Válaszok Dr. Csóka Levente bírálatára

Dr. Ronkay Ferenc György Poli(etilén-tereftalát) újrahasznosítása keverékek és kompozitok fejlesztésével című akadémiai értekezéséről

Először is köszönöm szépen Dr. Csóka Levente Professzor Úr bírálói munkáját. Javaslataival, észrevételeivel teljes mértékben egyetértek. Az alábbiakban tételesen válaszolok az általa felvetett – félkövér betűkkel jelölt – észrevételekre, kérdésekre.

1. A cím, véleményem szerint nem fedi le a kísérleti munka lényegi részét. Talán túlzott elvárással lendültem neki az olvasásnak, keresve például a Tiszából begyűjtött PET palackok újra hasznosíthatóságának elemzését. Nagyon sok esetben a reciklált PET nem is jelenik meg az egyes kísérleti alpontokban, ahogy a Jelölt is leírta több helyen, mint pl. a 3.4 fejezet sem tartalmaz reciklált PET alapanyagot. A reciklált PET esetében pedig csak a legalacsonyabb szennyezettségi tartalmút használta. A szennyeződések bizonyára jelentősen befolyásolják a feldolgozhatóságot és mivel a Jelölt ezt tűzte ki célul a címben is, az lenne a kérdésem, hogy mennyire lehet realitása a természetből visszagyűjtött PET palackok reciklálásának?

A bíráló észrevételét elfogadom, a dolgozatban jobban kiemelhettem volna a szennyeződések hatását s volt olyan kísérletsorozat, ahol eredeti anyag laboratóriumi „reciklálásával" (tipikusan ilyen a gyártásközi hulladék) modelleztem a valós hulladékot annak érdekében, hogy a nem kívánt kereszthatásoktól mentesen mutassam be az adott eljárás vagy adalék hatását (ezeket az eseteket a 3.1.1. Felhasznált anyagok alfejezet elején jelöltem. Megjegyezném, hogy a 3.4 fejezetben is szerepel palackdarálék kiindulási anyagként, a 3.4.2 alfejezetben). Az eredeti anyaggal modellezett kutatások még alapkutatási fázisban vannak, azonban sok kutatási eredményt sikerült már a gyakorlatba is átültetnem, s valós hulladék alapanyagból félüzemi s üzemi körülmények között is értéknövelt termékeket készíteni (4.2. Gyakorlati hasznosulás alfejezet és XII. Melléklet: Példák az eredmények gyakorlati hasznosulására).

A dolgozatom nem kifejezetten a természetből visszagyűjtött hulladék újrahasznosításával foglalkozik, hanem általánosságban a PET, illetve PET-alapú összetett anyagok jellemzőinek változásával, kiemelten a degradációs témakörrel, amelyek megismerése kulcskérdés az újrahasznosítás szempontjából. A természetbe

kerülő PET hulladék a lakosságtól visszagyűjtött hulladékhoz képest nagyobb környezeti igénybevételnek lehet kitéve, ennek hatására lényeges anyagszerkezeti változások következhetnek be. A tengeri körülményeket – mint szélsőséges terhelést – alapul véve kísérletet tettem ezen hatások modellezésére és az ilyen környezeti hatásoknak kitett palackok újrahasznosíthatóságának értékelésére is.

A kutatás során tipikusan vizsgált palackdarálék eredetét azért nem tekintettem kiemelten fontos szempontnak, mert függetlenül attól, hogy ezek szelektíven gyűjtött kommunális hulladékból, vagy esetleg természetből gyűjtött hulladékból származnak, a tisztaságukat nagyrészben az előkészítő lépésekben alkalmazott technológiák, illetve azok hatékonysága határozza meg.

A Jász-Plasztik Kft. Jászapátiban működő telephelyén ezek a lépések a következők:

- Bálabontás;
- Mágnesezhető fém szennyeződés eltávolítása;
- Száraz rostálás a kis méretű szennyezőanyagok eltávolítása érdekében (por, kavicsok stb.);
- Előmosás 75 °C-on vegyszeres vízzel (marószóda), címke eltávolítás;
- Optikai és infravörös spektroszkópián (FTIR) alapuló válogatósor nagysebességű kamerákkal, infravörös szkennerrel és sűrített levegős szelepsorral, a nem megfelelő anyagú és/vagy színű palackok eltávolítására (két negatív leválasztó állomással és a leválasztott szennyezők pozitív utóválogatásával megvalósítva);
- Manuális utóválogatás, ellenőrzés;
- Nedves darálás és azt követő mosás;
- Kupak eltávolítás (főleg HDPE leválasztás, sűrűségkülönbségen alapuló úsztatásos módszerrel);
- Öblítés és szárítás;
- Nem mágnesezhető fémszennyezők leválogatása örvényáramú szeparátorral;
- A darálék FTIR módszerrel történő utóválogatása.

A technológiai sor megfelelő működése esetén rendkívül alacsony szennyezőanyag-határérték beállítására és tartására nyílik lehetőség. Amennyiben a bemenő anyag szennyezettebb, a tisztításhoz szükséges erőforrásigény nagyobb, illetve a kihozatal kisebb.

Mindezek alapján teljes mértékben reálisnak látom a természetből visszagyűjtött PET palackok üzemi körülmények között történő felhasználását, akár minőségnövelt technikai célú alapanyagként, illetve termékként is.

2. A 3.4.2 fejezetben leírt égéskésleltető adalékkal képzett kompozitok nitrogén gáz alatt mért hőbomlása és a nyílt égés hogyan hozható összefüggésbe? A termikus csökkenés hogyan változik nem reciklált PET esetén? Itt nem láttam kontrol mintát.

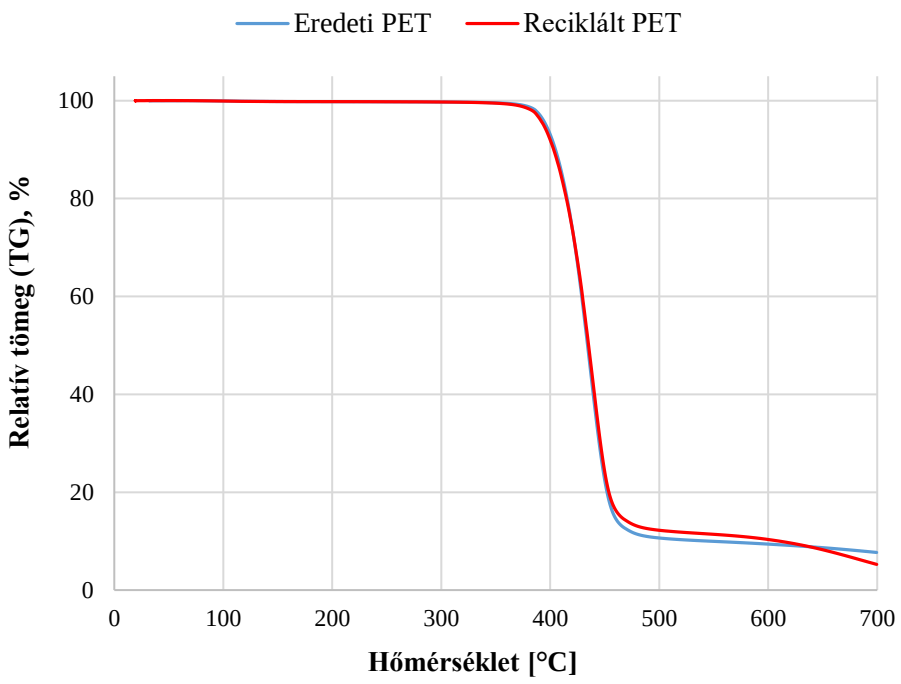
A műanyagok égési folyamata legtöbbször egy külső hőforrás hatására bekövetkező hőmérséklet-növekedéssel indul el. Amikor ez meghaladja az adott polimer bomlási hőmérsékletét, megkezdődik a molekulaláncon belüli kovalens kötések felbomlása és a keletkező lánctöredékek illékony frakciói a környező levegőbe diffundálnak gyúlékony gázelegyet alkotva. Ez a gáznemű elegy begyullad, mikor hőmérséklete eléri annak öngyulladási hőmérsékletét, illetve külső intenzív hőforrással érintkezve (szikra, láng stb.) ennél alacsonyabb hőmérsékleten is meggyulladhat. Az égés közben hő szabadul fel, ami további lánctördelődést eredményez [1]. Az éghető gáz keletkezése tehát termikus bomlás eredményeképpen képződik, szemben az égés során fellépő termooxidatív degradációval.

A fentiekkel magyarázható, hogy a polimerek termikus bomlását szimuláló inert közegben (tipikusan nitrogénben) végzett termogravimetriai analízise (TGA) jelentős információt ad az éghetőség szempontjából, hiszen ezen folyamat során keletkezik az éghető gáz. Természetesen a levegő-atmoszférában végzett éghetőségi vizsgálatokkal is minősítettem a fejlesztett kompozitokat (pl. UL94 szabvány szerinti mérés, Cone-kalorimetria).

A dolgozatba terjedelmi okok miatt végül csak az adalékok TGA eredményei kerültek be (**55. ábra**), mivel ezek mutatkoztak a leginkább lényegesnek a kutatás szempontjából. Ezen vizsgálatok során megállapítottam, hogy az alkalmazott égésgátló maximális bomlási sebessége 500 °C hőmérsékletnél található, azonban az organofilizált MMT szerves felületkezelőszere már 250 °C-on bomlásnak indul, s ez katalizálja a PET bomlását is. Az ezt igazoló TGA görbék a vonatkozó publikációban megtalálhatók [2].

A félreértést az okozhatta, hogy a IV. Mellékletben (A kísérletek során használt sztenderd mérési módszerek és alkalmazott vizsgálati paraméterek) a TGA módszer leírásánál egy elütés miatt más értelemet kapott a mondat: „A műszer használatával egyrészt az égésgátolt anyagok termikus stabilitásának vizsgálatára nyílt lehetőség a tömegcsökkenési görbe és annak deriváltjának elemzésével, …” az égésgátolt anyagok helyett az égésgátló anyagok kifejezést kellett volna használnom.

A kísérletek során nem az eredeti PET-et tekintettem referenciának, mivel azt égésgátolt szerkezeti anyagként ipari szinten még nem alkalmazzák elterjedten, hanem az elektronikai iparban széleskörűen használt PC/ABS, illetve HIPS anyagokhoz hasonlítottam az éghetőségi és a mechanikai jellemzőket [2]. Kiegészítő jelleggel azonban összehasonlítottam eredeti és reciklált PET-ből készült minták TGA görbéit (**b1. ábra**), lényeges eltérés azonban nem tapasztalható közöttük.



b1. ábra Eredeti és reciklált PET-ből készült minták TGA görbéinek összehasonlítása

3. A 3.5.1 fejezetben leírt kísérleti elrendezés nehezen érthető. 1 nap sópermet-kamra és 6 nap xenon kamra időben nem adja ki a 2520 óra mesterséges öregítés időtartamát. A 61. ábrán azonban a 2183 öregítési óra utáni állapotokat mutatja a Szerző, ami több mint 3 hónapos öregítési időnek felel meg.

Egyetértek bírálóm észrevételével, hogy a mesterséges öregítés leírása túl tömör és nehezen átlátható, mert több alfejezetben is szerepelnek róla információk (3.1.2. és 3.5.1.), illetve az eredmények bemutatása során kétféle időskálát is alkalmaztam.

A teljes öregítés 168 óra/ciklus szorozva 15 ciklus = 2520 óra volt. Egy ciklus pedig 144 óra (6 nap) xenon kamrás tartózkodást követő 24 órás (1 nap) sópermet kamrás öregítésből állt. Így a minta a xenon kamrában a teljes öregítés során: 144 xenon kamrás cikluselemóra/ciklus szorozva 15 ciklus = 2160 órát tartózkodott.

Több ábrán (így a **61. ábrán** is) nem a teljes öregítési idő, hanem a xenon kamrában töltött idő függvényében ábrázoltam az eredményeket, mivel feltételeztem, hogy a molekuláris degradációt elsősorban az UV sugárzás befolyásolja, így a változások az eltelt idővel arányos besugározott energiával korrelálnak. A 2183 óra az ábra feliratában elírás, itt a valós érték 2160 óra. Ennek oka az, hogy a xenon kamrát a minták behelyezését megelőzően majdnem egy napig üresen járattam, hogy a paraméterek stabilitását ellenőrizzem, s ez az időtartam is benne maradt a gép számláló órájában.

4. Mennyire változik a valódi viszkozitás érték (IV) ha édesvízből gyűjtjük be a PET palackot, vagy ha tengervízből hasonló tartózkodási idő elteltével?

Ebben a tekintetben nem végeztem még vizsgálatokat, bár a felvetés érdekes és megítélésem szerint az erre vonatkozó összehasonlító elemzésnek valóban lenne létjogosultsága. Az irodalomban is kevés korábbi kutatás lelhető fel a témában: Leonas [3] 1993-ban édesvízzel és tengervízzel töltött fel akváriumokat, s UV lámpával szimulálta a napfényt. Az akváriumokban úsztatott LDPE filmek degradációját a tíznapos kísérlet során tengervízi környezetben gyorsabbnak figyelte meg, amit a nyomokban fellelhető fémek (vas, mangán) katalizáló hatásával magyarázott. Az utóbbi években a mikroműanyagok miatti aggodalom új lendületet adott a kutatásoknak [4,5].

Wei és társai [6] 2021-ben Leaonas-éhoz hasonló kísérleteket végeztek, amik azonban 10 hétig tartottak, s LDPE film mellett egy lebomló poliészter viselkedését is vizsgáltak (poli(butilén-adipát-tereftalát) – PBAT). A tengervizet szimuláló környezetben a PBAT esetében ők is gyorsabb lebomlást figyeltek meg, mint a referenciaként használt desztillált vízben.

A tengeri körülmények modellezéséhez kapcsolódó saját vizsgálatok kezdetén e téren két megfontolási szempontomat emelném ki:

- a szakirodalmi adatok alapján feltételeztem, hogy az úszó folyami műanyaghulladékok jelentős részéből is idővel valószínűsíthetően tengeri, óceáni hulladék válik. A Duna műanyaghulladék szállítását pl. naponta mintegy négy tonnára becsülik [7].
- elképzelhető továbbá, hogy a tengervízben oldott sók a vízfelszíni viselkedést modellező telitődési-száradási ciklusok során a mintában esetleg halmozódást

mutatnak, amely kritikusan befolyásolhatja a degradációs folyamatokat mind az öregítés, mind az újrahasznosítás során.

Utóbbi feltételezésemet az öregítés és az újrahasznosítás eredményei részben igazolták. A kísérletek befejeződése után induktív kapcsolású plazma (ICP) méréseket végeztem és kimutattam, hogy a feloldott, öregített PET-ben a nátrium koncentrációja az öregítetlen anyagra jellemző 400 mg/kg-ról 800 mg/kg-ra nőtt.

5. A mesterséges öregítés során, ha a kristályos részarány nem változik, az átlag körül marad, hogyan lehet, hogy a változás az amorf részarányban következik be (102. oldal lap alja)? Ebben az esetben a kristályos részaránynak növekednie kell vagy a megfogalmazást úgy átírni, hogy az amorf részben indul be a bomlás először, ami maga után vonja a kristályos rész bomlását közvetlenül. Ezt a részt egy termogravimetriás mérés jobban alá tudta volna támasztani.

Valóban pontosabb lett volna a bíráló által javasolt megfogalmazás. Az amorf láncok tördelődése a fotodegradáció során számos polimer esetében ún. „kémiai kristályosodást" okoz. Ennek mértéke a láncszegmensek mozgékonyságától függ, s az üveges átmeneti hőmérséklet alatt nem jellemző, ezért PET esetében nem mindig figyelhető meg [8]. Nedves környezetben azonban a polimerben lévő vízmolekulák növelhetik a molekuláris mozgékonyságot, illetve csökkenthetik az üveges átmeneti hőmérsékletet, ami PET esetében is lehetővé teheti a kémiai kristályosodást [9] a mesterséges öregítés során általam alkalmazott 38 °C-os hőmérsékleten is. Mivel a kristályos részarányban nem tapasztaltam számottevő növekedést, valószínűsíthető, hogy ezen területek bomlása is közvetlenül megindult. Bár általánosan elfogadott, hogy a kristályos fázis kevésbé érzékeny a degradációra, mivel ezeken a területeken gátolt az oxigén-, illetve a nedvesség diffúzió, PET esetében azonban a főlánc is képes olyan mértékben közvetlenül elnyelni az UV sugárzást (főleg 315 nm hullámhossz alatt), amely láncszakadásokat okozhat akár a kristályos fázisban is [10].

TGA vizsgálatok ebben a kísérletsorozatban nem történtek.

6. A 3.5.2 fejezetben használt 3 különböző anyag (öregített, reciklált, eredeti) tisztán, 100% részarányban került feldolgozásra az egyes esetekben?

Igen, mind a fröccsöntés, mind a szálgyártás és 3D nyomtatás során az anyagokat keverés és adalékolás nélkül dolgoztam fel. Ipari alkalmazás esetén jó megoldás lehet a különböző degradációs állapotú alapanyagok keverése, a feldolgozhatóság, illetve a gyártandó termék tulajdonságait figyelembe véve.

7. A kutatási idő alatt a Jelölt segített olyan berendezések beszerzésében, amelyek segítik a PET palackok mosását, tisztítását, újrahasznosítását. Mekkora energia és víz, szállítási, illetve emberi erőforrás igénye van a hazai begyűjtésű PET palackok válogatásának és tisztításának, összehasonlítva az új PET alapanyag 1 €/kg bekerülési költséggel?

A Jász-Plasztik Kft-hez kerülő hulladékbálák lakossági szelektív gyűjtésből vagy kommunális szilárd hulladékból származó, színre válogatott PET palackokat tartalmaznak. Mivel az előválogatást tipikusan kézzel végzik, ezért a bálázott palackok a kupakon és címkén kívül egyéb szennyezőket is tartalmaznak (papír, fa, fémek, kövek, egyéb műanyagok stb.), valamint a színre válogatás is pontatlan. A bálázott PET hulladék bekerülési ára az elmúlt kb. egyéves időszakban mintegy megháromszorozódott, 2022 elején nagyságrendileg 0,75 €/kg körül mozogott, színtől és előválogatási minőségtől függően.

Ezen beérkező hulladékanyag modern technológiával megvalósított válogatási és tisztítási lépéseken esik át. Ezen folyamatok összesített erőforrásigénye nagyságrendileg, a tisztított késztermék PET darálék tömegére vonatkoztatva:

- víz igény: kb. 1,5-2,5 m^3/t
- villamosenergia igény: kb. 200-300 kWh/t
- fentieken kívül természetesen van még emberi munkaigény, vegyszerigény, gőzigény, szállítási költség, amortizációs stb.

A tisztítási/válogatási technológia összes költsége kb. 200-300 €/t. Természetesen ezt az aktuális energiaárak nagymértékben befolyásolhatják.

Figyelembe kell azt is venni, hogy a beérkező báláknak csupán kb. 75 tömegszázalékából lesz tisztított PET darálék, kb. 10% a hasznosítható poliolefin hulladék (kupak őrlemény), és mintegy 15% a véghulladék (fém bálakötöződrót, egyéb hulladékok).

Mindezek alapján előfordulhat és az elmúlt időszakban elő is fordult olyan helyzet, hogy a tisztított PET palackdarálék piaci ára meghaladta az eredeti PET alapanyagét (**b2. ábra**) [11].

b2. ábra Az élelmiszercsomagolási célú eredeti PET és a tisztított víztiszta darálék árának különbsége [11]

Az újrahasznosított PET iránti keresletet – s ezáltal várhatóan az árát is – növelni fogja az Európai Parlament és a Tanács 2019/904 irányelvében [12] közzétett határidők közeledése, amely az egyes műanyagtermékek környezetre gyakorolt hatásának csökkentésével kapcsolatban a következőket írja elő: „…italpalackok tekintetében az egyes tagállamok gondoskodnak arról, hogy

a) 2025-től kezdődően a … PET-palackok legalább 25 %-ban újrafeldolgozott műanyagot tartalmazzanak az adott tagállam területén forgalomba hozott összes PET-palack átlagaként számítva; és

b) 2030-tól kezdődően … az italpalackok legalább 30 %-ban újrafeldolgozott műanyagot tartalmazzanak az adott tagállam területén forgalomba hozott összes ilyen italpalack átlagaként számítva.”

8. Van olyan jellemző, a természetben bekövetkező degradációs változása a PET-nek, amely esetleg előny lehet bizonyos feldolgozásnál, esetleg terméknél?

Az átlagos molekulatömeg kiemelt hatással van a PET reológiai és mechanikai tulajdonságaira, amelyek nagy mértékben meghatározzák a feldolgozhatóságot és a készített termékek tulajdonságait. E tekintetben a természetes körülmények között bekövetkező degradáció hasonló a többszörös recikláláshoz, mindkettő alacsonyabb *IV* értékű hasznosítandó hulladékot eredményez a megszokottnak tekinthető (0,70 dl/g körüli) palackdarálékhoz képest. Bár a nagyobb hozzáadott értékű termékek gyártási eljárásainál (pl. fröccsöntés, fröccsfúvás, illetve lemezextrúzió) ez tipikusan hátrányként jelentkezik, vannak olyan területek, pl. a szálgyártás, ahol előnyt jelenthet.

A poliészter szálakat elterjedten használják a textiliparban, s a reciklált PET mintegy 70%-át is ez az iparág hasznosítja, elsősorban fonalak, vágott szálak és kitöltő anyagokként [13]. A textilipari poliészter alapanyagok a palackgyártáshoz használtakénál kisebb molekulatömeggel rendelkeznek (IV ≈ 0,65 dl/g [14]), mivel a kis átmérőjű szálak gyártásához alacsony viszkozitású anyag szükséges. E tekintetben a degradálódottabb anyagok használata akár előnyös is lehet. A rövidebb molekulaláncok kristályosodási hajalma nagyobb, ami szintén javíthatja az előállított szálak tulajdonságait. He és társai [15] eredeti és reciklált PET-ből készült textilipari szálakat összehasonlítva megállapították, hogy az újrahasznosított alapanyagból készült termék kristályos részaránya 16 %-kal nagyobb volt, ennek hatására húzószilárdsága mintegy 15 %-kal meghaladta az eredetiét.

Az értekezés beadását követő kutatásaim során vizsgáltam a nagymértékű degradációt elszenvedő PET ütőszilárdság-növelési lehetőségeit. Ennek során kutatótársaimmal etilén-butil-akrilát–glicidil-metakrilát (EBA-GMA) terpolimert használtunk reaktív szívósító adalékként, s kimutattuk, hogy reciklált PET alkalmazása – a rendelkezésre álló nagyobb számú reaktív funkcionális végcsoport és a csökkent molekulatömegű láncok megnövekedett mobilitása miatt – megsokszorozza a termék ütőszilárdságát az azonos adaléktartalmú minta eredeti PET-ben mutatott hatásához képest. A különböző degradációs állapotú PET osztályokkal végzett szisztematikus kísérletek alapján megállapítható volt, hogy 0,56-0,74 dl/g közti *IV* értékek esetén 32 kJ/m^2-rel nagyobb (400% növekmény) bemetszett ütésállóság érhető el, mint 0,80 dl/g *IV* értékű eredeti PET esetében, 10 % EBA-GMA tartalomnál [16].

Újszerű eredményeink alapján Patent Cooperation Treaty (Szabadalmi Együttműködési Szerződés – PCT) szabadalmi bejelentést nyújtottunk be 2022 januárjában [17].

9. A tengerekből visszagyűjtött műanyaghulladék feldolgozását kik végezhetik? Piaci alapon adják el vagy egyéb technikai feltételhez köthető? Mire használják?

Mivel a tengeri műanyaghulladékok visszagyűjtése és hasznosítása igen rövid múltra tekint vissza, s a jelenlegi tevékenységek is inkább kísérleti jellegűek, a jogi szabályozás még nem alakult ki pontosan.

A fellelhető források szerint [18–20] magát a feldolgozást bármelyik – megfelelő engedélyekkel rendelkező – hulladékhasznosító cég elvégezheti, s szabadon gyárthat belőlük olyan alapanyagokat, illetve termékeket, amelyek a rájuk vonatkozó előírásoknak megfelelnek, pl. granulátumot, háztartási kemikáliák csomagolásait, textilipari termékeket, csomagolófóliákat, fröccsöntött háztartási cikkeket.

A témakör kevésbé szabályozott része inkább a begyűjtéshez kapcsolódik. A jogi szabályozás itt még alapvetően nem a kereskedelmi lehetőségeket, inkább felelősségi kérdéseket tárgyal, tehát nem az a fő kérdés, hogy kinek van joga begyűjteni – és adott esetben értékesíteni – a hulladékot, hanem elsősorban az, hogy kinek a kötelessége a szennyezésmentesítés elvégzése.

Az Egyesült Nemzetek Szervezete (ENSZ) által 1982-ben megfogalmazott, és 1994-ben hatályba lépett Tengerjogi Egyezmény [21] (United Nations Convention on the Law of the Sea - UNCLOS), amely a tengerjoggal kapcsolatos kérdéseket szabályozza annak tudatában, hogy az óceáni tér problémái szorosan összefüggenek egymással és egészében kell tekinteni őket, a következő megállapításokat tartalmazza a hulladékokkal kapcsolatban:

- 1.4. cikk: „a tengeri környezet szennyezése azokat az ember által közvetlenül vagy közvetve a tengeri környezetbe juttatott anyagokat vagy energiákat jelenti, amelyek káros hatásokat eredményeznek vagy valószínűsítenek a tengeri élőlényekre, erőforrásokra vagy az emberi egészségre vagy akadályozzák a tengeri tevékenységeket, beleértve a halászatot és a tenger egyéb jogszerű felhasználását.”
- A 194. cikk (1) bekezdése előírja az államoknak, hogy ellenőrizzék, megakadályozzák, illetve csökkentsék a tenger szennyezését, erre a célra a rendelkezésükre álló és beszerezhető legjobb eszközöket használva.

- A 194. cikk (5) bekezdése külön követelményt tartalmaz a tengeri élővilág védelmére vonatkozóan.

2008-ban megszületett az Európai Parlament és a Tanács 2008/56/EK számú irányelve a tengeri környezetvédelmi politika területén a közösségi fellépés kereteinek meghatározásáról (tengervédelmi stratégiáról szóló keretirányelv) [22], 2016 februárjában pedig indítványt fogadtak el „A nemzeti joghatóságokon kívül eső területek tengeri biológiai sokféleségéről szóló nemzetközi megállapodás keretében a halászati vonatkozásokról – az ENSZ tengerjogi egyezményéről (2015/2109(INI))" [23], tekintettel az UNCLOS-ra és az annak végrehajtását érintő megállapodásokra. Utóbbiban már konkrétan felmerül a műanyaghulladékok problémája, illetve utal azok esetleges hasznosíthatóságára is: „… a tengeri műanyag szemét környezeti problémája közvetlen fenyegetést jelent a tengeri sokféleségre nézve," illetve: „… a probléma leküzdésének terjedelmét és eszközeit továbbra sem tárták fel megfelelő módon, és … megoldása gazdasági lehetőségnek is bizonyulhat; …". Az állásfoglalás „kéri, hogy az Unió vállaljon vezető szerepet a tengeri műanyag szemét problémájának leküzdésében…".

Mindezek hatására 2019-ben megszületett az Európai Parlament és a Tanács 2019/904 irányelve egyes műanyagtermékek környezetre gyakorolt hatásának csökkentéséről [12]. Ez leginkább a megelőzésről az egyszerhasználatos eszközök csökkentésétől, illetve korlátozásáról szól, s bár utal rá, hogy a keletkezett tengeri műanyaghulladékot is kezelni kellene, erre még nem ad konkrét útmutatást azon kívül, hogy a tagállamok kötelesek rendszeresen nyomon követni annak jellemzőit és mennyiségét.

Fontos vonatkozó részt tartalmaz még az Európai Parlament és a Tanács 2018/851 irányelve (a hulladékokról szóló 2008/98/EK irányelv módosításáról) [24]. Ennek (33) pontja a következőket tartalmazza: „Az elhagyott hulladék, legyen az a városokban, a szárazföldön, a folyókban, a tengerekben vagy máshol, közvetlen és közvetett káros hatással van a környezetre, a lakosok jólétére és a gazdaságra, a megtisztítás költségei pedig szükségtelen gazdasági terhet jelentenek a társadalom számára. A tagállamoknak intézkedéseket kell hozniuk a hulladékok elhagyása, illegális lerakása, az ellenőrizetlen hulladékgazdálkodás valamennyi formája, illetve a hulladéktól való megválás egyéb formáinak megelőzésére. A tagállamoknak intézkedéseket kell hozniuk a környezetben jelen lévő elhagyott hulladék feltakarítására is, tekintet nélkül annak forrására vagy

méretére, valamint tekintet nélkül arra, hogy a hulladéktól szándékosan vagy hanyagságból váltak-e meg.

Az Unió a fennálló helyzet megoldása érdekében kutatási és innovációs pályázatokat is szervez, ilyen például 2022-ben a Horizont Európa kutatási és innovációs felhívásai keretében meghirdetett 17 M € keretösszegű „Prevent and eliminate pollution of our ocean, seas and waters (HORIZON-MISS-2021-OCEAN-03) projekt.

A „The Ocean Cleanup" nevű projekt, amelynek egyik hosszútávú célja a nagy csendes-óceáni szemétsziget felszámolása, s amelynek egyes kísérleteiben Laboratóriumunk is részt vesz, jelenlegi tevékenységét „tengeri tudományos kutatásként" (Marine Scientific Research - MSR) végzi. Az UNCLOS több kritériumot is tartalmaz, amelyet ehhez teljesíteni kell. Először is, a nyílt tengeren végzett tevékenység céljának non-profit jellegűnek kell lennie, másodszor pedig államok folytathatják, magánszemélyek nem [25]. Ezenkívül hozzá kell járulnia a tengeri környezet megismeréséhez és tudományos módszert kell alkalmazni. Ezeket a kritériumokat a projekt – még a fröccsöntéssel készített kísérleti termékgyártást is beleértve – teljesíti.

10. Ha a tengerekből visszagyűjtött műanyaghulladék műszaki célú hasznosítása nem megvalósítható, környezetvédelmi célú visszagyűjtése már nem is indokolt (110. oldal utolsó mondata)?

Elfogadom a bíráló észrevételét, a megfogalmazás pontatlan. Bár az anyagában történő hasznosítás lehetősége fontos motiváció az úszó műanyaghulladék összegyűjtése, a begyűjtés természetesen nem kizárólag emiatt szükséges. A visszagyűjtés alapvető indoka a természetes környezet és az élővilág védelme, ezért akkor is szüksége van rá, ha az anyagában történő hasznosítás nem megvalósítható. Ebben az esetben is felmerülhetnek hasznosítási módok, pl. kémiai újrahasznosítás, pirolízis, illetve nagyon szennyezettség esetén energetikai hasznosítás.

Végezetül, megköszönve Dr. Csóka Levente Professzor Úr támogató véleményét, hasznos és előremutató észrevételeit, kérem a bírálatra adott válaszaim elfogadását.

Jászberény, 2022. április 19. Ronkay Ferenc György

Hivatkozott referenciák

[1] Laoutid, F.; Bonnaud, L.; Alexandre, M.; Lopez-Cuesta, J.-M.; Dubois, Ph.: New prospects in flame retardant polymer materials: From fundamentals to nanocomposites. Materials Science and Engineering: R: Reports, **63**, 100–125 (2009). http://doi:10.1016/j.mser.2008.09.002.

[2] Ronkay, F.; Molnár, B.; Szalay, F.; Nagy, D.; Bodzay, B.; Sajó, I. E.; Bocz, K.: Development of Flame-Retarded Nanocomposites from Recycled PET Bottles for the Electronics Industry. Polymers, **11**, 233 (2019). http://doi:10.3390/polym11020233.

[3] Leonas, K. K.: The disintegration rate of traditional and chemically modified plastic films in simulated fresh- and sea-water environments. Journal of Applied Polymer Science, **47**, 2103–2110 (1993). http://doi:10.1002/app.1993.070471203.

[4] Bour, A.; Hossain, S.; Taylor, M.; Sumner, M.; Carney Almroth, B.: Synthetic Microfiber and Microbead Exposure and Retention Time in Model Aquatic Species Under Different Exposure Scenarios. Frontiers in Environmental Science, **8** (2020). http://doi:10.3389/fenvs.2020.00083.

[5] Rossouw, S.; Grassineau, N.; and Brakeley, J.: Behaviour of different micro-plastics during degradation in fresh and sea waters, with focus on synthetic microfibers. In *EGU General Assembly*; on-line, (2020); pp. 1–3.

[6] Wei, X.-F.; Bohlén, M.; Lindblad, C.; Hedenqvist, M.; Hakonen, A.: Microplastics generated from a biodegradable plastic in freshwater and seawater. Water Research, **198**, 117123 (2021). http://doi:10.1016/j.watres.2021.117123.

[7] Jambeck, J. R.; Geyer, R.; Wilcox, C.; Siegler, T. R.; Perryman, M.; Andrady, A.; Narayan, R.; Law, K. L.: Plastic waste inputs from land into the ocean. Science, Research Reports, **347**, 768–771 (2015). http://doi:10.1126/science.1260352.

[8] Allen, N. S.; Edge, M.; Mohammadian, M.; Jones, K.: Physicochemical aspects of the environmental degradation of poly(ethylene terephthalate). Polymer Degradation and Stability, **43**, 229–237 (1994). http://doi:10.1016/0141-3910(94)90074-4.

[9] Allen, N. S.; Edge, M.; Mohammadian, M.; Jones, K.: Hydrolytic degradation of poly(ethylene terephthalate): Importance of chain scission versus crystallinity. European Polymer Journal, **27**, 1373–1378 (1991). http://doi:10.1016/0014-3057(91)90237-I.

[10] Fechine, G. J. M.; Souto-Maior, R. M.; Rabello, M. S.: Structural changes during photodegradation of poly(ethylene terephthalate). Journal of Materials Science, **37**, 4979–4984 (2002). http://doi:10.1023/A:1021067027612.

[11] Independent Commodity Intelligence Services - ICIS: *Recycled PET - Europe*; Sutton;

[12] *Az Európai Parlament és a Tanács (EU) 2019/904 irányelve egyes műanyagtermékek környezetre gyakorolt hatásának csökkentéséről*; https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:32019L0904: Európai Unió;

[13] Ronkay, F.; Kasza, D.: Reciklált PET műszaki alkalmazhatósága. Műanyag és Gumi, **51**, 88–91 (2014).

[14] Awaja, F.; Pavel, D.: Recycling of PET. European Polymer Journal, **41**, 1453–1477 (2005). http://doi:10.1016/j.eurpolymj.2005.02.005.

[15] He, S.-S.; Wei, M.-Y.; Liu, M.-H.; Xue, W.-L.: Characterization of virgin and recycled poly(ethylene terephthalate) (PET) fibers. The Journal of The Textile Institute, **106**, 800–806 (2015). http://doi:10.1080/00405000.2014.944820.

[16] Bocz, K.; Ronkay, F.; Decsov, K. E.; Molnár, B.; Marosi, G.: Application of low-grade recyclate to enhance reactive toughening of poly(ethylene terephthalate). Polymer Degradation and Stability, **185**, 109505 (2021). http://doi:10.1016/j.polymdegradstab.2021.109505.

[17] Á. Mihályfi; L. Helmajer; Z. Lovas; K. Bordácsné Bocz; F. Ronkay; B. Molnár; G. Marosi: Thermoplastic polyester and its production. PCT/HU2021/050064 (2021).

[18] https://oceanworks.co/ elérés dátuma: 2022. 03. 18.

[19] https://www.wastefreeoceans.org/partners elérés dátuma: 2022. 03. 18.

[20] https://plasticbank.com/business/#our-partners elérés dátuma: 2022. 03. 28.

[21] United Nations: *United Nations Convention on the Law of the Sea*; https://www.un.org/Depts/los/convention_agreements/convention_overview_convention.htm;

[22] *Az Európai Parlament és a Tanács 2008/56/EK irányelve (2008. június 17.) a tengeri környezetvédelmi politika területén a közösségi fellépés kereteinek meghatározásáról (tengervédelmi stratégiáról szóló keretirányelv)* ; https://eur-lex.europa.eu/legal-content/HU/TXT/?uri=celex:32008L0056;

[23] Előadó: Norica Nicolai; Halászati Bizottság: *Európai Parlament Állásfoglalására Irányuló Indítvány - A nemzeti joghatóságokon kívül eső területek tengeri biológiai sokféleségéről szóló nemzetközi megállapodás keretében a halászati vonatkozásokról – az ENSZ tengerjogi egyezményéről (2015/2109(INI))*; https://www.europarl.europa.eu/doceo/document/A-8-2016-0042_HU.html;

[24] *Az Európai Parlament és a Tanács (EU) 2018/851 Irányelve a hulladékokról szóló 2008/98/EK irányelv módosításáról*; https://eur-lex.europa.eu/legal-content/HU/TXT/PDF/?uri=CELEX:32018L0851&from=es;

[25] Universiteit Leiden: *The Ocean Cleanup project as Marine Scientific Research. (2018)*; Leiden;