



A kép illusztráció / Picture is for illustration only

Bordós Gábor¹, Reiber, Jens²

Érkezett: 2015. december – Elfogadva: 2016. április

Mikroműanyagok a környezetben és a táplálékláncban

1. Összefoglalás

A műanyagokat kitűnő mechanikai és kémiai tulajdonságaik miatt egyre növekvőbb mértékben alkalmazzuk az élet minden területén. Napjainkban a mikroműanyagok előfordulásának kérdése különböző környezeti elemekben és a táplálékláncban a tudományos érdeklődés középpontjában áll. Az elmúlt években végzett kutatások alapján publikált szakirodalomban szennyvíztisztító telepeken, felszíni vizekben (folyókákban és tavakban), óceánokban és partjaikon, valamint különböző élőlényekben (halakban, kagylókban és egyéb gerinctelenekben) változó mértékű mikroműanyag-szennyezésről számolnak be. A műanyagok szétesését a környezetben zajló folyamatok okozzák. Általánosan az öt milliméternél kisebb műanyagdarabokat nevezik mikroműanyagoknak.

Dolgozatunkban átfogó képet adunk a mikroműanyagok eredetéről, azok kategorizálásáról, előfordulásáról és az azonosításukra a WESSLING cégcsoportnál kidolgozott analitikai módszerekről. Ismertetjük továbbá a kialakult környezeti probléma részletes megismeréséhez szükséges validált mintavételi és azonosítási módszerek kidolgozását, amelyek alkalmazásával hozzájárulhatunk az élőlényekre vonatkozó kockázat megítéléséhez is.

2. Bevezetés

A globális műanyagtermelés jelenleg is nő. 2014-ben összesen 311 millió tonna műanyagot gyártottak világszerte. Az Európai kapacitás az elmúlt 10 évben 60 millió tonna körül alakult. Ennek a mennyiségnek 39,5%-át hasznosítják csomagolóanyagként. Mivel a csomagolóanyagok legtöbbször egyszer használatos termék (a gyártás évében hulladékká válnak), az EU tagállamaiban csak a csomagolóipar 24 millió tonna hulladékot generál évente. 2014-ben összesen 25,8 millió tonna műanyag hulladékot kezeltek Európában (ebből 8 millió tonnát raktak le, 7,7 millió tonnát anyagában hasznosították újra, 10,1 millió tonnát pedig energetikailag hasznosítottak) [1]. Ez az érték alig haladja meg a 24 millió tonna/év csomagolóanyag termelést. Annak ellenére, hogy az egyéb iparágakban használt műanyagtermékek (pl. autóipar, építőipar, elektromos és elektronikai berendezések) életciklusa hosszabb, a korábbi években elhasználódott termékek is nyilvánvalóan hozzájárulnak az adott évben bejelentett hulladékmennyiséghez, feltételezhetően 1,8 millió tonnánál nagyobb mennyiségben. A terme-

lési és hulladékkezelési adatok között mutatkozó rés megerősíti, hogy jelentős mennyiségű műanyag csomagolási hulladék kerül ki a környezetbe. Feltételezhető tehát, hogy ezek a mikroműanyagok elsődleges forrásai.

A széles körben elterjedt műanyag típusok igen ellenállóak a különböző környezeti hatásokkal szemben, ennek a perzisztenciának a következtében halmozódott fel nagy mennyiségű műanyag hulladék mind a szárazföldi, mind a tengeri környezetben [2]. Az 1. táblázat a környezetben jellemzően előforduló mikroműanyag-típusokat mutatja be. Az adatok 42 tanulmány adataiból származnak.

A „mikroműanyag” kifejezés az elaprózódó műanyag hulladék méretére utal. Általánosan elterjedt, de nem jogi terminológia alapján mikroműanyagoknak nevezik a környezetben előforduló öt milliméternél kisebb műanyagdarabokat, amelyek közül eredetük alapján elsődleges vagy másodlagos mikroműanyagokat különböztetnek meg. Az elsődleges mikroműanyagok az ipari termelésben eredendően kisméretűre és kí-

¹ WESSLING Hungary Kft.

² WESSLING GmbH

vánt alakúra gyártott, formázott termékek. Ezek az anyagok további műanyagtermék előállításának kiindulópontjai vagy közvetlenül fogyasztói termékekben koptató hatású anyagként alkalmazott adalékok. A másodlagos mikroműanyagok a környezetbe kikerülő hulladékból származnak. A műanyagok szétesése mechanikai, kémiai, fizikai és biológiai folyamatok eredménye. Ezek közül nagyon jelentős tényező az ultraibolya sugárzás, az UV-B (~295-315 nm) és az UV-A (~315-400 nm) tartományban [4], amely az oxigénatomoknak a polimerláncba való beépüléséhez szükséges aktiválási energiát biztosítja [5]. Ez a folyamat lánchasadást eredményez, így egyre apróbb műanyag fragmentumok keletkeznek (fotodegradáció). A hagyományos, kőolaj alapú műanyagok ese-

tében a polimerláncok szétesése végbemegy ugyan, de ezt nem követi azonos ütemben a biológiai lebomlás, mert a keletkező fragmentumok molekulatömege még mindig a mikrobiológiai hozzáférhetőség feletti érték lehet. Ez a fő oka a (mikro)műanyagok környezetben való megjelenésének és felhalmozódásának, amely az ökoszisztémát jelentősen érintő környezeti problémák egyike.

A mikroműanyagok megjelenését különböző környezeti mátrixokban (mint például vízben és üledékben) leíró publikációk egyre növekvő száma globális antropogén szennyezésre utal. Az elterjedés monitorozása még mindig kezdeti fázisban van. Megfigyelésükben, azonosításukban és a szennyezés felszámolásában

1. táblázat: Különböző típusú mikroműanyagok előfordulásának gyakorisága a környezetben a leíró tanulmányok száma alapján [3].

Table 1: Number of studies that identified polymer types of microplastics [3].

Műanyag típus polymer type	Sűrűség (g/cm³) polymer density (g/cm³)	Tanulmányok száma no. of studies
polietilén / polyethylene	0.917-0.965	33
polipropilén / polypropylene	0.90-0.91	27
polisztirol / polystyrene	1.04-1.10	17
poliamid (nylon) / polyamide (nylon)	1.02-1.05	7
poliészter / polyester	1.24-2.30	4
akril / acrylic	1.09-1.20	4
polioximetilén / polyoxymethylene	1.41-1.61	4
pilivinilalkohol / polyvinyl alcohol	1.19-1.31	3
polivinilklorid / polyvinylchloride	1.16-1.58	2
polimetilakrilát / poly methylacrylate	1.17-1.20	2
polietilén tereftalát / polyethylene terephthalate	1.37-1.45	1
alkid / alkyd	1.24-2.10	1
poliuretán / polyurethane	1.20	1

Data from a total of N = 42 studies

2. táblázat: Javaslat a műanyagok kategorizálására méretük, az érintett élőlénycsoportok és a jellemző ipari felhasználásuk alapján [8].

Table 2: Overview of size classes and terms related to the typical dimensions of the affected organisms and the industrial applications of plastics [8].

Műanyaghulladék átmérője Diameter of plastic marine litter	Elnevezés Term	Tipikusan érintett élőlény Typical affected organisms	Jellemző ipari felhasználás Typical industrial applications of plastics
> 25 mm	makroműanyag macroplastics	gerincesek, madarak vertebrates, birds	végtermék és gyártásközi termék pre-product and end-product
5-25 mm	mezoműanyag mesoplastics	madarak, halak birds, fish	gyártásközi termék és alapanyag (pellet/ granulátum) pre-product and granules (pellets)
1-5 mm	nagy mikroműanyag részecskék large microplastics particles	halak, rákok fish, crustaceans	alapanyag (pellet/granulátum) granules (pellets)
< 1mm	kis mikroműanyag részecskék small microplastics particles	kagylók, plankton mussels, plankton	kozmetikumokban használt mikroműanyagok microparticle in the cosmetic industry

nehézséget jelent az is, hogy a mikroműanyagok darabszámukat tekintve jóval felülmúlják a nagyobb műanyaghulladék mennyiségét, de tömegarányuk fordítva alakul a még el nem aprózódott műanyag hulladékokhoz képest [6].

2.1 Mikroműanyagok a környezetben

Apró műanyagdarabokat elsőként a tengerekben figyelték meg az 1970-es években. Az elmúlt években az 5 mm-nél kisebb méretűeket mikroműanyagként tartják számon. Bizonyos esetekben az egy mikrométer alattiakat külön nevezéktannal említik (nanoműanyagok) [7]. Az Európai Unióban az ilyen jellegű anyagokra vonatkozó harmonizált kifejezés nem létezik. Az EU tengeri műanyaghulladékkal foglalkozó szakértői csoportja (Technical Subgroup on Marine Litter – TSG ML) javaslatot dolgozott ki a kisméretű műanyagok kategorizálására (2. táblázat), figyelembe véve az érintett élőlénycsoportokat és a műanyagok ipari alkalmazását [8].

A mikroműanyagok két különböző csoportba sorolhatók. Az elsődleges mikroműanyagok eleve kisméretűre tervezett és gyártott anyagok, jellemzően kozmetikai termékekben kerülnek felhasználásra (pl. bőrhámlasztó készítményekben, fogkrémekben). A másodlagos mikroműanyagok a nagyobb méretű műanyaghulladékok széteséséből keletkeznek [9]. Míg az utóbbiak lassabb folyamatok révén jönnek létre, az elsődleges mikroműanyagok a szennyvízzel közvetlenül a környezetbe kerülnek. Statisztikai adatok alapján a környezetben megjelenő mikroműanyagoknak kisebb része származik kozmetikumokból. A folyékony szappanok összetevőinek 6%-a, míg a bőrradírok 0,6%-a tartalmaz mikroműanyagot [10]. Az elsődleges mikroműanyagok környezetbe való kibocsátása könnyebben felszámolható. Németországban ennek érdekében 2020-ra a mikroműanyagok kozmetikai felhasználásának teljes kiváltását tervezik [11].

Bár pontos adatok még nem állnak rendelkezésre, az már bizonyos, hogy a másodlagos mikroműanyagok aránya a környezetben jóval nagyobb, mint az elsődlegeseké. Az adathiány egyik oka, hogy még mindig hiányoznak széles körben elfogadott és validált módszerek mikroműanyagok mérésére és monitorozására különböző mátrixokban (mint pl. víz és üledék).

A kutatások jelentősebb része a tengerekre és óceánokra korlátozódik, de az elmúlt években szárazföldi felszíni víztesteket (tavakat, folyókat) vizsgáló tanulmányok is megjelentek. A tavak szennyezettségét több kontinensen is leírták: a különböző emberi tevékenységekhez közeli európai Garda-tó [12] és az észak-amerikai Nagy-tavak [13] szennyezettségét ugyan úgy kimutatták, mint egy érintetlen helyen fekvő hegyi tóét Mongóliában [14].

A folyók lehetnek a műanyaghulladék legjelentősebb szállítói. A Duna ausztriai szakaszán végrehajtott mérések alapján évente több mint 1500 tonna, 5 cm-nél kisebb műanyag kerül a Fekete-tengerbe [15]. Jó példa, hogy az osztrák környezetvédelmi hatóság is foglalkozik a problémával és méréseket is végeznek [16]. Az osztrák hatóság hozzáállása elősegíti az érintett felek közötti párbeszédet. A hatóság és kutatók együttműködése pedig a szükséges jogi szabályozás létrejöttét mozdíthatja elő. Az Ausztriában észlelt szennyezettség feltehetően érinti a Duna alsóbb régióit is, de azon a folyószakaszon még nem végeztek vizsgálatokat. A Rajnában 11 mintavételi ponton vizsgálták a 300 µm és 5 mm közötti mikroműanyagok jelenlétét. Az összes mintát szennyezettnek találták. A csúcskoncentráció (15-20 részecske/m³) a Ruhr-vidék iparosodott területén jelentkezett [17]. Különös figyelmet érdemel az ivóvízbázist alkotó vizek mikroműanyag tartalma. Annak ellenére, hogy ezekben a víztestekben széleskörűen kimutattak mikroműanyagokat, magában az ivóvízben csupán egy esetben találtak szennyezést. A szennyezettnek bizonyult

3. táblázat: Különböző mértékegységek előfordulása egyes tanulmányokban* [54].

Table 3: Various quantitative units used in different studies* [3].

Mértékegység results units	N = 22 üledék sediment	N = 21 vízfelület sea surface	N = 5 vízoszlop water column
Gyakoriság (N = 39) / Abundance (N = 39)			
darab/m² / items/m²	13	13	-
darab/m³ / items/m³	5	6	5
darab/m vízpart / items/m strandline	3	-	-
darab/kg üledék / items/kg sediment	1	-	-
Tömeg (N = 13) / Mass (N = 13)			
gramm/m² / grams/m²	2	6	-
gramm/m³ / grams/m³	-	2	1
gramm/gramm üledék / grams/gram sediment	3	-	-
*N = 43 tanulmány; adott tanulmány több mértékegységet is meghatározhat. *N = 43 studies; note that the number of studies with the respective units exceeds the total number of studies.			

mintában talált, köbméterenkénti hét részecske fel-tételezhetően egy sérült csőből származhatott, nem közvetlenül a vízbázisból [18].

A szennyvíztisztító telepekre érkező és onnan elfolyó szennyvizekben [19], valamint különböző üledékek-ben (tengerparti, mélytengeri, tavi) egyaránt kimutat-tak mikroműanyagokat [20]. Egy német tanulmány-ban 12 szennyvíztisztító telepet mértek fel. A tisztított szennyvízben 100 és 1500 részecskét találtak egy köbméterre vonatkoztatva, amelyek átmérője főként 50-100 µm közötti volt. A telepek egyikén egy továb-bi szűrőrendszer alkalmazása után az elfolyó tisztított szennyvíz mikroműanyag tartalma 1131 részecske/m³ értékről 29 részecske/m³ értékre csökkent [21].

Sajnálatos módon, a mikroműanyagokkal foglalkozó tanulmányok eredményei sok esetben nem összeha-sonlíthatók az eltérő mintavételi és azonosítási tech-

nika, valamint a különböző mértékegységek haszná-lata miatt. A 3. táblázatban a tudásunk szerint eddig megjelent tanulmányokban használt mérték-egységek láthatók 43 publikáció alapján.

Az elmúlt évtizedben született tanulmányok jelentős részében szilárd vagy folyékony közegek vizsgálá-táról számoltak be, de egyes kutatások eredményei alapján a környezeti levegőt is terhelheti mikroplasztik szennyeződés. Ezt a jelenséget Franciaországban vett környezeti és beltéri levegő mintákból mutatták ki (az anyagok 50-80%-a 100-500 µm közötti volt) [22]. Ez a szennyezettség már közvetlen egészség-ügyi kockázatot jelent, hiszen az ilyen kisméretű részecskék könnyen bejuthatnak a légutakba. Gu-miabroncsok kopásából 100 µm átmérőnél kisebb, szállópor (PM 2,5) részecskéket is azonosítottak [23], amelyek a légzőszervbe kerülve hosszú ideig a tüdő-ben maradnak.

4. táblázat: A szárazföldi és tengeri eredetű műanyag hulladékok csoportosítása [25]
Table 4: Sea-based sources and land-based sources of marine litter [25].

Tengeri eredetű műanyag hulladék Sea (ocean)-based sources of marine litter (SSL)	Szárazföldi eredetű műanyag hulladék Land-based sources of marine litter (LSL)
Hajókról származó hulladék / Waste from vessels	Egyéni tevékenységek / Individual actions
- Kereskedelmi hajózás, szállítmányozás - Haditengerészet, kutatóhajók - Szabadidős hajózás - Közönségi hajózás (tengerjárók, kompok) - <i>Merchan shipping (cargo, equipment, etc.)</i> - <i>Naval and research vessels</i> - <i>Private vessels (pleasure)</i> - <i>Public vessels (cruise liners, ferries)</i>	- Szemetelés - Turizmus által okozott szemetelés - Rendezvények - <i>Littering in general (inland and coastal)</i> - <i>Littering caused by tourism</i> - <i>(recreational visitors to the coast)</i> - <i>Events</i>
Halászati tevékenység Fishing activities	Ipari létesítmények és építkezések Facilities and construction
- Halászhajók - Elvesztett, illegálisan lerakott eszközök (hálók, zsinórok, világítópatronok) - Aquakultúra berendezései - <i>Fishing vessels</i> - <i>Abandoned, lost or otherwise discarded fishing gear (fishing nets, ropes and light sticks)</i> - <i>Aquaculture installations</i>	- Ipari vagy termelési hulladék (pl. melléktermékek, gyártási alapanyagok) - Építési és bontási területek - Kikötők - Hajóbontó létesítmények - Mezőgazdasági tevékenység - <i>Industrial or manufacturing outfall (e.g. by-products, plastic resin pellets)</i> - <i>Construction and demolition sites</i> - <i>Harbours</i> - <i>Ship-breaking yard</i> - <i>Agriculture activities</i>
Egyéb tevékenységek Other structures	Települések / Municipalities
- Tengeri hulladéklerakás - Kőolajkitermelés létesítményei - <i>Legal and illegal dumping at sea</i> - <i>Offshore oil and gas platforms, and drilling rigs</i>	- Nem szakszerű hulladékkezelésből származó szemét - Vízparton helyezkedő lerakókból származó hulladék - Kezeletlen kommunális szennyvíz - <i>Litter and waste generated in coastal and inland zones from improper waste management</i> - <i>Wastes from dumpsites located on the coast or riverbanks</i> - <i>Untreated municipal sewage</i>
Hulladékok transzportja Transport of litter and waste	Hulladékok transzportja Transport of litter and waste (on land or on water-ways)
- Természeti események (cunami, viharok, erős hullámmás) - <i>Natural events (tsunamis, storms, strong sea)</i>	- Folyók, árvizek - Csatornákból származó hulladék - Viharok (pl. hurrikán, tornádó) - <i>Rivers and floodwaters</i> - <i>Discharge from storm water drains/sewer</i> - <i>Natural storm related events (e.g. tornadoes, hurricanes)</i>

2.2 A mikroműanyagok lehetséges forrásai

Napi életünk során gyakran használunk különböző műanyag tárgyakat, a csomagolóanyagoktól kezdve a szintetikus ruházaton át a gumiabroncsokig, amelyek modern életünk már-már nélkülözhetetlen részét kép-zik. A szennyezőforrások megismeréséhez szükséges különválasztanunk az elsődleges és másodlagos mik-roműanyagokat. Eredetükön túl elterjedésük megisme-rése is fontos, de a leglényegesebb, hogy végső soron környezetbe való kikerülésüket megakadályozzuk.

Az elsődleges mikroműanyagokat jellemzően koptató-anyag formájában kozmetikumok készítéséhez hasz-nálják, de előfordulnak kenőanyagokban, vízlágyítók-ban és színezékek vivőanyagaként is. Gyógyszeripari termékekben a hatóanyagok célzott bevitelét szolgál-hatják. Bizonyos gyártási folyamatokban meghatározott (mikronos) szemcseméretű anyagokat, ún. szintetikus viaszokat használnak, amelyek különböző bevonatok, pigmentek, tapadást fokozó anyagok, festékek és élel-miszer-csomagolóanyagok alkotói lehetnek [8].

A hulladékok aprózódásából keletkező másodla-gos mikroműanyagokat a legtöbb kutatócsoport a műanyagszennyezés legfőbb problémájának tekinti. Ez a folyamat különösen azokban az országokban jellemző, ahol a hulladékkezelési rendszerek nem megfelelőek vagy hiányoznak. Az így a környezet-be kerülő műanyagok hosszú ideig megmaradnak, lebomlásuk – amely az anyag típusától függ – évti-zedekig, évszázadokig is eltarthat. Mosás és szárít-ás közben a szintetikus szövetekből származó és a lefolyóba kerülő műanyagrostok is jelentős forrásai lehetnek a másodlagos mikroműanyagoknak [8], [24]. Másodlagos mikroplasztikként említhető továb-bá az autógumik kopásából és a műanyaggyártás során fellépő anyagvesztéséből származó szeny-nyezés is. A szennyezési útvonalak között a jövőben szükségszerű a levegőbe kerülő részecskék további tanulmányozása is. A szennyezők viselkedésének jobb megértésében szintén segíthet a szennyezés szárazföldi vagy tengeri eredetének megkülönböz-tezése, amelyet a 4. táblázat mutat be. Látható, hogy a szárazföldi eredetű kommunális hulladékon kívül bi-zonyos gyárok és a szennyvíztisztító telepek is nagy műanyag-terhelést okozhatnak. Kijelenthető, hogy a műanyagdarabok pályafutása a környezetben a vízi ökoszisztémákban végződik.

2.3 Szennyezőanyagok adszorpciója

A mikroműanyagok fogyasztása által okozott fizikai veszélyeken túl (pl. gyulladásos folyamatok induká-lása az emésztőrendszerben) az elmúlt években egy-re több kutatás irányul a magukkal hordozott kémiai veszély feltérképezésére, hiszen bizonyos szennye-zőanyagok promoterei lehetnek. Ennek egyik lehet-séges útja a gyártás során felhasznált, többnyire mérgező vagy hormonháztartást zavaró anyagok (pl. bisfenol-A [BPA], ftalátok, égésgátlóként használt polibrómozott bifeniléterek [PBDE]) kioldódása [26].

Ezen túlmenően a mikroplasztikok felületén a vizekben már jelen lévő perzisztens szerves szennyezők (POP - persistent organic pollutants) adszorbeálódhatnak, hiszen ezen vegyületek víz-polimer megoszlási hánya-dosa nagy a polimerek javára [27], [28]. A felületükön megkötött vegyületek extrakciójára, dúsítására és azo-nosítására léteznek kidolgozott analitikai módszerek. Az ezekkel a módszerekkel végzett vizsgálatok ered-ményei igazolják, hogy a műanyag hulladékok a per-zisztens szerves szennyezőket jelentősen koncentrálják [29]. A szennyezőanyagok ilyen szorpciója azt eredmé-nyezi, hogy az adott helyen előforduló fauna koncent-ráltabb POP-szennyezésnek van kitéve és a perzisz-tens szennyezők bioakkumulációja is fokozottabb.

A leggyakrabban vizsgált anyagok a policiklikus aromás szénhidrogének (PAH-ok, elsősorban a fe-nantrén), a poliklórozott bifenilek (PCB), a diklór-di-fenil-triklórétán (DDT) és bomlástermékei. A megkö-tött anyagok mennyisége közötti eltérés igen nagy lehet. Egy tanulmányból kiderül, hogy tengervíz-ből és tengerpartról származó minták mindegyiké-ben kimutathatók a PAH-ok és a PCB-k. Az egyes műanyagrészecskéken mutatkozó koncentrációk változékonysága nagy (PCB: 1-436 ng/g; PAH: 1,0 -9300 ng/g), de az a trend megfigyelhető, hogy a vá-ros közeli tengerparti minták szennyezettebbek, mint a civilizációtól távolabb eső partszakaszokon, illetve a nyílt vízen gyűjtöttek. A DDT és bomlástermékeinek koncentrációja 0,2 és 124 ng/g között alakult [30]. Vízhinőség szempontjából egyre nagyobb figyelmet érdemlő szennyezőanyagok adszorpcióját is vizsgál-ták: a perfluor-oktánsav (PFOA) kis affinitást muta-tott polietilén (PE) és polivinil-klorid (PVC) anyagokon vizsgálva, csakúgy, mint a di-2-etilhexil-ftalát (DEHP) PVC-n. DEHP adszorpciója PE-n hatékonyan mut-atkozik, olyan szinten, ahogy a DDT kötődik PE és PVC felülethez [31]. Kutatók azt is igazolták, hogy a műanyagok felületén adszorbeálódott szennyezők ké-pesek különböző állatfajok szöveteibe migrálni. Pirén-nel szennyezett mikroműanyagok kagylók szöveteibe kerülve a szennyezőanyag kimutatható akkumuláció-ját eredményezték [32]. A magasabb trofitási szinten elhelyezkedő élőlényeket tekintve egy madarakkal végzett etetési kísérlet mutat rá a PCB-k transzportjá-ra az elfogyasztott mikroplasztikokból [33].

A mikroműanyagok szervesetlen szennyezők (fémek) transzportjára gyakorolt hatása jelenleg kevésbé kuta-tott terület. A króm(VI) és 1-5 µm méretű PE gyöngyök párhuzamos expozíciója halakban (*Pomatoschistus microps*) szignifikánsan növelte a lipidperoxidációs aktivitást. Csak a Cr(VI) és mikroméretű PE expozí-ció során nem következett be hasonló változás [34]. Zebradánió (Danio rerio) végzett kísérlet során azt találták, hogy a mikroműanyagok párhuzamos jelen-léte nem növelte az ezüst hozzáférhetőségét. Sőt, a 10-106 µm méretű, expozíciót megelőzve azonos kon-centrációjú ezüsttel inkubált PE adagolása csökken-tett ezüstfelvételt mutatott a teszt során [35]. Utóbbi eredmény azt mutatja, hogy a szervesetlen szennyezők problémakörét is vizsgálni kell, hiszen azok is a mik-

romúanyagok felületéhez kötődhetnek. Az emésztést követő deszorpció további kutatás témája lehet.

2.4 Mikroműanyagok a táplálékláncban

A műanyagok tengeri élőlényekre gyakorolt hatása az elmúlt években egyértelművé vált, sok teknős-, madár- és emlősfaj érintettségét is jelentették. A műanyagok elfogyasztása fizikai vagy mechanikai stresszhez vezet, az élőlények tápcsatornájában sérülések keletkezhetnek. További veszélyt jelentenek a csomagoló kötegek, szintetikus zsinórok vagy az elszabadult halászhálók, amelyek az állat testére terhelve pusztulást okozhatnak [36].

A mikroműanyagok a táplálékláncba jellemzően nem tudatos (pl. szűrő jellegű fogyasztás) vagy téves fogyasztás (összetévesztés céltáplálékkal) révén kerülnek be [28]. Méretükből és előfordulásukból (üledéki [bentikus] és nyílt vízi [pelágikus] zónában egyaránt) adódóan főbb fogyasztók a zooplanktonon túl a gerinctelen élőlények és különböző halfajok.

Laboratóriumi kísérletek igazolják, hogy az 1-30 µm méretű mikroplasztikokat zooplankton szervezetek fogyasztják [37]. A mikroműanyagok a tápláléklánc különböző trofitási szintjén elhelyezkedő élőlények közötti transzportját már kimutatták (mezozooplankton által fogyasztott 10 µm polisztirol gyöngyök makrozooplanktonba kerültek) [38]. A mikroműanyagok fogyasztása egyéb alacsony trofitási szinten elhelyezkedő élőlények széles körében is kimutatható, úgymint tengeri uborkákban [39], csiliféregben (*Arenicola marina*) [40], tengeri csigákban [42], garnélákban és egyéb rákokban [41], [43]. Öt európai országra kiterjedő vizsgálat alapján csak egy, Dániából származó mintában nem találtak mikroműanyagot. Francia, spanyol, olasz és holland ehető kékagyló (*Mytilus edulis*) mintákból 0,04-0,34 részecskét azonosítottak a szövet egy grammjára vonatkoztatva [44]. A mikroműanyag fogyasztását más tanulmányokban is leírják [45], [46], [40], jelenleg ez a kagylófaj a leggyakrabban használt gerinctelen tesztorganizmus. A mikroműanyagok képesek átjutni a gerinctelenek keringési rendszerébe [46] és szövetébe, valamint a zsákmányállat szövetéből a magasabb trofitási szintű élőlénybe is [45].

Gerincesek vonatkozásában az európai tengerpart különböző pontjain halak tápcsatornáját vizsgálták. Az Északi- és Balti-tengerben három fenéklakó faj (atlanti tőkehal [*Gadus morhua*], közönséges lepényhal [*Limanda limanda*], érdes lepényhal [*Platichthys flesus*]) és két nyílt vízi faj (hering [*Clupea harengus*] és közönséges makréla [*Scomber scombrus*]) egyedeiből vett mintákat vizsgáltak. Mikroműanyagokat az összes fenéklakó halfajból kimutattak, átlagosan az egyedek 3,4%-ában (0,03±0,61 darab egy-egy állatban). Ha ezt összehasonlítjuk a nyíltvízi fajokban mért eredményekkel, azt fogjuk látni, hogy utóbbiaknál sokkal valószínűbb a fogyasztás (az egyedek 10,7%-a érintett átlagosan 0,19±0,61 darab halan-

kénti fogyasztási értékkel). Fontos azonban az eredmények faji szinten történő értelmezése is, hiszen hering egyedekben nem találtak mikroplasztikokat, míg a makrelák az összes halfaj közül a legnagyobb fogyasztási rátát mutatják (17,7%). A cikk szerzői azt feltételezik, hogy a mintázott heringek éppen egy olyan fejlődési fázisban voltak, amikor táplálkozási aktivitásuk csökken, hiszen a mintaegyedek tápcsatornái üresek voltak. Ha csak a szennyezéssel érintett egyedeket vesszük figyelembe megállapítható, hogy 44% fenéklakó, míg 56% nyílt vízi életmódot folytat. A halak tápcsatornájában megfigyelt műanyagok legnagyobb része (majdnem 40%) polietilén volt [47]. Ezekhez az eredményekhez képest az elfogyasztott mikroműanyagok száma a halak életmódját tekintve a portugál partoknál vett mintákban ellentétesen alakult: az érintett egyedek 63,5%-a fenéklakó, míg 36,5%-uk nyíltvízi. Összesen 17 faj egyedeiből mutattak ki mikroműanyagokat, 30%-os fogyasztási aránnyal, átlagosan 0,27±0,63 darab egy-egy állatra vetítve. Csak az érintett egyedeket tekintve ez az érték 1,40±0,66 [48]. Az Adriai-tengerben a vizsgált 125 egyed 28%-ában találtak mikroműanyagot. A legjellemzőbb típus – a részecskék 65%-a – itt is polietilén, míg 19% polietilén-tereftalát (PET). PE és polisztirol (PS) részecskéket a vizsgálat során a halak májszövetéből is ki lehetett mutatni [49]. Egy francia vizsgálat során 11 vízfolyásban vizsgálták az Európa szerte elterjedt fenékjáró küllők (*Gobio gobio*) bétartalmát, a minták 12%-ában azonosítottak mikroműanyagokat [50]. A fentebbi eredmények kapcsán fontos megjegyezni, hogy a mikronos méretű műanyag részecskék az azonosítási módból kifolyólag ezekben a tanulmányokban alulreprezentáltak. Ahogy azt laboratóriumi kísérletek is megerősítik, a <100µm méretű részecskék (jellemzően fluoreszcensen jelölt polisztirol, ~10µm) könnyen felvehetőek [37], [42]. Az ilyen méretű anyagok transzlokációja a tápláléklánc mentén könnyen megvalósulhat, így e mérettartomány monitorozása természetes vizekből származó élőlényekből mindenképpen ajánlott.

Mivel az élelmiszerek mikroműanyag-tartalmát nem ellenőrzik széleskörűen, így ezen a területen egyelőre kevés adat áll rendelkezésre. Amennyiben a fentebb bemutatott, egész ökoszisztémára gyakorolt hatásukat tekintjük, feltételezhető, hogy az emberi táplálék is érintett a szennyezéssel. A mikroműanyagok fogyasztását alacsonyabb rendű szervezetekben már több esetben kimutatták (pl. az ehető kékagylóban – *Mytilus edulis*). A halak vizsgálata során főként a tápcsatornából azonosították a mikroműanyagokat, de ez a szervrendszer – alapból – jellemzően nem képezi emberi fogyasztás részét. Mindazonáltal a fogyasztott halszövetek szennyezése is feltételezhető, hiszen mikroműanyagok szövetekbe történő transzlokációját gerincteleneken több esetben kimutatták, és egy esetben egy hal májából is jelentették előfordulásukat.

Mivel az élet minden területén használunk műanyagokat, a mikroplasztikok élelmiszerbe jutása más módon is elképzelhető (pl. a csomagolóanyagok révén). A mik-

romúanyagok felületén hordozott szennyezőanyagok szintén az élelmiszer szennyeződését eredményezhetik, de ezeket a vegyületeket – a mikroműanyagokkal ellentétben – forgalomba hozatal előtt vagy hatósági ellenőrzés során vizsgálják. A mikroműanyagok bizonyított jelenléte, valamint az általuk potenciálisan hordozott szennyezőanyagok a gerinctelen és gerinces biótában figyelmeztetnek az ellenőrző vizsgálatok szükségességére a legérzékenyebb területeken (halak). Csak így biztosíthatók hosszútávon a magas szintű élelmiszerbiztonsági követelmények.

Összegzőként megállapítható, hogy a mikroműanyagok elterjedését és hatását mutató adatok meglehetősen diverzek a földrajzi elterjedés, az élőhelyek és az érintett fajok szempontjából. A környezeti és bióta mintákra egyaránt jellemző, hogy az édesvízi vizsgálatok alulreprezentáltak, még mindig a tengeri élőhelyek kapnak kiemelt figyelmet. Általánosságban elmondható, hogy a jelenleg publikált adatokat különböző kísérletbeállítási és számszerűsítési elvek alapján állapították meg. Ahhoz, hogy reprezentatív eredményeket vagy legalább széles körű áttekintést kapjunk a mikroműanyagok jelenlétéről a táplálékláncban, további kutatások szükségesek.

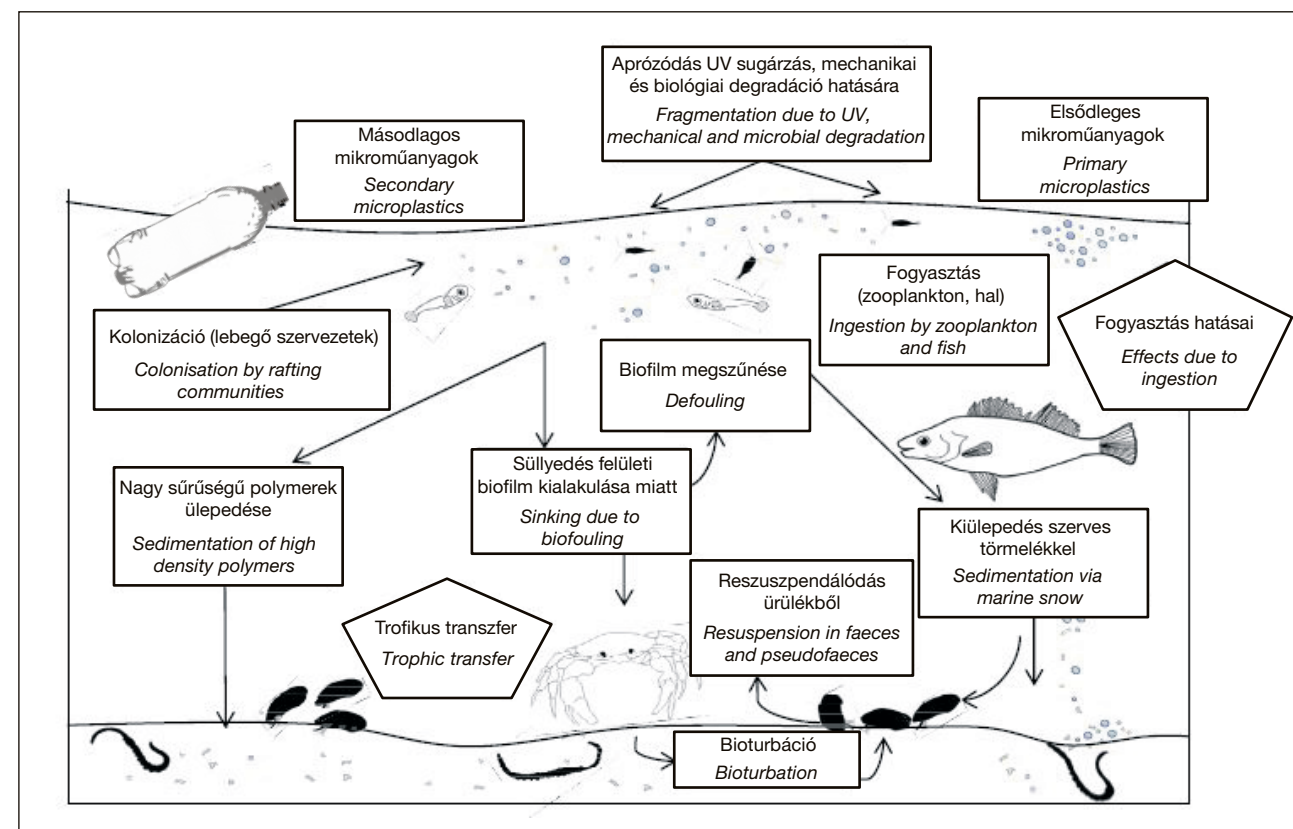
3. Mikroműanyagok kockázata és hatása az élőlényekre

A mikroműanyagok jelentős kockázatot jelentenek a szárazföldi és vízi élőlényekre egyaránt. Az elmúlt évek első tanulmányai fizikai hatásukat mutatták; a lenyelt műanyagok az állatok testében különböző

sérüléseket okoztak (alakjuk, sűrűségük és méretük miatt). Fizikai hatásukat potenciális felhalmozódásuk és transzlokációjuk is befolyásolja [51]. Egy 1 µm nagyságú és egy másik, 5µm nagyságú részecske viselkedése sok szempontból egymástól eltérő, így a toxicitásuk is teljesen különböző lehet. Például az 1 µm-nél nagyobb részecskék a tápcsatornából képesek kiürülni, de az ennél kisebb méretű szemcsék könnyen átjuthatnak a sejtmembránon. Két további tényező is hozzájárul a mikroműanyagok kockázatának meghatározásához; a gyártásuk során használt káros adalékok szivároghatnak belőlük, valamint képesek veszélyes anyagok adszorpciójára (ld. 2.3 fejezet) [16]. A mikroműanyagok lehetséges terjedési útvonalait (különösen tengerekben, folyókban) és biológiai hatásait az 1. ábra szemlélteti.

A műanyag hulladék aprózódása UV-sugárzás, mechanikai hatások és mikrobiológiai aktivitás révén valósul meg. A mikroműanyagok a víztestek különböző részeiben fordulnak elő. Sűrűségüknél fogva vagy a felszínen úsznak, vagy kiülednek az aljzatra. Alámerülésüket a felületükön kialakuló biofilm is okozhatja. Változatos előfordulásuk miatt különböző fajokat érinthetnek (zooplankton szervezetek, kagylók, rákfélék és egyéb gerinctelenek, halak). Fogyasztásukat a részecskék mérete és alakja is befolyásolja. Különböző élőlények lehetséges expozíciójáról ad összefoglalást az 5. táblázat.

A makro- és mikroműanyag-fogyasztás következtében kialakuló biológiai kölcsönhatások könnyen beláthatók. Ezek az anyagok az emésztőszervek el-



1. ábra: A mikroműanyagok lehetséges terjedési útvonalai és biológiai hatásai [51].
Figure 1: Potential pathways for the transport of microplastics and their biological interactions [51].

5. táblázat: Mikroműanyag-fogyasztással érintett tengeri élőlények lehetséges expozíciós útvonalai [51].
Table 5: Marine organisms susceptible to microplastic ingestion and their exposure pathways [51].

Fajok / Species	Expozíciós útvonalak / Exposition pathways
Tengeri algák (pl. <i>Scenedesmus</i> sp.) <i>Marine algae e.g. Scenedesmus sp.</i>	Nanoműanyagok megkötése (különösen ha pozitív töltésűek). <i>Adsorbs nanoplastics, especially when positively charged.</i>
Mikrozooplankton (pl. a tengeri, csillós <i>Strombidium sulcatum</i>) <i>Microzooplankton e.g. the marine ciliate Strombidium sulcatum</i>	Megfelelő méretű mikroműanyagok fogyasztása. <i>Size-based selectivity indicates potential to ingest microplastics of appropriate size.</i>
Bentikus üledéklakók (pl. the <i>Arenicola marina</i> , <i>Holothuria floridana</i>) <i>Benthic deposit feeders e.g. Arenicola marina and Holothuria floridana</i>	Az aljzaton felgyülemelő nagy sűrűségű mikroműanyagok fogyasztása az üledékkel együtt (<i>A. marina</i> ; mikroműanyagok (első sorban rostok) szelektív fogyasztása <i>H. floridana</i> által). <i>The sea bed is a sink for high-density microplastics; size-based, deposit-feeding strategies adopted by A. marina indicate potential to ingest microplastics of appropriate size; H. Florida selectively ingests plastic particles, showing a preference for fibrous shapes.</i>
Aljzatlakó dögevők (pl. a <i>Nephrops norvegicus</i> rák) <i>Benthic scavengers e.g. the crustacean Nephrops norvegicus</i>	A tengerfenéken felgyülemelő műanyagrostok passzív fogyasztása a táplálékkal, vagy a táplálkozás során az üledékből. <i>Fibrous microplastics have been found to accumulate in marine sediments; gut content analysis has shown plastic microfibers are being ingested in the environment; ingestion is passive via food it scavenges or sediment.</i>
Mezozooplankton (pl. tüskésbőrűek lárvái, evezőlábú rákok, nyílférgek) <i>Mesozooplankton e.g. echinoderm larvae, calanoid copepods, chaetognaths</i>	A tengeri áramlatokban és ipari kikötőkben nagy számban előforduló kis sűrűségű, tápláléknak megfelelő méretű mikroműanyagok fogyasztása. <i>Low density microplastics present on the sea surface with greatest abundances in gyres and industrial harbours; size-based selectivity indicates potential to ingest microplastics of appropriate size.</i>
Üledékevők (pl. kagyló - <i>Mytilus edulis</i>) <i>Benthic suspension feeders e.g. the bivalve Mytilus edulis</i>	Az aljzatra süllyedő mikroműanyagok fogyasztása. <i>Susceptible to sinking microplastics</i>



2. ábra: Mikroműanyag mintázás planktonhálózattal tengerből [52].
Figure 2: Manta net, being used to collect microplastics from surface waters [52].

záródását képesek előidézni, de az érdes részecskék koptathatják is a tápcsatorna felületét, illetve képesek a szövetekbe beágyazódni. Csökkenhet az enzintermelődés és a táplálkozási aktivitás. A tápanyagok nehezebb felszívódását idézhetik elő, mely növekedési zavarokat okozhat. A reprodukciós folyamatokra is hatással lehetnek; csökkenhet a szteroid hormon szint, kitolódhat a peteérés [51].

A fogyasztás által okozott közvetlen egészségügyi hatásokat madarakon, hullókon és emlősökön (ideértve az embereket is) még nem specifikálták, de komoly indirekt veszélyt jelez, hogy a mikroműanyagok bekerülhetnek a keringési rendszerbe [46]. Ez az eredmény az emlősökbe való bejutást is előrejelzi.

4. Mikroműanyagok azonosítása különböző mátrixokban

A mikroműanyagok forrásának és környezeti elterjedésének meghatározásához (azonosításhoz, számszerűsítéshez) szükséges, széles körben elterjedt és alkalmazott módszer jelenleg nem áll rendelkezésre. A mintavételhez, előkészítéshez és azonosításhoz használt módszereket különböző tényezők határozzák meg, így például a célmátrix (víz, üledék, bióta), a műanyagok elhelyezkedése és a lehetséges egyéb szennyezők. A továbbiakban a WESSLING cégcsoport tapasztalatai alapján kidolgozott és alkalmazott komplex vizsgálati módszert ismertetjük.

4.1 Mintavétel

A mintavétel stratégiája alapvetően különbözik a víz- és üledékmátrixok mintázása esetén. Alapvetően a víz térfogatának csökkentése, ami lehetővé teszi, hogy nagy térfogatú mintából (több m³) csak a szilárd anyag kerüljön a laboratóriumba, ami a további kezelést megkönnyíti. Folyókák és tengerek mintázásához neusztonvagy planktonhálót (2. ábra) használnak 300 µm-nél nagyobb pórusátmérővel. Ez az eszköz csak víztestek felszínén történő mintavételre alkalmas.

Az üledék-mintavétel során a térfogat csökkentése nem cél, hiszen ilyen esetben eleve szilárd anyagból indulunk ki. Ennek a technikának akkor van a legnagyobb jelentősége, amikor a mikroműanyagok szabad szemmel nem azonosíthatók, mert azokat az üledék esetleg elfedte, vagy gyakoriságuk olyan kicsi, hogy túl nagy mennyiségű anyagot kellene átválogatni [3]. Amennyiben lehetséges, a gyűjtés helyén végzett rostálással történő válogatás megkönnyíti a további munkát.

A gyűjtött minta mennyiségét a helyszínen fel kell jegyezni, hogy a vizsgálat során azonosított mikroműanyagok mennyiségét egységnyi térfogatra, tömegre adhassuk meg. Mindkét technika további laboratóriumi előkészítést igényel.

A WESSLING cégcsoportnál alkalmazott mintavételi



3. ábra: Vízmintavétel a WESSLING cégcsoportnál alkalmazott módszer szerint.
Figure 3: Setup and method of water sampling at WESSLING.

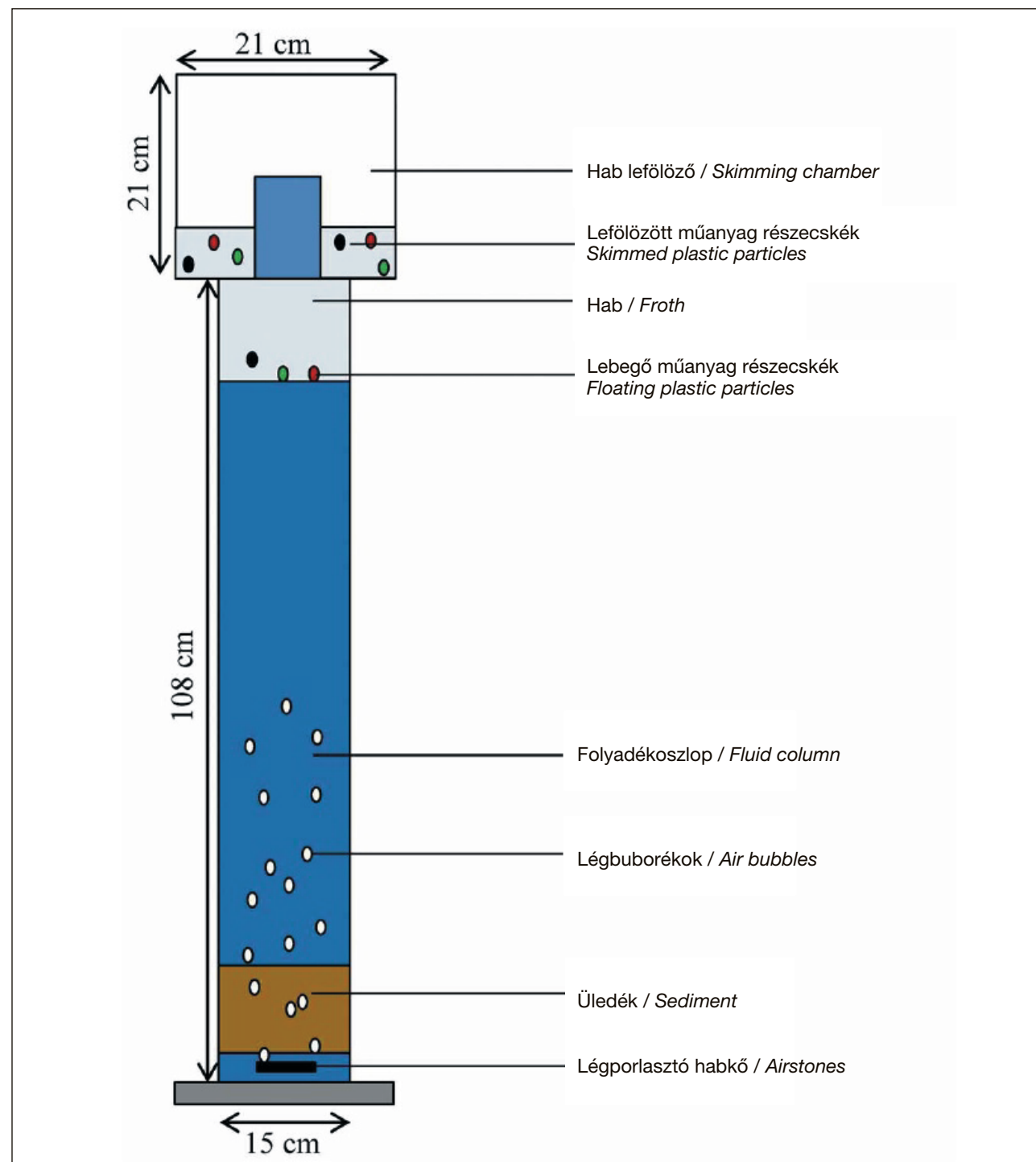
eljárás során (jelen esetben szennyvíztisztító telepen) 1 m³ szennyvizet szivattyúzunk át egy szűrőn, ami a nagy mintatérfogat folyadéktartalmának csökkentését szolgálja. A vízmintavétel módját a **3. ábrán** mutatjuk be.

4.2 Mintaelőkészítés

A mintavételt követő előkészítési lépés a műanyagrészek vagy -szálak különválasztása az üledéktől és szerves anyagoktól (pl. növényi részek), amelyek zavarják az azonosítást. A víz, üledék és műanyag egymástól való elválasztása eltérő sűrűségükből adódóan ülepítéssel oldható meg. Az ülepítést ná-

rium-klorid vagy cink-klorid oldattal végzik (1,6-1,7 kg/L). Imhof és munkatársai egy „Munich Plastic Sediment Separator” (MPSS) elnevezésű eszközt fejlesztettek ki, amely a műanyagok elválasztását üledékmintákból felúsztatással végzi el [53]. A berendezés működési elvét a **4. ábra** mutatja.

Általános érvényű elv, hogy a szerves szennyezőket el kell távolítani a mintából. A mintaelőkészítésnek ebben a fázisában savakat, bázisokat, oxidálószerket vagy enzimeket használhatunk (pl. 30% H₂O₂). Ezek az eljárások, különösen az enzimatis bontás, alkalmasak élőlények és élelmiszerminták előkészítésére is. A mintaelőkészítés utolsó lépésében a



4. ábra: Mikroműanyagok elválasztására szolgáló berendezés üledékminta vizsgálatához [53].
Figure 4: Apparatus for froth flotation, and the experiment with classic density separation setup [53].

műanyagrészek alumínium-oxid vagy arany szűrőre választathatók le.

4.3 Azonosítás

A mikroműanyagok azonosítása Fourier-transzformációs infravörös (FTIR) [3], [54] vagy Raman spektroszkópia alapján történik [12], [53]. Mindkét technika a műanyagokra jellemző funkciós csoportok energiafelvétele alapján határozza meg a típusukat. Ezek a módszerek optikai mikroszkóppal kombinálva alkalmasak különböző részecskék méretének, struktúrájának és anyagfajtajának meghatározására. FTIR mikroszkóppal 10 µm-nél nagyobb részecskék vizsgálhatók, míg Raman mikroszkópiával 1 µm a felbontás. A technika alkalmazhatóságát bizonyos tényezők korlátozzák, mert a vizsgálandó anyagok spektruma megváltozhat például biofilm-képződés vagy szerves szennyezés hatására. Kvantitatív adatokat ez a technika nem szolgáltat. Mennyiségi analízishez pirólízis-GC-MS vagy TDS-GC-MS [55] technikát kell alkalmazni. A kromatográfiás technikák hátránya a nagy idő- és költségigény.

Vizsgálatainkhoz a legelterjedtebb FTIR spektroszkópiát alkalmaztuk. A műszert két üzemmódban lehet használni. Az egyik a „Transmission mode”, amelynek során a vizsgálandó részecskéket alumínium-oxid szűrőn koncentrálnak. A másik az „ATR (attenuated total reflection) mode”, ahol arany szűrő felületén koncentrált részecskék vizsgálhatók. Az FTIR mikroszkóppal a részecskék egyenként azonosíthatók („particle by particle”) vagy nagyszámú részecskék meghatározásához az egész terület szkennelhető.

A mérési módszerek közötti eltérést a **6. ábrán** mutatjuk be, amelyen egy alumínium-oxid szűrőn „transmission mode”-ban vizsgált minta („partic-

le by particle”) spektruma látható. Az azonosításhoz spektrumkönyvtár használható. A **7. ábrán** egy szkennelt részt mutatunk be „transmission mode”-ban. E technika előnye, hogy nagyszámú mérési pont tehető láthatóvá egy képen a műanyagokra jellemző 1480-1430 cm⁻¹ és 1790-1700 cm⁻¹ jel karakterisztika révén. A kép a jelintenzitás alapján színskálával illusztrálható.

A következőkben a vizsgálatok közül egy tengeri sóminta analízisét mutatjuk be. A mintaelőkészítés a **3.2 fejezetben** leírtaknak megfelelően történt; a sómintát vízben oldottuk, aztán ülepítettük, majd kémiaileg kezeltük és arany szűrőn koncentráltuk. A vizsgálat FTIR mikroszkóppal történt, ATR módban. A **8. és 9. ábra** a mikroszkópos képet és a befogott anyagok spektrumát mutatja. A tengeri só vizsgálat különböző részecskéket és rostokat mutatott, amelyek egy része mikroműanyagként volt azonosítható. A mikroszkópos képen szerves szennyeződések is láthatók. Ez mutatja, hogy a szerves anyagok kiküszöbölése nehéz, a jó mintaelőkészítés az egyik legfontosabb lépés.

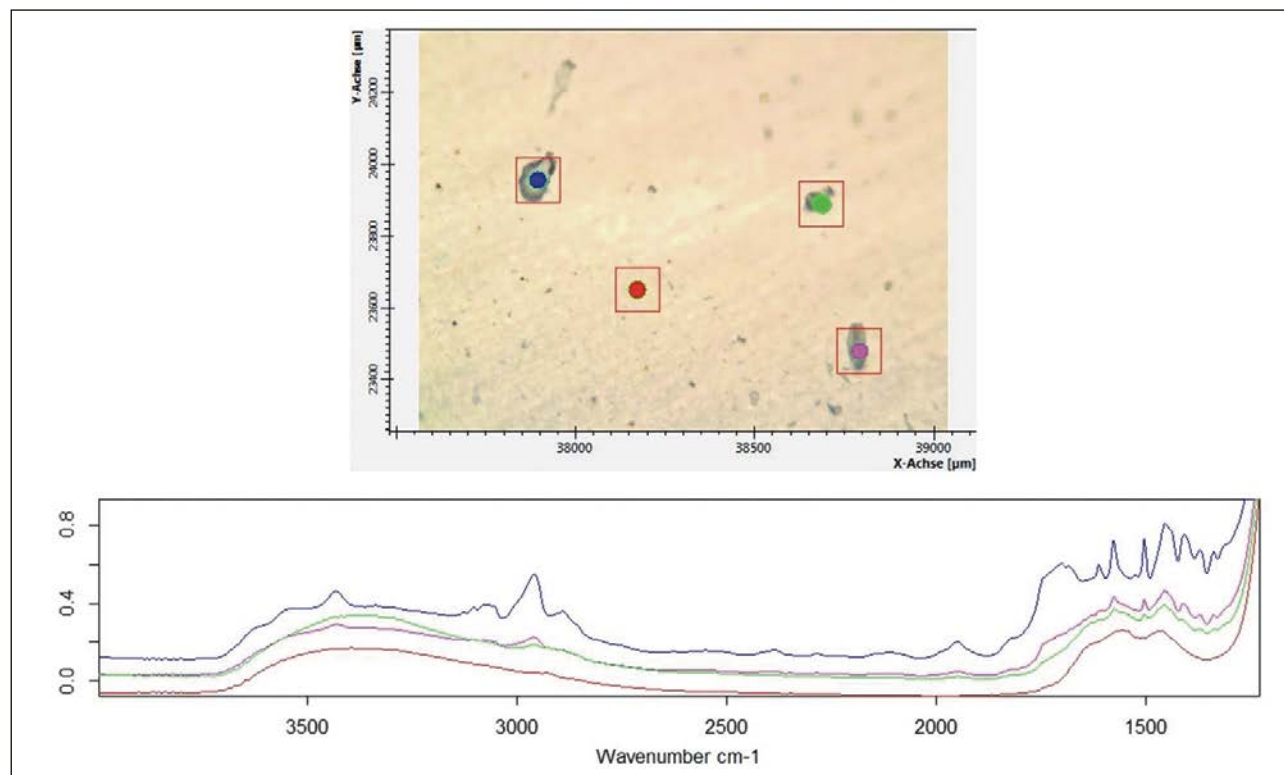
Összehasonlításként egy Raman spektroszkópiával végzett vizsgálat eredménye látható a **10. ábrán**. Ez a technika 1 µm-es felbontásra képes, az azonosítást adatbázisból vagy referenciaanyag alapján végzi.

5. Következtetések, kitekintés

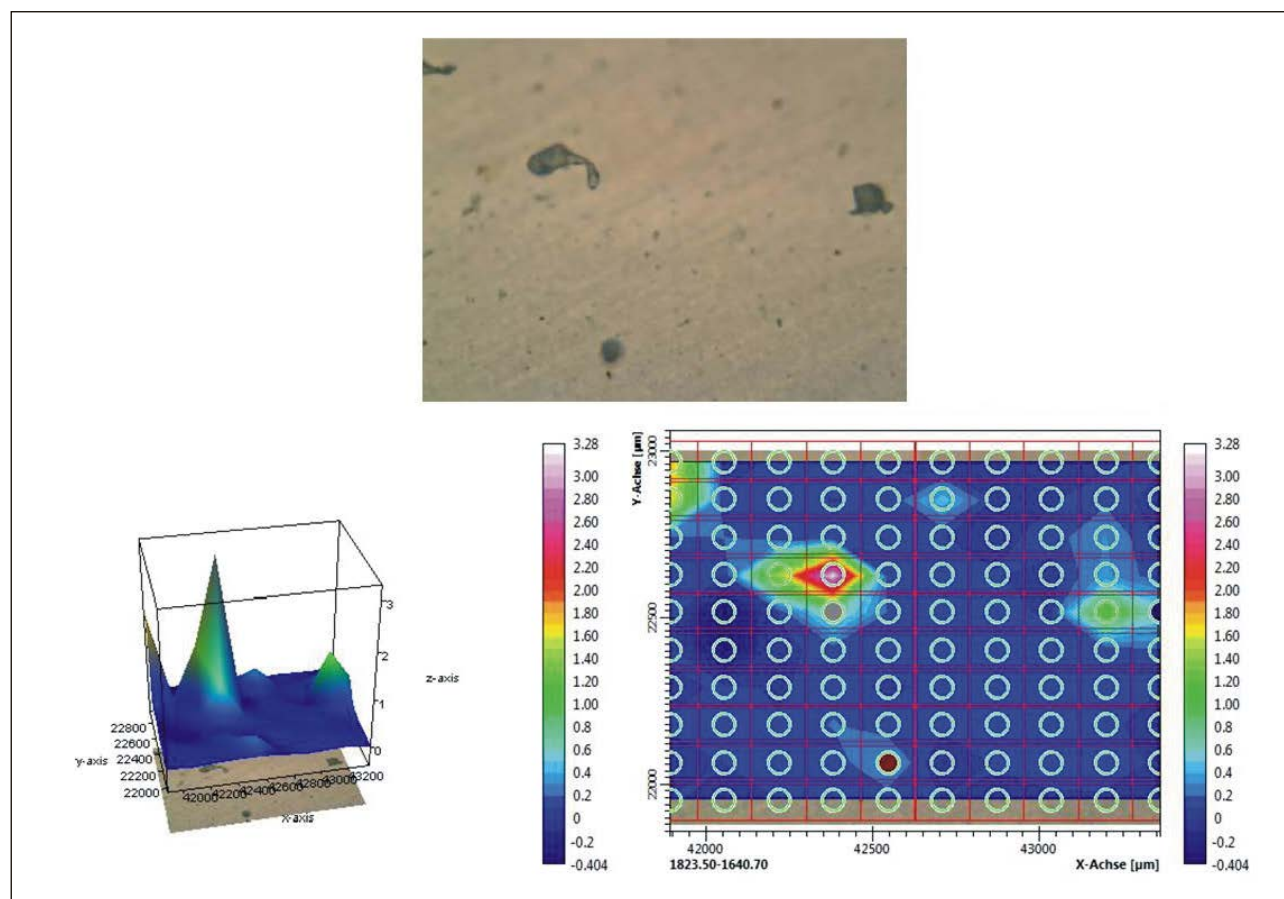
Az elmúlt évek kutatásai különböző környezeti mátrixokból és biótárból is kimutatták mikroműanyagok jelenlétét, különböző mintavételi és azonosítási technikákkal. Kimutatásukra a WESSLING-nél kidolgoztak egy olyan módszert, amely magában foglalja a mintavételt, mintaelőkészítést és a vizsgálatot is.



5. ábra: Vízminták előkészítése: kémiai kezelés, elválasztás és szűrés.
Figure 5: Sample preparation of water samples, including chemical treatment, density separation and filtration.



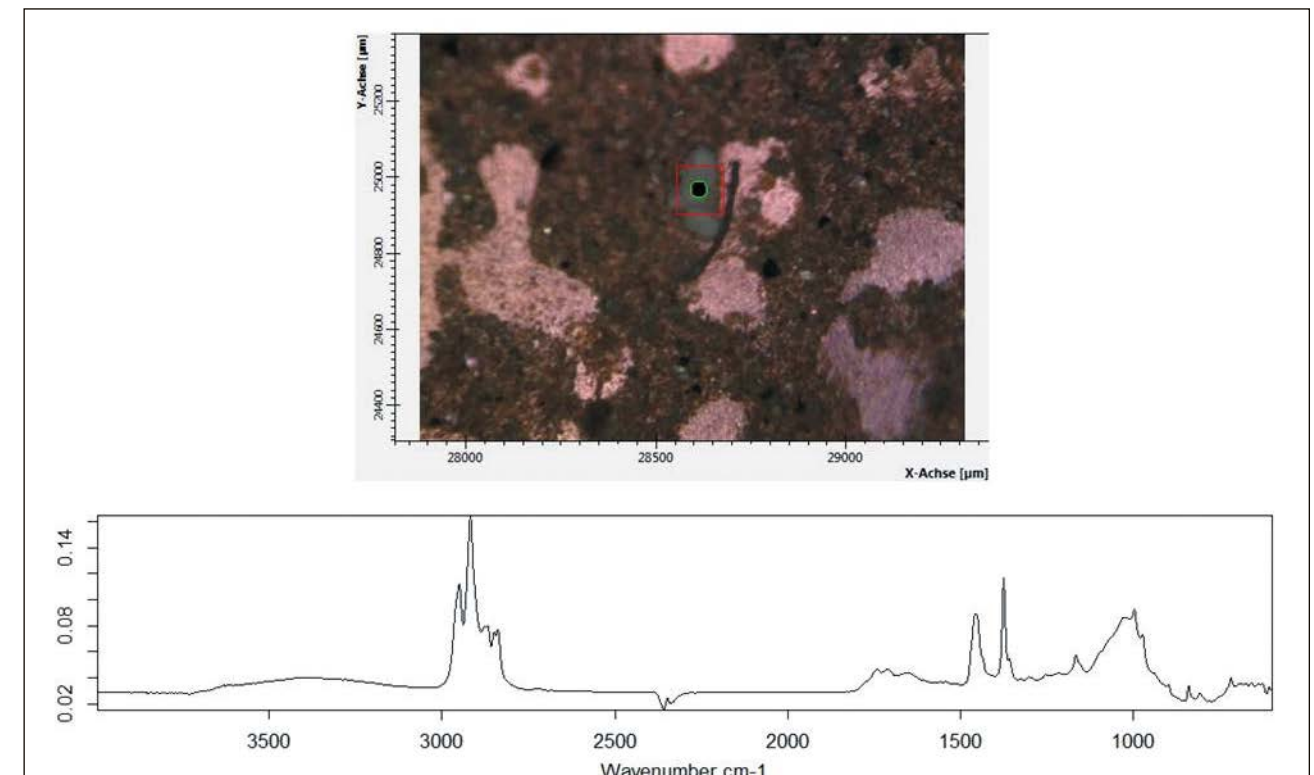
6. ábra: FTIR mikroszkópos spektrum alumínium-oxid szűrőn, „transmission mode”-ban. „Particle by particle” analízis.
Figure 6: FTIR of an aluminum oxide filter in transmission mode. Analysis particle by particle.



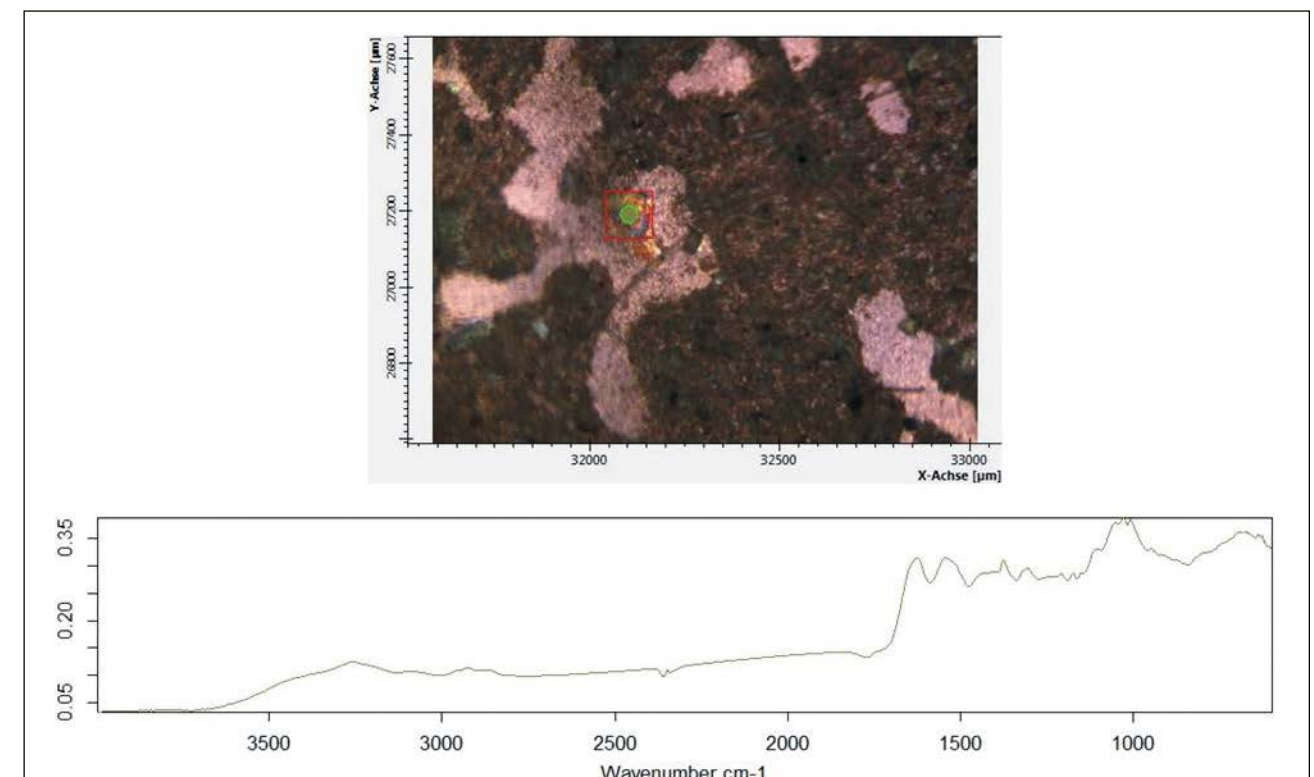
7. ábra: FTIR mikroszkópos spektrum alumínium-oxid szűrőn, „transmission mode”-ban.
Analízis egy adott terület szkennelésével.
Figure 7: FTIR of an aluminum oxide filter in transmission mode. Scanning of an area.

Ahhoz, hogy a különböző helyen létrejövő eredmények összehasonlíthatóak legyenek, először is szükséges egy egységes definíció megalkotása a mikroműanyagokra (pl. szükséges-e egy alsó méret-határt bevezetni a maximum kritérium 5 mm-en túl,

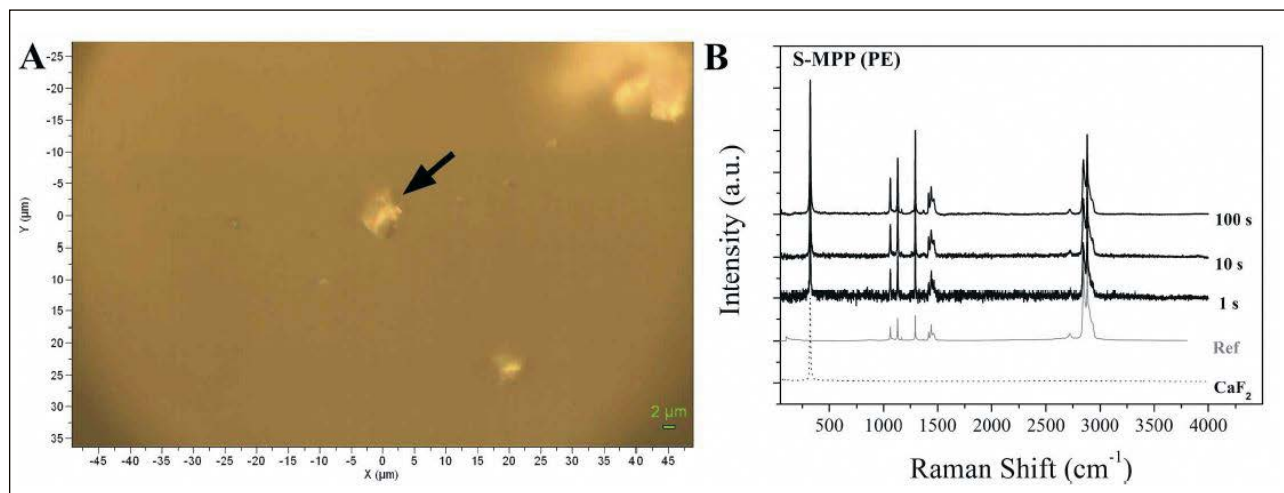
és párhuzamosan megalkotni a nanoműanyag fogalmát, vagy sem). Ez a differenciálás nem lenne szükségszerű, ha a mintavételi módszerek szabványosítva lennének. Az azonosítási módszerek is sokfélék (FTIR vagy RAMAN mikroszkópia, pirolízis-GC-MS,



9. ábra: Az FTIR analízis eredménye (ATR) A jelölt terület adatbázis alapján 76%-os egyezést mutat olefinnel.
Figure 9: Result of an FTIR analysis (ATR). Database alignment: 76% agreement with olefin.



8. ábra: Az FTIR analízis eredménye (ATR) A jelölt terület adatbázis alapján 62%-os egyezést mutat a műselyemmel.
Figure 8: Result of an FTIR analysis (ATR). Database alignment: 62% agreement with rayon.



10. ábra: Optikai mikroszkópos kép (A) és a hozzá tartozó spektrum (B) kb. 5 μm átmérőjű polietilén mikroműanyagról (fekete nyílal jelölve, ill. fekete vonallal 1; 10 és 100 s akvizíciós idő mellett), referencia PE (szürke vonal) és CaF₂ (szürke szaggatott vonal) [53].

Figure 10: Optical microscopic image (A) and corresponding spectra (B), of microplastic particles of polyethylene (PE); size around 5 μm in diameter (black arrow, black solid lines for 1 s, 10 s, and 100 s acquisition time), reference polymer PE (gray solid line), and CaF₂ substrate (pointed gray line) [53].

stb.). A számszerűsítéshez szükséges lenne egy olyan módszert fejleszteni, amely figyelembe veszi az azonosított mikroműanyagok szemcseméret eloszlását. A szabványos módszerek lehetővé tennék az adatok nemzetközi validálását. Mivel a mintavételi és vizsgálati módszerek nem egységesek, ezért több monitoring programra van szükség a jövőben, hogy összehasonlítható és validált eredményeket kapjunk.

Az édesvizekre külön hangsúlyt fektetve a tudomány jelen állása szerint a következő területeken szükség-szerű sürgős fejlesztéseket végezni [56]:

1. Mikroműanyagok édesvízi előfordulásának monitorozása.
2. A mikroműanyagok forrásainak és sorsának vizsgálata édesvizekben.
3. Mikroműanyagoknak való kitettség értékelése.
4. Biológiai hatások felmérése.
5. Egyéb vízszennyezők és mikroműanyagok közötti kölcsönhatások megértése.
6. Újszerű keretrendszer kidolgozása a mikroműanyagok kockázatbecslésére.

Ahhoz, hogy ezeket az elveket a gyakorlatba ültessük, elő kell segíteni az érintett felek (kutatóműhelyek, vízművek, szennyvíztisztítók, civil szervezetek) együttműködését, hogy naprakész információk legyen a környezet állapotáról. A mikroműanyagok, mint környezeti jellemzők monitorozását be kellene emelni a Víz Keretirányelvbe (20/60/EK). Ennek szükségszerűségét az is alátámasztja, hogy a problémakört már leírták az Európai Tengervédelmi Stratégiáról Szóló Keretirányelvben (2008/56/EK). Ezen felül a mikroműanyagok szennyezőanyagok (különös tekintettel a Víz Keretirányelvbe foglalt elsőbbségi anyagokra, mint di(etilhexyl)-ftalát, nonil- és oktil-fenol, PAH-ok) szállítói lehetnek, ezért is a lista ígéretes jelöltjeinek tekinthetők [56].

A víztesteket érő szennyezés monitorozásán túl – amíg nincsenek jogszabályban foglalt határértékek – a szennyvíztisztító telepek önellenőrzése javasolt, mivel ezek a mikroműanyag-szennyezés jelentős forrásai lehetnek. Az önellenőrzés vízműveknek is ajánlható, hogy a vízkezelés eredményeként létrejövő ivóvíz minősége és biztonságossága 100%-os legyen, hiszen a tiszta vízhez való egyetemes hozzáférés alapvető emberi jog.

Jelenleg a mikroműanyagok kockázata az ökoszisztémára és az emberekre nem tisztázott pontosan. Bizonyos negatív hatások kimutathatók (emésztőszervi elváltozások, szövetekbe való bekerülés, szennyezőanyagok transzportja), de feltételezhetően sok olyan további káros hatásuk lehet, amelyeket még nem ismerünk. Ennek következtében a jövőbeli kutatásoknak le kell fednie az alábbi témákat is:

- A mikroműanyagok útja és hatása az élőlényekben.
- Különböző alakú és fajtájú műanyagok hatása a szervezetben.
- Az adszorbeált perzisztens szerves (POP) és egyéb szennyezők biológiai hozzáférhetősége.
- A mikroműanyagok útja különböző trofitási szinten elhelyezkedő élőlények között.

Ezeket túl szükséges az élelmiszerbiztonságra és emberi egészségre gyakorolt hatásukat is vizsgálni. Jelenleg ezen a téren nagyon limitáltak az információk.

6. Irodalom

- [1] Plastics – The Facts 2015. Plastics Europe. <http://www.plasticseurope.org/Document/plastics---the-facts-2015.aspx> (Hozzáférés: 2015. 06. 25.)
- [2] Barnes, D. K. A., Galgani, F., Thompson, R. C., Barlaz, M. (2009): Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Phil Trans R Soc B.* (364) 1526 pp. 1-14.
- [3] Hidalgo-Ruz V., Gutow, L., Thompson, R. C., Thiel, M. (2012): Microplastics in the Marine Environment: A Review of the Methods Used for Identification and Quantification, *Environ. Sci. Technol.*, 46, 3060–3075
- [4] Shah, A. A., Hasan, F., Hameed, A., Ahmed, S. (2008): Biological degradation of plastics: A comprehensive review. *Biotechnol Adv.* 6 (3) pp. 246-265.
- [5] Webb, H. K., Arnott, J., Crawford, R. J., Ivanova, E. P. (2015): Plastic degradation and its environmental implications with special reference to poly(ethylene terephthalate). *Polymers.* 5 (1) pp. 1-18.
- [6] Browne, M. A., Galloway, T. S., Thompson, R. C. (2010): Spatial patterns of plastic debris along estuarine shorelines. *Environ Sci Technol.* 44 (9) pp. 3404–3409.
- [7] GESAMP (2015). "Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: a global assessment" (Kershaw, P. J., ed.). (IMO/FAO/UNESCO-IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UN/UNEP/UNDP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection). Rep. Stud. GESAMP No. 90, 96 p.
- [8] Federal Environment Agency, Germany (2015): Sources of microplastics relevant to marine protection in Germany, Report (UBA-FB) 002147/E; 64/2015, pp. 1-46
- [9] Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C., Galloway, T. S. (2011): Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. *Mar Pollut Bul.* 62 (12) pp. 2588–2597.
- [10] Guin, T., Avalos, J., Brunning, I., Brzuska, K., de Graaf, J., Kaumanns, J., Koning, T., Meyberg, M., Rettinger, K., Schlatter, H., Thomas, J., van Welie, R., Wolf, T. (2015): Use of Micro-Plastic Beads in Cosmetic Products in Europe and Their Estimated Emissions to the North Sea Environment. *International Journal for Applied Science (Personal Care - Detergents -Specialties).* 141 (3) pp. 39-46.
- [11] <http://www.ikw.org/schoenheitspflege/themen/alle/kunststoffe-in-kosmetischen-mitteln/> (Hozzáférés: 2015. 05. 14.)
- [12] Imhof, H. K., Ivleva, N. P., Schmid, J., Niessner, R., Laforsch, C. (2013): Contamination of beach sediments of a subalpine lake with microplastic particles. *Curr Biol.* 23 (19) pp. R867-R868.
- [13] Eriksen, M., Mason, S., Wilson, S., Box, C., Zellers, A., Edwards, W., Farley, H., Amato, S. (2013): Microplastic pollution in the surface waters of the Laurentian Great Lakes. *Mar Pollut Bull.* 77 (1-2) pp. 177–182.
- [14] Free, C. M., Jensen, O. P., Mason, S. A., Eriksen, M., Williamson, N. J., Boldgiv, B. (2014): High-levels of microplastic pollution in a large, remote, mountain lake. *Mar Pollut Bull.* 85 (1) pp. 156-163.
- [15] Lechner, A., Keckeis, H., Lumesberger-Loisl, F., Zens, B., Krusch, R., Tritthart, M., Glas, M., Schludermann, E. (2014): The Danube so colourful: a potpourri of plastic litter outnumbers fish larvae in Europe's second largest river. *Environ Pollut.* 188 pp. 177–181.
- [16] Philipp Hohenblum, Bettina Liebmam, Marcel Liedermann (2015): The Environment Agency Austria, PLASTIC AND MICROPLASTIC IN THE ENVIRONMENT, Report Rep-0551.
- [17] Mani, T., Hauk, A., Walter, U., Burkhardt-Holm, P. (2015): Microplastics profile along the Rhine River. *Scientific Reports* 5. Article number: 17988. 7 p.
- [18] <http://www.rwlwater.com/wastewater-treatment-does-not-fully-remove-microplastics/> (Hozzáférés: 2015. 07. 02.)
- [19] Carr, S. A., Liu, J., Tesoro, A. G. (2016): Transport and fate of microplastic particles in wastewater treatment plants. *Water Res.* 91 pp. 174-182.
- [20] Van Cauwenberghe, L., Devriese, L., Galgani, F., Robbins, J., Janssen, C. R. (2015): Microplastics in sediments: A review of techniques, occurrence and effects. *Mar Environ Res.* 111 pp. 5-17.
- [21] Mintonig, S., Int-Veen, I., Löder, M., Gerdts, G. (2014): Mikroplastik in ausgewählten Kläranlagen des Oldenburgisch- Ostfriesischen asserverbandes (OOWV) in Niedersachsen. Alfred-Wegener-Institut, Helmholtz-Zentrum für Polar- und Meeresforschung (AWI) Biologische Anstalt Helgoland. 41 p.
- [22] Gasperi, J., Dris, R., Mirande-Bret, C., Mandin, C., Langlois, V., Tassen, B. (2015): First overview of microplastics in indoor and outdoor air. 15th EuCheMS International Conference on Chemistry and the Environment, Leipzig, Germany.
- [23] Pant, P., Harrison, R. M. (2013): Estimation of the contribution of road traffic emissions to particulate matter concentrations from field measurements: A review. *Atmos Environ.* 77 pp. 78-97.

- [24] Browne, M. A., Crump, P., Niven, S. J., Teuten, E., Tonkin, A., Galloway, T. S., Thompson, R. C. (2011): Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: sources and sinks. *Environ Sci Technol.* 45 (21) pp. 9175-9179.
- [25] Werner S., Federal Environment Agency, Germany (2014): presentation "Mikroplastik in der Gesamtschau mareiner Abfälle- Quellen und Folgen"
- [26] Saal, F. S., Parmigiani, S., Palanza, P. L., Everett, L. G., Ragaini, R. (2008): The plastic world: sources, amounts, ecological impacts and effects on development, reproduction, brain and behavior in aquatic and terrestrial animals and humans. *Environ Res.* 108 (2) pp. 127-130.
- [27] Andrady, A. L. (2011): Microplastics in the marine environment. *Mar Pollut Bull.* 62 (8) pp. 1596-1605.
- [28] Van, A., Rochman, C. M., Flores, E. M., Hill, K. L., Vargas, E., Vargas, S. A., Hoh, E., (2012): Persistent organic pollutants in plastic marine debris found on beaches in San Diego, California. *Chemosphere.* 86 (3) pp. 258-263.
- [29] Rios, L. M., Moore, C., Jones, P. R. (2007): Persistent organic pollutants carried by synthetic polymers in the ocean environment. *Mar Pollut Bull.* 54 (8) pp. 1230-1237.
- [30] Hirai, H., Takada, H., Ogata, Y., Yamashita, R., Mizukawa, K., Saha, M., Kwan, C., Moore, C., Gray, H., Laursen, D., Zettler, E. R., Farrington, J. W., Reddy, C. M., Peacock, E. E., Ward, M. W. (2011): Organic micropollutants in marine plastics debris from the open ocean and remote and urban beaches. *Mar Pollut Bull.* (62) 8 pp. 1683-1692.
- [31] Bakir, A., Rowland, S. J., Thompson, R. C. (2014): Enhanced desorption of persistent organic pollutants from microplastics under simulated physiological conditions. *Environ Pollut.* 185. pp. 16-23.
- [32] Avio, C. G., Gorbi, S., Milan, M., Benedetti, M., Fattorini, D., d'Errico, G., Pauletto, M., Bargelloni, L., Regoli, F. (2015): Pollutants bioavailability and toxicological risk from microplastics to marine mussels. *Environ Pollut.* 198 pp. 211-222.
- [33] Teuten, E. L., Saquing, J. M., Knappe, D.R., Barlaz, M. A., Jonsson, S., Björn, A., Rowland, S. J., Thompson, R. C., Galloway, T. S., Yamashita, R., Ochi, D., Watanuki, Y., Moore, C., Viet, P. H., Tana, T. S., Prudente, M., Boonyatumanond, R., Zakaria, M. P., Akkhang, K., Ogata, Y., Hirai, H., Iwasa, S., Mizukawa, K., Hagino, Y., Imamura, A., Saha, M., Takada, H. (2009): Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. *Phil Trans R Soc B.* 364 (1526) pp. 2027-2045.
- [34] Luísa, G. L., Ferreira, P., Fontea, E., Oliveira, M., Guilhermino, L. (2015): Does the presence of microplastics influence the acute toxicity of chromium(VI) to early juveniles of the common goby (*Pomatoschistus microps*)? A study with juveniles from two wild estuarine populations. *Aquat Toxicol.* 164 pp. 163-174.
- [35] Khan, F. R., Syberg, K., Shashoua, Y., Bury, N. R. (2015): Influence of polyethylene microplastic beads on the uptake and localization of silver in zebrafish (*Danio rerio*). *Environ Pollut.* 206 pp. 73-79.
- [36] Derraik, J. G. B. (2002): The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. *Mar Pollut Bull.* 44 (9) pp. 842-852.
- [37] Cole, M., Lindeque, P., Fileman, E., Halsband, C., Goodhead, R., Moger, J., Galloway, T. S. (2013): Microplastic ingestion by zooplankton. *Environ Sci Technol.* 47 (12) pp. 6646-6655.
- [38] Setälä, O., Fleming-Lehtinen, V., Lehtiniemi, M. (2014): Ingestion and transfer of microplastics in the planktonic food web. *Environ Pollut.* 185 pp. 77-83.
- [39] Graham, E. R., Thompson, J. T. (2009): Deposit- and suspension-feeding sea cucumbers (Echinodermata) ingest plastic fragments. *J Exp Mar Biol Ecol.* 368 (1) pp. 22-29.
- [40] Van Cauwenberghe, L., Claessens, M., Vandegheuchte, M. B., Janssen, C. R. (2015): Microplastics are taken up by mussels (*Mytilus edulis*) and lugworms (*Arenicola marina*) living in natural habitats. *Environ Pollut.* 199 pp. 10-17.
- [41] Devriese, L. I., van der Meulen, M. D., Maes, T., Bekaert, K., Paul-Pont, I., Frère, L., Robbens, J., Vethaak, A. D. (2015): Microplastic contamination in brown shrimp (*Crangon crangon*, Linnaeus 1758) from coastal waters of the Southern North Sea and Channel area. *Mar Pollut Bull.* 98 (1-2) pp. 179-187.
- [42] Gutow, L., Eckerlebe, A., Gimenez, L., Sabrowski, R. (2015): Experimental Evaluation of Seaweeds as a Vector for Microplastics into Marine Food Webs. *Environ Sci Technol.* 50 (2) pp. 915-923.
- [43] Brennecke, D., Ferreira, E. C., Costa, T. M. M., Appel, D., da Gama, B. A. P., Lenz, M. (2015): Ingested microplastics (>100 µm) are translocated to organs of the tropical fiddler crab *Uca rapax*. *Mar Pollut Bull.* 96 (1-2) pp. 491-495.
- [44] Vandermeersch, G., Van Cauwenberghe, L., Janssen, C. R., Marques, A., Granby, K., Falt, G., Kotterman, M. J. J., Diogène, J., Bekaert, K., Robbens, J., Devriese, L. (2015): A critical view on microplastic quantification in aquatic organisms. *Environ Res.* 143 pp. 46-55.
- [45] Farrel, P., Nelson, K. (2013): Trophic level transfer of microplastic: *Mytilus edulis* (L.) to *Carcinus maenas* (L.). *Environ Pollut.* 177 pp. 1-3.
- [46] Browne, M. A., Dissanayake, A., Galloway, T. S., Lowe, D. M., Thompson, R. C. (2008): Ingested microscopic plastic translocates to the circulatory system of the mussel, *Mytilus edulis* (L.). *Environ Sci Technol.* 42 (13) pp. 5026-5031.
- [47] Rummel, C. D., Löder, M. G. J., Fricke, N. F., Lang, T., Griebeler E.-M., Janke, M., Gerdt, G. (2016): Plastic ingestion by pelagic and demersal fish from the North Sea and Baltic Sea. *Mar Pollut Bull.* 102 (1) pp. 134-141.
- [48] Neves, D., Sobral, P., Ferreira, J. L., Pereira, T. (2015): Ingestion of microplastics by commercial fish off the Portuguese coast. *Mar Pollut Bull.* 101 (1) pp. 119-126.
- [49] Avio, C. G., Gorbi, S., Regoli, F. (2015): Experimental development of a new protocol for extraction and characterization of microplastics in fish tissues: First observations in commercial species from Adriatic Sea. *Mar Environ Res.* 111 pp. 18-26.
- [50] Sanchez, W., Bender, C., Porcher, J.-M. (2014): Wild gudgeons (*Gobio gobio*) from French rivers are contaminated by microplastics: Preliminary study and first evidence. *Environ Res.* 128 pp. 98-100.
- [51] Wright, S. L., Thompson, R. C., Galloway, T. S. (2013): The physical impacts of microplastics on marine organisms: A review. *Environ Pollut.* 178, pp. 483-492.
- [52] <http://www.eurofleets.eu/np4/419.html> (Hozzáférés: 2015. 07. 20.)
- [53] Imhof, H. K., Schmid, J., Niessner, R., Ivleva, N. P., Laforch, C. (2012): A novel, highly efficient method for the separation and quantification of plastic particles in sediments of aquatic environments, *Limnol Oceanogr: Methods* 10, pp. 524-537.
- [54] Klein, S., Worch, E., Knepper, T. P. (2015): Occurrence and Spatial Distribution of Microplastics in River Shore Sediments of the Rhine-Main Area in Germany. *Environ Sci Technol.* 49 pp. 6070-6076.
- [55] Dümichen, E., Barthel, A.-K., Braun, U., Bannick, C. G., Brand, K., Jekel, M., Senz, R. (2015): Analysis of polyethylene microplastics in environmental samples, using a thermal decomposition method. *Water Res.* 85 pp. 451-457.
- [56] Wagner, M., Scherer, C., Alvarez-Muñoz, D., Brennholt, N., Bourrain, X., Buchinger, S., Fries, E., Grosbois, C., Klasmeier, J., Marti, T., Rodriguez-Mozaz, S., Urbatzka, R., Vethaak, A. D., Winther-Nielsen, M., Reifferscheid, G. (2014): Microplastics in freshwater ecosystems: what we know and what we need to know. *Env Sci Eur* 26 (12) 9 p.



A kép illusztráció! / Picture is for illustration only. Fotó/photo: Mezei Péter, Bordós Gábor

Gábor Bordós¹, Jens Reiber²

Received: 2015. December – Accepted: 2016. April

Microplastics in the environment and the food chain

1. Summary

Plastics are used, due to their excellent properties, as materials in a growing number of applications. Recently, the subject of microplastics in the environment and the food chain has been discussed extensively. Several studies show the magnitude of the pollution of microplastics in sewage treatment plants, waters (rivers and lakes), oceans and shore sections, as well as fishes, mussels and invertebrates. Plastics decompose under the influence of various environmental factors. Generally, plastic particles with a size of less than five millimeters are referred to as microplastic particles.

This article gives an overview of the term “microplastics”. It describes the definition, occurrences, sources and analytical testing approaches in general, and at WESSLING in particular. Also, additional investigations that are required to develop validated methods for sampling and analysis are discussed, after clarification of the potential risk to various organisms.

2. Introduction

Global plastic production is still growing, reaching 311 million tons in 2014. In Europe, it seems to be stable over the last ten years, with an amount of around 60 million tons annually. 39.5% of these plastics are used for packaging and as these are single-use products (that will turn into trash in the same year), this sector alone generates around 24 million tons of plastic waste in Europe each year. In total, 25.8 million tons of post-consumer plastic waste was reported and treated in 2014 in the EU (8 million tons were landfilled, 7.7 million tons were recycled and 10.1 million tons were recovered) [1] which is only a little bit higher than the 24 M tons yearly packaging material production. Other plastic markets (e.g. automotive, building & construction, electric & electronic equipments) could contribute to the reported waste quantity, even though short-term obsolescence is not general here, but used products from previous years will continuously appear in the waste stream (and presumably with values much higher than 1.8 M tons per year). This gap between production and waste data confirms that remarkable amounts of plastic waste end up in the environment. Supposedly, the primary source of plastic waste is the littering of packaging material.

Commonly used plastics are very resistant to environmental damages, causing persistence. Plastic debris has accumulated both in the terrestrial and marine environment [2]. Table 1 shows the typical types of polymers which have been identified as microplastics in the environment.

The term “microplastics” classifies a group of plastics according to their size. The size of the particles of microplastics is defined by a general, but not regulatory, terminology as being between 1 and 5 mm. Microplastic particles found in the environment can be classified as primary or secondary microplastics. Primary microplastics are industry produced particles with determined sizes and shapes. These kinds of particles are either used as granules for the manufacture of further plastic products or directly, for example, as abrasive materials in consumer products. However, secondary microplastics are disintegrated fractions of plastic litter in the environment. Fragmentation of plastics in the environment is carried out by mechanical, chemical, physical and biological stress and leads to microplastic particles. One significant factor is UV light – UV-B (~295-315 nm) and UV-A (~315-400 nm) [4] – which provides the activation energy required to initiate the incorporation of oxygen atoms into the plastics [5]. This process causes

chain cleavages in the polymer structure and results in smaller and smaller fragments (photodegradation). Even if disintegration occurs, it is not followed directly by biological degradation in the case of conventional plastics, because the fragments’ molecular weight might be still too high to be available for microbes. This is the main reason for one of the most important problems of the ecosystem: the presence of (micro) plastics in the environment.

The increasing number of studies worldwide, identifying microplastics in different environmental matrices, such as water and sediments, is an indication of a global contamination made by humans. Monitoring of this huge pollution is still in its early stage. A problem in terms of the observation, identification and elimination of microplastic particles is that even though their number highly exceeds that of larger plastic items in the marine environment, their mass still comprises only a small proportion of the total [6].

The following sections describe microplastics in the environment and the food chain, their sources and potential risks to different organisms.

2.1. Microplastics in the environment

Small plastic pieces were first observed in the marine environment in the 1970s. In the past years, plastic fragments smaller than 5 mm have been referred to as microplastics (MPs). In some cases, further differentiation is made for particles smaller than 1 µm (nanoplastics) [7]. A harmonised terminology in the European Union is still missing. The Technical Subgroup on Marine Litter (TSG ML) proposed size classes and terms related to the typical dimensions of the affected organisms and the industrial applications of plastics (Table 2) [8].

Microplastics can be divided into two groups. Primary microplastics were originally designed to be in this small size range, these are usually used in cosmetics (e.g., facial or hand cleanser). Secondary microplastics come from the disintegration of larger plastic debris [9]. While secondary microplastics are slowly generated from waste which has been released into the environment, primary microplastics are directly emitted through wastewater systems. Statistics show that the plastic content of cosmetics products is minor. Around 6% of the ingredients in liquid soaps and 0.6% of skin cleansing products contain microplastics [10]. Furthermore, microplastics will be replaced by the industry by 2020 in Germany [11].

The proportion of secondary microplastics in the environment is much higher than that of primary microplastics. However, a detailed quantification and statistics are still missing. One reason for this is that validated methods to monitor and measure the particles in different matrices like water or sediments are missing.

Most of the studies investigate microplastics in the marine environment, but in the last years, studies of limnic systems, e.g., surface water of lakes and rivers have been published. Pollution in lakes on different continents has been detected: Lake Garda in Europe [12] and the Laurentian Great Lakes [13] surrounded by more developed environment showed microplastics contamination, as well as such remote locations as a mountain lake in Mongolia [14].

Rivers can be the major pathways of plastics. Based on measurements on the Austrian Danube, more than 1500 tons of plastics smaller than 5 cm enter the Black Sea annually [15]. It is a very good example, that the Austrian Environmental Protection Agency pays attention to the topic and actively conducting measurements [16]. This attitude promotes discussion between scientists and the authorities, contributing to the future legislation needed. The pollution occurring in Austria should affect the lower region of the river as well, but it has not been examined yet. Throughout the Rhine River, microplastics between 300 µm and 5 mm have been also identified at all of the 11 sampling points, showing a peak concentration in the Rhein-Ruhr area (15-20 particles/m³) [17]. In addition, freshwater systems, which are related to drinking water quality, are also objects of interest to be analysed in terms of microplastics. Instead of microplastics having been detected in water bases widely, only one occurrence has been reported in drinking water. This value of seven particles/m³ was also supposed to have originated from an abraded seal or pipe and not from groundwater [18].

Microplastics also have been detected in wastewater treatment plants (influent, effluent) [19] and in different sediments (beach, deep sea, freshwater lake) [20]. In Germany, 12 wastewater treatment plants were studied; plastic particles in the effluent ranged from 100/m³ to 1500/m³, predominantly in the size range of 50-100 µm. A final filtration system installed in one of the plants reduced the number of particles from 1131/m³ to 29/m³ [21].

Unfortunately, the results of all of the studies cannot be compared properly, because of the different sampling and identification methods, as well as the different dimensions used in quantification. Table 3 shows the different units of 43 studies, known by us.

Most of the studies examined matrices such as fluids or sediments. However, air is another potential environmental element that could contain microplastics, as was suggested by a study. Indoor and outdoor air samples taken in France contained microplastic particles (50-80% of them in the range between 100-500 µm) [22]. Their presence could cause direct human health hazards, because small particles can enter the lungs easily. Moreover, PM2.5 size range microplastics have been identified from the wear of tyres [23], and these small size particles can persist in the respiratory system.

¹ WESSLING Hungary Kft.

² WESSLING GmbH

2.2. Relevant sources and potential pathways of microplastics

During everyday life, several plastic items are used. Our society is dependent on plastic products and is using this material nearly everywhere from plastic packaging materials to textiles and tyres of vehicles. To analyse the sources of microplastics in the environment, a differentiation of primary and secondary microplastics is necessary. Beyond their origin, it is important to investigate their distribution, but in the end, entry into the environment has to be prevented.

Primary microplastics are used in cosmetics as abrasive detergents, but also for other applications such as lubricants, carriers of pigments, additives or water softeners. Additional applications in medicine are also possible as vectors for active pharmaceutical ingredients. In some technical processes, well-defined granules, so called micronized synthetic waxes are used. These are usually applied in coatings, pigments/masterbatches, adhesion promoters, inks, paints or food coating [8].

Most of the studies reported that the main problem of the pollution was the generation of secondary microplastics due to the fragmentation of the debris. Littering (i.e., discarded plastic items) is the main issue, especially in countries with no waste management systems. Furthermore, plastics are persistent in the environment and degradation, depending on the type of plastics, takes decades or centuries. The discharge of synthetic fibres of textiles are another source of secondary microplastics [8]. During the washing and, potentially, the drying process, huge quantities of fibres end up in the sewage system [24]. Moreover, sources such as abrasion of tyres and loss of pellets in the manufacturing process can also be mentioned, however, more studies monitoring plastics in air are needed. A discrimination of land-based and sea-based sources could provide another view of possible pathways (see Table 4.)

The overview (Table 4) shows that, in terms of land-based sources, besides individual littering, the input of factories and sewage plants contaminate the environment. At the end of this route, parts of the plastic waste end up in freshwaters or marine environment.

2.3. Sorption of harmful substances

In recent years, more and more studies highlight the threat of microplastics to the ecosystem, not only physical injury and ingestion (causing, e.g., inflammation of the stomach/gut), but also chemical exposure through the uptake of pollutant-loaded microplastic fragments (pollution transport, co-pollution). One way is the leaching of additives from polymers. Many of them are classified as toxic or are endocrine disruptors, e.g., bisphenol A (BPA), phthalates and flame retardants, such as polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) [26].

On the other hand, persistent organic pollutants (POPs) have very large water-polymer distribution coefficients, in the favour of plastics, so they are effectively adsorbed on microplastics from the surrounding water [27], [28]. Analytical methods were developed to extract, concentrate and identify POPs that may have accumulated on plastic fragments and plastic pellets. The results of this study confirm that plastic debris is a trap for POPs [29]. This sorption enhances their bioaccumulation properties, making them more easily introduced to the fauna in a concentrated initial dose.

The most investigated pollutants relating to sorption on MP surfaces are polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs, predominantly phenanthrene), dichlorodiphenyltrichloroethane (DDT) and its breakdown products, and polychlorinated biphenyls (PCBs). The variation in the concentrations of adsorbed contaminants can be very high. PCBs and PAHs were detected in all of the samples taken in the open ocean and on beaches. Concentrations show high variability in different fragments (PCBs: 1-436 ng/g; PAHs: 1-9300 ng/g), but a trend has been established, showing that fragments from urban beaches have higher concentrations than those taken on remote beaches and in the marine environment. Concentrations of DDT and its breakdown products ranged from 0.2 to 124 ng/g [30]. Adsorption of two components, that are currently in the centre of interest, on MPs was also investigated by a study: di-2-ethylhexyl phthalate (DEHP) and perfluorooctanoic acid (PFOA). PFOA showed little affinity to be adsorbed either on polyethylene (PE) or polyvinyl-chloride (PVC), and the same was true for DEHP and PVC. However, DEHP was as effectively adsorbed on PE as DDT both on PE and PVC under simulated physiological conditions [31]. It has already been reported that these adsorbed pollutants can migrate to different species: pyrene contaminated MP localisation in tissues occurred in mussels and there a marked accumulation was shown [32]. Regarding higher trophic levels, a bird feeding experiment confirmed the transfer of PCBs from ingested plastics [33].

The effect of microplastics on the transport of potentially toxic elements has not been studied many times yet. The effect of chromium(VI) was tested in fish (*Pomatoschistus microps*); levels of lipid peroxidation significantly increased in individuals which were introduced to Cr(VI) and 1-5 µm polyethylene (PE) spheres. This did not occur under Cr(VI) or MP exposure alone [34].

Another study highlights that the presence of microplastics had no effect on the bioavailability of silver in fish (*Danio rerio*). 10-106 µm PE beads incubated with silver before exposition significantly reduced Ag uptake during the test [35]. This emphasizes that the investigation of inorganic pollutants cannot be omitted, because these can also be adsorbed on MPs. Release after ingestion needs further studies.

2.4. Microplastics in the food chain

The effect of plastic waste on the ecosystem has become obvious over the past years: many sea turtle, seabird and marine mammal species are affected. The ingestion of plastic debris leads to mechanical or physical stress, and the inner organs of the organisms are injured. Secondly, entanglement in packaging bands, synthetic ropes and lines, or unleashed drift nets (ghost nets) can cause bodily harm which could also result in the passing away of the animals [36].

Microplastics in waters are introduced into the food chain by mistaken identity or indiscriminate ingestion [28]. Because of their size and presence both in benthic and pelagic zones, main consumers besides zooplankton are invertebrates and fish species.

Based on laboratory feeding tests, MPs in the size range of 1-30 µm are ingested by zooplankton [37]. Trophic level transport of 10 µm polystyrene spheres from mesozooplankton to a higher level (macrozooplankton) has been observed [38].

Plastic ingestion has already been described widely in low trophic fauna such as in sea cucumbers [39], lugworms [40], brown shrimps [41], seaweeds [42] and crabs [43]. Mussels in five European countries have been investigated for microplastics: only the Danish sample showed negative results. The numbers of detected MPs in samples from France, Spain, Italy and the Netherlands ranged from 0.04 to 0.34 pieces per gram of tissue [44]. Microplastics uptake by mussels (*Mytilus edulis*) was described in other studies as well [40], [45], [46], it seems the most popular low trophic test organism currently. Further, microplastics are able to translocate to the circulatory system [46] and tissues in invertebrates (mussels, crabs) and transfer to higher trophic levels (crabs) [45].

In case of Vertebrates, the digestive tracts of fish species have been investigated at different points of the European coastline. In the North and Baltic Seas, three demersal fish species (cod [*Gadus morhua*], dab [*Limanda limanda*], flounder [*Platichthys flesus*]) and two pelagic species (herring [*Clupea harengus*] and mackerel [*Scomber scombrus*]) have been sampled. MPs have been detected in all fish species in the demersal zone, in an average of 3.4% of the individuals (with a mean number of 0.03±0.18 plastic items per fish). If we compare this result with the average ingestion rate observed in pelagic species, we would see that MP ingestion is more probable in the pelagic zone (10.7%, mean number of 0.19±0.61 items per fish). Here it is very important to make a distinction: no microplastics have been detected in herring individuals, and mackerels show the highest ingestion rate (17.7%). It is assumed that herrings were in a stage of maturity where they showed a reduced feeding activity, because most of the individuals had empty digestive tracts. Considering only the contaminated individuals, 44% were related to the

demersal zone and 56% to the pelagic zone. Almost 40% of the ingested particles were polyethylene (PE) [47]. The distribution of ingested microplastics was reversed at the Portuguese coasts: 36.5% of contaminated individuals were pelagic feeders and 63.5% of them were benthic. MPs were detected in 17 species, with an ingestion rate of over 30%. The mean number of ingested microplastics was 0.27±0.63 per fish regarding the whole sample. Considering only the affected individuals this value is 1.40±0.66 per fish [48]. In the Adriatic Sea MPs were detected in 28% of the 125 individuals. The average number of MPs extracted in positive fish ranged from 1 item/individual to 1.78±0.97 items/individual. 65% of the particles were identified as PE and 19% as polyethylene-terephthalate (PET). PE and polystyrene (PS) particles were also extracted from the liver tissue [49]. A French study – sampling 11 water streams for common gudgeons (*Gobio gobio*), a fish which is common throughout Europe – found microplastics in 12% of the investigated digestive tracts [50]. It is important to note, that investigation of micron sized MPs are underrepresented in field collected organisms (especially in fish stomach and gut), because of the detection methods. As laboratory feeding experiments confirm the easy uptake of <100 µm particles (usually fluorescent polystyrene particles, ~10µm) [37], [42], and the translocation of these small particles through the food chain can occur easily, so it is highly recommended that they are monitored in field collected organisms as well.

As foods are not tested widely for MPs, data in this field are very limited. The “effects on the ecosystem” approach provides data showing that, through the food chain, human food is also affected. MPs contamination in lower trophic level organisms are described several times, some of them are subject to direct human consumption (e.g., the mussel *Mytilus edulis*). Microplastics in fish were mostly present in the digestive tracts, which are usually not consumed. However, since translocation was proven in Invertebrates, it can also be expected in fish (one result already showed translocation to the liver).

All areas of life over the last centuries have been penetrated by plastics, so human ingestion of MPs can be presumed through other channels, i.e., food contact materials. Co-pollution through microplastics can also contribute to the contamination of food, but – unlike microplastics – most of these components are nowadays investigated before distribution or during authority inspection. The presence of microplastics in the Invertebrate and Vertebrate biota, the negative effects of co-pollution warrants for inspection in the most affected fields (i.e., fish) to maintain the high quality food chain safety.

In conclusion, data are very limited and very diverse in terms of geographical locations, habitats and organisms. In the case of environmental samples, biota of freshwater is less investigated. In general, pub-

lished data are based partially on different experimental methods and different quantity dimensions. To get representative results or to get an overview of the presence of MP in the food chain, scientific results are needed.

3. Risk potential - Impact of microplastics on organisms

A high potential of adverse effects by microplastics on organisms in oceans, rivers and seas, as well as creatures living on land is assumed. The first studies in recent years showed physical effects on organisms, for instance injuries due to the morphology, density or size of the particles. Furthermore, factors like accumulation and translocation also influence physical impact [51]. The behaviour of a 1 µm particle is different from that of a 5 µm particle. This means that toxicity could be totally different. For example, a particle greater than 1 µm which is ingested with food might be released by the gastrointestinal organs. However, particles smaller than 1 µm could be transferred through cell membranes. Additionally, consideration of two other aspects is necessary to estimate risk potential. One is leaching of additives that are incorporated into plastic, and then released over time into the environment, and the other one is the sorption of harmful substances (see chapter 2.3) [16].

Figure 1 shows an overview of the potential pathways for the transport of microplastics (especially in seas or rivers) and their biological interactions.

The process starts by the fragmentation of primary or/and secondary microplastics due to UV radiation, followed by mechanical and microbial degradation. Plastics are present in different areas and compartments. Because of their density, particles can swim at the water surface or sediment to the bottom. Sinking due to biofouling is also feasible. Hence different organisms living in different habitats like fishes and zooplankton, mussels or crustacean or other invertebrates can ingest microplastics. Furthermore, the ingestion of plastics depends on particle sizes and shapes. An overview of organisms which are susceptible to ingestion of microplastics in the context of exposure pathways is shown in Table 5.

Impacts on organisms due to the ingestion of macro- and microplastics are possible and have been observed several times. For example, blockages in the digestive system or abrasions from sharp objects, blockage of enzyme production, diminished feeding stimulus, nutrient dilution, reduced growth rates, lowered steroid hormone levels, delayed ovulation and reproductive failure or embedding of small particles in tissues [51].

Direct health hazards (i.e., direct consumption) on birds, reptiles and mammals (such as humans) have not been specified yet, but a very serious indirect hazard is that microplastics are able to translocate to

the circulatory system [46]. This predicts their presence in animal tissues and supposes the transfer to mammals and also the translocation in their bodies.

4. Identification of microplastics in different matrices

Currently, a general method for the analysis, identification and quantification of microplastics, and to determine the source of entry in the environment is not present and developed. The strategy to identify microplastics – including sampling, sample preparation and analytics – depends on different factors, such as the matrix (water, sediment, organisms, etc.), or the location of the plastics or the possible contamination. In this chapter, actual strategies are demonstrated. Additionally, the experience of WESSLING will also be presented.

4.1. Sampling

The basic differences in the sampling methods used are related to the nature of the matrices sampled, water and sediments. During the sampling of water, volume reduction is the principle technique. An advantage of volume reduction is that only the solid material found in a huge volume (m³) will be collected and this way further handling in the laboratory is very convenient. For the sampling of rivers or seas, a neuston or plankton net is used with a mesh size of >300 µm (Figure 2). This method is useful for the sampling the surface of water bodies, but sediment plastics cannot be captured.

For the sampling of sediments, a bulk technique is applied. In this case, the volume of the material (in general, solid inorganic material (sand)) is not reduced. Bulk samples are most appropriate when microplastics cannot be easily identified visually, because they are covered with sediment particles and their abundance is low, and would require the sorting of a large amount of sediment [3]. Direct sorting by sieving prior to carrying out compositional analysis is practical.

Additionally, it is important to record the amount of the sample taken, in volume or mass, to be able to reference the identified plastics. Both techniques require further sample preparation in the laboratory.

Sampling for environmental analysis at WESSLING, shown here at a wastewater plant, was carried out by collecting up to 1 m³ of wastewater through a pump system equipped with a filter (concentrating a high volume of sample). Figure 3 presents the sampling.

4.2. Sample preparation

The collection of samples in the environment was described in chapter 4.1. In the next step, the separation of plastic particles or fibers from the sediments and organics (e.g., plant matter), which would have

an effect on the analytics, is necessary. For this purpose, different strategies can be used. Due to the different densities of water, sediments and plastics, density separation and sedimentation in solutions, such as sodium chloride or zinc chloride, are useful. Imhof et al. developed a device called the Munich Plastic Sediment Separator (MPSS), which they used to prepare sediment samples and to separate inorganics from plastics by floating [53]. The principle is shown in Figure 4.

In general, organics have to be kept out of the sample. This can be achieved by bases, acids, oxidizing agent or enzymes. These procedures, especially degradation via enzyme treatment, can also be used for the sample preparation of organisms and foods.

In the last step of sample preparation, plastic particles are collected on aluminium oxide or gold filters. Figure 5 describes the principle of separation and purification of plastics in a collected water sample at WESSLING GmbH. The concentrated residue on the filter (15 µm mesh size) was removed and then chemically treated, followed by density separation. In the last step, particles were separated from the liquid surface and filtered.

4.3. Identification of microplastics

The identification of microplastics is carried out by Fourier transform infrared (FTIR) [3], [54] or Raman spectroscopy [12], [53]. Both the FTIR and Raman methods determine polymers through the energy absorptions of specific functional groups. The methods, in combination with an optical microscope, are suitable for the analysis of different particles in terms of size, structure and polymer type. FTIR microscopy is able to analyse particles which are larger than 10 µm and Raman microscopy has a resolution of 1 µm. A limitation of these optical techniques is that impurities like biofilms or organics could influence the spectra. Also, exact quantification is impossible. Alternatives for the quantification of polymers could be Pyrolysis-GC-MS or TDS-GC-MS [55], but the disadvantages are that these techniques are time consuming, not completely developed and costly.

The most commonly used technique to analyse microplastics is FTIR microscopy, at WESSLING as well. The analysis can be carried out by using either transmission mode or ATR (attenuated total reflection) mode. The transmission mode is used, when the particles are concentrated on an aluminium oxide filter. The ATR mode is applied, when the particles are concentrated on a gold filter. The FTIR method is able to analyse the sample particle by particle or it can scan a whole area to detect a huge number of particles.

Differences in the measurement methods are mentioned below. Figure 6 shows the FTIR analysis of an aluminum oxide filter in transmission mode. In this case, a particle by particle analysis was chosen and

a spectrum was recorded. In general, the evaluation of the spectrum can be done by comparison with a database. Figure 7 shows the scan of an area, also performed in transmission mode. The advantage of this technique is that an area with a high amount of measurement points could be analyzed and visualized in an image based on the characteristic signals of plastics at 1480-1430 cm⁻¹ and 1790-1700 cm⁻¹. The image is created with a color scale reflecting signal intensity.

In the following section, results of the analysis of sea salt at WESSLING is shown. The sample was prepared as described in chapter 3.2, by dissolving the salt in H₂O, density separation, chemical treatment and concentration on gold filter. Analysis was carried out by FTIR microscopy (ATR-mode). Figure 8 and Figure 9 show the microscopic images of the measurement points for FTIR spectroscopy and the spectra. The analysis of sea salt showed different fibers and particles. Part of the impurities could be identified as microplastics. According to the microscopic images, organic impurities were also present. This proved that sample preparation is the most important step, and that elimination of organics is difficult.

In comparison to FTIR analysis, results of Raman spectroscopy are shown in Figure 10. The Raman technique is able to analyse objects down to a size of 1 µm. Identification of the particles is achieved by a reference or a database.

5. Conclusions and outlook

In recent studies, microplastics have been identified in several environmental matrices and in biota as well. Microplastics in different environmental matrices have been investigated using different sampling and analysis methods recently. WESSLING has demonstrated the possibility to identify microplastics in environmental compartments, from sampling, through sample preparation, to analysis. For comparable results, a uniform definition of microplastics have to be established first (e.g., whether a lower size limit should be introduced beyond the upper size limit of 5 mm, in parallel with the term of nanoplastics or not). This differentiation would not be necessary if sampling and recovery methods would be standardised. Also, analysis methods to identify plastics are varied as well (FTIR microscopy, Raman spectroscopy, pyrolysis GC-MS, etc). For quantification, also in terms of size distribution, a suitable technique has to be developed. Standard methods would make validated results available worldwide. Sampling and analysis processes are not uniform yet, and many further monitoring programs are needed to gain comparable and validated results.

In terms of the field of freshwater and based on the current state of the science, the following research is needed to be done [56]:

1. Monitoring the presence of microplastics in freshwater systems.
2. Investigating the sources and fate of freshwater microplastics.
3. Assessing the exposure to microplastics.
4. Evaluating the biological effects of microplastics exposure.
5. Understanding the interaction between microplastics and other freshwater contaminants.
6. Developing a novel framework for the risk assessment of microplastics.

To realize these goals, cooperation between stakeholders (science, authorities, water works, WWTPs, NGOs) has to be enforced to gain up-to-date data on the state of the environment. Monitoring of microplastics as a descriptor of the environment should be integrated into the Water Framework Directive (20/60/EC). This initiative is also supported by the fact, that the issue of MPs is already addressed by the European Marine Strategy Framework Directive (2008/56/EC). Moreover, pollutant transport (especially regarding WFD priority substances like di(ethylhexyl) phthalate, nonylphenol, octylphenol, and PAHs) makes them promising candidates to be included in the directive [56].

Beyond the monitoring of water bodies – until limit values are not defined legally – analysis based on self-declaration of WWTPs would be recommended, as this is a significant pathway of microplastics pollution. Water works should also analyze MPs during their processes to ensure 100% quality and safety, and to ensure universal access to clean water as a basic human right.

Currently, the potential risk to organisms in the ecosystem and to humans is not determined and clarified. Some of the negative effects on the ecosystem due to microplastics have already been demonstrated (discrepancies of the digestive tract, pollution transport, translocation to tissues) but there are several more, presumably harmful ones which are not known yet, and so further research is needed. In this context, areas of further research projects should address [51]:

- Destination of ingested microplastics within organisms and their physical effects.
- Impact of different shapes and plastic types on organisms.
- Bioavailability of sorbed persistent organic pollutants (POP) and other contaminants.
- Transfer of microplastics to higher trophic levels.

Additionally, the potential hazard on food safety and human health have to be investigated. Presently, only minor activities are ongoing.

6. References

- [1] Plastics – The Facts 2015. Plastics Europe. <http://www.plasticseurope.org/Document/plastics---the-facts-2015.aspx> (Acquired: 25. 06. 2015.)
- [2] Barnes, D. K. A., Galgani, F., Thompson, R. C., Barlaz, M. (2009): Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Phil Trans R Soc B*. (364) 1526 pp. 1-14.
- [3] Hidalgo-Ruz V., Gutow, L., Thompson, R. C., Thiel, M. (2012): Microplastics in the Marine Environment: A Review of the Methods Used for Identification and Quantification, *Environ. Sci. Technol.*, 46, 3060–3075
- [4] Shah, A. A., Hasan, F., Hameed, A., Ahmed, S. (2008): Biological degradation of plastics: A comprehensive review. *Biotechnol Adv.* 6 (3) pp. 246-265.
- [5] Webb, H. K., Arnott, J., Crawford, R. J., Ivanova, E. P. (2015): Plastic degradation and its environmental implications with special reference to poly(ethylene terephthalate). *Polymers*. 5 (1) pp. 1-18.
- [6] Browne, M. A., Galloway, T. S., Thompson, R. C. (2010): Spatial patterns of plastic debris along estuarine shorelines. *Environ Sci Technol.* 44 (9) pp. 3404–3409.
- [7] GESAMP (2015). “Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: a global assessment” (Kershaw, P. J., ed.). (IMO/FAO/UNESCO-IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UN/UNEP/UNDP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection). Rep. Stud. GESAMP No. 90, 96 p.
- [8] Federal Environment Agency, Germany (2015): Sources of microplastics relevant to marine protection in Germany, Report (UBA-FB) 002147/E; 64/2015, pp. 1-46
- [9] Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C., Galloway, T. S. (2011): Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. *Mar Pollut Bull.* 62 (12) pp. 2588–2597.
- [10] Gouin, T., Avalos, J., Brunning, I., Brzuska, K., de Graaf, J., Kaumanns, J., Koning, T., Meyberg, M., Rettinger, K., Schlatter, H., Thomas, J., van Welie, R., Wolf, T. (2015): Use of Micro-Plastic Beads in Cosmetic Products in Europe and Their Estimated Emissions to the North Sea Environment. *International Journal for Applied Science (Personal Care - Detergents -Specialties)*. 141 (3) pp. 39-46.
- [11] <http://www.ikw.org/schoenheitspflege/themen/alle/kunststoffe-in-kosmetischen-mitteln/> (Acquired: 14. 05. 2015.)
- [12] Imhof, H. K., Ivleva, N. P., Schmid, J., Niessner, R., Laforsch, C. (2013): Contamination

of beach sediments of a subalpine lake with microplastic particles. *Curr Biol.* 23 (19) pp. R867-R868.

- [13] Eriksen, M., Mason, S., Wilson, S., Box, C., Zellers, A., Edwards, W., Farley, H., Amato, S. (2013): Microplastic pollution in the surface waters of the Laurentian Great Lakes. *Mar Pollut Bull.* 77 (1-2) pp. 177–182.
- [14] Free, C. M., Jensen, O. P., Mason, S. A., Eriksen, M., Williamson, N. J., Boldgiv, B. (2014): High-levels of microplastic pollution in a large, remote, mountain lake. *Mar Pollut Bull.* 85 (1) pp. 156-163.
- [15] Lechner, A., Keckeis, H., Lumesberger-Loisl, F., Zens, B., Krusch, R., Tritthart, M., Glas, M., Schludermann, E. (2014): The Danube so colourful: a potpourri of plastic litter outnumbers fish larvae in Europe’s second largest river. *Environ Pollut.* 188 pp. 177–181.
- [16] Philipp Hohenblum, Bettina Liebmann, Marcel Liedermann (2015): The Environment Agency Austria, PLASTIC AND MICROPLASTIC IN THE ENVIRONMENT, Report Rep-0551.
- [17] Mani, T., Hauk, A., Walter, U., Burkhardt-Holm, P. (2015): Microplastics profile along the Rhine River. *Scientific Reports* 5. Article number: 17988. 7 p.
- [18] <http://www.rwlwater.com/wastewater-treatment-does-not-fully-remove-microplastics/> (Acquired: 02. 07. 2015.)
- [19] Carr, S. A., Liu, J., Tesoro, A. G. (2016): Transport and fate of microplastic particles in wastewater treatment plants. *Water Res.* 91 pp. 174-182.
- [20] Van Cauwenberghe, L., Devriese, L., Galgani, F., Robbins, J., Janssen, C. R. (2015): Microplastics in sediments: A review of techniques, occurrence and effects. *Mar Environ Res.* 111 pp. 5-17.
- [21] Mintenig, S., Int-Veen, I., Löder, M., Gerdts, G. (2014): Mikroplastik in ausgewählten Kläranlagen des Oldenburgisch- Ostfriesischen asserverbandes (OOWV) in Niedersachsen. Alfred-Wegener-Institut, Helmholtz-Zentrum für Polar- und Meeresforschung (AWI) Biologische Anstalt Helgoland. 41 p.
- [22] Gasperi, J., Dris, R., Mirande-Bret, C., Mandin, C., Langlois, V., Tassen, B. (2015): First overview of microplastics in indoor and outdoor air. 15th EuCheMS International Conference on Chemistry and the Environment, Leipzig, Germany.
- [23] Pant, P., Harrison, R. M. (2013): Estimation of the contribution of road traffic emissions to particulate matter concentrations from field measurements: A review. *Atmos Environ.* 77 pp. 78-97.

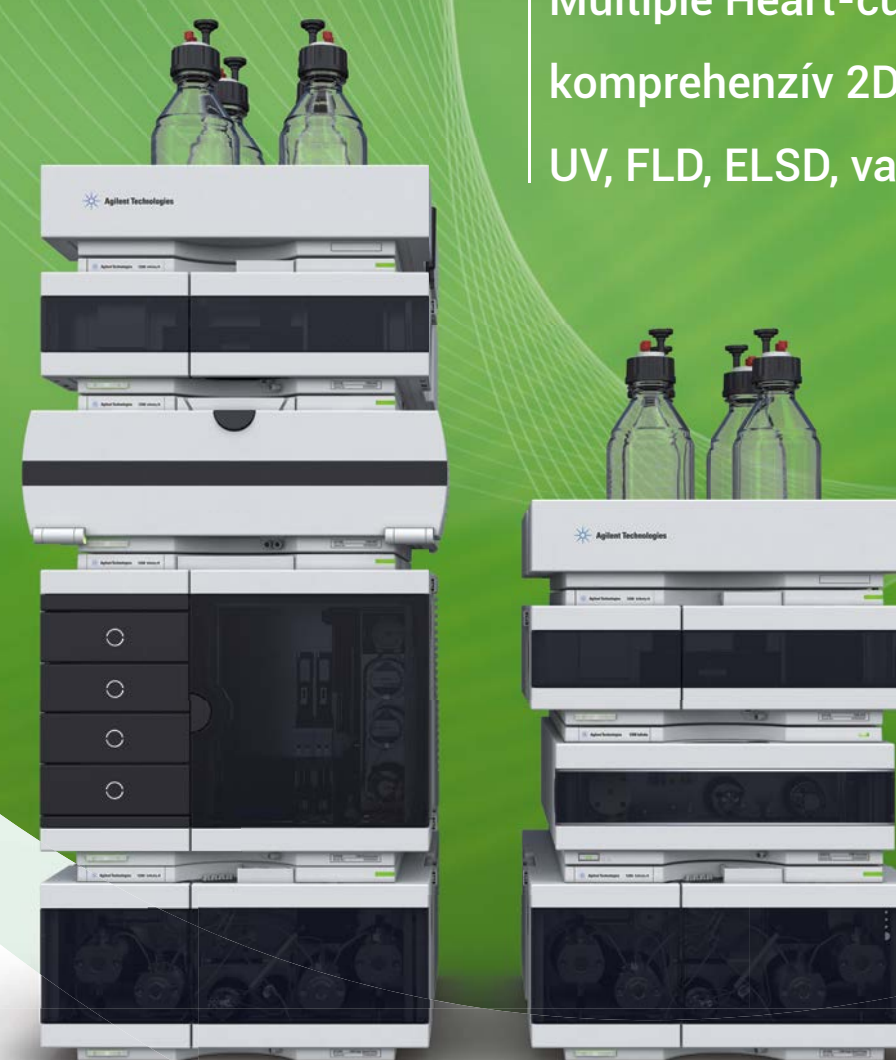
- [24] Browne, M. A., Crump, P., Niven, S. J., Teuten, E., Tonkin, A., Galloway, T. S., Thompson, R. C. (2011): Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: sources and sinks. *Environ Sci Technol.* 45 (21) pp. 9175-9179.
- [25] Werner S., Federal Environment Agency, Germany (2014): presentation “Mikroplastik in der Gesamtschau mareiner Abfälle- Quellen und Folgen”
- [26] Saal, F. S., Parmigiani, S., Palanza, P. L., Everett, L. G., Ragaini, R. (2008): The plastic world: sources, amounts, ecological impacts and effects on development, reproduction, brain and behavior in aquatic and terrestrial animals and humans. *Environ Res.* 108 (2) pp. 127-130.
- [27] Andrady, A. L. (2011): Microplastics in the marine environment. *Mar Pollut Bul.* 62 (8) pp. 1596-1605.
- [28] Van, A., Rochman, C. M., Flores, E. M., Hill, K. L., Vargas, E., Vargas, S. A., Hoh, E., (2012): Persistent organic pollutants in plastic marine debris found on beaches in San Diego, California. *Chemosphere.* 86 (3) pp. 258-263.
- [29] Rios, L. M., Moore, C., Jones, P. R. (2007): Persistent organic pollutants carried by synthetic polymers in the ocean environment. *Mar Pollut Bull.* 54 (8) pp. 1230-1237.
- [30] Hirai, H., Takada, H., Ogata, Y., Yamashita, R., Mizukawa, K., Saha, M., Kwan, C., Moore, C., Gray, H., Laursen, D., Zettler, E. R., Farrington, J. W., Reddy, C. M., Peacock, E. E., Ward, M. W. (2011): Organic micropollutants in marine plastics debris from the open ocean and remote and urban beaches. *Mar Pollut Bull.* (62) 8 pp. 1683-1692.
- [31] Bakir, A., Rowland, S. J., Thompson, R. C. (2014): Enhanced desorption of persistent organic pollutants from microplastics under simulated physiological conditions. *Environ Pollut.* 185. pp. 16-23.
- [32] Avio, C. G., Gorbi, S., Milan, M., Benedetti, M., Fattorini, D., d’Errico, G., Pauletto, M., Bargelloni, L., Regoli, F. (2015): Pollutants bioavailability and toxicological risk from microplastics to marine mussels. *Environ Pollut.* 198 pp. 211-222.
- [33] Teuten, E. L., Saquing, J. M., Knappe, D.R., Barlaz, M. A., Jonsson, S., Björn, A., Rowland, S. J., Thompson, R. C., Galloway, T. S., Yamashita, R., Ochi, D., Watanuki, Y., Moore, C., Viet, P. H., Tana, T. S., Prudente, M., Boonyatumanond, R., Zakaria, M. P., Akkhavong, K., Ogata, Y., Hirai, H., Iwasa, S., Mizukawa, K., Hagino, Y., Imamura, A., Saha, M., Takada, H. (2009): Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. *Phil Trans R Soc B.* 364 (1526) pp. 2027-2045.

- [34] Luísa, G. L., Ferreira, P., Fontea, E., Oliveira, M., Guilhermino, L. (2015): Does the presence of microplastics influence the acute toxicity of chromium(VI) to early juveniles of the common goby (*Pomatoschistus microps*)? A study with juveniles from two wild estuarine populations. *Aquat Toxicol.* 164 pp. 163-174.
- [35] Khan, F. R., Syberg, K., Shashoua, Y., Bury, N. R. (2015): Influence of polyethylene microplastic beads on the uptake and localization of silver in zebrafish (*Danio rerio*). *Environ Pollut.* 206 pp. 73-79.
- [36] Derraik, J. G. B. (2002): The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. *Mar Pollut Bull.* 44 (9) pp. 842-852.
- [37] Cole, M., Lindeque, P., Fileman, E., Halsband, C., Goodhead, R., Moger, J., Galloway, T. S. (2013): Microplastic ingestion by zooplankton. *Envir Sci Technol.* 47 (12) pp. 6646-6655.
- [38] Setälä, O., Fleming-Lehtinen, V., Lehtiniemi, M. (2014): Ingestion and transfer of microplastics in the planktonic food web. *Environ Pollut.* 185 pp. 77-83.
- [39] Graham, E. R., Thompson, J. T. (2009): Deposit- and suspension-feeding sea cucumbers (Echinodermata) ingest plastic fragments. *J Exp Mar Biol Ecol.* 368 (1) pp. 22-29.
- [40] Van Cauwenberghe, L., Claessens, M., Vandegehuchte, M. B., Janssen, C. R. (2015): Microplastics are taken up by mussels (*Mytilus edulis*) and lugworms (*Arenicola marina*) living in natural habitats. *Environ Pollut.* 199 pp. 10-17.
- [41] Devriese, L. I., van der Meulen, M. D., Maes, T., Bekaert, K., Paul-Pont, I., Frcr, L., Robbens, J., Vethaak, A. D. (2015): Microplastic contamination in brown shrimp (*Crangon crangon*, Linnaeus 1758) from coastal waters of the Southern North Sea and Channel area. *Mar Pollut Bull.* 98 (1-2) pp. 179-187.
- [42] Gutow, L., Eckerlebe, A., Gimenez, L., Sabrowski, R. (2015): Experimental Evaluation of Seaweeds as a Vector for Microplastics into Marine Food Webs. *Environ Sci Technol.* 50 (2) pp. 915-923.
- [43] Brennecke, D., Ferreira, E. C., Costa, T. M. M., Appel, D., da Gama, B. A. P., Lenz, M. (2015): Ingested microplastics (>100 µm) are translocated to organs of the tropical fiddler crab *Uca rapax*. *Mar Pollut Bull.* 96 (1-2) pp. 491-495.
- [44] Vandermeersch, G., Van Cauwenberghe, L., Janssen, C. R., Marques, A., Granby, K., Fait, G., Kotterman, M. J. J., Diogène J., Bekaert, K., Robbens, J., Devriese, L. (2015): A critical view on microplastic quantification in aquatic organisms. *Environ Res.* 143 pp. 46-55.
- [45] Farrel, P., Nelson, K. (2013): Trophic level transfer of microplastic: *Mytilus edulis* (L.) to *Carcinus maenas* (L.). *Environ Pollut.* 177 pp. 1-3.
- [46] Browne, M. A., Dissanayake, A., Galloway, T. S., Lowe, D. M., Thompson, R. C. (2008): Ingested microscopic plastic translocates to the circulatory system of the mussel, *Mytilus edulis* (L.). *Environ Sci Technol.* 42 (13) pp. 5026-5031.
- [47] Rummel, C. D., Löder, M. G. J., Fricke, N. F., Lang, T., Griebeler E-M., Janke, M., Gerdts, G. (2016): Plastic ingestion by pelagic and demersal fish from the North Sea and Baltic Sea. *Mar Pollut Bull.* 102 (1) pp. 134-141.
- [48] Neves, D., Sobral, P., Ferreira, J. L., Pereira, T. (2015): Ingestion of microplastics by commercial fish off the Portuguese coast. *Mar Pollut Bull.* 101 (1) pp. 119-126.
- [49] Avio, C. G., Gorbi, S., Regoli, F. (2015): Experimental development of a new protocol for extraction and characterization of microplastics in fish tissues: First observations in commercial species from Adriatic Sea. *Mar Environ Res.* 111 pp. 18-26.
- [50] Sanchez, W., Bender, C., Porcher, J-M. (2014): Wild gudgeons (*Gobio gobio*) from French rivers are contaminated by microplastics: Preliminary study and first evidence. *Environ Res.* 128 pp. 98-100.
- [51] Wright, S. L., Thompson, R. C., Galloway, T. S. (2013): The physical impacts of microplastics on marine organisms: A review. *Environ Pollut.* 178, pp. 483-492.
- [52] <http://www.eurofleets.eu/np4/419.html> (Acquired: 20. 07. 2015.)
- [53] Imhof, H. K., Schmid, J., Niessner, R., Ivleva, N. P., Laforsch, C. (2012): A novel, highly efficient method for the separation and quantification of plastic particles in sediments of aquatic environments, *Limnol Oceanogr: Methods* 10, pp. 524-537.
- [54] Klein, S., Worch, E., Knepper, T. P. (2015): Occurrence and Spatial Distribution of Microplastics in River Shore Sediments of the Rhine-Main Area in Germany. *Environ Sci Technol.* 49 pp. 6070-6076.
- [55] Dümichen, E., Barthel, A-K., Braun, U., Bannick, C. G., Brand, K., Jekel, M., Senz, R. (2015): Analysis of polyethylene microplastics in environmental samples, using a thermal decomposition method. *Water Res.* 85 pp. 451-457.
- [56] Wagner, M., Scherer, C., Alvarez-Muñoz, D., Brennholt, N., Bourrain, X., Buchinger, S., Fries, E., Grosbois, C., Klasmeier, J., Marti, T., Rodriguez-Mozaz, S., Urbatzka, R., Vethaak, A. D., Winther-Nielsen, M., Reifferscheid, G. (2014): Microplastics in freshwater ecosystems: what we know and what we need to know. *Env Sci Eur* 26 (12) 9 p.

kromat

EGYEDÜLÁLLÓ MEGOLDÁSOK A KÉTDIMENZIÓS KROMATOGRÁFIA MINDEN TERÜLETÉRE

Heart-cutting,
Multiple Heart-cutting és
komprehenzív 2D-LC
UV, FLD, ELSD, valamint MS detektálással.



1D-LC → 2D-LC

 **Agilent Technologies**
Authorized Distributor