: *Municipal Stormwater Management*, LEWIS Publishers, 2nd Edition, London, pp. 1141. 2003.
35. Deletic, A. (1998). The first flush load of urban surface runoff. *Wat. Sci. Tech.* 32(8): 2462-2470.
36. Dierkes, C. and Geiger, W.F.: Pollution retention capabilities of roadside soils. *Water Science & Technology* Vol 39 No 2 pp 201-208, 1999 IAWQ
37. Dierkes, C.: Decontaminating effects of soil-passages for the infiltration of highway runoff., Manuscript, financed by the Bundesanstalt für Strassenwesen (BASt), 1998
38. Doong R.A, Lin Y.T.: Characterization and distribution of polycyclic aromatic hydrocarbon contaminations in surface sediment and water from Gao-ping River, Taiwan. *Water. Res.* 2004. Apr. 38(7) 1733-44.
39. Driscoll ED, Shelley PE, Strecker EW. (1990). Pollutant loading and impacts from stormwater runoff. Analytical investigation and research report, Vol. III. FHWA-RD-88-008. Federal Highway Administration, USA.
40. Duckstein, L. and Bogardi, I. (1991). Reliability with fuzzy elements in water quantity and quality problems. *Wat. Res. Eng. Risk Assessment*. NATO ASI Series, G29, Springer-Verlag, Heilderberg, pp. 231-254.
41. Ellis J.B., Rewitt D.M., Shutes R.B.E., Langley J.M.: The performance of vegetated biofilters for highway runoff control. *Science of the Total Environment*, Vol. 146-147 pp.:543-550.
42. Ellis, J.B. and Rowlands, E.G.: Highway filter drain waste arisings: a challenge for urban source control management? *Water Sci Technol.* 56(10):125-31.
43. Ellis J.B., Rewitt D.M.: Defining urban diffuse pollution loadings and receiving water hazard. *Water Science and Technology –WST 57-11- 2008.* pp 1817- 1823
44. Field, R., Heaney, J.P., Pitt, R.: *Innovative Urban Wet-Weather Flow Management Systems*, Technomic Publ. CO., Inc. Lancaster-Basel, pp.535, 2000.
45. Finta, A., Party, M., Rékert T., Buzás, K. (2006): Autópályáról lefolyó csapadékvíz szennyeződése. Diplomamunka. BME Áramlástan Tanszék.
46. Gayer, J., Ligetvári, F. (2006): Települési vízgazdálkodás, csapadékvíz-elhelyezés. VITUKI Kht, 2006. p179.
47. Göbel, P., Zimmermann, J., Klinger, Ch., Stubbe, H., Coldewey, W.: Recommended urban stormwater water infiltration devices for different types of run-off under varying hydrogeological conditions. *J. Soils Sediments.* 8:231-238 DOI 10.1007/s 11368-008-0020-6.

48. Guieysse, B., Viklund, G. (2005) Sequential UV-biological degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons in two-phases partitioning bioreactors, *Chemosphere*, 59 (2005) pp 369-376
49. Guieysse, B., Viklund, G., Toes, A-Ch., Mattiasson, B. (2004) Combined UV-biological degradation of PAHs. *Chemosphere* 55 (2004) pp 1493-1499
50. Gupta, K., Saul, A.J. (1996) Specific relationship for the first flush load in combined sewer flows. *Water Resources*. 30(5), pp 1244-1252.
51. Hahn, H.H. (1990): Niederschlagsbedingte Schmutzstoffbelastung der Gewässer - Beitrag der verschiedenen Belastungspunkte und der möglichen Schadstoffgruppen erneut unter die Lupe genommen; Universität Karlsruhe, Institut für Siedlungswasserwirtschaft, 1990.
52. Hares R.J., Ward N.I.: Comparison of the heavy metal content of motorway stormwater following discharge into wet biofiltration and dry detention ponds along the London Orbital (M25) motorway. *Science of the Total Environment*, 235 (1999), pp.:169-178.
53. Hautala E.L, Rekila R, Tarhanen J, Ruuskanen J.: Deposition of motor vehicle emissions and winter maintenance along roadside assessed by snow analyses. *Environ. Poll.* 1995. 87(1), 45-49.
54. Honti (2005). *Meteo 1.0 User Manual*, Kéyirat
55. Hydrologic Engineering Center (1977). *Storage, Treatment, Overflow, Runoff Model, STORM. User's Manual*. Generalized Computer program 723-S8-L7520, Corps of Engineering, Davis, CA.
56. Hwang H.M, Foster G.D.: Characterization of polycyclic aromatic hydrocarbons in urban stormwater runoff flowing into the tidal Anacostia River, Washington DC, USA. *Environ. Poll.* 2006. Apr. 140(3) 416-26.
57. Irish J.L.B, Barrett, M.E., Malina, J.J.F, Charbenau, R.J. (1998). Use of regression models for analyzing highway storm-water loads. *J. Environ Eng.* 124:987-993.
58. Jacobsen, T.H., Johansen, N.B., Yousef, Y.A.: Treatment systems for urban and highway run-off in Denmark. *Science of the Total Environment*, 147-147 (1994), pp.:499.506.
59. Johnsen A.R, De Liphay J.R, Reichenberg F, Sorensen S.J. Andersen O, Christensen P, Binderup M.L, Jacobsen C.S.: Biodegradation, bioaccessibility and genotoxicity of diffuse polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) pollution at a motorway site. *Environ. Sci. Techn.* 2006. May 40(10) 3293-8.
60. Kamalakkannan R, Zettel V, Goubatchev A, Stead-Dexter K, Ward N.I: Chemical (polycyclic aromatic hydrocarbon and heavy metal) levels in contaminated stormwater and sediments from motorway dry detention pond drainage system. *Journ. of Environ. Monitoring*, 2004 Mar. 6(3) 175-81.
61. Kayhanian, M., J., Johnston, J., Yamaguchi, H., and Borroum, S.: CALTRANS Storm Water Management Program. *Stormwater*. Vol. 2, No. 2, pp. 52 – 67. 2001.
62. Kim, L.H, Kayhanian, M., Stenstrom, M.K. (2004). Event mean concentration and loading of pollutant from highways during storms. *Sci Total Environ*, 330:101-113.
63. Kim, L.H., Kayhanian, M., Zoh, K.D., Stenstrom, M.K.: Modeling of highway stormwater runoff. *Science of the Total Environment*, 348 (2005), pp.:1-18.

64. Kim, L.H., Jeong, S.M., Ko, S.O.: Determination of first flush criteria using dynamic EMCs (event mean concentrations) on highway stormwater runoff. *Water Science & Technology* Vol 55 No 3 pp 71-77. 2007
65. Kimura, S., Matsui, S., Simizu, Y., Lee, B.C., Shinya, M. (2003) The PPL filtration treatment for highway runoff. *Water Science & Technology* Vol 47 No 9 pp 267-273. 2003.
66. Koeleman M., Janssen cd Laak W., Ietswaart H.: Dispersion of PAH and heavy metals along motorways in the Netherlands – an overview. *Science of the Total Environment*, 235 (1999), pp.:347-349.
67. Kobriger, NP, A Geinopolos (1984). Sources and Migration of Highway Runoff Pollutants. Research Report, Vols. III. - Rep. No. FHWAIRD-84/059 (PB 86-227915), 1983.
68. Krein. A., Schorer, M. (2000) Road runoff pollution by polycyclic aromatic hydrocarbons and its contribution to river sediment. *Water Resource*, 34(16) pp 4110-4115.
69. Kramme, A.D. (1985). Highway-maintenance impacts to water quality. Executive summary. Dalton-Dalton-Newport, Cleveland, OH (USA), Volume 1. Final report, March 1985.
70. Lai, E.P.C., Vivic, R.S. (1993) Kinetic study of the degradation of lubricating motor oil by liquid chromatography and photoacoustic spectrometry, *Fresenius' Journ. of Analytical Chemistry*, (1993) 347:pp417-422
71. Lau, S,L, Stenstrom M.K.: Metals and PAHs adsorbed to street particles. *Water Res.* 2005. Oct. 39(17) 4083-92.
72. Lee, G.F., Lee, A.J. and Taylor, S.: Development of Appropriate Stormwater Infiltration BMPs: Part I.: Potential Water Quality Impacts, Monitoring and Efficacy Evaluation. Annual Forum on Ground Water Protection Council 98., 1998
73. Lee, G.F., Lee, A.J.: Stormwater Runoff Quality Evaluation and Management, Part III: Issues in Managing Urban Stormwater Runoff Quality, Manuscript, 1995.
74. Lee, G.F., Lee, A.J.: Evaluation monitoring for stormwater monitoring and BMP development, Manuscript, 1996
75. Lehto, K-M, Puhakka, J.A., Lemmetyinen, (2003) Biodegradation of selected UV-irradiated and non-irradiated polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), (2003), *Kluwer Academic Publishers*, Biodegradation 14: pp 249-263
76. Li, Y., Kang, J\_H., Lau, S\_L., Kayhanian, M., Stenstrom, M.K. (2008) Optimization of Settling Tank Design to remove Particles and Metals. *J. Env. Engrg.* Volume 1346 Issue 11, pp. 885-894 (November 2008)
77. Li, Y., Lau, S.L., Kayhanian, M., Stenstrom, M.K. (2006) First flush and natural aggregation of particles in highway runoff. *Water Science & Technology* Vol 54 No 11-12 pp 21-27. 2006.
78. Lijzen J.P.A., Franken O.G. (1994). Bronnen van lokale bodembelasting (Sources of local soil pollution). Dutch National Institute for Human Health and Environment (RIVM), Bilthoven.
79. Lundberg K., Carling M., Lindmark P.: Treatment of highway runoff: a study of three detention ponds. *Science of the Total Environment*, 235 (1999), pp.:363-365.

80. Mahler, B.J, Van Metre P.C, Bashara T.J, Wilson J.T, Johns D.A.: Parking lot sealcoat: an unrecognized source of urban polycyclic aromatic hydrocarbons. *Environ Sci. Techn.* 2005. Aug. 39(15) 5560-6.
81. Manoli, E., Samara, E. (1999) Polycyclic aromatic hydrocarbons in natural waters: sources, occurrence and analysis, *Trends in Analytical Chemistry*, (1999) Vol. 18, No. 6, pp 417-428.
82. McElroy A.E., Farrington, J.W., Teal, J.M. (1989). Bioavailability of polycyclic aromatic hydrocarbons in the aquatic environment. Pp 1-39 in: Varanasi (ed), *Metabolism of polycyclic aromatic hydrocarbons in the aquatic environment*. CRC Press, Inc, Boca Raton, FL.
83. Menzie, P., Potocki, B.B., Santodonato, J. (1992) Exposure to carcinogenic PAHs in the environment. *Env. Sci. Technology*, 26. pp 1278-1284.)
84. Mikkelsen P. S., Häfliger, M., Ochs, J. C., Tjella, P., Jacobsen, P. and M. Boller (1996). Experimental assessment of soil and groundwater contamination from two old infiltration systems for road run-off in Switzerland. *Science of The Total Environment*, Volumes 189-190, pp. 341-347.
85. Mikkelsen, P.S., Häfliger, M., Ochs, M., Jacobsen, P., Tjella, J.C., Boller, M. (1997) Pollution of soil and groundwater from infiltration of highly contaminated stormwater—a case study. *Water Science & Technology* Vol 36 No 8-9 pp 325-330. 1997
86. Miller, J.S., Olejnik, D. (2001) Photolysis of polycyclic aromatic hydrocarbons in water, *Water Research*, 35 No.1, pp 233-243
87. Motelay-Massel A, Garban B, Tiphagne-Iarcher K, Chevreuil M, Ollivon D.: Mass balance for polycyclic aromatic hydrocarbons in the urban watershed of Le Havre (France): transport and fate of PAHs from the atmosphere to the outlet. *Water Res.* 2006. Jun. 40(10) 1995-2006)
88. Mungur, A.S., Shutes, R.B.E., Revitt, D.M., House, M.A. (1995) An assessment of metal removal from highway runoff by a natural wetland. *Water Science & Technology* Vol 32 No 3 pp 169-175. 1995
89. Murakami, M., Nakajima, F., Furumai, H.: Size- and density distributions and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons in urban road dust. *Chemosphere* Vol. 61. Issue 6. 2005. pp 783-791
90. Niu, J., Chen, J., Martens, D., Henkelmann, B., Quan, X., Yang, F., Seidlitz, H.K., Schramm, K.W.: The role of UV-B on the degradation of PCDD/Fs and PAHs sorbed on surfaces of spruce (*Picea abies*(L) Karst) needles. *Sci. of the Total Environment*. 322 (2004) pp 231-241
91. Novotny, V., et al. (1979). „Simulation of Pollutant Loadings and Runoff Quality”. EPA 905/4-79-029, U.S. Environmental Protection Agency, Chicago, IL.
92. Novotny, V. (1980). „Delivery of Suspended Sediment and Pollutants from Nonpoint Sources during Overland Flow”, *Wat. Resources Bull.* , 16(6):1057–1065.
93. Novotny, V. és G. Chesters. (1981). *Handbook of Nonpoint Pollution: Sources and Management*. Van Nostrand – Reinhold Publishers, New York, NY.
94. Novotny, V. és H. Olem. (1994). *Water Quality: Prevention, Identification, and Management of Diffuse Pollution*. 1<sup>st</sup> Edition. Van Nostrand – Reinhold Publishers, New York, NY.

95. Novotny, V. (1995). *Nonpoint Pollution and Urban Stormwater Management*. Technomic Publishing Co., Inc. Lancaster, Pennsylvania, USA.
96. Oostergo, H. (1997). Mlieudata, Emissies van metalen en PAK door wegverkeer (Emission of metals and PACs by road traffic). By order of the Ministry of VROM, Hague.
97. Park S.S, Kim Y.J, Kang C.H.: Polycyclic aromatic hydrocarbons in bulk PM<sub>2.2</sub> and size-segregated aerosol particle samples measured in an urban environment. *Environ. Monit. Assess.* 2007. May. 128(1-3) 231-40.
98. Pitcher S.K., Slade R.C.T., Ward N.I.: Heavy metal removal from motorway stormwater using zeolites. *Science of the Total Environment*, 334-335 (2004), pp.:161-166.
99. Pitt, R.: *Demonstration of Nonpoint Pollution Abatement Through Improved Street Cleaning Practices*, EPA-600/2-79-161, U.S. EPA, Cincinnati, Ohio, p. 476, 1979
100. Pitt, R.: *Small Storm Urban Flow and Particulate Washoff Contributions to Outfall Discharges* PhD Diss., Dept. Of Civil and Environmental Eng., University of Wisconsin, Madison, 1987.
101. Pitt, R. Fiel, R., Lalor, M. And Brown, M.: *Urban Stormwater Toxic Pollutants: Assessment, Sources and Treatability*. *Water Environmental Research*. Vol. 67. No. 3. pp. 260 - -275. 1995.
102. Pitt, R.: *Stormwater Management for Highway Projects*, Symposium on the Pollution of Water Sources from Road Run-Off, Tel Aviv, 2001, March (manuscript)
103. Rewit, D.M., Shutes, R.B.E., Jones, R.H., Forshaw, M., Winter, B.: The performances of vegetative treatment systems for highway runoff during dry and wet conditions. *Science of the Total Environment*, 334-335 (2004), pp.:261-270.
104. Rossman, L. A. (2005). *Storm Water Management Model User's Manual (EPA/600/R-05/040)*. National Risk Management Research Laboratory, Office of Research and Development, U.S. EPA, Cincinnati, OH.
105. Saget, A., G Chebbo, JL (1996). The first flush in sewer systems. *Water Science & Technology* 33 (9): 101-108.
106. Sali, E. (2005). *Csapadékvíz elvezetés egyesített rendszerű hálózattal Budapesten*. Kézirat, Budapest.
107. Sansalone, J.J., Buchberger, S.G. (1997) Characterization of solid and metal element distribution in urban highway stormwater. *Water Science & Technology* Vol 36 No 8-9 pp. 155-160. 1997
108. Sansalone, J.J., Hird, J.P.: A passive source control prototype for heavy metals transported by urban storm water. *WEFTEC 99*. New Orleans. 1999.
109. Sartor, J.D. and D.G. Boyd (1972). *Water Pollution aspects of Street Surface Contaminants*. EPA-R2-72-081 (NTIS BP-214408), USA-EPA, 1972.
110. Sartor, J.D., D.G. Boyd and F.J. Agardy (1974). *Water Pollution aspects of Street Surface Contaminants*. *Journal of the Water Pollution Control Federation*. 46(3): 458-465.

111. Schipper, P.N.M., Comans, R.N.J., Dijkstra J.J and Vergouwen L. (2007): Runoff and windblow vehicle spray from road surfaces, risks and measures for soil and water. *Water Science and Technology* Vol 55 No 3 pp 87-96 IWA 2007
112. Shinya, M., Tsuchinaga, T., Kitano, M., Yamada, Y., Ishikava, M. (2000) Characterization of heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons in urban highway runoff. *Water Science & Technology* Vol 42 No's 7-8 pp 201-208. 2000.
113. Shaheen, D.G. (1975). Contribution of urban roadway usage to water pollution. EPA Report 600/2-75-004. US EPA, 1975.
114. Sutherland R.C. and R.H. McCuen (1978). Simulation of Urban Non-point Source Pollution. *Water Resources Bulletin*. No. 77112
115. Stein E.D, Tiefenthaler L.L, Schiff K.: Watershed-based sources of polycyclic aromatic hydrocarbons in urban storm water. *Environ. Toxicol. Chem.* 2006. Febr. 25(2), 373-385
116. Stepnowsky, P., Siedlecka, E.M., Behrend, P., Jastorff, B. (2002) Enhanced photo-degradation of contaminants in petroleum refinery wastewater, *Water Research*, 36: 2167-2172
117. Stout S.A, Uhler A.D, Emsbo-Mattingly S.D: Comparative evaluation of background antropogenic hydrocarbons in surficial sediments from nine urban waterways. *Env. Science and Technolgy*, 2004 Jun. 38(11), 2987-94.
118. Tasdemir Y, Esen F.: Deposition of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and their mass transfer coefficients determined at a trafficated site. *Arch. Environ. Contm. Toxicology*, 2008. Jan. 9.
119. Thiem, A., Müller, A., Alt, S., Jacob, H., Schad, H., Weingran, C.: Development of a groundwater biobarrier for the removal of polycyclic aromativ hydrocarbons, BTEX, and heterocyclic hydrocarbons. *Water Science and Technology* Vol 58 No 7 pp 1039-1054. 2008
120. Thorsen W,A, Cope W,G, Shea D.: Bioavailability of PAHs: effects of soot carbon PAH source; *Env. Science and Technolgy*, 2004 Apr. 38(7), 2029-37.
121. Torres, A., Bertrand-Krajewski, L.: Evaluation of uncertainties in settling velocities of particles in urban stormeater runoff. *Water Science and Technology* Vol 57 No 9 pp 1389-1396. 2008
122. U.S. Environmental Protection Agency. (1983a). *National Urban Runoff Program*, Vol. I. NTIS PB84-185552, U.S. EPA, Washington, D.C.
123. U.S. Environmental Protection Agency. (1983b). *Results of the Nationwide Urban Runoff Program*, Volume I – Final Report. Report No. PB84-185552, Water Planning Division, Washington, D.C.
124. U.S. Federal Highway Administration: The ational highway runoff data and methodology synthesis. Publication No. FHWA-EP-03-054. 2003
125. USGS: Methodology and significance of studies of atmospheric deposition in highways. Open-file report 01-259, 2002 pages 63
126. USGS: A review of semivolatile and volatile organic compounds in highway runoff and urban stormwater. Open-file report 98-409. 1998. pages 67.

127. USGS: An overview of the factors involved in evaluating the geochemical effects of highway runoff on the environment. Open-file report 98-630. 1998. pages 29
128. USGS: Basic requirements for collecting documenting and reporting precipitation and stormwater-flow measurements. Open-file report 99-255. 1999. pages 28
129. van Bohemen, H.D., van de Laak, W.H.Janssen: The Influence of Road Infrastructure and Traffic on Soil, Water and Air Quality. Environmental Management Vol 31 No 1 pp 50-68 2003.
130. Vorreiter, L. and C. Hickey (1994). Incidence of the first flush phenomenon in catchments of the Sydney region. National Conference Publication- Institute of Engineers.
131. Wahlin, P., Berkowitz, R., Palmgren, F.: Characterisation of traffic-generated particulate matter in Copenhagen, Atmospheric Environment Vol. 40. Issue 12 2006 pp 2125-2159.
132. Wang, Li-Xin and Mendel, J.M. (1992). Generating Fuzzy Rules by learning examples. IEEE Transactions on Systems, Man and Cybernetics, 22(6): 1414-1427.
133. Wilson, P.J.:Pollution from highway runoff: the Highways Agency approach. SCI Lecture papers series, 1999. p: 50. <http://sci.mond.org/lps>
134. Woodward-Clyde Consultants (1990). Pollutant Loading and Impacts from Highway Stormwater Runoff. Vols I-VI. Federal Highway Administration, McLean, VA.
135. Yang, H.H., Chiang, C.F., Lee, W.J., Hwang, K.P., Wu, E.M.Y. (1999) Size distribution and dry deposition of road dusts PAHs. Environmental International, 25(5) pp 585-597.
136. You, S.L., Kaighn, R.J.: VDOT Manual of Practice for Planning Stormwater Management. Federal Highway Administration, FHWA/VA-92-R13, 1992.
137. Younker M.B. and R.W. Macdonald (1995). Composition and origins of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Mackenzie River and on the Beaufort Sea Shelf. Arctic, Vol. 48. No. 2. pp. 118-129.
138. Younker, M.B., Snowdon, L.R., Macdonalds, R.W., Smith J.N., Fowler, M.G., McLaughlin F.A., Danyushevskaya A.I., Petrova, V.I., and G.I. Ivanov (1996). Polycyclic Aromatic Hydrocarbon Composition and Potential Sources for sediment samples from the Beaufort and Barent Seas. Environ. Sci. Technol. 30: 1310-1320.
139. Zakharova, Y. and A. Wheatley (2007). Metals in the Runoff from the M1. Water Professionals Conference, University of Surrey, April 2007 Page 120.
140. Zeng, Y., Hong, P.K.A., Wavrek D.A. (2000) Chemical-biological treatment of pyrene. Water Research 34. pp 1157-1172.
141. Zison S.W., K. Haven, W.B. Mils (1978). Water Quality Assessment: A screening methodology for nondesignated 208 areas. EPA-600/6-77-023. UA EPA, Athens, GA.

## Az értekezés témakörében készült publikációk

### *Referált folyóirat*

1. Buzás, K., L. Somlyódy (1997). Impacts of Road Traffic on Water Quality. *Periodica Polytechnica Civil. Eng.*, 41 (2): 95-107.
2. Buzás, K. (2001). Use of fuzzy method to estimate river nutrient loads from scarce observations, *Water Science and Technology*, 43 (7): 279-286.
3. Buzás, K., P. Budai, A. Clement (2008). Contamination and treatment of highway runoff. *Pollack Periodica*, 3 (3): 79–89.

### *Magyar nyelvű folyóirat, gyűjteményes kötet*

4. Buzás, K. (1978): Tározóműtárgyak térfogatának meghatározása egyesített rendszerű és csapadécsatorna hálózatokon. *Hidrológiai Közlöny*, 1978, Vol. 8. pp. 18-27.
5. Buzás, K., A. Clement (2004). A Balatonba torkolló vízfolyások által közvetített, települési eredetű diffúz tápanyagterhelés meghatározása. In: Mahunka S, Banczerowski J (szerk): A Balaton kutatásának 2003. évi eredményei. MTA, Budapest, ISSN 1419-1075, pp. 108-116.
6. Buzás, K., Éva, T. (2007). Az utak környezete. Vízminőségvédelem az autópályákon. *Mélyépítő Tükörkép*, 2007/4, pp. 18-21.
7. Buzás, K., Budai, P. (2008). Az autópályákról és nagyforgalmú közutakról lefolyó csapadékvíz TPH szennyezettsége. *MASZESZ Hírcsatorna*, 2008/3-4, pp. 9-15.

### *Konferencia kiadvány (referált)*

8. Budai, P., K. Buzás: Highway runoff characterisation in Hungary. *Proceedings of the 11<sup>th</sup> International Conference on Diffuse Pollution*, Belo Horizonte, August 26-31, 2007, CD
9. Clement, A., K. Buzas, E. Fetter: Measuring and modelling of stormwater runoff and associated nutrient load at an experimental catchment near Lake Balaton, Hungary. *Proceedings of the 7<sup>th</sup> ISE & 8<sup>th</sup> HIC*, Chile, 2009, CD

\*\*\*\*\*

Dr. Buzás Kálmán, egyetemi adjunktus  
BME Vízi Közmű és Környezetmérnöki Tanszék  
1111 Budapest, Műegyetem rkp. 3-5.  
Tel: 1 463 1533, Fax: 1 463 3753, E-mail: buzas@vkkt.bme.hu

## FÜGGELÉKEK

## 1. Függelék:

### A szennyezőanyagok felhalmozódásának és lemosódásának folyamata

#### A felhalmozódás-lemosódás folyamata belterületi közlekedési felületeken

##### *A szennyezőanyagok felhalmozódása az útfelületen*

Az emissziók meghatározásának legegyszerűbb módja a fajlagos terhelések meghatározásán alapul. Az Egyesült Államokban és Kanadában (kisebb részben néhány nyugat-európai országban is) számos vizsgálatot végeztek, hogy a mérések alapján fajlagos terhelési adatokat határozzanak meg jellemző városi területhasználati kategóriákra (lakóterület, üzleti és ipari negyedek, zöldterületek). Az egyik legkorábbi, felmérést Chicago-ban hajtott végre az APWA, 1969-ben. A felmérés során az utakon összegyűlt port és szemcsét összeszeprűzték, illetve felporszívózták, majd megmérték a 6 mm rácsméretű szitán áthulló frakciót. A vizsgálatot többféle területhasználatra és úthosszra elvégezték, valamint kémiai analízissel néhány szennyező részarányát is megállapították. A szemcsés anyag akkumulációját végül [g/száraz nap/m padkahossz] mértékegységben, az egyéb vizsgált szennyezőket pedig [ $\mu\text{g}$  szennyező/g szemcse] formában adták meg (Novotny et al., 1995). Sartor és Boyd már 1972-ben kimutatta, hogy a szennyezők felhalmozódása nem folytonosan növekvő, hanem a területre jellemző határtértékhez tart. A módszer gyakorlati alkalmazhatóságát rontja, hogy nem alkalmas a lefolyás szennyezettségének becslésre, mert nem tartalmazza a lemosódás folyamatát. Továbbá, a felmérés észak-amerikai városokban készült, amelyek városszerkezete az európaiétól eltérő. A felhalmozódás függ a közterület-tisztasági tevékenység gyakorlatától, hatékonyságától is.

A szennyező anyagok burkolt, belterületi útfelületeken történő felhalmozódását több tényező befolyásolja (Lau et al., 2005). A szilárd részecskék kiülepedése az egész felületen egyenletes, azonban a forgalom és a szél miatt újra és újra felkavart szemcsék előbb-utóbb az út szélén (a szélárnyékot nyújtó járdaszegély közelében) halmozódnak fel, vagy kikerülnek burkolat nélküli felületekre. A darabos szemét és por többsége jellemzően az útpadkától mért 1 m-en belül található (Novotny és Olem, 1994, Azimi et al., 2005)).

A felhalmozódás mértékére hatással van a járdaszegély magassága is, ami – mint azt Shaheen (1975) mérési eredményei is alátámasztják – főleg a könnyebben felkavarható, kisméretű frakció (por) esetén szembevetendő. Ez azért jelentős, mert ugyan a szemcsés anyag tömegének többségét a nagyobb részecskék teszik ki, a szilárd szemcsékhez kapcsolódó egyéb szennyező anyagok mégis jobbra a sokkal nagyobb összes szemcsefelületű, kisebb részecskékhez kötődnek.

Novotny a felhalmozódás folyamatát tanulmányozva olyan összefüggést javasolt, ami a lineáris felhalmozódás mellett figyelembe veszi a forgalom, illetve a szél által felkavart és elszállított, majd később nem burkolt felületre kiülepedő por mennyiségét is (Novotny és Olem, 1994):

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

ahol:

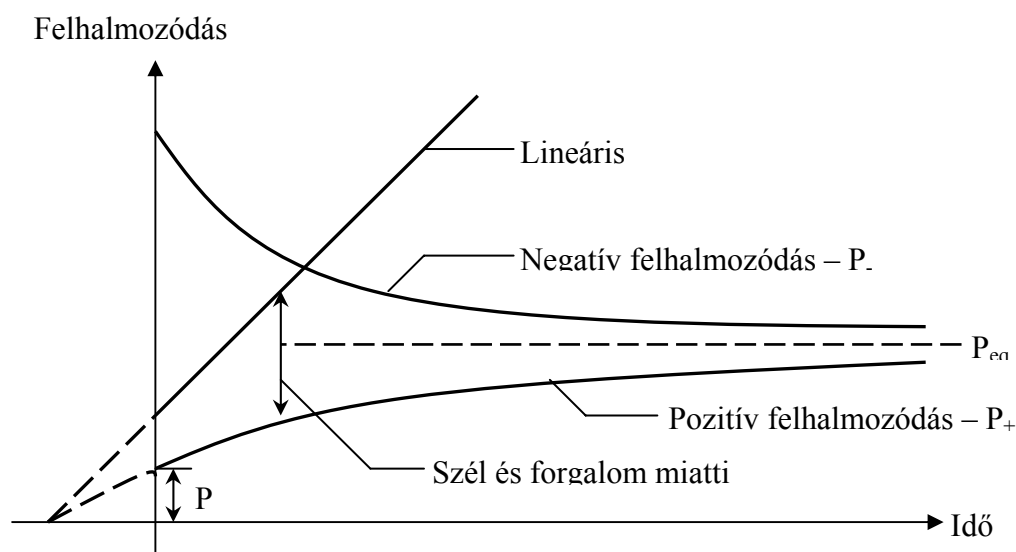
P	=	az útpadka mellett felhalmozódott szemcsés anyag pillanatnyi mennyisége [g / m]
I	=	lineáris felhalmozódási ütem [g / m / nap]
$\xi$	=	eltávolítási együttható [ $\text{nap}^{-1}$ ]
t	=	idő [nap]

Ezt a koncepciót azóta több városi diffúz szennyeződési modellbe is beépítették. A fenti differenciálegyenlet integrálásával kapott felhalmozódási függvény telítési görbét ír le (1. ábra). A telítési érték általában néhány nap alatt kialakul:

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

ahol:

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



1. ábra: A felhalmozódás leírásának koncepciója

A szennyezőanyag-eltávolítást a modell egy empirikus tényező, az ún. eltávolítási együttható [ $nap^{-1}$ ] segítségével veszi figyelembe, ami a járműforgalom és a szél sebességével, valamint a járdaszegély magasságával és a környező területek minőségével hozható összefüggésbe (Novotny és Chesters, 1981):

$$\xi = a \cdot f(TS, WS) \cdot e^{-b \cdot H} \quad (3)$$

ahol:

TS = a járműforgalom sebessége [km / h]  
 WS = szélesebbesség [km / h]  
 a, b = együtthatók [ - ]  
 H = a járdaszegély magassága [cm]

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

$$\xi = 0,0116 \cdot e^{-0,08 \cdot H} \cdot (TS + WS) \quad (4)$$

Az eltávolítás jelentése: eltávolítás a burkolt, lemosható felületről, például a csapadékvíz lefolyásban nem, vagy alig résztvevő burkolatlan felületekre, ahonnan a lemosódásuk már nem következik be. Ezért az eltávolítás határfoka annál rosszabb, minél nagyobb a felület aránya. A Wisconsin (USA) állambeli Milwaukee városi területein lévő kísérleti vízgyűjtők mérési adataiból Novotny et al. (1985) a mérsékelt forgalmú, közepesen sűrűn lakott területek

eltávolítási együtthatóját 0,2-0,4 [1/nap]-ban határozta meg (vagyis a járdaszegélynél felgyülemllett szemcsés anyag 20-40%-át naponta eltávolította a légmozgás).

A lineáris felhalmozódás üteme három fő forrásból (szemetelés, száraz légköri kiülepedés, valamint közlekedési kibocsátások és kopástermékek) tevődik össze (Novotny és Olem, 1994):

$$I = I_r + \frac{ATMFL \cdot SW}{2} + \frac{TE \cdot TD \cdot RCC}{2} \quad (5)$$

ahol:

- $I_r$  = szemétfelhalmozódás üteme [g / m / nap]
- ATMFL= száraz légköri kiülepedés [g / m<sup>2</sup> / nap]
- SW = az út szélessége [m]
- TE = közlekedési eredetű kibocsátás [g / tengely / m]
- TD = forgalomsűrűség [tengely / nap]
- RCC = útburkolat állapotát jellemző együttható [ - ]  
(átlagos körülményekre RCC=1)

A közlekedési eredetű szennyezőanyag-kibocsátásokat illetően *Shaheen (1975)* washingtoni kutatásai a 3-3. táblázatban bemutatott értékeket eredményezték – ez alapján kb. 0,7 [g/tengely/km] szilárd anyag kibocsátása tudható be közvetlenül a közlekedésnek. Egy másik tanulmány (*U.S. EPA, 1977*) nagyjából hasonló, 0,2 [g/jármű/km] járművi eredetű és 0,125 [g/jármű/km] útkopás eredetű közlekedési kibocsátásokat határozott meg.

### 1. táblázat: Közlekedési kibocsátások *Shaheen (1975)* adatai alapján

Szennyező	Részarány az összes szilárd anyagban
Illékony szilárd anyagok [m/m%]	5,1
BOI <sub>5</sub> [m/m%]	0,23
KOI [m/m%]	5,4
Olaj és zsír [m/m%]	0,64
Összes foszfor [m/m%]	0,06
Összes Kjeldahl nitrogén [m/m%]	0,016
Nitrát [m/m%]	0,008
Azbeszt [szál/g]	3,6*10 <sup>5</sup>
Ólom [m/m%]	1,2
Króm [m/m%]	0,008
Réz [m/m%]	0,012
Nikkel [m/m%]	0,019
Cink [m/m%]	0,15
<b>Összes szilárdanyag kibocsátás</b>	<b>0,671 [g/tengely/km]</b>

#### *A felhalmozódott szennyezőanyagok lemosódásának folyamat*

A felületi szennyezések lemosódása során a felszíni lefolyás elhordja a burkolt felületeken összegyűlt szemcsék, illetve a burkolat nélküli felületek lazán kötődő részecskéinek egy részét, valamint oldja a szennyezők bizonyos hányadát. Mértéke belterületen a lefolyást meghatározó tényezőktől (csapadék intenzitása, mennyisége, lefolyási viszonyok) és a

rendelkezésre álló anyagmennyiségtől függ. A lemosódás leírására számos – szakirodalomban megjelent – hidraulikai modell használható. Kisebb-nagyobb csatornák (pl. útszéli vízelvezető árkok) néhány mm-t meghaladó – de alapvetően sekély – lefolyásában a szemcseelragadás és szállítás folyamatainak leírására hordaléktranszport-modelleket használnak (Novotny et al., 1995). A legjobbnak ítélt ilyen modell a Novotny és Chesters (1981) által részletesen ismertetett Yalin-egyenlet. Vékony, lepelszerű lefolyás esetében a részecskék leválását, illetve mozgását az eső energiája is jelentősen befolyásolja. Ezt a hatást a burkolat nélküli felületek eróziójának becslésével foglalkozó módszerek (mint pl. a USLE) gyakran figyelembe is veszik (Novotny et al., 1995).

A burkolt felületeken felhalmozódott szennyezőket a lehulló eső (esetenként útmosás) energiája és a lefolyás sodró ereje együttesen hozza mozgásba. A folyamat leírására az egyik legegyszerűbb és egyben legelterjedtebb módszer a Sartor et al. (1974) és Sartor és Boyd (1972) által bemutatott empirikus lemosódási modell. A szerzők mérési adatok elemzését követően elsőrendű differenciálegyenletet javasoltak az szilárdanyag-lemosódási folyamat leírására:

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

ahol:

P	=	a felületen maradó szemcsés anyag mennyisége [g / m]
K <sub>U</sub>	=	városi lemosódási együttható [mm <sup>-1</sup> ]
r	=	esőintenzitás [mm / h]
t	=	idő [h]

Eszerint a lemosódás üteme arányos a rendelkezésre álló anyagmennyiséggel és a csapadékintenzitással. Az arányossági tényező (K<sub>U</sub>) felületi tulajdonságoktól függ (a vizsgált 10–1mm-es tartományban a szemcseméret csak csekély mértékben befolyásolta), ajánlott értéke 0,19 (Novotny és Olem, 1994). A leírás alapján a lemosott anyagmennyiség a következőképpen számítható:

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

ahol:

P <sub>0</sub>	=	a csapadékesemény kezdetén rendelkezésre álló szemcsés anyag mennyisége [g/m]
P <sub>t</sub>	=	a csapadék által lemosott szemcsés anyag mennyisége [g/m]

A Sartor et al. egyenlet és későbbi módosításai a legszélesebb körben használt városi lefolyás modellek részét képezik (Novotny et al., 1995). A STORM modell (Storage-Treatment-Overflow-Runoff Model) szerzői (Hydrologic Engineering Center, 1977) az eredeti egyenletet egy ún. „elérhetőségi tényezővel” (A) bővítették:

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

amelyben:

$$A = 0,057 + 0,04 \cdot (r^{1,1}) \quad (9)$$

Az elérhetőségi tényező azt hivatott kifejezni, hogy a csapadék a rendelkezésre álló – széles mérettartományt felölelő – részecskemennyiségnek csak egy részét mossa le ténylegesen (hiszen a szemcsék egy része mozgásba sem jön, másik részük pedig útközben kiülepszik). Maximális értéke ebből következően: A=1.

A hordalékhoz kötődő egyéb szennyezők okozta terhelés a hordalék fajlagos szennyezőanyag-tartalmából („hatóképességi tényezők”) becsülhető. E tényezők értékét *Zison et al. (1978)* vizsgálta, városi és vidéki területekre egyaránt. *A Yalin-egyenlet statisztikai elemzésével Sutherland és McCuen (1978)* egy másik modellt alkotott a szilárd szemcsék lemosódásának leírására (*Novotny és Chesters, 1981*). A lemosott hányad becslésére részecsketartományonként külön egyenleteket javasoltak (melyekben a független változók: a csapadékcsatorna hossza és lejtése, a burkolt felületek aránya és a szemcsék kezdeti mennyisége).

## **2. Függelék:**

### **A lefolyás tisztítására szolgáló megoldások és szerkezeti kialakításuk**

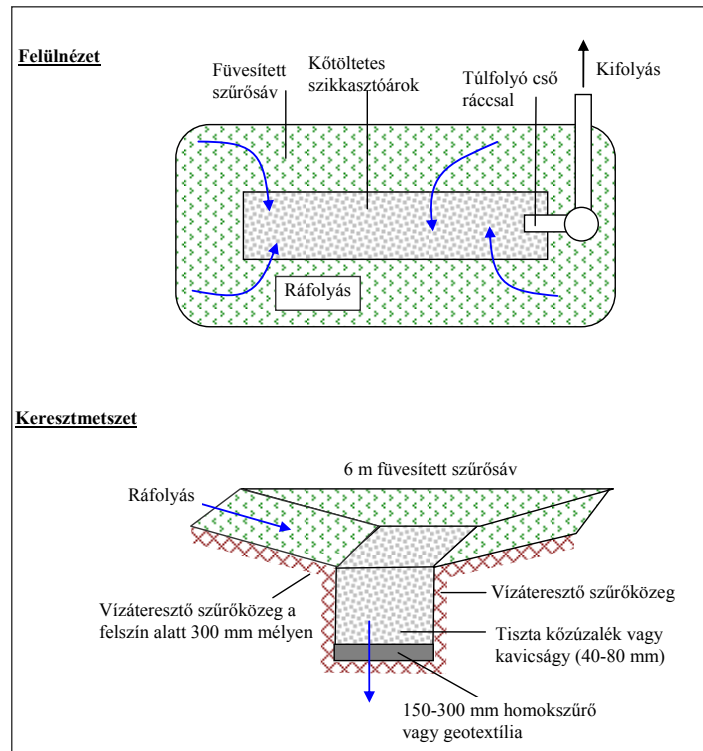
#### **Beszivárogtató árkok**

A beszivárogtató árkok inkább kisebb vízgyűjtőknél alkalmazhatók, az elválasztó sávban, vagy a pálya mentén. Az árkot nagyméretű kövekkel (25 – 75 mm) töltjük fel (2. ábra). A kőtöltet általában 1.2 – 2.4 m vastag. A tározás a hézagrendszerben történik, ahonnan lassan, többnyire napokon keresztül a talajba szivárog. A megoldás sokféleképpen adaptálható a helyi körülményekhez, sorosan és párhuzamosan egyaránt kapcsolhatók (*Dierkes, 1998, Dierkes és Geiger, 1999*). A kiszolgált vízgyűjtőterület azonban korlátozott, nem célszerű, ha meghaladja a 3-4 ha-t.

Az árok tisztítási mechanizmusában a talajba történő szivárgás során fellépő szorpció, kicsapódás, felületi megkötés, szűrés és bakteriális degradáció játszik szerepet. A szorpció és szűrés mértéke a talaj típusának függvénye. A nagy átteresztőképességű talajok (például homoktalajok) kation-cserélő kapacitása ugyan csekély, de a csapadékvízből kiszűrődő finom lebegőanyagok növelik a szűrőképességet és a szennyezőanyagok eltávolítását (*Kimura et al., 2003*). Viszonylag keveset tudunk a beszivárogtató árok környezetében található talaj és a csapadékvíz kölcsönhatásáról. Ezért az általánosítás lehetősége korlátozott, esetleges, hogy mekkora talajtérben fog aerob, és mekkorában anaerob környezet kialakulni. A mindenkori határfokot tehát a helyi körülmények nagymértékben befolyásolják.

A felszín alatti beszivárogtató árkok helykímélők (az árok feletti tér hasznosítható például parkolásra stb.), de drágán kivitelezhetők. Inkább a városi, mint az autópálya lefolyás tisztítására célszerű őket alkalmazni, kivéve a pihenőhelyek parkolóit, ahol a kedvező tulajdonságai jól érvényesülnek. A felszíni beszivárogtató árkok építési költségei kedvezőbbek, fenntartásuk is olcsóbb. Az árok a teljes leérkező csapadékvíz- mennyiséget, vagy annak csak egy részét fogadja. Utóbbi különösen olyan esetekben célszerű, amikor a helyi talaj vízvezető képessége csekély. Ilyen esetben az árok alá dréncső fektetendő, ami az átszivárgó vizeket fogadja és elvezeti. Kemény telek az árok szivárogtató képességét leállíthatják, ezért a mélységi elhelyezésnél a fagyhatárt figyelembe kell venni.

A tapasztalatok szerint az árok környezetében található talaj beszivárogtató képessége legalább 7 – 13 mm/h legyen (*Yu és Kaighn, 1992*), amit a vályogtalajok, a homokos vályog, az iszapos vályog szerkezetű talajok nyújtanak. Tervezésnél a szivárogtató képességet helyszíni mérésekkel kell pontosítani. A feltárás terjedjen ki az árok fenékszintje alá legalább 1.5 m mélységig. Az árok 40 – 80 mm-es kavicsokkal feltöltve mintegy 30% hézagterefogatú, így például egy 0.4 ha-os területről lefolyó 12-13mm-nyi csapadék fogadására 120m<sup>2</sup> alapterületű, 1.2 – 1.3 m vastagságú töltettel ellátott árok kialakítása szükséges. A méretezésnél még tekintettel kell lenni az elszivárogtatás időtartamára, amit 24 – 72 óra közé kell beállítani.



2. ábra: Szűrőárak szerkezeti kialakítása (Budai, 2006)

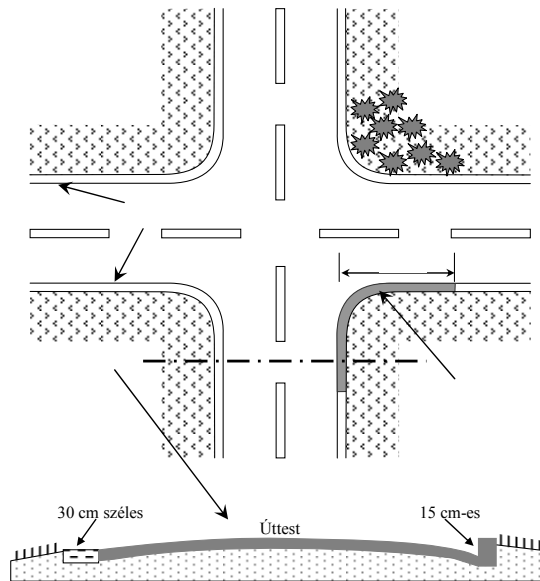
A fenntartási munkák mennyisége csökkenthető az árokba vezetett víz előtisztításával. Ha nincs előtisztítás, az élettartam várhatóan nem lesz hosszabb, mint 5 év, az eltömődés miatt. Előtisztítással az élettartam akár megháromszorozható. A működés kezdeti időszakában gyakori ellenőrzés szükséges, ami, ha nem tapasztalhatók problémák évi két alkalomra csökkenthető. Tapasztalatok (USA) szerint a beszivárogtató árkok a leggazdaságosabbak olyan helyeken, ahol az ingatlanárak magasak, és a szükséges tározótérfogat nem több mint  $250 - 300\text{m}^3$ , (legfeljebb 2 ha-os vízgyűjtőterület, 12 – 15 mm-nyi csapadék visszatartása).

### Füvesített szűrősávok és árkok

Utak és parkolók szélén ún. **szűrősávok** létesítésével csillapítható a felszíni lefolyás és annak szennyezése (Ellis et al., 2000). A szűrősávok füvesített területek, amelyek az útburkolat és a vízelvezető csatorna között helyezkednek el (3. ábra).

Jótékony hatásuk az áramlás lassításában, a finom szemcseméretű lebegőanyag kiszűrésében és némi beszivárgás útján nyilvánul meg (Novotny és Olem, 1994, Crépineau et al., 2003). Hatékonyságuk a sáv szélességétől és az áramlási viszonyoktól függ. Minél hosszabb idő alatt jut át a lefolyás a sávon, annál jobb lesz az eltávolítás hatásfoka. Ezért a kis sebesség és a sekély átfolyás (amíg a fűszálak nem kerülnek teljesen víz alá, az áramlás lamináris) kulcsfontosságú célok a tervezés során (Novotny és Olem, 1994). A szűrősávok lejtése nem szabad, hogy túl nagy legyen, mert így árkos erózió léphet fel, ami számottevően lerontja a hatékonyságot.

A tervezésre vonatkozóan részletesebb útmutatással szolgál Novotny és Olem (1994). Az eltávolítás mértéke a lefolyás koncentrációjára vonatkoztatva 30 – 80%-os, miközben a lefolyó csapadékvíz mennyisége is 90%-kal csökkent. Következésképpen a szennyezőanyag-áramra vonatkozó csökkenés több mint 90%-os (Barrett, et al., 1995).



3. ábra: Szűrősáv sémája (Novotny et al., 1995 alapján)

### Csapadékvíz és szennyezőanyag visszatartás: tározótavak, wetland

A lokális vízháztartási viszonyok megváltoztatásának és szabályozásának klasszikus eszközei a tavak, tározók. A vízzáró felületek növekedéséből származó lefolyás-növekedés és annak szabályozása tipikusan a városi vízgyűjtők jellemzője. A tározók azonban a lefolyó csapadékvíz szennyezőanyagainak visszatartására is alkalmazhatók. Ebben a minőségükben szerepet kapnak az autópályák mentén szükségessé váló környezetszennyezési problémák csökkentésében is (Mingur, et al., 1995).

A tározó típusok két fő csoportba sorolhatók: időszakos és állandó vízborításúakra (4. A-B ábrák). A lefolyás szennyezőanyagának eltávolítása szempontjából ennek a tulajdonságnak van a legnagyobb szerepe. A visszatartási, vagy átfolyási idő ugyancsak fontos tervezési paraméter.

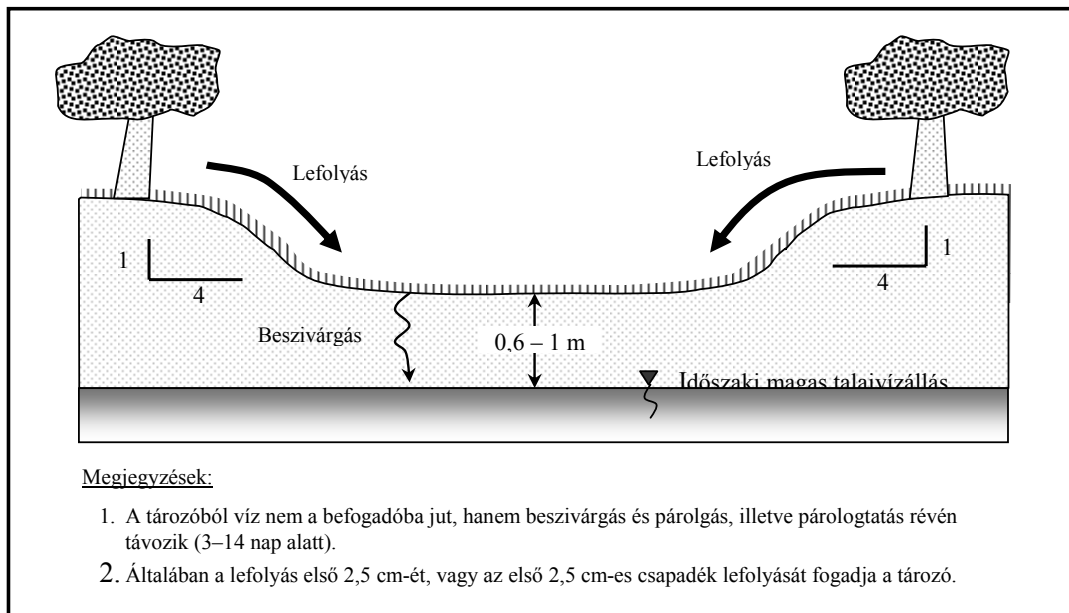
Az időszakos elöntésű tározók szerepe a lefolyás-szabályozás, az árhullám-csúcs csökkentése. A legtöbb esetben a tározótérfogatot egy megadott csapadék lefolyásának befogadására méretezzük, amelynek vizét a tározó hidraulikailag méretezett kifolyó-műtárgyon engedjük tovább. Általánosságban, belterületen a kifolyó hozam megegyezik a vízgyűjtő vízzáró burkolattal való ellátása előtti lefolyó hozammal, azaz a beavatkozás előtti lefolyásviszonyok részleges visszaállításával. A térfogat és a kifolyó műtárgy paraméterei a tározóval elérhető szabályozást meghatározzák.

Az állandó vízborítású tározók árhullám módosító hatása értelemszerűen csekély, szerepük elsősorban a szennyezőanyagok visszatartása. A fő folyamat az üleptetés, de szerepet kaphat a biológiai lebontás is (Thiem et al., 2008). A ki- és bevezető műtárgyak helyének és kialakításának meghatározó szerepe van a tározó belső áramlási viszonyaiban, az üleptetés határfokában. Tervezési paraméter a vízmélység, a tározási térfogat, a csapadéklefolyás tározott térfogata, és a tartózkodási idő (Lundberg, et al., 1999).

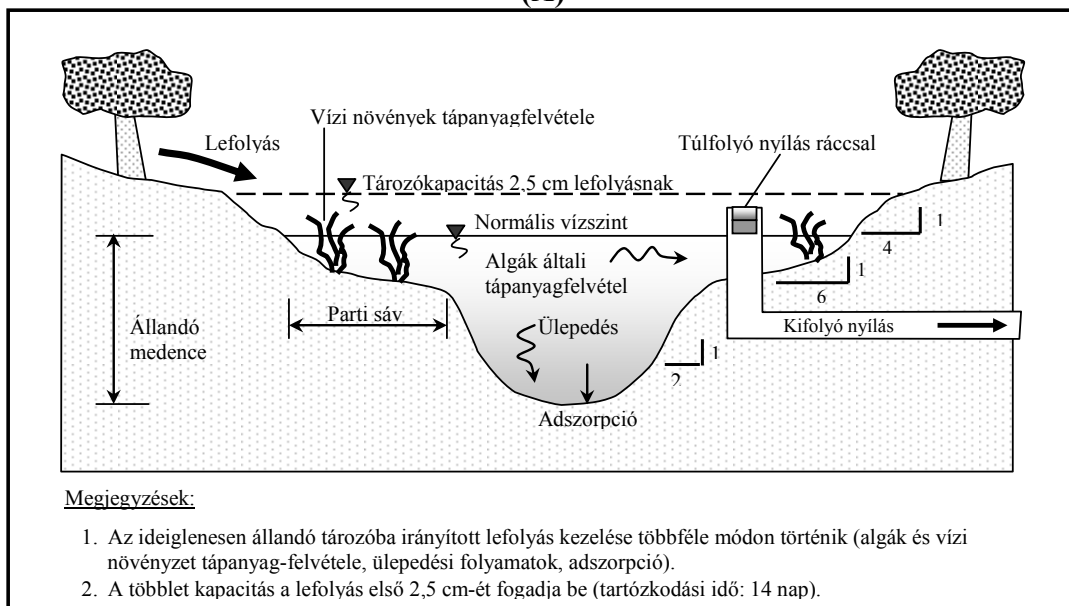
A szennyezőanyagok tekintetében a lebegőanyagok, az oldott és partikulált növényi tápanyagok, nehézfémek, a hulladékok, olajok, zsírok, szerves, toxikus mikroszennyezők koncentrációjának csökkentése az eredmény. A tavak mintegy 90%-os eltávolítási határfokot

nyújtanak a lebegőanyagra és a hozzájuk kapcsolódó egyéb szennyezőkre, például a TPH-ra és PAH-okra is (Hares és Ward, 1999, Kamalakkannan et al., 2004).

Az üzemi vízszinthez tartozó felületnek általában a vízgyűjtő burkolt felületének 3%-át kell kitennie, amihez még a burkolatlan felületek 0.5%-a adódik. A mélység legalább 1 m legyen minden időpontban (hosszabb csapadékmentes időszak végén is) ahhoz, hogy elkerüljük a szennyezők kimosódását. A visszatartást alapvetően meghatározó paraméter a tartózkodási idő, az állandó vízborítású tó vízmélysége, a teljes mélység, a merülőfal alkalmazása, a növényzet jelenléte, sűrűsége és típusa, valamint az előtározó alkalmazása.



(A)



(B)

4, ábra: Időszakos (A) és állandó (B) vízborítású tározók (Novotny et al., 1995 alapján Budai, 2006)

Az állandó vízborítású tározók speciális formája a sekély mélységű műmocsár, a wetland, amelyekben ha a kedvező hidraulikai feltételeket kialakítjuk, elegendően gazdag növényvilág megtelepedése biztosítható. A tározók alapvető feladatuk mellett egyéb haszonnal is járhatnak, mint például vizes élőhely biztosítása, tájkép-alakítás. A 2. táblázatban összefoglaljuk a tározók típusait, azok tervezési céljait és legfontosabb tulajdonságaikat.

**2. táblázat: Csapadékvíz tározók fő típusai az alkalmazás célja szerint**

Típus	Az alkalmazás célja		Tervezendő, elsődleges belső folyamat	A tervezési célok elérhetőségét befolyásoló körülmények
	Vízminőség javítás	Lefolyás-szabályozás		
Árhullám szabályozó tározó	+	+++	Ülepítés, adszorpció	Kifolyó műtárgy, hossz/szélesség arány, térfogat, mélység
Szennyezőanyag visszatartó (állandó vízborítású)	+++	+	Párolgás, ülepítés, adszorpció, tápanyagfelvétel, evapotranspiráció	Talaj, hidrológiai jellemzők, növényzettel borított árok, hossz/szélesség arány, hordalékfogó alkalmazása
Megnövelt, időszakos elárasztású tározó	+	++	Ülepítés, adszorpció	Tárolási idő, kifolyó műtárgy, hossz/szélesség arány, a tározótérfogathoz adódó mélység
Megnövelt, állandó vízborítású tározó	+++	++	Párolgás, ülepítés, adszorpció	Tárolási idő, talaj, hidrológiai jellemzők, növényzettel borított árok, a szivárogtató medence mélysége, hossz/szélesség arány, hordalékfogó alkalmazása
Sekély láp, vagy wetland	+++	+	Párolgás, evapotranspiráció, tápanyagfelvétel, szűrés, ülepítés, adszorpció	Talaj, hidrológiai jellemzők, a növényborítás sűrűsége és típusa, a szivárogtató medence mélysége, hossz/szélesség arány, hordalékfogó alkalmazása
+ Csekély hatékonyság. ++ Közepes hatékonyság. +++ Nagy hatékonyság.				

### Porózus burkolati anyagok alkalmazása

A nyitott hézagrendszerrel kialakított burkolat mind a lefolyási viszonyokat, mind pedig – előzőtől nem függetlenül –, a szennyezőanyagok transzmissziós útvonalát is módosítja. A csapadék egy jelentős hányada a burkolat pórusainak felső 1-4 cm vastag rétegébe szivárog, és a szerkezeti (rétegtend) kialakítástól függően tovább halad, vagy tárolódik. A hatékony csapadék, ami a hagyományos burkolatnál 0.5 mm csapadékmagasság felett jelentkezik, akár három-négyszeresére is növekedhet. Ez az éves lefolyásokban mind időben, mind pedig mennyiségben jelentős csökkenéssel jár. Ebből következően csökken a szennyezőanyagok transzportja is. A felszínen gördülő kerekek gumiköpenyei a pórusrendszer miatt szabadon kifejtethetik szivattyúzó-hatásukat, a felületre tapadt szennyezők leválasztása csekélyebb lesz, mint a hagyományos utaknál.

### A csapadékvíz tisztítási megoldások főbb tervezési és üzemeltetési jellemzői, és várható eltávolítási hatások

A 3., 4. és 5. táblázatban a szakirodalmi tapasztalatok alapján összefoglaljuk az eddigiekben tárgyalt tisztítási megoldások főbb jellemzőit, megadva az alkalmazhatóság műszaki feltételeit, a kiépítés és az üzemeltetés költségeit, és a várható szennyezőanyag eltávolítási hatásfokokat. Az 1. képen néhány példát mutatunk a létesítmények kialakítására és tájba illesztésére.

**3. táblázat: A műszaki megoldások alkalmazhatóságának helyi feltételei, illetve igényei**

Technológia	Jellemzően csatlakoztatható vízgyűjtőterület, [ha]	A műtárgyak helyigénye a vízgyűjtőterület százalékában <sup>6</sup>	A helyi talaj jellemzői	Minimális vízmélység, vagy vízszintesítés <sup>1</sup> , [m]	Elhelyezés	A helyi klíma jelentősége <sup>2</sup>
Infiltrációs árok	0.8 – 1.6	2 – 4%	Függő	0.9 – 2.4	Soros/párhuzamos	Igen
Infiltrációs medence	0.8 – 8.0	2 – 4%	Függő	0.9 – 1.2	Párhuzamos	Igen
Biológiai visszatartás	0.4 – 20.0	4 – 10%	Független <sub>3</sub>	0.6 – 1.2	Soros/párhuzamos	Igen
Árhullám csökkentő tó <sup>4</sup>	Minimum 0.8	10 – 20%	Független	0.9 – 1.8	Soros	Nem
Wetland	Minimum 0.4	10%	Függő	0.3 – 2.4	Soros/párhuzamos	Igen
Visszatartó medence	0.4 – 0.8	0.5 – 1.0%	Független	1.5 – 2.4	Párhuzamos	Nem
Felszín alatti homokszűrő	0.8 – 2.0	2 – 3%	Független	0.3 – 2.4	Párhuzamos	Nem
Felszíni homokszűrő	0.8 – 2.0	2 – 3%	Független	1.5 – 2.4	Párhuzamos	Igen
Szerves anyagú szűrő	0.8 – 2.0	2 – 3%	Független	1.5 – 2.4	Párhuzamos	Igen
Növényzettel borított árok	0.8 – 1.6	10 – 20%	Függő	0.6 – 1.8	Soros	Igen
Növényzettel borított sáv	< 2	Minimum 25% <sup>5</sup>	Függő	Elhanyagolható	Soros	Igen
Olaj zsírfogó	0.4 – 0.8	< 1%	Független	0.9 – 1.8	Soros	Nem
Porózus felület	0.8 – 1.6	Nem értelmezhető	Függő	Nem értelmezhető	Nem értelmezhető	Igen
<b>Új, innovatív megoldások</b>						
Al-só oldat injektálás	20 - 80	< 1%	Független	0	Soros	Nem
Többkamrás tisztító	0.1 – 1.0	0.5 – 1.5%	Független	1.2 – 1.8	Párhuzamos	Igen
Bioszűrő	0.8 – 2.0	2%	Független	1.2 – 1.8	Párhuzamos	Igen
Növényborításos kavics-szűrő	0.8 – 1.2	3 – 5% <sup>6</sup>	Független	0.6 – 1.2	Párhuzamos	Igen
<ol style="list-style-type: none"> <li>Vagy a jellemző vízmélység, vagy az átfolyás során szükséges vízszintesítés</li> <li>A helyi klímával kapcsolatban a száraz és a fagyos időszakok hossza is figyelembe veendő.</li> <li>Abban az esetben, ha felszín alatti drént építünk be.</li> <li>Feltételezve, hogy a vízzáró felületre hulló 12.7 mm csapadékmagasságot tározzuk be.</li> <li>A megfelelő hatásfokhoz legalább ekkora felület szükséges.</li> <li>A területben nincs figyelembe véve az előtisztítás és/vagy a kiegyenlítés helyigénye.</li> </ol>						

**4. táblázat: A műszaki megoldások üzemeltetési vonatkozásai**

<b>Technológia</b>	<b>Beruházási költségek</b>	<b>Üzemeltetési költségek</b>	<b>Fenntartási munkák</b>	<b>Képzési igény<sup>1</sup></b>	<b>Élettartam<sup>2</sup> év</b>
Infiltrációs árok	Mérsékelt - magas	Mérsékelt	Üledék és szemét eltávolítás	Mérsékelt	10 – 15
Infiltrációs medence	Mérsékelt	Mérsékelt	Kaszálás	Alacsony	5 – 10 a fenék felújításáig
Biológiai visszatartás	Mérsékelt	Alacsony	Kaszálás és a növényzet pótlása	Alacsony	5 - 20 <sup>3</sup>
Árhullám csökkentő tó <sup>4</sup>	Mérsékelt	Alacsony	Éves ellenőrzés	Alacsony	20 – 50
Wetland	Mérsékelt - magas	Mérsékelt	Éves ellenőrzés, és a növényzet pótlása	Alacsony	20 – 50
Visszatartó medence	Mérsékelt - magas	Magas	Gyakori tisztítás	Mérsékelt	50 – 100
Felszín alatti homokszűrő	Magas	Magas	A szűrőközeg évenkénti cseréje	Mérsékelt	5 -20
Felszíni homokszűrő	Mérsékelt	Mérsékelt	A szűrőközeg kétévenkénti cseréje	Alacsony	5 20
Szerves anyagú szűrő	Magas	Magas	A szűrőközeg évenkénti cseréje	Alacsony	5 20
Növényzettel borított árok	Alacsony	Alacsony	Kaszálás	Alacsony	5 20
Növényzettel borított sáv	Alacsony	Alacsony	Kaszálás	Alacsony	20 - 50
Olaj zsírfogó	Mérsékelt	Magas	Gyakori tisztítás	Mérsékelt	50 - 100
Porózus felület	Alacsony	Mérsékelt	Félévenkénti vákuumos tisztítás	Alacsony	15 - 20
<b>Új, innovatív megoldások</b>					
Al-só oldat injektálás	Mérsékelt	Mérsékelt	Rendszeres vegyszerpótlás	Alacsony	5 - 20 <sup>4</sup>
Többkamrás tisztító	Magas	Magas	A homokszűrő tisztítása és az olaj abszorbeáló anyag pótlása	Alacsony	5 - 20 <sup>4</sup>
Bioszűrő	Mérsékelt	Mérsékelt	A felhalmozódó üledék és uszadék rendszeres eltávolítása	Alacsony	5 - 20 <sup>4</sup>
Növényborításos kavics-szűrő	Magas	Magas	Rendszeres ellenőrzés és tisztítás	Alacsony	5 – 20
<ol style="list-style-type: none"> <li>1. A mérsékelt szint egy meghatározott képzési időszükségletet jelöl, ha erre nincs szükség az igény alacsony.</li> <li>2. A rendszeres karbantartás és tisztítás, az eltömődött közegek eltávolításának feltételezésével.</li> <li>3. Viszonylag új megoldás, a tényleges élettartam feltételezeten megegyezik a növényzettel borított árkokéval.</li> <li>4. Szakértői vélemény alapján becsült értékek.</li> </ol>					

**5. táblázat: A műszaki megoldások szennyezőanyag eltávolítási hatásfoka (%)**

Technológia	Szennyezőanyagok eltávolítási hatásfokai, %							
	Lebegő- anyag	Összes foszfor	Összes nitrogén	Nitrát	Fémek	Baktériumok	Olaj és zsír	TPH
Infiltrációs árok <sup>1</sup>	75 – 99	50 – 70	45 - 70	NA	75- 99	75 – 98	NA	75
Infiltrációs medence <sup>1</sup>	75 – 99	50 – 70	45 - 70	NA	50 – 90	75 – 98	NA	75
Biológiai visszatartás <sup>1</sup>	75	50	50	NA	75 – 80	NA	NA	75
Árhullám csökkentő tó <sup>2</sup>	46 – 98	20 – 94	28 – 50	24 - 60	24 - 89	NA	NA	NA
Wetland	65	65	20	NA	35 - 65	NA	NA	NA
Visszatartó medence	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Felszín alatti homokszűrő	70 – 90	3 – 70	30 – 50	NA	22 – 91	NA	NA	NA
Felszíni homokszűrő	75 – 92	27 – 80	27 – 71	0 - 23	33 – 91	NA	NA	NA
Szerves anyagú szűrő	90 – 95	49	55	NA	48 – 90	90	90	90
Füborítású árok	30 – 90	20 – 85	0 – 50	NA	0 – 90	NA	75	NA
Füborítású sáv, rézsű	27 – 70	20 - 40	20 – 40	NA	2 – 80	NA	NA	NA
Olaj zsírfogó	20 – 40	<10	<10	NA	<10	NA	50 - 80	NA
Porózus felület	82 - 95	60 - 70	80 - 85	NA	33 - 99	NA	NA	NA
Új, innovatív megoldások								
Al-só oldat injektálás <sup>3</sup>	NA	89	78	14	NA	NA	NA	NA
Többkamrás tisztító	83	NA	NA	14	95	NA	NA	NA
Bioszűrő	95	89	NA	NA	65 – 98	83	NA	NA
Növényborí- tásos kavics szűrő	95	82	75	NA	21 - 80	78	NA	NA
<p>1. Az adatok 12.7 mm csapadékmagasság betározására alkalmas térfogatra vonatkoznak. A hatékonyság közvetlenül kapcsolódik a betározott lefolyás mértékéhez.</p> <p>2. Az értékek három tótípushoz tartoznak: kiterjesztett nedves tó, nedves tó és kiterjesztett száraz tó.</p> <p>3. A vonatkozó eredmény olyan tó vízminőségének vizsgálatához tartozik, amelybe timsóval kezelt csapadékvizet vezetnek be.</p> <p>NA: Nem alkalmazható, vagy értelmezhető.</p> <p>A tisztítási hatásfokok egyébként vagy az átlag koncentráció csökkenésére, vagy az anyagáram csökkenésére vonatkoznak. Az eredmények sok csapadékesemény, illetve hosszú idejű monitoring alapján születtek. Ahol értelmezhető volt, tartományokat adtak meg.</p>								



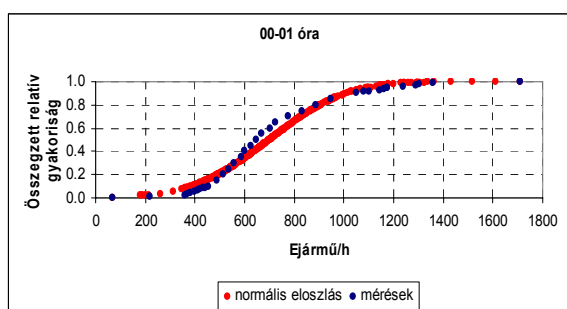
a-c-j: állandó vízborítású tározó, b: „bioretention”, f: kierjesztett, előtározós állandó vízborítású tározó, d: szikkasztó tározó, g: felszín alatti szivárogtató árok, kavics borítással, h: szikkasztó árok, k: fűvesített rézsű, e-i- l: wetland ,

### 1. kép: A közúti közlekedésről származó csapadékvíz tisztító létesítményei

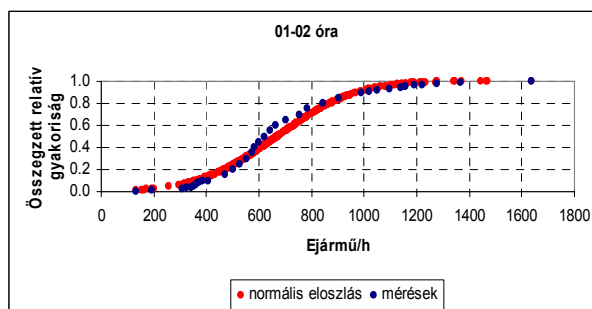
### 3. Függelék

#### Az M0 autópálya diósi mérőállomásán mért adatok eloszlásának kiértékelése

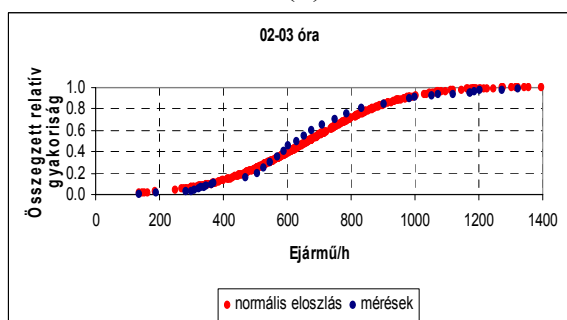
Az értekezésben bemutatjuk, hogy a forgalom éves eloszlása, 95%-os konfidencia szinten a  $\chi^2$ -próba szerint normális eloszlásúnak tekinthető. Az 5. i-xxiv. ábrákon bemutatjuk, hogy az év ugyanazon óráinak forgalma milyen eloszlást követ. Megállapítható, hogy az órai eloszlások döntő többsége maga is normál eloszlású, kivéve a reggel 6 és 10 óra közötti időszakot.



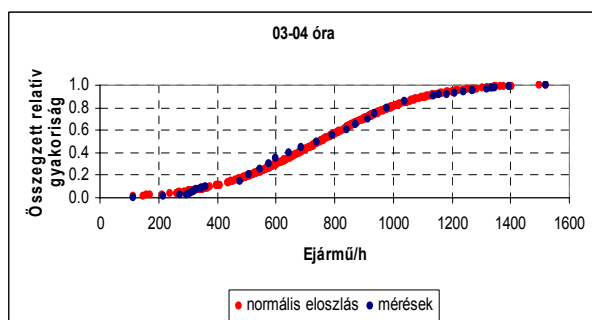
(i)



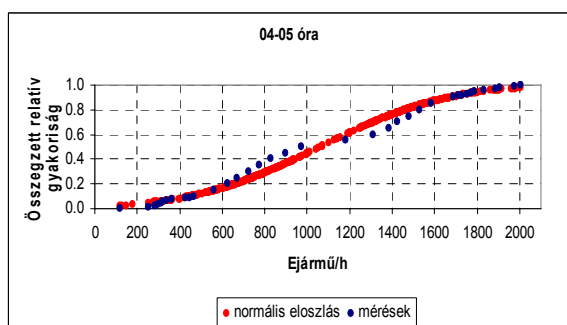
(ii)



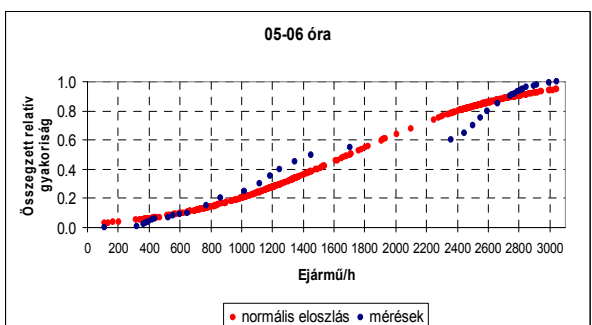
(iii)



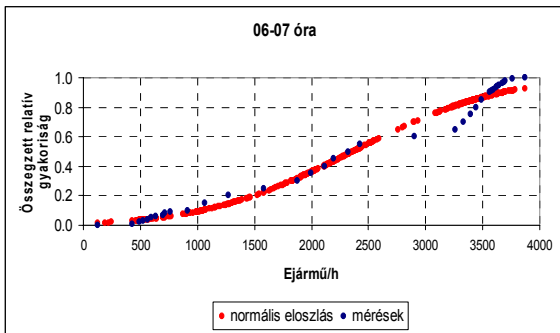
(iv)



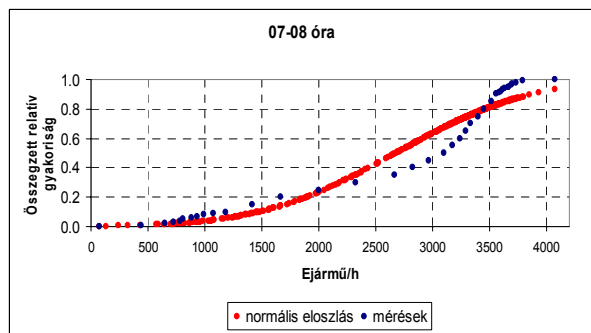
(v)



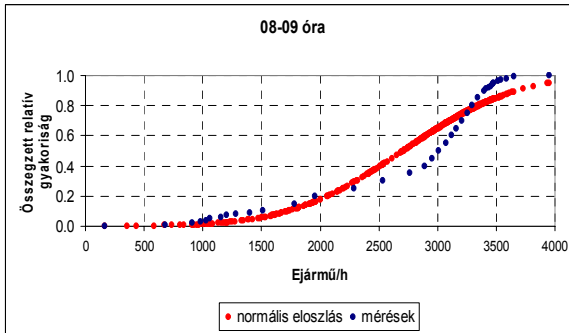
(vi)



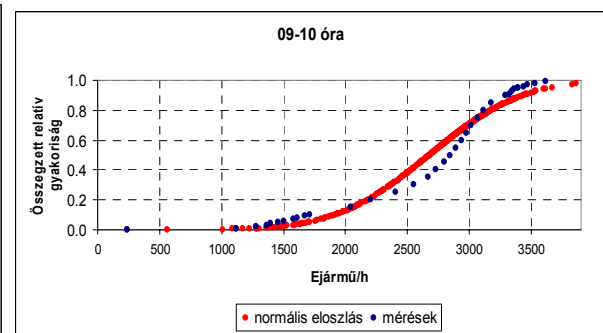
(vii)



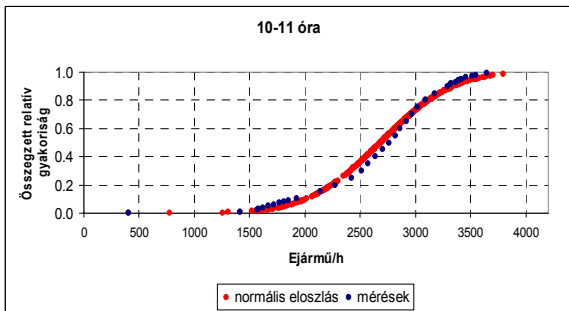
(viii)



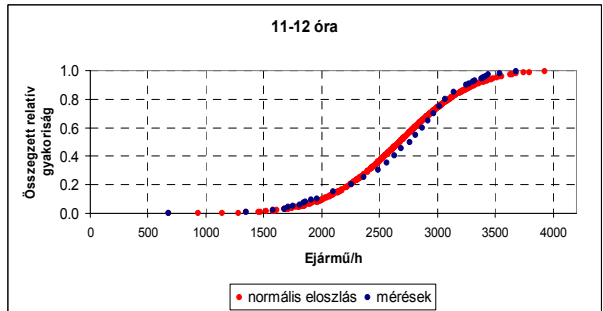
(ix)



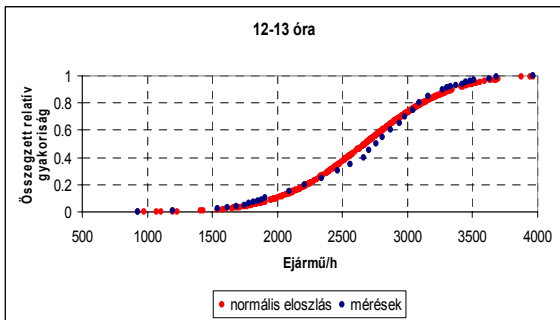
(x)



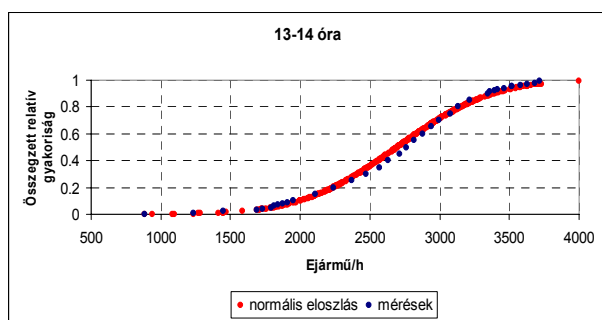
(xi)



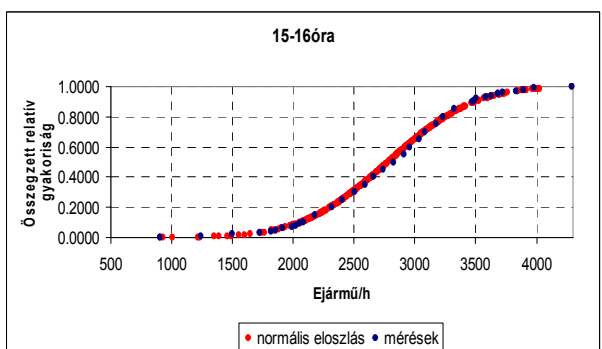
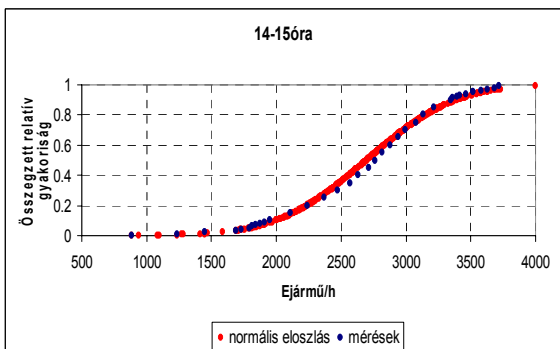
(xii)



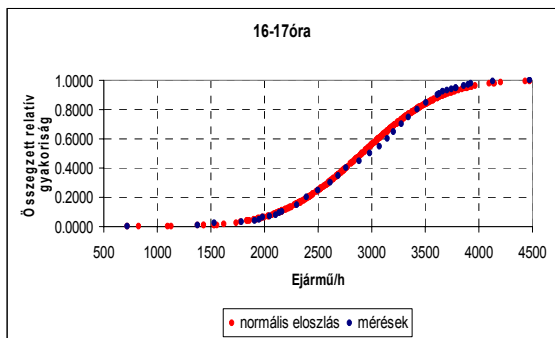
(xiii)



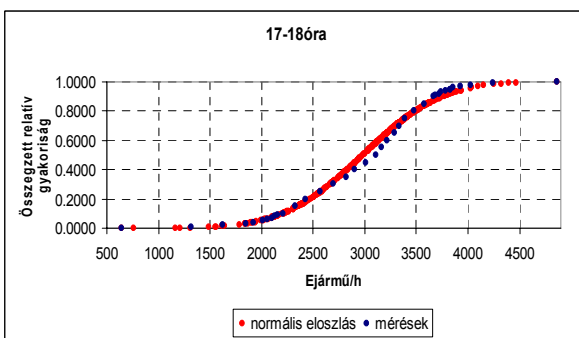
(xiv)



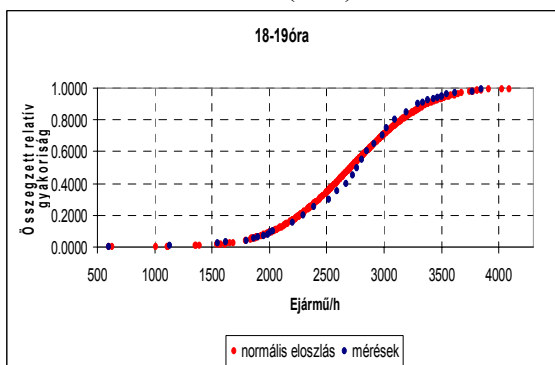
(xv)



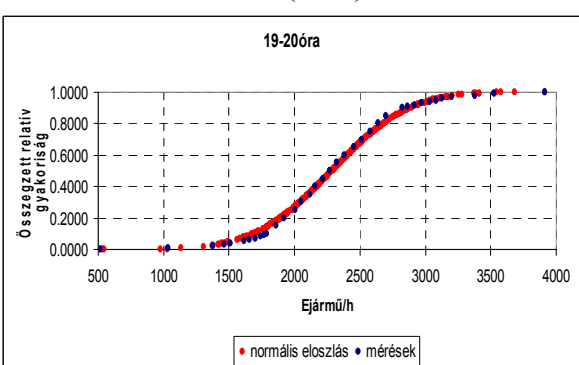
(xvi)



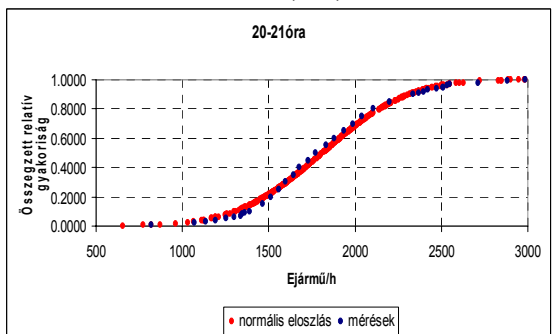
(xvii)



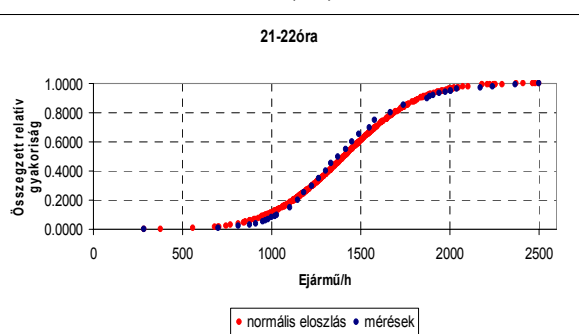
(xviii)



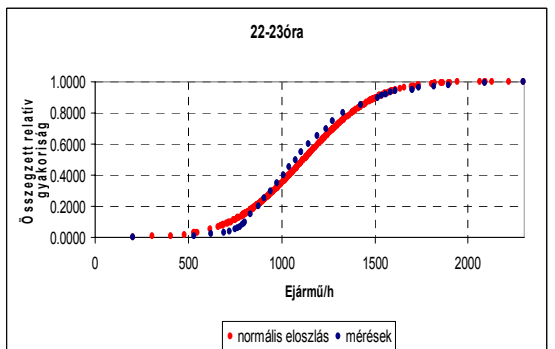
(xix)



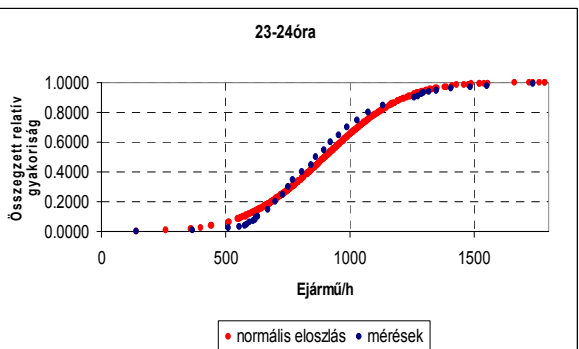
(xx)



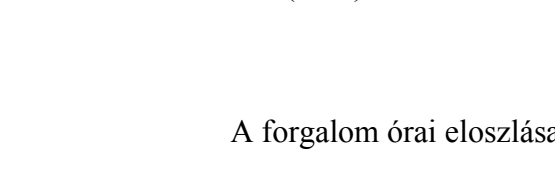
(xxi)



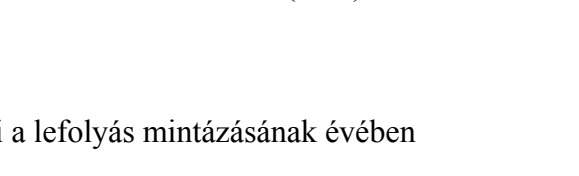
(xxii)



(xxiii)



(xxiv)



A forgalom órai eloszlásai a lefolyás mintázásának évében

## KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

A kutatási munka és az értekezés elkészítéséhez nyújtott segítségéért és támogatásáért elsőként köszönetet mondok témavezetőmnek Somlyódy Lászlónak az akadémia rendes tagjának és Clement Adrienn Ph.D., egyetemi docensnek, továbbá Budai Péter doktorandusz kollégámnak, aki a terepi és laboratóriumi munkákban nélkülözhetetlen feladatokat látott el.

Köszönettel tartozom számos kollégámnak a Vízi Közmű és Környezetmérnöki Tanszéken, akik a menetközben felmerült problémák megoldásában mindig rendelkezésre álltak.

Külön köszönet illeti Dulovics Dezsőt Ph.D. és a NIF ZRT. képviselőjét Tamás Évát, akik az értekezés megalapozását szolgáló kutatási munka megvalósulását tették lehetővé.