

GERE DÁNIEL¹, POMÁZI FLÓRA², SZÖLLŐSI ANNA², JAHANPEYMA PEGAH², ERMILOV ALEXANDER ANATOL², BARANYA SÁNDOR², TOLDY ANDREA^{1,3}

MIKROMŰANYAG SZENNYEZÉS VIZSGÁLATA A DUNA BUDAPESTI SZAKASZÁN

EXPLORING MICROPLASTIC CONTAMINATION IN THE BUDAPEST SEGMENT OF THE DANUBE RIVER

Már a csapból is a mikroműanyagok folynak. Ez egyre értelmezhető úgy is, hogy egyre többször beszélnek a társadalomban, a tudományban, a médiában és a politikában is róluk. Másrészt, szó szerint véve, kutatások kimutatták, hogy megtalálhatók a folyóinkban, tavainkban, de a levegőben és a talajban is. Kutatásunkban a Duna budapesti szakaszának mikroműanyag szennyezettségét vizsgáltuk meg két folyószelvényben, a Budapesti Központi Szennyvíztisztító Telep sodorbelti bevezetése előtt, illetve után. Az összegyűjtött mikroműanyagokat optikai mikroszkóppal és Fourier-transzformációs infravörös spektrometriával (FTIR) elemeztük.

Microplastics are already flowing from the tap. On the one hand, this can be interpreted as the fact that they are increasingly discussed in society, in science, in the media and in politics. On the other hand, taken literally, research has shown that they can be found in our rivers and lakes, but also in the air and soil. In our research, we investigated the microplastic contamination of the Budapest section of the Danube in two river sections, before and after the introduction of the Budapest Central Wastewater Treatment Plant. The collected microplastics were analyzed by optical microscopy and Fourier transform infrared spectrometry (FTIR).

1. BEVEZETÉS

A mikroműanyagokról egyre többször beszélnek a társadalomban, a tudományban, a médiában és a politikában is, azonban számos tévhit kering a mikroműanyagokról. Ennek az cikknek az is a célja, hogy összefoglalja a mikroműanyagokkal kapcsolatos legfontosabb tudnivalókat.

A szakirodalomban a mikroműanyagok méretét különbözőképpen definiálják, egyes kutatók az 5 mm-nél, míg mások a 0,5 mm-nél kisebb műanyag részecskéket hívják mikroműanyagoknak. A tudományos folyóiratokban már megkülönböztetik a nanoműanyagokat is, amelyek 0,1 µm-nél vagy 1 µm-nél kisebb műanyag részecskéket jelentik [1, 2].

Eredetük szerint a mikroműanyagok két nagy csoportra oszthatók: elsődleges, illetve másodlagos mikroműanyagok. Az elsődleges mikroműanyag olyan mikrométeres tartományba eső műanyag részecske, amelyet szándékosan bizonyos alkalmazásokhoz vagy termékekhez gyártanak. Ezzel szemben a másodlagos mikroműanyagok műanyag termékek szétföredezésével vagy nagyobb műanyag részek tördelődésével keletkeznek. Azonban a környezetben ez a két csoport gyakorlatilag megkülönböztethetetlenül

válak az elsődleges mikroműanyagok kis aránya, valamint az időjárási és öregedési hatások következtében [1-3].

Évente mintegy 145 ezer tonna elsődleges mikroműanyagot adnak hozzá szándékosan az EU piacán forgalomba hozott termékekhez, többek között kozmetikumokhoz, mosószerekhez, festékekhez, műtrágyákhoz, növényvédő szerekhez, valamint az olaj- és gáziparban használt termékekhez. Emellett mikroműanyagokat használnak a műfüves sportpályák puha töltőanyagaként is. Becslések szerint évente mintegy 42 ezer tonna elsődleges mikroműanyag kerül a környezetbe. Az ilyen kibocsátások elkerülése vagy csökkentése érdekében az EU a vegyi anyagokra vonatkozó uniós jogszabályok (REACH) értelmében széles körű korlátozást fogadott el az elsődleges mikroműanyagokra vonatkozóan az EU-ban forgalomba hozott termékek esetén. Ez a korlátozás

¹ Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem, Gépészmérnöki Kar, Polimertechnika Tanszék, 1111 Budapest, Műegyetem rkp. 3.

² Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem, Építőmérnöki Kar, Vízépítési és Vízgazdálkodási Tanszék, 1111 Budapest, Műegyetem rkp. 3.

³ MTA-BME Lendület Fenntartható Polimerek Kutatócsoport, 1111 Budapest, Műegyetem rkp. 3.

várhatóan húsz év alatt körülbelül 500 ezer tonna mikroműanyag kibocsátását akadályozza meg [3].

Becslések szerint az EU-ban évente 0,7-1,8 millió tonna másodlagos mikroműanyag kerül a környezetbe. Azonban a különböző környezeti hatások (pl. fotooxidáció, kopás, erózió, biológiai lebomlás) okozta alakváltozások miatt nehézkes a kiindulási műanyag termék, ezáltal pedig a kibocsátási forrás megállapítása is [2, 3].

Összességében elmondható, hogy a természetben található mikroműanyagok sűrűsége nagyjából 0,8 és 2 g/cm³ között van, de az 1 g/cm³ körüli sűrűség a legelterjedtebb. Egy környezetvédelmi szempontból releváns mikroműanyag részecske átlagosan 12,5 µg tömegű, 0,011 mm³ térfogatú és 1,14 g/cm³ sűrűségű. Formájukat tekintve a mikroműanyagok három fő csoportba sorolhatók: szálak, fóliák, töredékek. A környezetbe kerülve az alakjuk felismerhető marad, de pl. a szálhossz vagy a fólia felülete idővel csökkenhet. A mikroműanyagok alapanyaga leggyakrabban polietilén (PE), poli(etilén-tereftalát) (PET), poliamid (PA), polipropilén (PP), polisztirol (PS), poli(vinil-alkohol) (PVA) és poli(vinil-klorid) (PVC). Ez jó egyezést mutat a legnagyobb mennyiségben hulladékként jelentkező és a környezetbe kerülő műanyag csomagolási hulladékokkal [3, 4].

A különböző kutatások a mikroműanyagokat már kimutatták a levegőben, a talajban, a vizekben és még a palackos ásványvízben is [5, 6]. A folyami mikroműanyag terhelés mérése a műanyag részecskék vándorlásának összetettsége miatt új kihívások elé állítja a témával foglalkozó kutatókat. Mivel a jelenség valamennyire hasonlít a folyókban utazó szerves hordalék (iszap, homok, kavics) vándorlásához, a mérési eljárások fejlesztésénél egyes kutatók a hordalékmérésekből indultak ki. Egyes kutatások [7] a vízszlop különböző mélységeiben (vízfelszín, vízszlop közepe, mederfenék) vizsgálják a mikroműanyag koncentrációt, amíg mások [8] nem a vízszlopban szállított, hanem

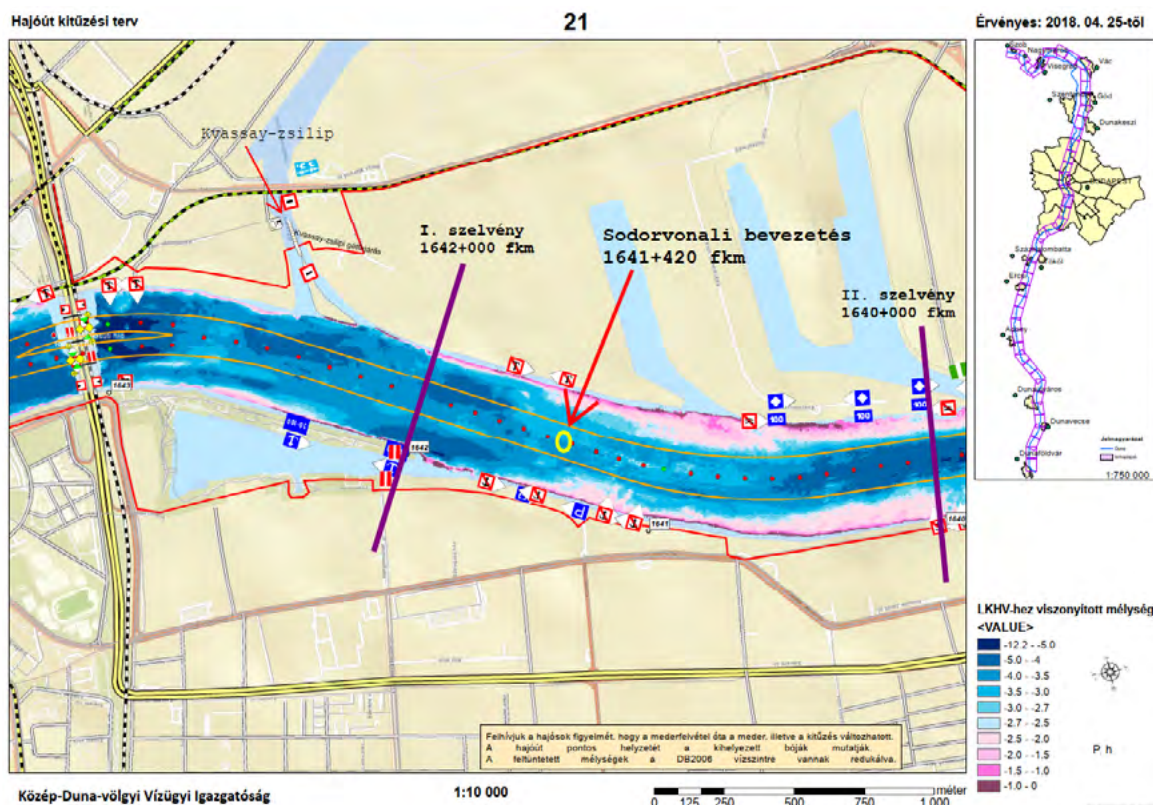
a mederanyagban kiülepedett mikroműanyag terhelést elemzik a mederanyag mintázásával. Liedermann és társai [7] kimutatták, hogy az sem mindegy, hogy a folyók mely részén történik a mintavételezés, hiszen akár 30-szoros mennyiségi eltérés is lehet egy-egy mérés között. Az eltérésnek az az oka, hogy a műanyagok a partok mentén felhalmozódhatnak és könnyebben szállíthatók. A vízben található mikroműanyagok gyűjtése leggyakrabban hálós, szivattyús, illetve szítás módszerrel történik [9].

Kutatásunk fő célja, hogy megvizsgáljuk a Duna budapesti szakaszának mikroműanyag szennyezettségét két folyószelvényben, szelvényenként 3-3 függőben a Budapesti Központi Szennyvíztisztító Telep sodorbelti bevezetése előtt, illetve után. További célunk, hogy megalapozzuk a jövőbeli kutatásunknak, amely során a mikroműanyagok újrahasonosíthatóságát tervezzük megvizsgálni.

2. MINTAVÉTEL ÉS MINTA ELŐKÉSZÍTÉS

2.1. MINTAVÉTELI TERÜLET ISMERTETÉSE

A folyami mikroműanyag terhelés egyik legjelentősebb forrását a szennyvíztisztító telepek jelentik [10]. Éppen ezért a mérési terület kiválasztásánál lényeges szempontnak tekintettük, hogy a szennyvíztisztító bevezetése előtt (1642+000 fkm), valamint után (1640+000 fkm) legyenek a szelvények, hogy a szennyvíztisztító esetleges hatásait figyelembe tudjuk venni, noha azok minősítése nem képezi szerves részét jelen tanulmányunknak. A Budapesti Központi Szennyvíztisztító Telep sodorbelti bevezetése a Duna 1641+420 fkm szelvényében található. Két folyószelvényben mintavételeztünk, az egyiket közvetlenül a bevezetés alatt, a másikat pedig a felett jelöltük ki. Szelvényenként 3-3 függő koordinátáit a mérés előtt meghatároztuk és a Dunán GPS használatával álltunk rá a pontokra (1. ábra).



1. ábra: A mintavételezéshez kijelölt szelvények

2.2. MINTAVÉTELI MÓDSZER ISMERTETÉSE

A méréseket egy vízen úszó pontonról (mérőtag) végeztük, ami két 6 méteres hajótestre épített felépítmény, motorcsonakkal mozgatható és vasmacskával a folyó bármely pontjában rögzíthető (2/a ábra). A mintavétel során ráálltunk a kijelölt mérési pontra és egy akusztikus Doppler-elvű áramlásmérő (ADCP) műszer segítségével megmértük az ottani vízmélységet. Az ADCP-t a mérőtagra szereltük, hogy az egész vízoszlopban tudja mérni az áramlási sebességet. Ez úgy működik, hogy a készülék egy hanghullámot bocsát ki, ami a vízben lévő szilárd részecskékről (pl. lebegtetett hordalékszemcse vagy mikroműanyag) visszaérkezik a műszerbe. A készülék ezután a Doppler-effektus segítségével meghatározza a részecskék sebességét, ami közelítőleg megegyezik a víz áramlási sebességével.

A mintaterület mikroműanyag szennyezettségének minél részletesebb feltárása érdekében a méréseket egy adott vízoszlop három különböző mélységében végeztük. Az ADCP segítségével meghatározott teljes függély menti vízmélységet elharmadolva határoztuk meg a mintavételi pontok mélységét; egy elektromos csörlőrendszer segítségével engedjük le a hálókat a megfelelő mélységekbe (2/b ábra). Az ADCP műszerrel a vízmélységgel együtt az áramlási sebesség függély menti eloszlását (vertikális sebességprofil) is meghatároztuk, hogy később meg tudjuk becsülni a mikroműanyag mennyiségét egységnyi víztérfogatra vonatkoztatva. Mivel az ADCP a mederfenékhez közel jellemzően pontatlan eredményt ad, vagy nem is mér (vakzóna), az alsó háló keretére egy pontbeli mérésekre használható, akusztikus Doppler-elvű sebességmérő (ADV) műszert rögzítettünk annak érdekében, hogy a mederfenékhez közeli pontban is meg tudjuk mérni az áramlási sebességet. Ezáltal a mérési függélyek legalsó pontjában is pontosabban becsülhettük a mikroműanyag fajlagos mennyiségét.

a)



b)



△ 2. ábra: Mérőponton (a) és a mintavevő háló (b)

A mintavevő hálót Liedermann és társai [7] példája alapján alakítottuk ki, tehát 3 db 600 mm x 600 mm-es keretet készítettünk, amire 500 µm-es lyukbőségű, poliamid anyagú hálót szereltünk. Az osztrák tanulmány [7] alapján ez a lyukbőség működött a leghatékonyabban az eltömődés idejének, a gyűjtött mikroműanyag mennyiségének és a háló áramlási ellenállásának szempontjából. Az elvart befogható mikroműanyag mérettartomány tehát az 500 µm és 5 mm közé eső darabokat jelentette. A hálók végére 250 mm átmérőjű PVC csöveket szereltünk, ezek végére bilincsekkel hálódarabokat erősítettünk, amelyekbe a mintát gyűjtöttük.

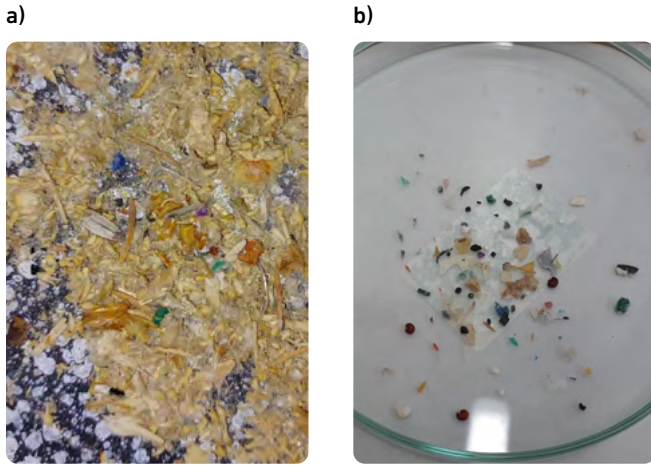
A mintavételezés minden függélyben 30 percig tartott, majd kiemeltük a hálókat a vízből (3. ábra). Ezután egy merülőszivattyú és egy tömlő segítségével belemostuk a mintavételező hálóval összegyűjtött mintát a PVC cső aljához rögzített mintagyűjtő hálóba. Mivel kívülről engedjük rá a vizet, ezért a beszivattyúzott műanyagos folyóvíz nem okozott zavart a mintában. Ezt követően vágunk új hálódarabokat, amelyeket rászertünk a PVC csövek végére, majd ráálltunk a következő koordinátára. A terepi mérés végeztével az összegyűjtött mintákat laborba szállítottuk és az elemzésig sötét, hűvös helyen tároltuk a mikrobiológiai folyamatok visszaszorítása érdekében.



△ 3. ábra: A kiemelt mintavételi háló és az aljában összegyűjtött minta

2.3. A DUNA VIZÉBŐL VETT MINTÁK ELŐKÉSZÍTÉSE A VIZSGÁLATOKHOZ

A Dunából vett mintákat a mintavétel után szárítószekrényben 40 °C-on kiszárítottuk a könnyebb kezelhetőség érdekében. Általában nem voltak jelentősen nagyobb méretű „szennyezők” a mintában, amit mégis találtunk, azt megpróbáltuk kézzel eltávolítani (pl. gallyak). Ezután a száraz anyagot finoman szétördeltük (pl. leveleket) és NaCl oldatba helyeztük, hogy a sűrűbb anyagok leülepedjenek. Egy mintára 5 liter vizet öntöttünk, 0,5 kg sóval elkeverve. 24 óra elteltével leföldröttük az oldatot és a megmaradt anyag újra szárítószekrénybe került. A mintát ezt követően 24 órára H₂O₂ oldatba tettük, hogy a szerves anyagok lebomljanak. Érdeemesnek tartjuk megjegyezni, hogy a H₂O₂ oldatban történő hatékony áztatás ideje 7 órától több napig, akár 1 hétig is eltarthat a minta anyagi összetételétől és térfogatától függően [11]. A dunai minták esetében 24 órás áztatás elegendőnek bizonyult, 1 nap elteltével a szerves „szennyezőanyagok” kellő mértékben degradálódtak, mind struktúrájukat, mind színüket elvesztették, emiatt későbbiekben már viszonylag könnyen el lehetett különíteni a mikroműanyagokat a szerves szennyezőanyagoktól. Ezt is leföldröttük, majd kiszárítottuk (4/a ábra). A száraz mintát a



△ 4. ábra: Az előkezelt, de még „szennyezőket” is tartalmazó minta (a) és a kiválogatott mikroműanyagok (b)

száritószekrényből kivéve kézzel válogattuk szét. A válogatás szabad szemmel, csipesz segítségével történt. Miután a mintát szétválogattuk (4/b ábra), egy $\pm 0,1$ mg pontosságú Shimadzu analitikai mérleggel lemértük külön-külön a mikroműanyagok tömegét.

3. EREDMÉNYEK

3.1. VÍZHÓZAM A MINTAVÉTELEZÉS SORÁN

A mintavételezés napján mozgóhajós ADCP mérést végeztünk és meghatároztuk a dunai vízhozamot a két mintavételi szelvényben. Erre azért van szükség minden mérés előtt, mert így a mért mikroműanyag terhelési értékeket vízjárási állapotokhoz tudjuk kötni és megvizsgálhatjuk a kapcsolatukat. A mért vízhozam $1500 \text{ m}^3/\text{s}$ -ra adódott, ami a Duna középvízi hozamánál (kb. $2200 \text{ m}^3/\text{s}$) valamivel alacsonyabb, de a tipikus kisvízi hozamoknál magasabb.

3.2. MIKROMŰANYAG HOZAM A DUNA BUDAPESTI SZAKASZÁN

A mikroműanyag tömegáramának meghatározásához először kiszámoltuk a mikroműanyag koncentrációt, illetve a fajlagos mikroműanyag hozamot az összes mintavételi pontban. A mikroműanyag koncentrációhoz meg kell határozni a szűrt víz térfogatát (V), amit az (1)-es összefüggés alapján számítottunk ki.

$$V = A \cdot v \cdot t \quad (1)$$

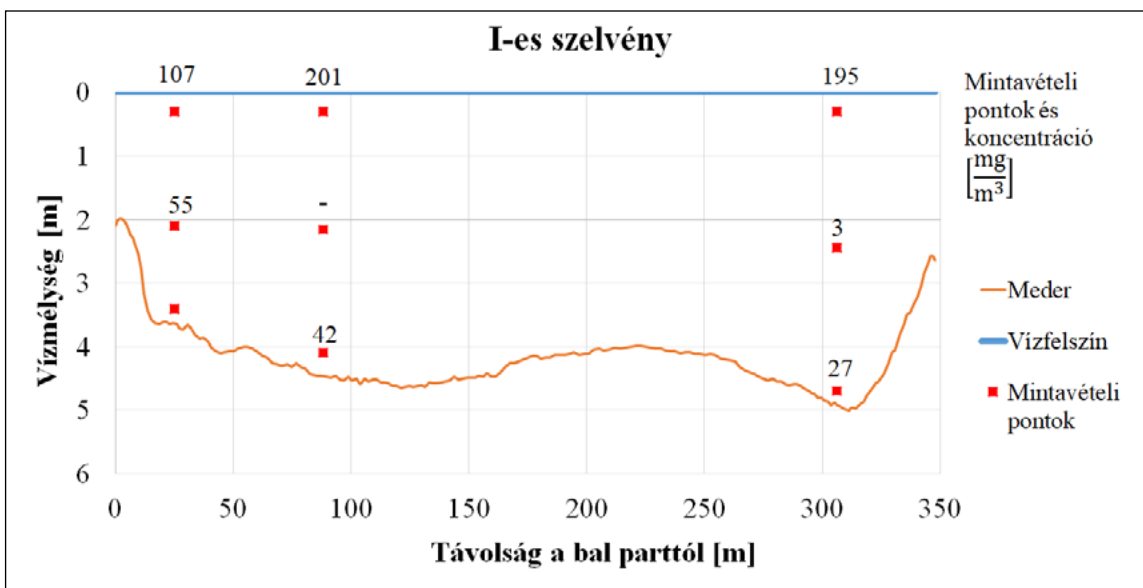
ahol A a háló területe (ez minden hálónál $0,36 \text{ m}^2$ volt), v a víz áramlási sebessége a mintavételi pontban, t a mérés időtartama.

A kiszámított víztérfogat és a mért mikroműanyag tömegek alapján meghatároztuk a koncentrációkat (C) a (2)-es összefüggést használva.

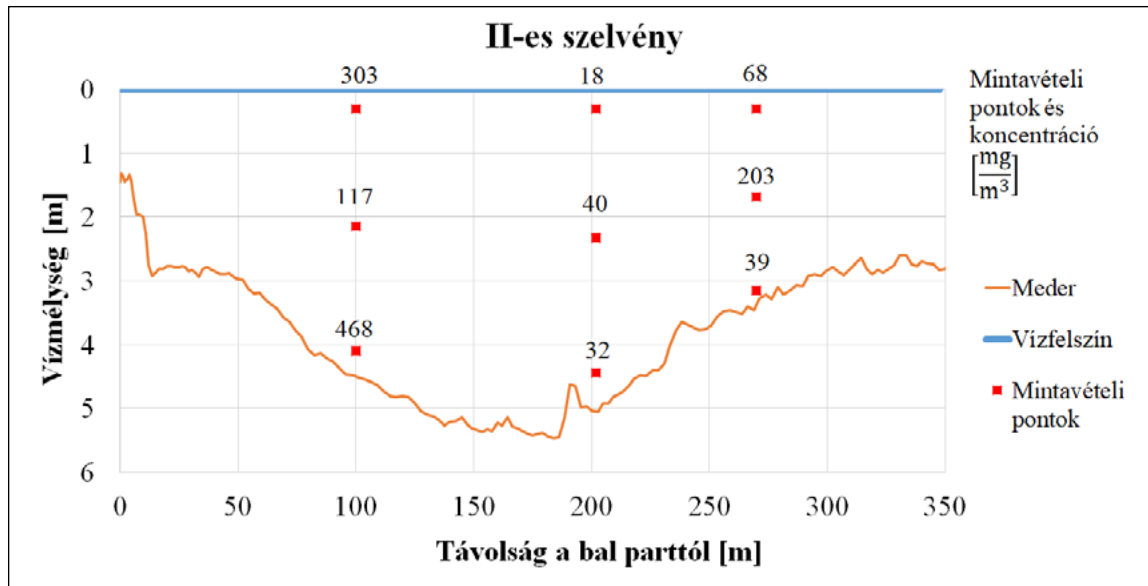
$$C = \frac{m}{V} \quad (2)$$

ahol m a kiszűrt mikroműanyagok tömege.

A meghatározott mikroműanyag koncentrációkat az 5. és a 6. ábrák mutatják. A kiszámított értékek alapján megfigyelhető, hogy a Duna ezen szakaszán, a vizsgált vízjárási állapotban jellemző mikroműanyag koncentráció értékek $0-500 \text{ mg}/1000 \text{ m}^3$ között változtak, tehát 1000 m^3 vízben maximum fél grammnyi műanyag szennyezést találtunk. A kapott töménység értékek nagyságrendileg összhangban vannak a Duna bécsi szakaszán végzett mérések alapján meghatározott adatokkal. Liedermann és társai [7] $0-3000 \text{ mg}/1000 \text{ m}^3$ közötti értékeket kaptak, azonban magasabb, $3400 \text{ m}^3/\text{s}$ -os vízhozam mellett. A szelvényen belüli eloszlásukat tekintve nem mutatható ki egyértelmű összefüggés, hogy hol vándorol több vagy kevesebb mikroműanyag. A mederfenék közelében ugyanúgy megtalálhatók alacsony és magas értékek is, mint a vízfelszínnél. Ezen eredményeink rámutatnak arra, hogy a gyakorlatban elsődlegesen alkalmazásban lévő mintavételi módszerek, vagyis a vízfelszíni hálós, illetve a kanalas medermintázás önmagukban valóban nem feltétlenül reprezentatívak.



△ 5. ábra: A mikroműanyag koncentráció változása a szennyvízbevezetés feletti (I-es) szelvényben



△ 6. ábra: A mikroműanyag koncentráció változása a szennyvízbevezetés alatti (II-es) szelvényben

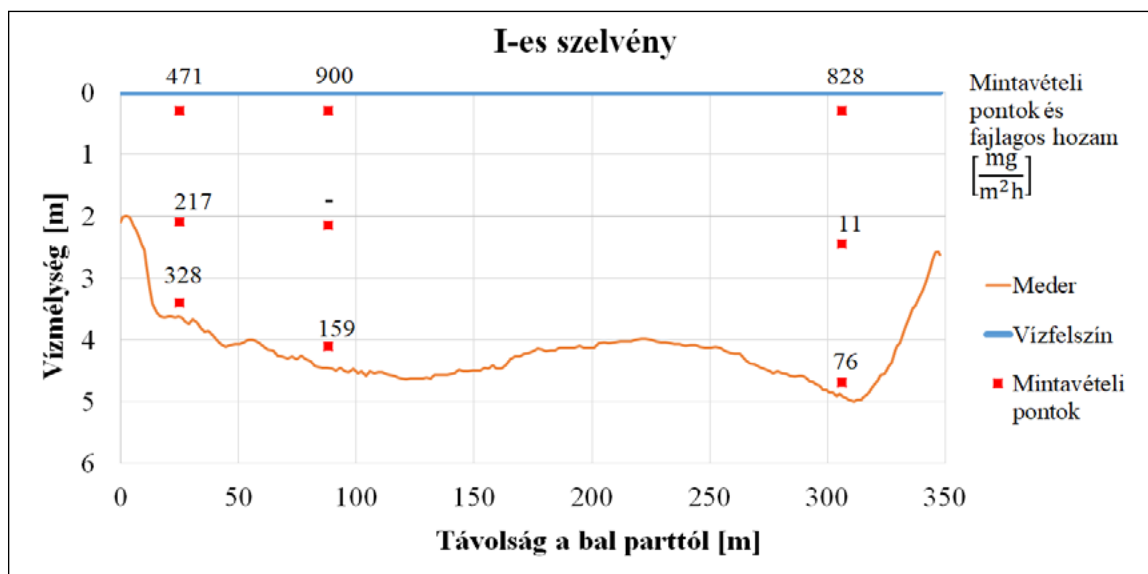
A különböző anyagú és típusú mikroműanyagok sűrűsége döntően befolyásolhatja, hogy a vízoszlopon belül éppen melyik rétegben utaznak. Emellett méretük, alakjuk, csoportosulásuk (aggregáció) vagy éppen a felületükre tapadt szerves anyagok mind befolyásolhatják az elhelyezkedésüket a vízoszlopon belül.

A számított koncentrációkat felhasználva minden pontban meghatároztuk a fajlagos mikroműanyag hozamot (q) a (3)-as összefüggéssel, ami a mintavételi pontra jellemző tömegáramot fejezi ki.

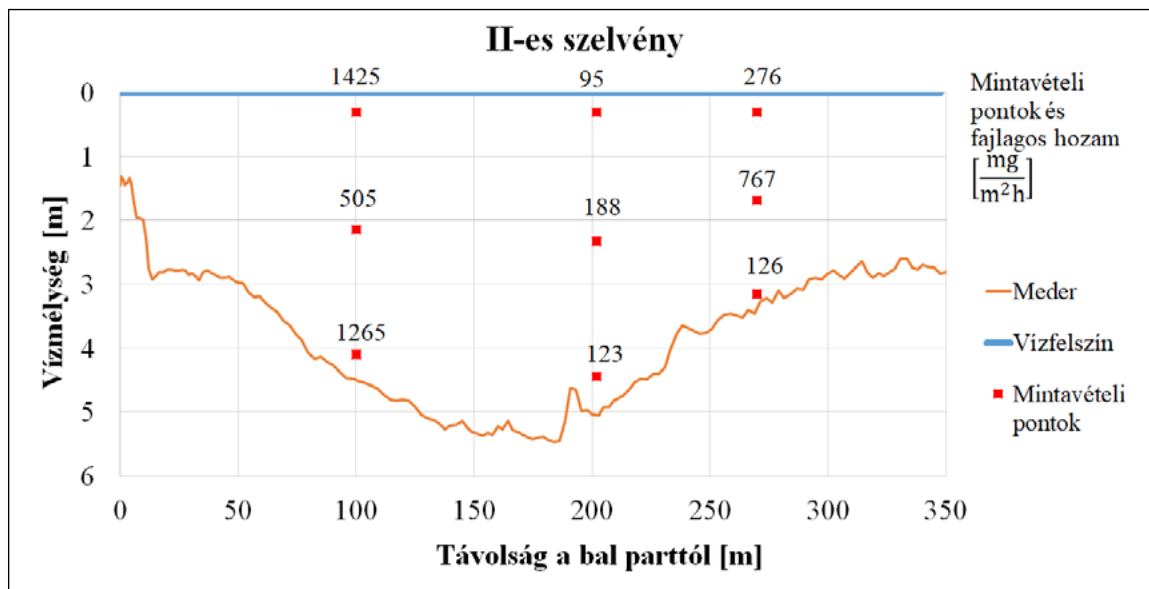
$$q = C \cdot v \quad (3)$$

A teljes szelvény menti mikroműanyag hozam a fajlagos töménység értékeinek (7. és 8. ábra) szelvény menti integrálásával kapható meg. Belátható, hogy az áramlási sebesség szintén

meghatározó paraméter, homogén mikroműanyag koncentráció mellett a magasabb áramlási sebességű rétegben szállítódna a legnagyobb tömegáram. Kutatásunkban jó közelítésként az átlagos koncentráció és a vízhozam szorzataként adjuk meg a teljes szelvényen átáramló mikroműanyag tömegáramát. A mikroműanyagok szelvényátlagolt koncentrációja 104 és 143 mg/1000 m³-re adódott az első és a második szelvényre. Ha ezeket az értékeket felszorozzuk a Duna vízhozamával (a mintavételkor 1500 m³/s volt), 156 és 215 mg/s tömegáramokat kapunk a két szelvényre. Ez azt jelenti, hogy a vizsgált vízjárási állapotban a Duna ezen szakaszán egy másodperc alatt kb. 0,2 g mikroműanyag áramlik át, ami egy nap alatt kb. 17 kg, egy év alatt pedig kb. 6 tonna mikroműanyagot jelent. Összehasonlításként a Duna vizsgált szakaszán az átlagos évi lebegtetett hordalékhozam ennek kb. 200 000-szerese, azaz 1,3 millió tonna évente.



△ 7. ábra: A fajlagos mikroműanyag hozamok változása a szennyvízbevezetés feletti (I-es) szelvényben



△ 8. ábra: A fajlagos mikroműanyag hozamok változása a szennyvízbevezetés alatti (II-es) szelvényben

3.3. MIKROMŰANYAGOK ANYAGÁNAK AZONOSÍTÁSA FTIR-REL

A mikroműanyagok anyagának azonosítását Bruker Tensor 37 típusú Fourier-transzformációs infravörös (FTIR) spektrométerrel, csillapított teljes reflexiós (ATR) módszerrel vizsgáltuk. A méréseket a 400-4000 cm^{-1} hullámszámtartományon, 2 cm^{-1} -es felbontással, 16 párhuzamos pásztázással végeztük.

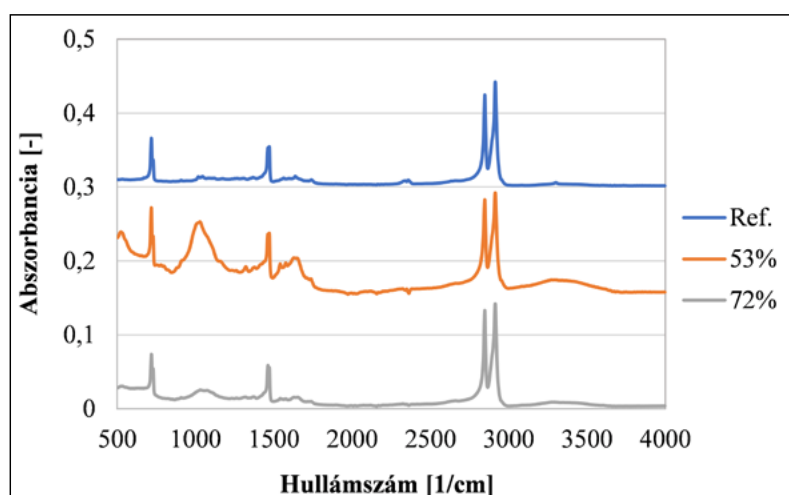
Az FTIR-rel történő elemzés fő célja az volt, hogy megértsük, milyen műanyag típusok fordulnak elő mikroműanyagként a Dunában, ezáltal talán a szennyezés forrásáról is tudunk következtetéseket levonni. Az FTIR-es vizsgálat során többféle műanyagot is detektáltunk, többek között polisztirolt, polietilént, polipropilént, poli(vinil-klorid)-ot, poli(etilén-tereftalát)-ot és termoplasztikus elasztomereket (TPE/TPS) is.

Azonban számos mikroműanyag azonosítása nehézkes volt, mivel a spektrumkönyvtárban található referenciaspektrumok, illetve a vizsgált minta spektruma csak kismértékű egyezést mutatott. Például volt olyan homogén mikroműanyag, amelyik az egyik mérési ponton 72%-os, amíg egy másik mérési ponton csak 53%-os egyezést mutatott a referencia HDPE (nagy sűrűségű polietilén)

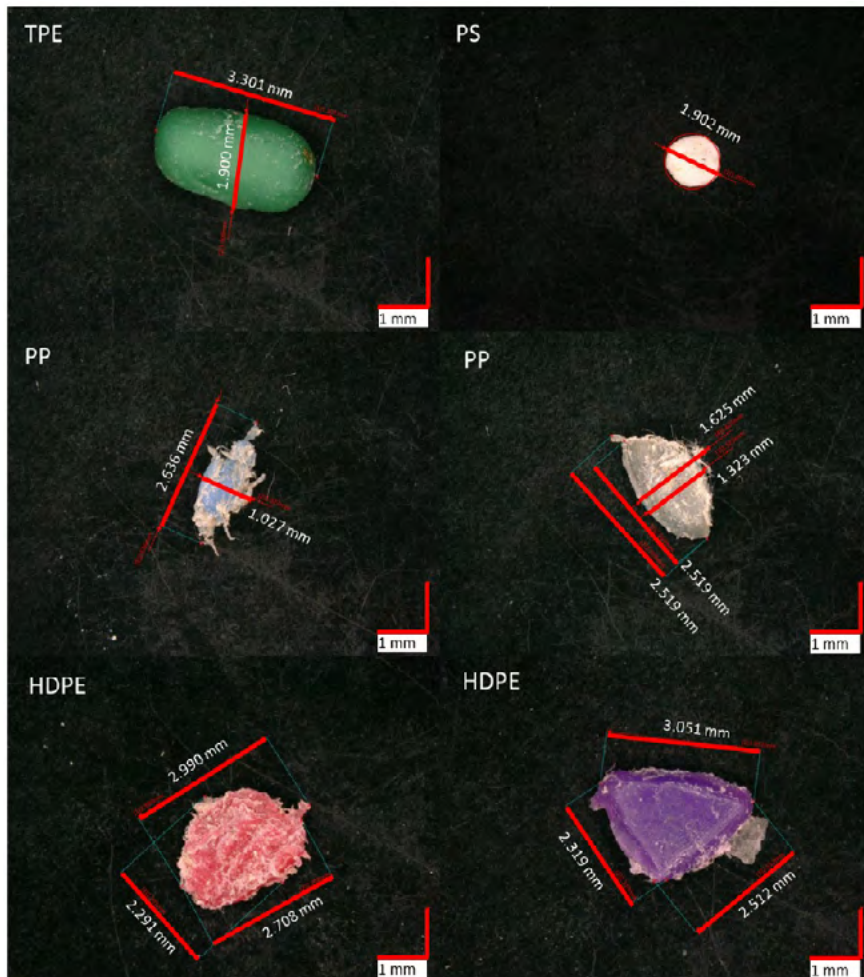
spektrumával (9. ábra). Ez számos okra is visszavezethető, például a mikroműanyagok környezeti vagy a tisztítási folyamat során elszenvedett degradációja, illetve ezek együttes hatása is nehezíthette az azonosítást. Továbbá a minta felületén maradt esetleges szennyezők is gátolhatják a mikroműanyag azonosítását.

3.4. MIKROMŰANYAGOK MÉRETÉNEK ELEMZÉSE OPTIKAI MIKROSKÓPPAL

A mikroműanyagok geometriai méreteit Keyence VHX-500 típusú optikai mikroszkóppal elemeztük azzal a céllal, hogy feltárjuk a mikroműanyagok méret szerinti eloszlását. A 10. ábra néhány tipikus mikroműanyag mintát mutat, azok jellemző méreteivel. A mintavételi módszerünk alapján, 0,5 mm-es háló alkalmazásával, nem vártunk 0,5 mm alatti mérettartományba eső mikroműanyagokat. Az optikai mikroszkópos elemzés alapján jól látszik, hogy az egyes mikroműanyagok tényleg a várt mérettartományba esnek, néhány mm-es kiterjedéssel. Alakjuk és színük szerint nagyon változatosak, megtalálhatók szabályos és szabálytalan alakú minták is.



◁ 9. ábra: Referencia HDPE és egy mikroműanyagról felvett FTIR spektrumok



△ 10. ábra: Jellemző mikroműanyagok optikai mikroszkópos képei és méretei

4. ÖSSZEFOGLALÁS

Kutatásunkban a Duna budapesti szakaszának mikroműanyag szennyezettségét vizsgáltuk meg. Két folyószelvényben, szelvényenként 3-3 függélyben mintavételeztünk a Budapesti Központi Szennyvíztisztító Telep sodorbelti bevezetése előtt és után. A mintavételezéshez 500 µm-es lyukbőségű poliamid hálót használtunk.

A vizsgált vízjárás állapotban a Duna ezen szakaszán egy másodperc alatt kb. 0,2 g mikroműanyag áramlik át, ami egy nap alatt kb. 17 kg, egy év alatt pedig kb. 6 tonna mikroműanyagot jelent. Az összegyűjtött mintákat különböző kémiai kezelésekre és válogatási módszereknek vetettük alá, majd a kiválogatott mikroműanyagokat optikai mikroszkóppal és FTIR-rel vizsgáltuk meg.

A nemzetközi trendekhez hasonlóan, Magyarországon is a legtöbb műanyagot a csomagolóipar dolgozza fel [12, 13]. Azonban a csomagolóanyagok, funkciójukból adódóan, nagyon rövid használati idejűek (akár csupán néhány nap), emiatt rövid időn belül hulladékként jelentkeznek [4]. Ezzel összhangban az optikai mikroszkópos felvételek és a FTIR vizsgálat alapján néhány esetben következtetni tudunk a mikroműanyagok eredetére. Találtunk olyan polietilén mikroműanyagokat, amelyek zacskóból, címkéből származhatnak. Emellett vannak olyan mikroműanyagok, amelyek valószínűleg poliolefin kupakhoz, illetve PET palackhoz köthetők. Kiszűrtünk olyan PVC mikroműanyagot is, amely valószínűsíthetően lufiból származik. Továbbá az építőiparhoz köthető, könnyedén felismerhető expandált polisztirol (EPS) gömböket is találtunk a mikroműanyagok között.

A kutatásunkat folytatva, ha nagyobb mennyiségben rendelkezésünkre fog állni mikroműanyag, a jövőben vizsgálni fogjuk ezek újrahasznosíthatóságát is.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

A cikkben bemutatott kutatás a Széchenyi Terv Plusz program keretében az RRF-2.3.1-21-2022-00008 számú projekt támogatásával valósult meg. A kutatás a Nemzeti Kutatási Fejlesztési és Innovációs Hivatal (NKFIH) K 142517, K 143623 és PD 146135 pályázatainak a Nemzeti Kutatási Fejlesztési és Innovációs Alapból finanszírozott támogatásával készült. Gere Dániel kutatása a Bolyai János Kutatási Ösztöndíj és a Kulturális és Innovációs Minisztérium ÚNKP-23-5-BME-453 kódszámú Új Nemzeti Kiválóság Programjának a Nemzeti Kutatási, Fejlesztési és Innovációs Alapból finanszírozott szakmai támogatásával készült.

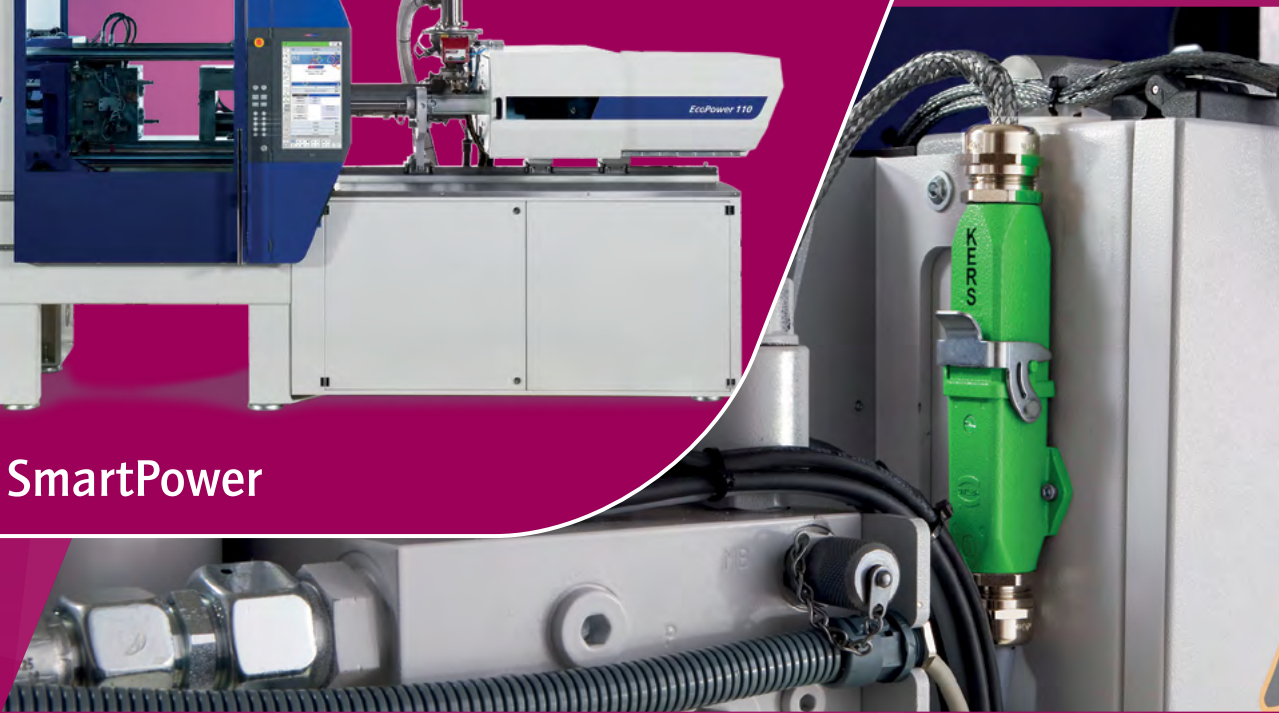
IRODALOMJEGYZÉK

- [1] Ronkay, F.; Molnar, B.; Gere, D.; Czigany, T.: Plastic waste from marine environment: Demonstration of possible routes for recycling by different manufacturing technologies. *Waste Management*, 119, 101-110 (2021).
- [2] Koelmans, A. A.; Redondo-Hasselherm, P. E.; Nor, N. H. M.; de Ruijter, V. N.; Mintenig, S. M.; Kooi, M.: Risk assessment of microplastic particles. *Nature Reviews Materials*, 7, 138-152 (2022).
- [3] European Commission: Directorate-General for Environment: EU action against microplastics. Publications Office of the European Union, Brüsszel (2023).
- [4] Geyer, R.; Jambeck, J. R.; Law, K. L.: Production, use, and fate of all plastics ever made. *Science Advances*, 3, e1700782 (2017).
- [5] Eberhard, T.; Casillas, G.; Zarus, G. M.; Barr, D. B.: Systematic review of microplastics and nanoplastics in indoor and outdoor air: identifying a framework and data needs for quantifying human inhalation exposures. *Journal of Exposure Science & Environmental Epidemiology* (2024).
- [6] Mason, S. A.; Welch, V. G.; Neratko, J.: Synthetic polymer contamination in bottled water. *Frontiers in Chemistry*, 6, 407 (2018).
- [7] Liedermann, M.; Gmeiner, P.; Pessenlehner, S.; Haimann, M.; Hohenblum, P.; Habersack, H.: A methodology for measuring microplastic transport in large or medium rivers. *Water*, 10, 414 (2018).
- [8] Kiss, T.; Gónczy, S.; Nagy, T.; Mesaroš, M.; Balla, A.: Deposition and mobilization of microplastics in a low-energy fluvial environment from a geomorphological perspective. *Applied Sciences*, 12, 4367 (2022).
- [9] Prata, J. C.; da Costa, J. P.; Duarte, A. C.; Rocha-Santos, T.: Methods for sampling and detection of microplastics in water and sediment: A critical review. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 110, 150-159 (2019).
- [10] Waldschlāger, K.; Lechthaler, S.; Stauch, G.; Schüttrumpf, H.: The way of microplastic through the environment - Application of the source-pathway-receptor model (review). *Science of the Total Environment*, 713, 136584 (2020).
- [11] Pfeiffer, F.; Fischer, E. K.: Various digestion protocols within microplastic sample processing - Evaluating the resistance of different synthetic polymers and the efficiency of biogenic organic matter destruction. *Frontiers in Environmental Science*, 8, 572424 (2020).
- [12] Buzási, L.: PET felhasználás magasan az élen. *Polimerek*, 7, 86-88 (2021).
- [13] PlasticsEurope: Plastics - the Facts 2022. PlasticsEurope AISBL, Brussels (2022).

Wittmann



EcoPower & SmartPower



It's all WITTMANN.

www.wittmann-group.com