

Univerzita Karlova v Praze
Přírodovědecká fakulta

Studijní program: Ekologie a ochrana prostředí
Studijní obor: Ochrana životního prostředí



Lucie Havlíčková

Detekce mikroplastů v životním prostředí
Detection of microplastics in the environment

Bakalářská práce

Vedoucí závěrečné práce: prof. RNDr. Tomáš Cajthaml, Ph.D.

Praha, 2018

Prohlášení:

Prohlašuji, že jsem tuto bakalářskou práci zpracovala samostatně a že jsem uvedla všechny použité informační zdroje a literaturu. Předložená tištěná verze bakalářská práce je totožná s elektronickou verzí vloženou do SIS.

V Praze, 2018

.....
Lucie Havlíčková

Poděkování:

Ráda bych poděkovala svému školiteli prof. RNDr. Tomáši Cajthamlovi, Ph.D. za odborné konzultace, trpělivost a vlídnost při vedení mé bakalářské práce. Dále bych chtěla poděkovat mé rodině a mým nejbližším přátelům, kteří mi byli během mého studia a psaní této práce velkou oporou.

Abstrakt

Bakalářská práce se zaměřuje na mikroplasty, jakožto na malé fragmenty plastu, které zatěžují životní prostředí a pravděpodobně představují nebezpečí pro živé organismy včetně člověka. V posledních letech se prokazují závažné zdravotní následky, které jsou způsobené dlouhodobou expozicí právě těchto mikroplastických částic na organismy. Ukazuje se, že jejich nebezpečnost stoupá se vzrůstající schopností adsorpce toxických látek na povrchu. Primárně je potřeba omezit vstup těchto mikročástic do ekosystému, proto se tedy na začátku práce zabývám jejich původem. Mikroplasty se vyskytují ve všech sférách životního prostředí. Různé typy prostředí představují i různorodé podmínky pro odebrání a následnou analýzu vzorků. Proto je nutné nejdříve zvolit vhodnou techniku separace a následné identifikace mikroplastů. Pro přehlednost předkládá tato práce souhrn všech stávajících užívaných analytických metod, jejich výhody a vzájemné porovnání. Nejčastěji užívané techniky separace jsou založené na principu hustotní flotace. Následná identifikace fragmentů probíhá za užití mikroskopie, spektroskopie či plynové chromatografie. Práce popisuje principy jednotlivých užívaných technik detekce a zároveň je představuje na konkrétních případových analýzách. Předmětem práce je i problematika mnohem menších plastových částic, tzv. nanoplastů, které se dostávají do životního prostředí obdobně jako mikroplasty. Ukazuje se však, že důsledky jejich přítomnosti jsou mnohem závažnější než u mikroplastů, zejména díky jejich malým rozměrům a lepší schopnosti průniku do těl organismů.

Klíčová slova: mikroplasty, identifikace, ekotoxicita

Abstract

This bachelor thesis is focused on microplastics as small fragments of plastics which represent a burden for the environment and can be probably dangerous for living organisms including mankind. Serious health consequences caused by a long term exposition of the microplastics to organisms have been demonstrated in the recent years. It has been proven that the level of harm increases with ability to adsorb toxic substances on their surface. Primarily, it is necessary to eliminate entrance of these microparticles into the ecosystem and therefore this thesis describes routes of microplastic inputs into the environment. The microplastics occur in all levels of the environment, that represent various environmental matrices with different conditions, that must be considered for successful separation and subsequent analysis of samples. This thesis provides summarization of currently used analytical methods including their advantages and comparisons. The most frequently used techniques

of separation are based on the principle of density flotation. Further identification of fragments is performed using microscopy, spectroscopy or gas chromatography. This work describes principles of the individual techniques of detection including also particular cases of analyses. The subject of this thesis is also the issue of much smaller plastic particles, so called nanoplastics, which infiltrates the environment in a similar way as the microplastics. However, research results suggest that their effects are more harmful, particularly due to minor proportions and the increased ability to penetrate bodies of organisms.

Key words: microplastics, identification, ecotoxicity

Obsah

Seznam užívaných zkratk	7
1. Úvod	9
2. Plasty	10
2.1. Historie	10
2.2. Polymery	11
2.3. Vlastnosti plastů	12
2.4. Výroba a využití plastů	12
3. Mikroplasty v životním prostředí	15
3.1. Velikostní rozdělení plastů	16
3.2. Typologie mikroplastů	17
3.2.1. Syntetické polymery	17
3.2.2. Bioplasty	17
3.2.3. Oxo-degradovatelné plasty	18
3.2.4. Anorganické a hybridní polymery	18
3.3. Zdroje mikroplastů v životním prostředí	19
3.3.1. Průmysl	19
3.3.2. Kosmetika	19
3.3.3. Textil	20
3.3.4. Odpad	20
4. Toxicita mikroplastů v životním prostředí	22
4.1. Vliv na životní prostředí	22
4.2. Vliv na živé organismy	23
4.3. Vliv na lidské zdraví	24
5. Detekce mikroplastů	26
5.1. Metody separace	26
5.1.1. Hustotní flotace	26
5.1.2. Elutriace	27
5.1.3. Metoda založená na principu elektrostatických vlastností	29
5.1.4. Vzduchová flotace	29
5.1.5. Separace mikroplastů z tkání organismů	30
5.1.6. Vysokotlaká extrakce rozpouštědlem (PFE)	30
5.2. Metody identifikace a kvantifikace	30
5.2.1. Optická identifikace	33
5.2.2. Elektronová mikroskopie	33
5.2.3. Ramanova spektroskopie	33
5.2.4. Infračervená spektroskopie s Fourierovou transformací - FTIR	34
5.2.5. Pyr-GC-MS	35
5.3. Případové studie analýzy reálných vzorků	35
5.3.1. Sedimenty	35
5.3.2. Hlubokooceánské prostředí	36
5.3.3. Vodné prostředí	37
5.3.4. Půda	38
5.3.5. Živé organismy	38
6. Závěr	39
7. Zdroje	40

Seznam užívaných zkratek

(mikro) ATR-FTIR – (mikro) infračervená spektroskopie s Fourierovou transformací a oslabením celkové odrazivosti

(mikro) FTIR – (mikro) infračervená spektroskopie s Fourierovou transformací

ATR – attenuated total reflectance (= zeslabený úplný odraz)

Bio-PE – bio-polyethylen

BOPP – biaxiálně orientovaný polypropylen

BPA – Bisfenol A

C – uhlík

DNA – deoxyribonukleová kyselina

EDS – elektronická závěra diferenciálu

EDS-SEM - snímací elektronové spektroskopie s elektronickou závěrou diferenciálu

GIT - gastrointestinálním traktu

HClO₄ - kyselina chloristá

HDPE – High Density Polyethylen, vysokohustotní polyethylen

HNO₃ – kyselina dusičná

IR – infračervené

KWS – elektrostatické odlučovače Korona-Walzen-Scheider

LDPE – Low Density Polyethylene, nízkohustotní polyethylen

LMPs – large microplastics – velké mikroplasty

MPs – microplastics – mikroplasty

MSFD - The Marine Strategy Framework Directive

NaCl – chlorid sodný

NaI – jodid sodný

PAHs - polycyklické aromatické uhlovodíky

PBAT - polybutyrát-adipát-tereftalátu

PBDE - polybromované difenyletery

PBS - polybutylen sukcinát

PCB - polychlorovaný bifenyl

PCBs - polychlorované bifenyly

PE - polyethylen

PET - polyethylentereftalát

PFE – pressurited fluid extraction, extrakce kapaliny pod tlakem

PHA - polyhydroxyalkanoáty

PLA – kyselina polyléčná

POPs - perzistentní organické polutanty

PP - polypropylen

PS - polystyren

PUR - polyuretan

PVC - polyvinylchlorid

Pyr-GC/MS - pyrolýzní plynová chromatografie/hmotnostní spektrometrie

SEM - snímací elektronová spektroskopie

Si – křemík

SMPs – small microplastics

SOM - půdní organická hmota

TBBPA - tetrabrombisfenol A

UV záření – ultrafialové záření

ZnCl₂ – chlorid zinečnatý

1. Úvod

Vynález plastového materiálu zcela změnil náš každodenní způsob života. Aniž bychom si toho byli nějak vědomi, tak se bez něj už nedokážeme obejít, díky jeho praktickým vlastnostem a neomezeným možnostem využití. Plasty přinášejí nespočetně mnoho výhod, které lidstvo tak dlouho hledalo. Ovšem vždy nalezneme vedle pozitivních a vítaných atributů i ty, ke kterým bychom měli být více než obezřetní. Většina globální produkce plastů, jež je určena pouze na jedno použití, ročně čítá okolo 320 miliónů tun. Díky svým vlastnostem, jako je například dlouhá trvanlivost a odolnost, se při tak velké jednorázové produkci začaly plasty a jejich drobné deriváty nekontrolovaně hromadit v životním prostředí, kde postupně erodují vlivem působení přírodních živlů (Rocha-Santos & Duarte, 2015).

Mikroplasty se do životního prostředí dostávají nejen přímými zdroji, jako jsou průmyslově vyráběné plastové pelety a aditiva do kosmetiky, ale i skrze sekundární původce, tedy odpad vzniklý dekompozicí, která je způsobena radiací UV paprsků a fyzikálními faktory prostředí (Andrady, 2011; Van Cauwenberghe et al., 2015; Andrady and Neal, 2009).

Nejčastějšími polymery, jejichž drobný odpad zaznamenáváme, jsou polypropylen, polyethylen, polystyren, polyethylentereftalát a polyvinylchlorid. Díky prováděným studiím o mikroplastech a jejich dopadu na vodní i suchozemské ekosystémy se otevřela nová oblast výzkumu plastových odpadů v životním prostředí. Předpokládané navýšení výskytu mikroplastů v prostředí je přímým důsledkem populačního růstu, což můžeme podložit pozitivní korelací dvou faktorů: hustotou populace a hojností výskytu mikroplastů. Jsou to právě chemicko-fyzikální vlastnosti, jako např. chemická skladba, hustota, velikost, tvar a barva, jež ovlivňují pohyb mikroplastů v prostředí a jejich biologickou dostupnost (Rocha-Santos and Duarte, 2015). Mikroplastické znečištění je nejspíše jedno z nejrozšířenějších a nejdéletrvavějších antropogenních změn na Zemi (Barnes et al., 2009).

Cílem mé práce je shromáždění informací a následné porovnání užívaných metod pro separaci a detekci mikroplastů v různých složkách životního prostředí. Vzhledem k tomu, že doposud neexistuje metoda, kterou by bylo možné plošně aplikovat na všechny typy mikroplastů, je standardní kombinace několika separačních a detekčních metod, aby se dosáhlo co nejefektivnějšího procesu. V textu se tedy zabývám jednotlivými metodami separace a následné detekce, jejich účinností, náročností i technickou pokročilostí, za účelem vytvoření přehledu dostupnosti a relevance jednotlivých metod vůči vzorku.

2. Plasty

Látky, jejichž název pramení z řeckého slova „plastikos“ („tvárný“), řadíme v současné době mezi nejpoužívanější materiály. Jedná se o látky původem organické, neboť mezi jejich stavební složky patří celulóza, uhlí, zemní plyn a v neposlední řadě ropa. Produkce plastů začíná už v průběhu destilace ropy v ropné rafinérii, jelikož ropa, jakožto komplexní sloučenina, musí být před užitím zpracována. Separováním komponentů dojde ke vzniku jednotlivých frakcí, uhlovodíkových řetězců, které se liší strukturou a velikostí molekul. Klíčovou frakcí pro produkci plastů je nafta (Plasticeurope.org, 2018). Přibližně 4 % celosvětové produkce ropy jsou použita na výrobu plastů (Barnes et al., 2009; Thompson et al., 2009).

Existuje mnoho různých druhů plastů, mohou však být klasifikovány do dvou hlavních skupin: Termoplasty a Reaktoplasty. Rozdíl mezi těmito dvěma hlavními skupinami se nachází v tepelném zpracování, neboť termoplasty lze opakovaně uvést do tvárného stavu v závislosti na teplotě, zatímco reaktoplasty, jako například polyuretan nebo fenol-formaldehyd, nelze po vytvrzení znovu tvarovat. Mezi zástupce termoplastů řadíme polyetylen, polyvinyl chlorid, polypropylen, polystyren a další. Plastic Europe, jakožto přední obchodní sdružení plastového průmyslu v Evropě, popisuje plasty jako širokou škálu syntetických či semi-syntetických materiálů, které se využívají v čím dál tím více rostoucím rozpětí aplikací. Plasty zahrnují materiály, jejichž základní složka je tvořena polymery. Vedle těchto organických makromolekulárních látek se v plastech nacházejí další aditiva, která jsou zde za účelem úpravy vlastností plastu. Během procesu zpracování projde plast alespoň jedním plastickým stavem (Plasticeurope.org, 2018). Všechny plasty jsou tvořeny polymery, avšak ne všechny polymery lze zařadit do plastů (Verschoor, 2015). Odhaduje se, že fragmenty plastů nejrůznějších velikostí tvoří 60 - 80 % mořského odpadu a v některých oblastech dosahuje až 95 % (Moore 2008).

2.1. Historie

Lidstvo se setkává s polymery od roku 1600 př. n. l., kdy začalo využívat přírodní kaučuk. Člověk se ale stále pokoušel vylepšit přírodní materiály ke svým potřebám, a tak začal experimentovat, nejdříve s přírodními polymery, rohovinou, voskem, přírodním kaučukem a pryskyřicemi. V 19. století začal vývoj moderních termoplastů, se kterými se setkáváme dnes. Američan Charles Goodyear vynalezl roku 1839 vulkanizovaný kaučuk a ve stejném roce Eduard Simon objevil polystyren (PS) (Andrady and Neal, 2009). Roku 1872 bratři Hyattové zhotovili zařízení, které mělo za účel vstřikování plastů. Na přelomu poloviny 19. století byl

polymerizován polyvinylchlorid (PVC). Ovšem zásadní mezník ve výrobě plastů přišel v roce 1907, kdy belgicko-americký chemik Leo Baekeland vynalezl bakelit, který se stal prvním syntetickým hromadně vyráběným plastem (PlasticEurope, 2018). Jako věk termoplastů můžeme označit období mezi roky 1910 a 1950, kdy se datuje rozvoj moderních plastů. Bylo syntetizováno nejméně 15 nových tříd polymerů. Se začátkem druhé světové války byla opět podnícena potřeba dalšího vývoje v oblasti plastů s cílem hledat levnější syntetické alternativy pro hromadnou výrobu pryže (Rueggeberg, 2002). Ve čtyřicátých letech plasty poprvé zasáhly i vojenský průmysl, kdy hrály hlavní roli při vývoji radaru (the British Plastics Federation, 2018). Dalším významným objevem ve vývoji plastu bylo zavedení síťovaných polymerů, které podpořily stabilitu řetězců při jejich zahřátí (Rueggeberg, 2002; Andrady and Neal, 2009). Od druhé poloviny 20. století se plastový průmysl začal věnovat již spotřebnímu zboží každodenního života s neustále se zrychlujícím pokrokem.

2.2. Polymery

Pro polymery jsou signifikantní makromolekuly s mnohonásobným opakováním jednoho či více druhů atomů nebo celých skupin atomů. Tyto atomy jsou mezi sebou spojeny v tak dlouhém řetězci, že se přidáním či odebráním konstitučních jednotek (atomů, či skupin atomů) nijak významně nezmění vlastnosti daného řetězce (Prokopová, 2007).

Jako polymery označujeme nejen syntetické látky, jako jsou plasty, ale také přírodní biopolymery, tedy proteiny a DNA. Hlavním základním stavebním prvkem syntetických polymerů je uhlík a vodík. V některých syntetických polymerních sloučeninách nalezneme křemík, kyslík nebo halogeny (Verschoor, 2015). Vznik polymerů je způsoben polymerizací, polykondenzací nebo polyadicí.

Mnoho syntetických polymerů může podléhat dekompozici následkem absorpce slunečního UV záření, díky němuž podstupují fotolytické, foto-oxidační a termo-oxidační reakce. U většiny polymerů je však úplná přeměna produktů rozkladu na oxid uhličitý, vodu a anorganické sloučeniny fotooxidačním procesem extrémně pomalá. Dekompozice plastů je mnohem pomalejší v mořském prostředí než v terestriálním prostředí, a to především z důvodu nedostatku slunečního UV záření a nižší teplotě (J. Wang et al., 2016).

2.3. Vlastnosti plastů

Typ, počet a uspořádání jednotlivých monomerů má zásadní vliv na vlastnosti plastické hmoty. Fyzikální, chemické a mechanické vlastnosti tedy určují například odolnost, flexibilitu či pevnost. Dále lze vlastnosti plastu upravit přidáním specifických látek, tzv. aditiv. Aditiva zlepšují či zcela mění možnosti zpracování, bezpečnost, trvanlivost či vzhled. Přídavné látky představují například plniva, vyztužující vlákna, změkčovadla, barviva, retardanty hoření a stabilizátory. Jedná se až o desítky tisíc přídatných chemických látek. (Verschoor, 2015; Rist et al, 2018). Hlavními význačnými vlastnostmi plastů je jejich tvarovatelnost, tuhost, lehkost, výborné izolační schopnosti a odolnost vůči korozi.

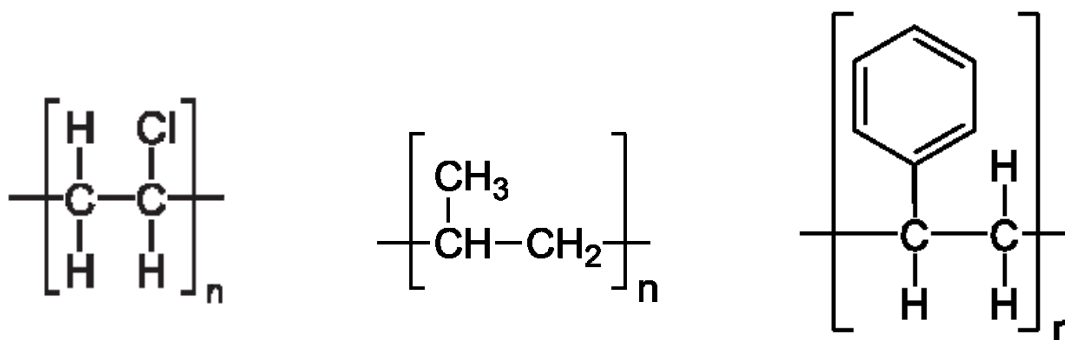
Adsorpce je další význačnou vlastností plastů. Jedná se nejen o fyzické chování, ale také o chemické chování. Zatímco z fyzikálního hlediska závisí především charakteristice povrchu a síle Van der Waalsových sil, z chemického hlediska se jedná hlavně o zvýšenou afinitu organických polutantů k hydrofobnímu povrchu plastu v porovnání s mořskou vodou. Například polyethylenové částice mívají větší povrch než polypropylen a polyvinylchlorid a afinitu pro širokou škálu organických polutantů (J. Wang et al., 2016).

Vzhledem k vysoké molekulové hmotnosti, hydrofobicitě, velikosti molekuly a chemické struktuře polymerů, jsou plasty extrémně odolné vůči biologickému rozkladu s výjimkou biopolymerů (celulóza a chitin). Životnost plastů je odhadována na stovky až tisíce let (Barnes et al., 2009).

2.4. Výroba a využití plastů

Světová výroba plastů v roce 2016 překročila 320 miliónů tun, z nichž je většina určena k balení, tedy k jednorázovému užití a následné okamžité likvidaci (PlasticEurope, 2018). Dalším významným odvětvím využití plastů je stavební průmysl, dále pak automobilová výroba, elektronika nebo textilní průmysl (Andrady and Neal, 2009). Procentuální využití plastů v Evropě je znázorněné v grafu 1. V roce 2014 se polyethylen (PE), polypropylen (PP), polyvinylchlorid (PVC), polystyren (PS), polyethylentereftalát (PET) a polyuretan (PUR) umístily v žebříčku šesti nejběžněji vyráběných plastů na globálním trhu (Hong, Shim, and Hong, 2017). Strukturální vzorce vybraných polymerů jsou zobrazené na Obrázku 1.

Více než 80 % vyrobených plastů jsou termoplasty, které se získávají polymerací monomerů do vysokomolekulárních řetězců známých jako termoplastický polymer (de Souza Machado et al., 2018).



Obrázek 1: Strukturní vzorce vybraných polymerů (zleva: polyvinylchlorid (PVC), polypropylen (PP), polystyren (PS)).

Polyethylen (PE) byl syntetizován nejdříve jako nízko hustotní polyethylen (LDPE – low density polyethylene), nyní existují kolem 25 různých procesů pro jeho výrobu. Polyethylen byl v roce 2009 druhým nejčastěji využívaným plastem v globálním měřítku. Dělíme ho na LDPE a HDPE (high density polyethylen, vysoko hustotní polyethylen). Nejvíce se PE využívá k výrobě plastových fólií a vstřikovaných a foukaných plastových výrobků, jako jsou např. láhve na čisticí prostředky, láhve na mléko nebo vodní nádrže. Z vysoko hustotního polyethyleny se také vyrábí víčka nápojových lahví. Dále se využívá k produkci nejrůznějších obalových sáčků a tašek nebo jako izolátor v elektrických kabelech (Andrady and Neal, 2009; trideniodpadu.cz, 2018).

Polypropylen (PP) je jeden z nejužívanějších termoplastů na světě. Jedná se o velmi užitečný a levný polymer. Může být vstřikován, vyfukován nebo tepelně tvarován. Hlavní zastoupení jeho využití můžeme najít v potravinářském průmyslu, jako obalový materiál (BOPP – biaxiálně orientovaný polypropylen), víčka a uzávěry nádob, jogurtové kelímky a mnoho dalších. Dále ho pak můžeme nalézt v podobě mulčovacích fólií, vodovodního potrubí, kobercového vlákna, zahradního nábytku, osobního zboží (hřebeny, fény, zavazadla, fóliové obaly na oděvy) a mnoho dalších (Andrady and Neal, 2009; PlasticEurope, 2018).

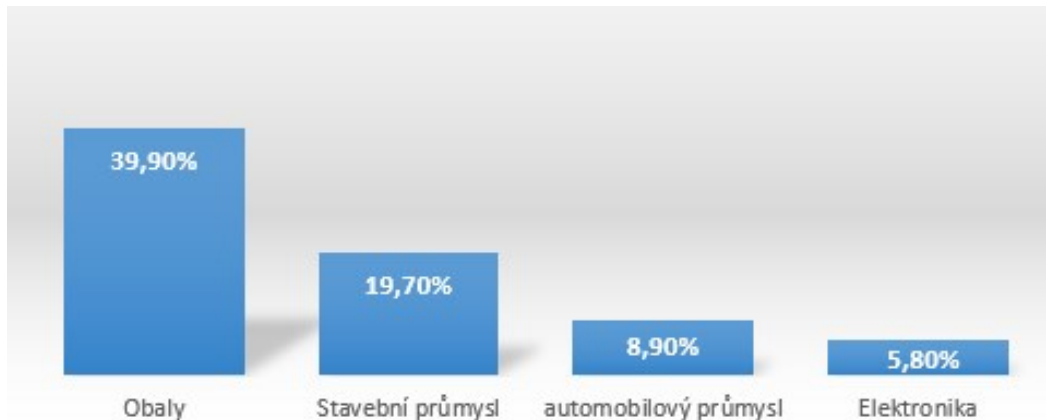
Na rozdíl od většiny plastů, které mají jako hlavní dva prvky uhlík a vodík, polyvinylchlorid (PVC) obsahuje také chlór, což významně snižuje jeho hořlavost. PVC se nevyužívá jako samostatná látka, ale často se přidává v podobě bílého prášku do ostatních materiálů, čímž vznikají formulace vhodné pro velmi rozmanité využití, například ve stavebnictví, nábytkářství a veškeré spotřební zboží (obaly, textil, obuv, stany, bazény a další). Je velice pevný, odolný,

s vynikajícími izolačními vlastnostmi a zároveň i velmi lehký. V roce 2009 dosahovala roční výroba cirká 35 miliónů tun PVC (Andrady and Neal, 2009).

Dalším plastem, který vedle uhlíku a vodíku má v hlavním řetězci i další prvek, kyslík, je polyethylentereftalát (PET). Jedná se o průhledný, lesklý a lehký plast. Jeho rozšíření je stěžejní především v potravinářském průmyslu, kde je užíván k výrobě plastových lahví na nápoje.

Polystyren (PS) je znám jako výborný isolační prostředek ve stavebnictví nebo také jako tvarovatelný obalový materiál používán spotřebně i industriálně. Jedná se o termoplastický polymer, který při zahřátí měkne a vytváří se z něj polotovary, jako filmy a plachty, nebo konečné produkty. PS je dostupný ve dvou formách, tuhý nebo pěnový (Andrady and Neal, 2009; PlasticEurope, 2018).

Polyuretan (PUR) se vyznačuje svou flexibilitou, odolností a přizpůsobivostí. Existuje několik typů tohoto plastu, které se od sebe velmi liší, vzhledově i strukturně. Tyto materiály hrají paradoxně i důležitou roli v otázce snižování antropogenního vlivu na životní prostředí, jelikož díky svým izolačním schopnostem prokazatelně snižují spotřebu energie. Nalezneme je především jako výplň nejrůznějších produktů (nábytek, automobily nebo ložní prádlo), v obuvním průmyslu a stavebnictví (Andrady and Neal, 2009; PlasticEurope, 2018).



Graf 1: Procentuální využití plastů v Evropě v roce 2017 (Upraveno dle: European Commission, 2018).

3. Mikroplasty v životním prostředí

V současné době není k dispozici žádná univerzální definice mikroplastů, tím pádem je velmi obtížná sumarizace dostupných výstupů z jednotlivých výzkumů. Vůbec poprvé se termín mikroplast objevil v roce 2004, jako označení mikroskopických plastových částic v rozměrové oblasti kolem 20 mikrometrů. V roce 2009 byly do tohoto pojmu zahrnuty veškeré plastové fragmenty menší 5 mm. Pro lepší a přirozenější práci s údaji je ve většině odborných prací použita stupnice se základní jednotkou 1 mikrometr. Velmi praktické se jeví dělení mikroplastů na „malé mikroplasty“ (small microplastics, SMPs: <1 mm) a „velké mikroplasty“ (large microplastics, LMPs: 1-5 mm). Například ve vodním prostředí SMPs představují 35-90 % znečišťujících mikroplastických částic (Van Cauwenberghe et al., 2015). Nejčastěji se mikroplasty vyskytují v podobě pelet, fragmentů, pěny a vláken (Hong, Shim, and Hong, 2017).

Mikroplasty nalezneme ve všech sférách biosféry a to tedy ve vodě, půdě, sedimentech i ve vzduchu. Nejlépe ze všech částí biosféry je prozkoumáno vodní prostředí. První zmínka o nálezů plovoucích mikroplastů na vodní ploše je již na začátku sedmdesátých let minulého století. Dalších pět let trvalo odhalit první stopy plastických na pobřeží. Registrace částic menších než 1 mm v sedimentech nastala o celých třicet let později. Plasty, jejichž hustota je větší než hustota okolního prostředí mořské vody ($> 1,02 \text{ g.cm}^{-3}$), klesají k mořskému dnu, kde se usazují. Oproti tomu částice s nižší hustotou mají tendenci plout ve vodním sloupci, či na hladině (Van Cauwenberghe et al. 2015).

Plastové fragmenty přítomné v mořském prostředí na rozdíl od běžně se vyskytujících anorganických jemných částic mohou adsorbovat nebezpečné hydrofobní látky, které potom mohou nést na svém povrchu. Toxické látky související s mikroplasty dělíme do dvou skupin; hydrofobní chemikálie, které jsou tedy adsorbovány z okolního prostředí díky afinitě chemikálií k hydrofobnímu povrchu plastů a dále přísady, monomery a oligomery, které jsou původními komponenty plastických hmot (Teuten et al., 2009; Vandermeersch et al., 2015).

Mikroplasty adsorbují na svém povrchu perzistentní organické polutanty (POPs) např.: polychlorované bifenyly (PCBs), polycyklické aromatické uhlovodíky (PAHs), pesticidy, polybromované difenylethery a dále alkylfenoly, endokrinní disruptory a další polutanty z okolního prostředí (Wang et al., 2016). Plasty mají nejen potenciál k transportu kontaminujících látek, ale mohou také zvyšovat jejich perzistenci v životním prostředí. Studie dokázala, že polyethylen hromadí na svém povrchu více organických polutantů než ostatní plasty, jako je polypropylen nebo polyvinylchlorid (Wang et al., 2018).

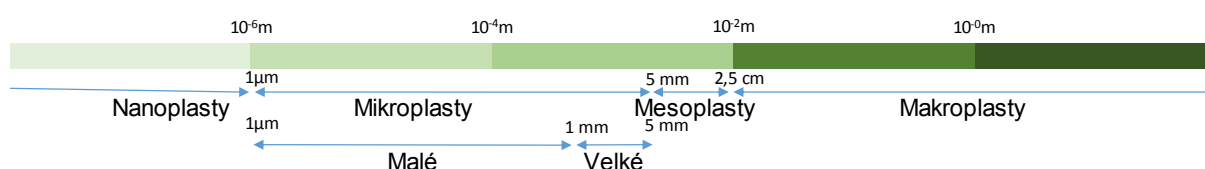
Povrchové změny na plastových peletách, způsobeny dekompozicí materiálu působením okolního prostředí, mají zásadní vliv na vlastnosti těchto částic. Po vytvoření průmyslových

pelet jsou jejich povrchy hladké a rovnoměrné, zatím co erodované mají narušený povrch se zvětšenou plochou, čímž se zvyšuje jejich schopnost adsorbovat polutanty (Rocha-Santos and Duarte, 2015).

Valná většina studií se prozatím zabývá pouze analýzou mikroplastů, avšak prokazuje se, že mnohem větší hrozbou jsou nanoplasty. Gigault et al., 2018 se domnívají, že nanoplasty jsou výsledkem dekompozice plastických objektů, tedy postupným rozpadem už fragmentů plastů, průmyslovou výrobou nebo dokonce během používání plastových předmětů. Neexistují dosud zavedené protokoly pro jejich identifikaci a kvantifikaci, jelikož je jejich odběr a následná analýza ještě náročnější než u mikroplastů. Některé detekční metody se však pro tento účel ukázaly být použitelné, jako např. elektronová mikroskopie a techniky pracující s rozptylem světla (Silva et al., 2018). Vzhledem k tomu, že nanoplasty vznikají dekompozicí mikroplastů, je více než pravděpodobné, že přebírají i jejich vlastnosti, jako je adsorpce organických a antropogenních polutantů (Gigault et al., 2018). Nanočástice produkují více reaktivních kyslíkových forem než větší částice a je větší pravděpodobnost jejich negativního vlivu na organismus. Nejen z tohoto důvodu jsou nanočástice považovány za mnohem větší hrozbu než samotné mikroplasty (Rist et al., 2018).

3.1. Velikostní rozdělení plastů

V životním prostředí se plasty v současné době nacházejí ve velmi rozmanitých rozměrech, pohybující se v rozmezí od mikrometrů až po metry. V běžném životě se setkáváme pravidelně s plasty středních až větších velikostí. Nemůžeme však opomíjet i všudypřítomné nejmenší partikule plastů. Pro lepší orientaci vnímáme metrické rozdělení plastů do čtyř kategorií: nanoplasty, mikroplasty, mesoplasty a makroplasty (viz. Obrázek 2) (Van Cauwenberghe et al., 2015).



Obrázek 2: Metrické rozdělení plastů (Upraveno dle: Cauwenberghe et al., 2015).

3.2. Typologie mikroplastů

Mikroplasty se obecně dělí na primární a sekundární mikroplasty. Primární mikroplasty definujeme jako plastové mikročástice, které byly již průmyslově vyrobené menší než 5 mm. Vyskytují se hlavně v textiliích, lécích a v přípravcích osobní péče, jako jsou tělové a obličejové peelingy. Zatímco sekundární mikroplasty vznikají fragmentací a rozpadem větších plastických částic. Tyto sekundární partikule tvoří většinu všech mikroplastů (Rocha-Santos and Duarte, 2015).

3.2.1. Syntetické polymery

Plasty, se kterými se setkáváme zcela běžně během každodenního života, jsou většinou na bázi ropy. I když je ropa původně tvořena přírodními procesy, jsou plasty odvozené z ní vytvořené synteticky a představují riziko pro životní prostředí, neboť se velmi obtížně rozkládají.

3.2.2. Bioplasty

Mezi bioplasty řadíme tzv. „biobased“, neboli plasty vyrobené z přírodních zdrojů, a biodegradovatelné materiály. Termín „biobased“ označuje plastické hmoty, které se vyrábějí z obnovitelných přírodních zdrojů. Příkladem může být cukrová třtina, kukuřice nebo celulóza. Biodegradibilní plasty jsou takové materiály, které podléhají chemickému procesu degradace za přítomnosti mikroorganismů, které je rozkládají na základní látky jako je voda, oxid uhličitý a organickou hmotu. Tento proces závisí na okolních podmínkách a na materiálu. Skutečnost, že se jedná o materiál vyrobený z obnovitelných zdrojů neznamena, že musí být nutně 100 % biologicky odbouratelný. Tato vlastnost závisí především na chemické struktuře. Plasty, které jsou zcela vyrobeny z přírodních zdrojů nemusí být biologicky odbouratelné a naopak plasty vyrobené na bázi fosilních složek mohou zcela biodegradovat. Plasty, které jsou „biobased“, biodegradovatelné nebo obojího charakteru mají vlastnosti stejné jako běžné plasty, nabízejí však další výhody, jako je snížená uhlíková stopa a možnosti kompostování vzniklého odpadu. Bioplasty můžeme rozdělit do tří hlavních skupin: nebiodegradovatelné plastické hmoty z přírodních zdrojů (bio-PE, bio-PP nebo bio-PET); biodegradovatelné plasty z přírodních zdrojů (kyselina polymléčná - PLA, polyhydroxyalkanoáty - PHA a polybutylen sukcinát - PBS); a zcela biodegradovatelné plasty, které jsou z fosilních zdrojů (např. polybutylen tereftalátadipát - PBAT) (european-bioplastics.org, 2016). Například cukrová třtina, která je zpracována

za vzniku ethylenu, který se následně využívá při výrobě bio-polytethylenu (bio-PE) (PlasticEurope, 2018).

Velké množství komerčně důležitých biopolymerů je upravováno chemickými modifikacemi přirozeně se vyskytujících polymerů. Příkladem může být vulkanizovaný kaučuk tepelným zpracováním přírodního kaučuku v přítomnosti síry nebo reakce kyseliny dusičné a celulózy za vzniku nitrocelulózy. Tyto modifikované přírodní polymery by měly být považovány za potenciální zdroj mikroplastů a řazeny mezi syntetické polymery (Verschoor, 2015).

3.2.3. Oxo-degradovatelné plasty

Plasty označené jako oxo-degradabilní, tedy odbouratelné, jsou odborníky velmi negativně vnímány. Jedná se o materiály vyráběné z běžných polymerů, doplněných o specifická aditiva, která mají imitovat biodegradabilní vlastnosti přírodních látek. Ve skutečnosti se však tyto přísady zasluhují pouze o snadnější fragmentaci materiálu, které se zcela nerozkládají a dávají tak za vznik dalšímu vstupu mikroplastických částic do životního prostředí (european-bioplastics.org, 2016).

3.2.4. Anorganické a hybridní polymery

Na rozdíl od klasických polymerů na ropné bázi nejsou základní řetězce anorganických polymerů složeny z uhlíků, ale skládají se z anorganických monomerů. Vedle toho hybridní polymer je složen jak z anorganických, tak i z organických složek. Oba tyto typy polymerů vytvářejí materiály, které jsou v mnoha aspektech podobné materiálům vyrobeným z organických polymerů. Jako nejznámější můžeme zmínit silikon sestávající z křemíko-kyslíkového řetězce s vedlejšími skupinami organických uhlovodíků, které mu dávají plastické vlastnosti (Verschoor, 2015).

Siloxany představují velmi širokou škálu chemických látek, které mohou nabývat pevné, kapalně i těkavé sloučeniny. Vyskytují se i ve vodním prostředí a existují důvodná podezření, že jsou některé perzistentní, bioakumulační a/nebo toxické. Skutečnost, že dosud není znám žádný enzym, schopný katalyzovat tvorbu nebo štěpení vazeb Si-C, a nebyla prozatím ani objevena žádná přírodní sloučenina, která by tuto vazbu obsahovala, nám brání v detailnější analýze těchto sloučenin. Díky své široké škále možností využití jsou, oxosiloxany, celosvětově vyráběny v řádu několika miliónů tun ročně. V posledních letech se vyvíjejí metody kvantitativní analýzy organosiloxanů, které dokazují, že některé typy těchto látek jsou všudypřítomné antropogenní sloučeniny. Prozatím není jasné, jaké má přítomnost těchto sloučenin v životním prostředí

negativní účinky na ekosystémy. Vzhledem k tomu, že se vlivu těchto látek na člověka prozatím nevěnovala dostatečná vědecká pozornost, nejsou známy žádné akutní toxické účinky organosiloxanů na člověka. U zvířat jsou tyto látky již předmětem kontroly. Většina prozatímních výzkumů byla omezena na zjištění nebo vyloučení toxicity (Rücker and Kümmerer, 2015).

3.3. Zdroje mikroplastů v životním prostředí

Cest, kterými mikroplasty vstupují do životního prostředí je mnoho. Jako hlavní čtyři můžeme označit průmysl, kosmetické přípravky, textilie a odpad plastové povahy.

3.3.1. Průmysl

Skládky, průmyslová a městská centra mohou přispívat ke vstupu mikroplastů do půdy prostřednictvím nesprávnou manipulací s odpady či produkcí kontaminovaných aerosolů. Průmyslové podniky skrze odpadní vody vypouštějí do vodních toků obrovské množství mikroplastických částic. Jak uvádí De Souza Machado et al., 2018 jeden výrobní závod v Rakousku, by mohl uvolnit více než 6 % celkového odhadu exportu (4,2 tuny za den) mikroplastů z Dunaje do Černého moře. V industriálních oblastech jsou obsahy mikroplastů v řekách mnohem vyšší než v mořském prostředí (de Souza Machado et al., 2018). Primární zdroje mikroplastů se do životního prostředí uvolňují ve formě průmyslově užívaných pelet, které se používají například jako brusné částečky pro čištění lodí (Teuten et al., 2009).

3.3.2. Kosmetika

Prostředky na čištění obličeje, kosmetické výrobky a přípravky osobní péče, které jsou používány miliony lidí na celém světě, zejména ve vyspělých zemích, obsahují částice plastových mikročástic a jsou tedy důležitým primárním zdrojem mikroplastů v životním prostředí. Jejich rozměry se mohou pohybovat od několika mikronů do tisíce mikronů (1 mm). Po užití těchto přípravků polyethylenové mikročástice vstupují přímo do kanalizačního systému a vzhledem k jejich malé velikosti mohou snadno procházet skrz čističky odpadních vod do vodních ekosystémů (Ivar Do Sul and Costa, 2014; Cheung and Fok, 2017; Fendall and Sewell, 2009).

Cheung and Fok (2017) odhadují, že počet mikročastic emitovaných do životního prostředí z kosmetiky a přípravků osobní péče může převyšovat počet velkých plastových částic z ostatních zdrojů, ačkoliv tyto mikročastice tvoří pouze malou hmotnostní část plastového dopadu. Přičemž během jediného běžného užití těchto přípravků může být uvolněno 4 600 až 94 500 mikročastic (Napper et al., 2015).

3.3.3. Textil

Nezanedbatelný, avšak často veřejností opomíjený zdroj mikroplastů má původ v syntetických oděvech. Praní syntetického prádla je velkým zdrojem mikroplastických vláken do odpadních vod. Textilie dnes obsahují téměř dvojnásobné množství syntetických vláken než přírodních (bavlna, vlna a hedvábí) (Browne et al., 2011).

De Falco et al. (2018) analyzovali mikrovlákna ze tří různých typů syntetických tkanin, tkaný polyester, pletený polyester a tkaný polypropylen, během praní simulujících domácí podmínky. Nejvyšší uvolňování mikrovláken bylo zaznamenáno u tkaného polyesteru. Počet uvolněných mikrovláken ze standardního množství praného prádla, tedy 5 kg, polyesterových tkanin byl odhadnut na více než 6 000 000 vláken v závislosti na použitém pracím prostředku. Lze snížit počet uvolněných mikrovláken až o 35 % užitím změkčovadla během praní, díky své schopnosti snížit tření mezi vlákny. Bez ohledu na typ tkaniny, výsledky studie dokazují, že práškový prací prostředek, vyšší teplota, vyšší tvrdost vody a mechanické působení zvyšuje uvolňování mikroplastů. Takové množství a velikost vláken nelze zachytit v čističkách odpadních vod a potenciálně tedy ovlivňují vodní ekosystémy vypouštěním odpadních vod.

3.3.4. Odpad

Obecně platí, že plastový odpad je v nejlepším případě recyklován, energeticky využit nebo skládkován. Obrovské množství se však vyskytuje mimo tyto tři hlavní cesty zpracování a vstupuje do životního prostředí v důsledku nedostatečné kapacity zpracování, náhodných vstupů, odpadků a lidské činnosti na pobřeží (Hopewell et al., 2009). V roce 2009 v celosvětovém průměru tvořily plasty 10 % veškerého komunálního odpadu (Barnes et al., 2009).

Další cestou, jak se mikroplastické částice dostávají do vodního prostředí je vypouštění kontaminovaných odpadních vod a splachem skládkových ploch do podzemních a povrchových vod (Teuten et al., 2009).

Voda vypouštěna z čistíren odpadních vod je dalším významným potencialem zdrojem mikroplastů, jelikož domácí odpadní voda je bohatá na mikrovlákna z oděvů uvolněných během praní a mikroplastických částic z přípravků osobní hygieny. V kalu zůstává 80 - 90 % vstupních mikroplastů a i po úpravě může kal obsahovat značné množství těchto částic. Získané kaly se používají jako hnojiva zemědělské půdy, což vede k dalšímu vstupu mikroplastů do ekosystému (de Souza Machado et al., 2018).

Částice pronikají do půdy a do vodních systémů skrze odtoky z čističek odpadních vod nebo jsou distribuovány větrem do atmosféry, dokud atmosférické podmínky neumožní vstup do vodních a terestrických ekosystémů následnou depozicí (Rocha-Santos and Duarte, 2015). Atmosférické mikroplasty tak kontaminují mořské a terestrické biotopy mokřím či suchým spadem. Stejně tak jsou tyto ekosystémy zdrojem mikroplastů do atmosféry vlivem tzv. „sea-spray“ což jsou aerosolové mořské částice tvořené vlnami (Prata, 2018). Plasty mohou vstupovat do suchozemského ekosystému atmosférickou depozicí, ze skládek odpadů, aplikací kalů, jakožto hnojiv na zemědělskou půdu a aplikací plastových fólií z polyethylenu za účelem mulčování půdy (Zhang et al., 2018).

Oceánské ekosystémy jsou z hlediska znečištění plasty ovlivněny především komerčním rybolovem, plavidly a dalšími lidskými činnostmi. Tyto aktivity přispívají však pouze k 20 % z celkového množství plastických nečistot v mořském prostředí. Zbýlých 80 % pocházející z pevniny je zapříčiněno především špatným nakládáním s odpady (Li, Liu, and Paul Chen, 2018).

Ve chvíli, kdy se mikroplasty terestriálního původu dostanou do přírodních vodních systémů, je většina z nich přírodními proudy přepravena do oceánů řekami. Zbývající částice zůstanou ve sladkovodních systémech včetně zcela izolovaných systémů jako jsou vzdálená horská jezera (Browne, Galloway, and Thompson, 2010; Free et al., 2014). Po vstupu do mořského prostředí začnou mikroplasty okamžitě migrovat napříč oceánem vlivem oceánských proudů a procesů. Hustota plovoucích nečistot se může během pobytu v mořském prostředí zvýšit, což je zapříčiněno adsorpcí. Mikročástice pak mohou dosáhnout hustoty rovné či vyšší mořské vodě a vstupují do vodního sloupce jako neutrálně driftující nebo pomalu klesající částice (Wang et al., 2016). Mikroplasty dosahují mořského dna jako tzv. mořský sníh. Mořský sníh vzniká jako biologicky zvýšená agregace malých částic. Tyto shluky fytoplanktonu, organických částic a jílových částic drží pospolu díky působení extracelulárního polymerního materiálů. Rychlost klesání těchto mikroagregátů dosahuje 1 - 368 m za den, jak popisuje Alldredge and Silver, 1988. Díky zabudování mikroplastových částic do těchto seskupení se

mohou ke dnu dostat i částice plastické hmoty s nízkou hustotou, které běžně plovou na vodní hladině, jako je například polyetyhlen a polypropen (Wang et al., 2016; Claessens et al., 2011).

4. Toxicita mikroplastů v životním prostředí

Díky velké molekulové velikosti jsou plasty považovány za biochemicky inertní materiály. Plastové fragmenty přítomné v mořském prostředí mohou však nést chemikálie s mnohem menší molekulovou velikostí. Tyto chemické látky mohou pronikat do buněk, chemicky reagovat s biologicky důležitými molekulami a mohou tak narušit endokrinní systém organismů. Endokrinní disruptory, například plastový konstituční monomer bisfenol A (BPA) a alkylfenolová aditiva vykazují estrogení účinky, zatímco některé ftalátové plastifikátory byly spojeny se sníženou produkcí testosteronu (Teuten et al., 2009). Chování plastů v mořském prostředí je různé. Kedzierski et al., 2018 prokázali, že různé typy plastů po určité době strávené v mořském ekosystému vykazují různé reakce. Konkrétně polyvinylchlorid (PVC) rychle uvolňuje estrogény a vykazuje adsorpční schopnosti vůči těžkým kovům. Biodegradovatelný plast, polybutyrát-adipát-tereftalátu (PBAT), degraduje ve vodě rychleji než PVC a rozkladné produkty mohou vykazovat vysokou estrogení aktivitu (Kedzierski et al., 2018). Široká škála biologických účinků byla zaznamenána u polychlorovaných bifenyly (PCB) ve spojitosti s plasty. Tyto škodlivé látky se na plastické částice vážou až ve vodním prostředí, kde s nimi přijdou do kontaktu (Teuten et al., 2009). Mato et al., (2002) potvrdil, že polyethylenové pelety adsorbují čtyřikrát více PCB než polypropylenové pelety, což podkládá fakt, že má polyethylen vyšší afinitu k hydrofobním sloučeninám.

4.1. Vliv na životní prostředí

Složení plastů a jejich souvislost s lidskou činností má za následek závažné dopady na fungování ekosystémů. Terestrické systémy nezískaly zatím dostatek vědecké pozornosti, ale ukazuje se, že kontaminace půdy mikroplasty může být 4 - 23 x vyšší než v oceánu. Přičemž pouhé zemědělské půdy mohou obsahovat více mikroplastů než oceán. Studie dokázala, že půdy u silničních komunikací a průmyslových oblastí kolem Sydney (Austrálie) obsahují 7 - 60 % (hmotnostních procent) mikroplastů (Fuller and Gautam, 2016). V půdě mohou mikroplasty setrávat více než 100 let díky podmínkám s nedostatkem světla a kyslíku. Interagují zde s půdní

faunou, která transportuje plastické mikročástice v horizontálním i vertikální směru. Konkrétně žížalám se v důsledku expozice mikroplastů strukturálně mění jejich kanálky, což má přímý vliv na funkci půdy a půdní agregaci. Je velmi pravděpodobné, že mikroplasty jsou hojně rozšířeny i v květenstvích různých druhů rostlin a mohou se tak dostávat po opylování i do komerčně prodáváného medu (de Souza Machado et al., 2018).

Velké množství mikroplastů vstupuje do plážových sedimentů a mění tak fyzikální vlastnosti těchto ekosystémů. Zvyšuje se průměrná velikost zrna, propustnost a snižuje se teplotní difuzivita. Sedimenty obsahující plastové částice se zahřívají pomaleji a dosahují nižších maximálních teplot. Vyšší propustnost má za důsledek nepřirozené vysychání dané lokality a ulehčuje odtok podzemní vody z pevniny do moře, což má negativní důsledky pro organismy žijící v intersticiálních prostorech pobřežních ekosystémů. Veškeré tyto změny mohou ovlivňovat řadu taxonů a jejich zárodky, jako jsou například vajíčka mořských želv, jejichž správný vývoj je závislý na určité teplotě. Plastové částice mohou vytvářet nová nepřirozená stanoviště pro organismy, což pak přímo ovlivňuje jejich početnost a možnost rozmnožování (Carson et al., 2011).

Zbytky z plastických hmot mohou také poskytnout plovoucí substráty na hladině pro mikrobiální kolonizaci, přepravu a následnou invazi těchto organismů na nepůvodní stanoviště (J. Wang et al., 2016). Mikroplasty, které nejsou zachyceny čistírnami odpadních vod a následně vstupují do vodních toků, mohou transportovat nebezpečné mikroby, které se na nich uchytí. Tímto způsobem následně ohrožují vodní prostředí zavlečením nadměrného množství mikrobiálních organismů, které pak mohou ohrožovat původní biotu (de Souza Machado et al., 2018).

4.2. Vliv na živé organismy

Transport kontaminantů z plastů do organismu může nastat několika cestami, nejčastěji inhalačně, perorálně nebo skrz pokožku. Hlavní zdrojová cesta se liší dle typu organismu a fyzikálně-chemických vlastností kontaminující látky. U mořských organismů však převládá přenos nebezpečných látek při požití plastu. Malé plovoucí plasty při hladině oceánu mylně zaměňují za potravu ryby i ptáci. Želvy pojídají plastové sáčky v domnění, že se jedná o jejich přirozenou kořist, medúzy (Teuten et al., 2009).

Díky své nízké hustotě, a tedy schopnosti plout na hladině, jsou mikroplasty přístupné pro velkou škálu organismů, kteří tyto plastické hmoty absorbují buď aktivně nebo pasivně. Ovlivňují nejen živočichy, kteří je přímo konzumují, ale i organismy konzumující již kontaminované jedince. Vzhledem ke skutečnosti, že plankton tvoří základ mořského potravního

řetězce, je endocytóza plastických nanočástic mikrofaunou velmi nebezpečný proces s dopadem na celý potravní řetězec (Andrady, 2011; J. Wang et al., 2016; Ivar Do Sul and Costa, 2014). Několik studií prováděných na rybách prokázalo bioakumulaci mikroplastů v tělech organismů s následným poškozením střev a změny metabolických procesů (Li, Liu, and Paul Chen, 2018).

Mikroplasty mohou negativně ovlivňovat životy živých organismů mechanicky, a to třeba zapletením či přímým požitím (Li, Liu, and Paul Chen, 2018). Bylo dokázáno, že více než 180 druhů organismů (želvy, ryby, mořští ptáci a savci) pohltí plastové zbytky. Plastové fragmenty jsou nacházeny v obsahu střev nejrůznější fauny. Mikroplasty v zažívacím traktu mohou blokovat potřebu nasycení, což pak vede paradoxně k vyhladovění postižených organismů. Také mohou bránit průchodu potravy střevním traktem. Poté, co jsou plasty organismy pozřeny se mohou akumulovat v jejich zažívacím traktu, výkalech, mohou být absorbovány do epiteliální výstelky střev fagocytózou nebo přemístěny do jiných tkání. Přesný pohyb mikroplastů uvnitř těl organismů není zatím znám (J. Wang et al., 2016; Teuten et al., 2009). POPs z mikroplastů v jejich trávicím traktu mohou nakonec vstoupit i do krevního řečiště a dosáhnout tak veškerých orgánů v těle a mít tak z následků fyziologické poškození organismu, které vede k neblahým účinkům na vývoj a reprodukci (Ivar Do Sul and Costa, 2014; de Souza Machado et al., 2018).

Lu et al. (2018) studovali in vivo vlivy mikroplastů na akumulaci kadmia v těle zebřičky (*Danio rerio*), známé sladkovodní rybě, a následné související chronické toxické účinky vyvolané kombinovanou expozicí kadmia a mikroplastů. Komplexní analýzy prokázaly, že přítomnost mikroplastů zvýšila toxicitu kadmia a kombinovaná expozice způsobila oxidativní poškození a zánět tkání. Tato studie potvrzuje chronické účinky na organismus, který je vystaven kombinované expozici mikroplastů a těžkých kovů.

Tkáňové koncentrace hydrofobních a těžce odbouratelných znečišťujících látek, jako jsou PCBs, se zvyšují prostřednictvím potravní sítě. Organismy vyšších trofických úrovní (např. mořští ptáci) jsou potom vystaveny vysokým koncentracím kontaminantů ze své kořisti (Teuten et al., 2009).

4.3. Vliv na lidské zdraví

Dosavadní závěry o vlivu mikroplastů na lidské zdraví vychází z výsledků studií z jiných oborů, které se zabývají toxicitou částic (nanotoxikologie, znečištění ovzduší atd.), jelikož nelze provádět přímé sledování vlivu těchto částic na člověka. Stejně jako u živých organismů jsou pro člověka velkým nebezpečím nejen samotné mikroplasty, ale také toxické látky, které se na ně váží. Tyto toxiny mohou působit velké zdravotní potíže (Li, Liu, and Paul Chen, 2018; Thompson et al., 2009).

Díky akumulaci plastových mikročastic v tělech veškerých vodních organismů je vystaven tomuto nebezpečí i člověk, a to přímo z potravin mořského původu. Vstup mikroplastických částic do lidského organismu je dokázán nálezem těchto částic v lymfatických uzlinách, v játrech a slezině. Hlavními vstupy do těla jsou skrz požití a inhalaci. Následně se tedy v gastrointestinálním traktu (GIT) a plicích mohou vyskytovat tyto plastické fragmenty, které jsou odsud aprotobovány či translokovány endocytózou do sekundárních cílových orgánů. V případě GIT se předpokládá vychytávání plastových částic v daných orgánech (játra, slezina). Mikroplasty pak způsobují zánětlivá onemocnění v okolních tkáních svého výskytu, což má za následek imunitní aktivaci makrofágů a produkci cytokinů (Prata, 2018).

Částice ve vzduchu mají neblahý vliv na respirační a kardiovaskulární systém, jelikož fragmenty dosahující maximálně 2,5 μm jsou z velké části zadržovány v plicích a mohou procházet skrz tkáňové epitely. Hlavní účinky toxicity částic je vytváření oxidativního stresu a následně vznik zánětu. Dále pak mohou potencionálně působit genotoxicky a způsobovat apoptózu a nekrózu, kterým pak může následovat poškození tkáně, fibróza a karcinogeneze. Látky vylučované z plastických mikrofragmentů přispívají k rozvoji zánětu dýchacích cest a rakoviny plic (Rist et al., 2018; Prata, 2018). Plastová mikrovlákná do velikosti 250 μm byla detekována u skoro 90 % případů biopsie plic (Pauly et al., 1998).

Vzhledem k velké velikosti molekul je plast považován za biochemicky inertní a neměl by být nebezpečný pro vodní živočichy a člověka. Více jak polovina plastů je však spojena s nebezpečnými monomery, aditivami a chemickými vedlejšími produkty. Polymerizační reakce jsou během výroby často nedokončeny a v produktech se tedy vyskytují zbytkové monomery jako je například vinylchlorid, bisfenol A (BPA), styren (využívaný při výrobě polystyrenu – PS) a další. Tyto látky mohou volně migrovat z plastových výrobků do kontaktních medií díky své nízké molekulové hmotnosti a kontaminovat tak například tekutiny uvnitř plastových nádob. Polystyren, polyvinylchlorid a polykarbonát uvolňují toxické monomery, které jsou spojeny s onkologickými a reprodukčními problémy u lidí a bezobratlých (Wang et al., 2016; Lithner, Larsson, and Dave, 2011).

Jak již bylo řečeno, BPA i styren jsou látky podezřelé z narušování endokrinního systému. Přičemž BPA je zatím jedna z mála chemických látek spojených s plasty, který je vědecky sledován. Jeho nálezy byly hlášeny v moči, krvi, mateřském mléce i vzorcích tkáně. Existuje stále více důkazů o existenci mnoha dalších látek, obsažených v plastech, které mohou negativně ovlivňovat lidské zdraví, přičemž expozice je v korelaci například s reprodukčním problémem (Rist et al., 2018). Vývojové anomálie, které se prokazují ovlivněním průběhu puberty, schopnosti reprodukce, těhotenství a dýchacích cest, způsobují také ftaláty. Ftaláty se rovněž nacházejí v moči a krevních vzorcích. Další skupina látek, přidávaných do plastů, jsou retardéry

hoření: polybromované difenyletery (PBDE), tetrabrombisfenol A (TBBPA). Bylo dokázáno, že PBDE i TBBPA narušují homeostázu štítné žlázy, PBDE navíc vykazuje také antiandrogenní účinek (Rist et al., 2018). Disperzní barviva z polyesterových a akrylových vláken se u lidí prokázaly jako příčina dermatitidy (Browne et al., 2011)

5. Detekce mikroplastů

S rostoucím zájmem o prozkoumání mikroplastů v životním prostředí se zvyšuje i počet možností způsobu vyhledávání těchto mikročástic. Po odběru vzorků následuje nejdříve jejich vyčištění a extrakce a poté se získané částice identifikují (Rocha-Santos and Duarte, 2015).

Následkem různého principu použitelných metod je často nemožné srovnání jejich výstupů. Hlavními příčinami těchto nesrovnalostí je především rozdíl: při určování nejnižších a nejvyšších hranic detekovaných fragmentů, citlivosti aplikované separační techniky a v samotném výběru techniky detekce (Van Cauwenberghe et al., 2015).

5.1. Metody separace

Stejně jako u vzorků sedimentů se k separaci plastických mikrofragmentů ze vzorků ve vodě používá hustotní flotace, filtrace, prosévání a elutriace (Rocha-Santos and Duarte, 2015). Důležitou roli hraje volba vhodné metody separace mikroplastů od analyzovaného vzorku. Při oddělování analytu od matrice se využívá fyzikálních a chemických vlastností zkoumaných látek, jako je hustota, elektrostatická síla, velikost, tvar a rozměr. Nejčastěji užívané metody extrakce jsou založeny na hustotní separaci kombinací fluidizace a flotace.

5.1.1. Hustotní flotace

Základní metoda k extrakci mikroplastů z anorganických sedimentů je založena na rozdílné hustotě částic konkrétního sedimentu a plastových partikulí (Lisbeth Van Cauwenberge et al, 2015). Hustota sedimentu nebo písku se pohybuje většinou kolem $2,65 \text{ g.cm}^{-3}$, můžeme tedy rozdíl hustot využít k oddělení lehčích mikroplastů od těžších částic sedimentu. Do vzorku sedimentu se přidává nasycený solný roztok (nejčastěji NaCl nebo NaI). Takto upravený vzorek se následně třepáním promíchá. Tím se sediment usadí na dno a na povrchu roztoku a v supernatantu zůstanou právě mikroplasty, které jsou připraveny ke snazšímu odebrání (Rocha-Santos and Duarte, 2015).

V roztoku chloridu sodného lze extrahovat pouze částice s nižší hustotou než $1,2 \text{ g.cm}^{-3}$, které plavou na vodní hladině (Van Cauwenberghe et al., 2015). Chlorid sodný je technickou skupinou pro mořský odpad MSFD (The Marine Strategy Framework Directive) doporučován vzhledem jeho nízké ceně a především díky jeho nízké zátěži životního prostředí. Je zde ovšem riziko podcenění obsahu mikroplastů v sedimentu, jelikož hustota NaCl je velmi nízká pro získání veškerých syntetických částic ze vzorku (Rocha-Santos and Duarte, 2015). NaCl je velmi běžným a nejméně finančně nákladným roztokem pro extrakci mikroplastů pouhým promícháním, avšak částice menší než 1 mm byly odděleny pouze ze 40 %. Kombinace fluidizace v roztoku NaCl a plavení v roztoku NaI vykazuje velmi dobré výtěžnosti extrakce a to až 99 % (Nuelle et al., 2014; Li, Liu, and Paul Chen, 2018).

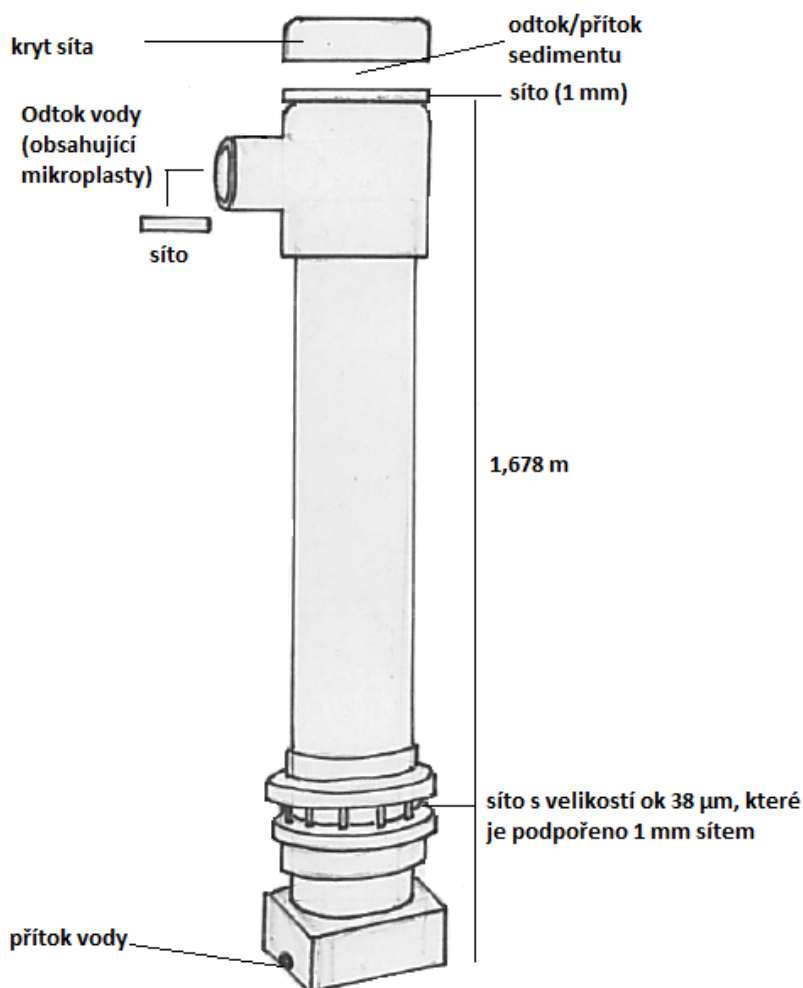
Aby mohla být odebrána širší škála mikročástic, je potřeba zvýšit hustotu zkoumaného roztoku. Lze využít různé koncentrace rozpuštěných solí; chlorid zinečnatý ($\text{ZnCl}_2 - 1.5-1.7 \text{ g cm}^{-3}$), jodid sodný ($\text{NaI}, 1.6-1.8 \text{ g cm}^{-3}$). Díky těmto modifikacím lze efektivně extrahovat i plasty s vysokou hustotou jako je polyvinylchlorid (PVC) nebo polyethylentereftalát (PET). Podcenění vlivu mikroplastů na životní prostředí je zajisté způsobeno i dlouhodobým opomíjením přítomnosti mikročástic těchto dvou významných umělých hmot, které tvoří skoro dvě desítky procent celkové světové poptávky po plastech (Van Cauwenberghe et al., 2015).

Nejčastějším vstupem mikroplastů do půdy jsou částice uvolněné z mulčovací fólie užívaných v zemědělství, které jsou vyrobené z polyethylenu (LDPE) a polypropylenu (PP). Vzhledem k tomu, že hustota těchto materiálů je menší než 1 g.cm^{-3} , je vhodné využívat k oddělení mikročástic od půdního sedimentu destilovanou vodu. Pokud hustota mikroplastických částic v půdě není známa lze využít i jiné roztoky s vysokou hustotou, jako je například roztok methanolu a dichlormethanu. Plovoucí částice půdní organické hmoty, mikroplastů a dalších nečistot se separují pomocí filtračního papíru. Následně je potřeba vzorek za zvýšených teplot vysušit (Zhang et al., 2018).

5.1.2. Elutriace

Dalším způsobem, jak detekovat mikroplasty v sedimentech funguje na principu elutriace. Přičemž elutriace je proces, který pomocí proudění plynu nebo kapaliny proti směru sedimentace odděluje lehčí částice od těžších. Na základě této metody Claessens et al. (2013) navrhli přístroj, který se skládá z plastového sloupku, který je opatřen ve spodní části sítím. Schéma tohoto zařízení je zobrazené na Obrázku 3. Vzorek sedimentu se přemístí do kolony promytím skrz síto kvůli odstranění velkých frakcí. Aby se zabránilo znečištění částicemi nebo vlákny transponovanými vzduchem, používá se krycí síto. Ze spodní části sloupce se začne

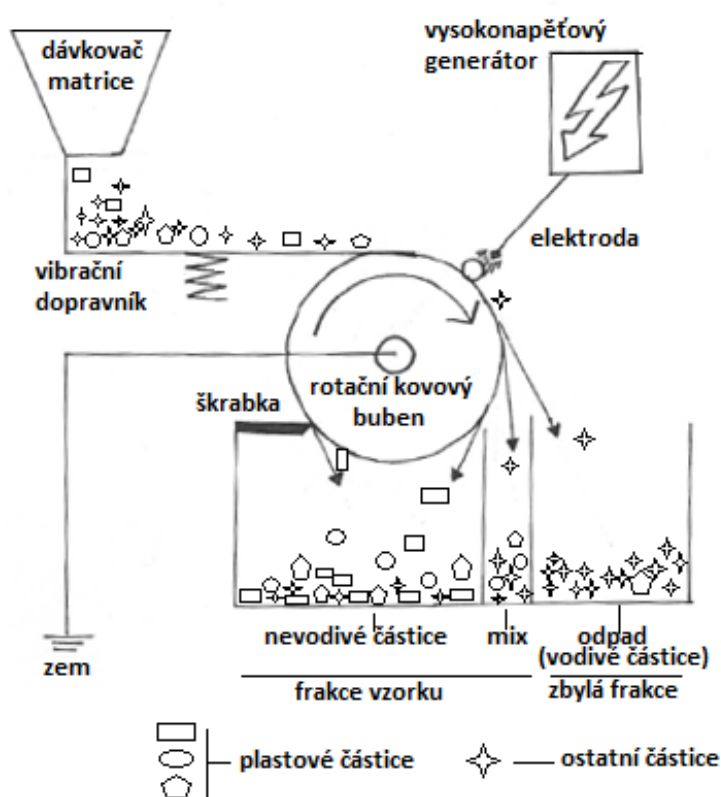
vytlačovat vodovodní voda a tím se vytvoří proudění vody ve válci směrem vzhůru. Během tohoto procesu se daný vzorek fluidizuje. Oddělní plastových částic od sedimentu je zajištěno provzdušňováním ve spodní části sloupce, kdy se provzdušňovací systém sestává ze tří velkých vzduchovacích kamenů. Kombinace průtoku vody a provzdušňování odděluje mikroplasty od částic sedimentu a následně se uchycují na sítu (lze zvolit samozřejmě libovolnou kombinaci sít dle potřeby). Průtok je zvolen tak, aby bylo dosaženo co nejefektivnější separace a minimální kontaminace vzorku pískem. Následně se zachycené částice na sítu podrobí extrakci s roztokem NaI v centrifugační zkumavce a zajistí se důkladné promíchání s použitím centrifugace. Horní vrstva se poté vakuově přefiltruje přes membránový filtr. Tento systém se několikrát opakuje k zajištění kompletního získání veškerých plastických částic ze vzorku sedimentu (Claessens et al., 2013).



Obrázek 3: Schéma elektrostatického odlučovače (upraveno dle: Claessens et al., 2013).

5.1.3. Metoda založená na principu elektrostatických vlastností

Felsing et al. (2018) přišel s novou metodou oddělování MPs od různých vzorků, která je založena na elektrostatických vlastnostech. Elektrostatické odlučovače Korona-Walzen-Scheider (KWS) se používají ke třídění plastů a jiných materiálu, například i při detekci kovů. Tento způsob separace je oproti ostatním metodám, jako jsou třeba metody založené na chemické hustotě, opravdu rychlý a nenáročný. Ovšem předpokladem pro užití této metody je pečlivé vysušení vzorků. Matrice se přes vibrační dopravník dostává do rotujícího kovového bubnu a následně do oblasti, kde je elektroda s elektrostatickým napětím až 35 kV (viz Obrázek 4).



Obrázek 4: Schéma elektrostatického odlučovače (upraveno dle: Felsing et al., 2018).

5.1.4. Vzduchová flotace

Zhou et al. (2018) při analýze vzorků půdy ve zkoumaných oblastech odebral první 2 cm profilu pomocí čisté lopaty z nerezové oceli. Vzorky mokrého sedimentu byly následně homogenizovány. Množství mikroplastů bylo stanoveno na hmotnost suchého vzorku půdy. Mikroplasty byly od půdy a sedimentů odděleny pomocí zařízení, které zajišťuje kontinuální

průtok. Samotná separace se sestává ze vzduchového přetlaku a mokrého síta na základě flotace vzduchem a separace hustoty za použití roztoku chloridu sodného.

5.1.5. Separace mikroplastů z tkání organismů

Při zkoumání akumulace mikroplastů v tělech živých organismů se k separaci z tkání užívají metody jedné či více kyselin. Jako nejvhodnější se prokázala kyselina dusičná (HNO_3) a kyselina chloristá (HClO_4) (Classens et al., 2013; Vandermeersch et al., 2015). Organismy jsou po určitou potřebnou dobu ponechány v destilované vodě, aby bylo zajištěno vyčištění střev. Odstranění veškerého materiálu ze střev je důležité pro pozdější optickou analýzu, která by přítomností např. písku mohla být znehodnocena (Claessens et al., 2013). Tělní materiál je ponechán působení kyselin přes noc v pokojové teplotě v uzavřené digestoři, aby se zabránilo kontaminaci vzorků vzdušnými vlákny. Kyselina chloristá je díky svým vlastnostem vhodná pro odstranění mastné části živočišné tkáně (Vandermeersch et al., 2015). Vzorky se nechají projít varem, zředí se deionizovanou vodou. Celý tento proces se opakuje, dokud není tkáň dostatečně destruována. Vzorek se přefiltruje, extrahované částice jsou vysušeny a opticky analyzovány za použití mikroskopu (Classens et al., 2013; Vandermeersch et al., 2015).

5.1.6. Vysokotlaká extrakce rozpouštědlem (PFE)

Další alternativní metodou získání mikročástic ze vzorku je vysokotlaká extrakce rozpouštědlem (pressurized fluid extraction = PFE). PFE je technika, využívající organická rozpouštědla v kapalném stavu při subkritických tlakových a teplotních podmínkách. U tohoto způsobu oddělení mikroplastů od vzorku se vyskytují nežádoucí dopady na získané částice, a to třeba změna morfologie mikroplastů po extrakci. Tato technika je běžně využívána při extrakci polutantů z půd, sedimentu a odpadů (Li, Liu, and Paul Chen, 2018; Fuller and Gautam, 2016).

5.2. Metody identifikace a kvantifikace

Je obtížné kvalifikovat a kvantifikovat mikroplasty ze složitých vzorků životního prostředí pomocí jedné analytické metody a je proto tedy výhodná kombinace hned několika metod (Li, Liu, and Paul Chen, 2018). Analýzu mikroplastů můžeme rozdělit obecně do dvou hlavních oblastí: dle morfologických a fyzikálních vlastností; a chemické kvantifikace

a charakterizace (Rocha-Santos and Duarte, 2015). Současné techniky kvantitativní a kvalitativní analýzy mikroplastů zahrnují Ramanovu spektroskopii, pyrolýzu ve spojení s plynovou chromatografií a infračervenou spektroskopii s Fourierovou transformací.

Zařazení mikročástic dle rozměrů závisí na zvolené metodě odebrání vzorku a separaci v důsledku velikosti sít a jemnosti filtru. Velikostní kategorie mohou být určeny dle síťové kaskády během separace nebo měření délky pomocí optické mikroskopie. Mnoho studií popisuje morfologické znaky zkoumaných mikroplastů určením tvaru a/nebo barvy za použití optické mikroskopie, jako je třeba stereomikroskopie. Stručný přehled metod je uveden v Tabulce 1.

Název metody	Metodika	Velikostní rozpětí	Výhody	Limitace
<i>Mikroskopická analýza</i>	Identifikace a kvantifikace ručně za pomoci mikroskopie.	Při identifikaci částic menší než mikrometr lze použít stereomikroskop.	Rychlé a nízkonákladová analýza vzorku, pokud se jedná o vzorky s relativně velkým množstvím větších plastových fragmentů.	Nemožná bližší specifikace vzorku, nutné zkombinovat s některou z identifikačních metod níže.
<i>FTIR</i>	Vzorky jsou vystaveny infračervenému záření s definovaným rozsahem a excitabilní vibrace závisí na plastové polymery mají specifická IR spektra se zřetelnými pásovými vzory.	Částice větší než 500 μm lze analyzovat metodou ATR-FTIR, menší do 20 mm mohou být analyzovány pomocí mikroskopu spojeného s FTIR.	Nedestruktivní technika, která je rychlá a poměrně spolehlivá. Nové automatické zobrazení FTIR (např. FPA - Focal Plane Array) umožňuje rychlé získání tisíc spekter v rámci jednoho měření, doba analýzy je tedy výrazně zkrácena.	Vzorky musí být IR aktivní, a pokud jsou menší než 20 μm nemusí poskytovat dostatečné reprodukovatelné výsledky. Potřebné specifické nástroje jsou finančně nákladné a je nutná odborná způsobilost. Detekce je ovlivněna environmentální matricí (např. tvorba biofilmu na polymeru), vzorek musí být nejdříve očištěn, aby se odstranila IR aktivní voda.
<i>Ramanova spektroskopie</i>	Interakce laserového záření s molekulami a atomy vzorku vedou k rozdílnému zpětnému záření.	Částice o velikosti větší než 1 μm . Jedná se o jedinou metodu, která je k dispozici pro částice v rozmezí 1 do 20 μm .	Mikroskopická vazba RS umožňuje analýzu částic o rozměrech 1 - 20 μm s vysokým prostorovým rozlišením a poměrně nízkou citlivostí vůči vodě. Pomocí RS lze analyzovat neprůhledné a tmavé částice. Výhodou je rychlost a automatický sběr a zpracování dat.	Biologické, an/oragincké nečistoty exitují velké interference fluorescence. Vzorek vyžaduje před analýzou čištění; je důležité získání veškerých parametrů pro tuto metodu (např. vlnová délka a výkon laseru). Automatické mapování mikro-RS se stále vyvíjí. Analýza RS je časově náročná.
<i>Skenovací elektronová spektroskopie</i>	Principem metody je interakce elektronového paprsku se vzorkem a měření sekundárních iontů.	Velikosti částic až do 1 μm .	Touto metodou lze získat výsledky s velmi dobrým rozlišením.	Nelze získat detailní specifické informace. Vzorky musí být analyzovány ve vakuu.
<i>Termoanalytické metody - např. pyrolýza GC/MS</i>	Analýza uvolněné plynné složky, po tepelném zpracování vzorku. Nejdříve se přenesou do kolony GC, která je připojena ke kvadrupólu MS. Spektra pyrolyzních produktů se pak porovnávají s databází běžných plastů.	Metoda je vhodná pro vzorky větší než 500 μm , kterými lze ručně manipulovat pomocí pinzety.	Vzorek lze analyzovat i společně s organickými plastovými aditivami v jedné fázi bez užití rozpouštědel a tím se zabrání kontaminaci vzorku. Metoda je citlivá a spolehlivá. Je k dispozici základní datová knihovna k porovnání naměřených dat.	Analýza probíhá vždy pouze po jedné částici s určitou hmotností. Databáze je prozatím dostupná pouze pro vybrané polymery, jako je PE a PP.

Tabulka 1: Přehled detekčních metod (Upraveno dle: Li et al., 2018).

5.2.1. Optická identifikace

Základní metodou detekce mikroplastů ve vzorku je optická identifikace ve filtračních koláčích pomocí mikroskopie. Částice určené jako mikroplasty jsou odděleny pomocí pinzety nebo síta z nerezové oceli a mědi. Tato metoda umožňuje získat strukturní informace o částicích. Charakteristiky jako je barva, tvar, povrchová struktura a jiné vlastnosti se využívají při oddělování mikroplastů od ostatních složek vzorku (Silva et al., 2018). Vizuální identifikace je rychlá, jednoduchá a levná technika. Ovšem tato metoda je dost nepřesná, jelikož je často velmi obtížné frakce plastů odlišit od zbytku nečistot ve vzorku (Rocha-Santos and Duarte, 2015). Jak potvrdil Dekiff et al. (2014), jedná se o velmi subjektivní a nespolehlivou metodu. Při jejich studii, tři nezávislí pozorovatelé měli separovat mikroplasty z totožného extraktu vzorku a byly získány tři různé kvantitativní výsledky (Dekiff et al., 2014). Výsledky vizuální analýzy jsou ovlivněny několika faktory: lidský faktor, kvalita mikroskopie a matrice vzorku (Li, Liu, and Paul Chen 2018).

5.2.2. Elektronová mikroskopie

Použití skenovací elektronové spektroskopie (SEM - scanning electron microscope) pro identifikaci mikroplastů poskytuje velmi kvalitní obrazy zkoumaných plastových částic. Spojení snímací elektronové spektroskopie s elektronickou závěrou diferenciálu (EDS), tedy EDS-SEM, poskytuje zobrazení elementárního složení plastových fragmentů, tedy uhlíkového řetězce od anorganických částic. Tato metoda je ovšem finančně i časově náročná. Nelze u SEM využívat identifikaci dle zabarvení a tak je tato analýza možná pouze pro specifické částice plastů (Shim, Hong, and Eo 2017; Rocha-Santos and Duarte 2015).

5.2.3. Ramanova spektroskopie

Ramanova spektroskopie je hojně využívaná technika při identifikaci mikroplastů. Tato metoda využívá rozptylu laserového paprsku. Laserový paprsek o dané vlnové délce se aplikuje na vzorek a následně se pozoruje interakce záření se vzorkem. Ramanova spektroskopie je schopna posoudit mikroplastické částice větší než 1 μm . Jedná se o nedestruktivní techniku. Hlavní limitací této metody je nepřesnost při analýze poškozených vzorků UV zářením, jelikož spektrum foto-degradovaného vzorku vykazuje nepřesné výsledky. Proto Silva et al. (2018) doporučuje zařazení spektra polymerů v různých fázích dekompozice do referenčních databází (Silva et al. 2018).

5.2.4. Infračervená spektroskopie s Fourierovou transformací - FTIR

FTIR (Fourier-transform infrared spectroscopy) se využívá pro kvalitativní analýzu mikroplastických částic. Infračervená spektroskopie je schopna analyzovat pouze vzorky větší než 10 μm . Pomocí infračervené spektroskopie s Fourierovou transformací (FTIR) lze identifikovat funkční skupiny přítomné v mikroskopických polymerech (Silva et al. 2018). Při analýze jsou mikroplastické částice ozařovány infračerveným paprskem s definovaným rozsahem vlnové délky a naměřená absorpce IR záření je specifická pro danou chemickou vazbu a strukturní motiv. Předpokladem IR absorpce je změna trvalého dipólového momentu chemické vazby a následné změny na rotačně vibračních stavech molekuly. Tato metoda využívá zejména k analýze molekul s funkčními skupinami, jako jsou karbonylové skupiny. FT-IR je nedestruktivní technika s velmi dobrou databází naměřených dat, které usnadňují identifikovat zkoumaný analyt. Existují tři různé režimy této metody: režim přenosu, odrazu a oslabení celkové odrazivosti (ATR - Attenuated Total Reflection) (Jingyi et al., 2017). Větší plastové vzorky ($> 500 \mu\text{m}$) lze analyzovat právě pomocí ATR-FTIR (infračervená spektroskopie s Fourierovou transformací s oslabením celkové odrazivosti) (Jingyi et al., 2017). Při použití ATR-FTIR existují dva možné způsoby měření; měření odrazivosti a propustnosti (Qiu et al., 2016).

Mikro-FTIR spektroskopie nám dává možnost vizualizace, mapování vzorku a sběru spektra pro menší typy polymerů. Analýzy lze provádět v režimu přenosu či odrazivosti. Mikro-ATR-FTIR spektroskopie velmi usnadňuje určení nejrůznějších mikroplastických částic. I přes velké finanční náklady zůstává tato technika v popředí nejpoužívanějších, nejspolehlivějších a dobře reprodukovatelných metod identifikace mikroplastů v životním prostředí (Rocha-Santos and Duarte, 2015; Claessens et al., 2011).

Harrison a kol. (2012) prokázal schopnost technik mikro-FTIR a reflexní mikro-FTIR spektroskopie pro analýzu molekulárního mapování a úspěšné detekce mikroplastů v sedimentech na základě využití jejich spektrální charakteristiky, bez nutné vizuální kontroly. Metodika této analýzy však závisí na heterogenitě vzorku, je tedy potřeba použití reprodukovatelné techniky pro sběr vzorků a separaci mikroplastických částic.

Techniky Ramanovy spektroskopie a FTIR jsou komplementární, tedy Ramanova spektroskopie může detekovat některé molekulární vibrace, které jsou IR neaktivní a naopak.

Ramanova spektroskopie s porovnáním s FTIR poskytuje lepší odezvu nepolárních symetrických vazeb. Zatímco FT-IR umožňuje jasnější identifikaci polárních skupin, čímž se tyto techniky doplňují. Navíc poskytuje Ramanova spektroskopie širší spektrální pokrytí a lepší rozlišení (Silva et al. 2018). Ovšem tyto techniky mohou být ovlivněny a ztíženy přítomností barviv, aditiv a připojených kontaminantů (Qiu et al., 2016).

Infračervená spektroskopie a Ramanova mikrospektroskopie jsou považovány za nejspolehlivější, ale zároveň i finančně nejnákladnější metody, které lze využít k identifikaci vlastností mikroplastů. Vzhledem k tomu, že se jedná o kvalitativní metody, nemohou identifikovat hmotnostní obsah těchto mikročástic (Zhang et al., 2018).

5.2.5. Pyr-GC-MS

Obecně při identifikaci mikroplastů se využívá určitých vlastností pro již definované polymery, jako je barva, tvar a specifická hustota. Výhodou těchto metod je nižší finanční náročnost, ovšem na úkor přesnosti výstupu. Mezi přesnější metody se řadí například pyrolýza-plynová chromatografie-hmotnostní spektrometrie (Pyr-GC-MS - Pyrolysis-gas chromatography-mass spectrometry) nebo výše zmíněné FTIR. Hidalgo-Ruiz a kol. potvrdili, že 70 % vizuálně předem určených částic nelze zařadit mezi plasty. Z tohoto důvodu je po vizuální identifikaci důležitá následná přesná chemická analýza vzorku (Rocha-Santos and Duarte, 2015). Pyr-GC-MS je destruktivní technika, která analyzuje produkty rozkladu mikročástic po tepelné degradaci v inertní atmosféře. Tyto rozkladné produkty jsou separovány za pomoci plynové chromatografie a charakterizovány hmotnostní spektrometrií. Tato technika je vhodná pro identifikaci typu polymeru. Do značné míry eliminuje potřebu předběžného zpracování vzorku, jelikož zkoumá přímo vzorek pevného polymeru (Silva et al., 2018). Nejdříve se analyzují nejběžnější standardní polymery k získání pyrogramové databáze. Tuto metodu lze využít nejen k analýze typu polymeru, ale mohou být analyzovány i organická aditiva plastů. Materiály analyzované touto metodou jsou však během analýzy destruovány a je znemožněna jejich další analýza (Qiu et al., 2016).

5.3. Případové studie analýzy reálných vzorků

5.3.1. Sedimenty

První zmínky o mikroplastech v sedimentech nalezneme v sedmdesátých letech minulého století, kdy byla prokázána přítomnost průmyslových plastových pelet na plážích Nového

Zélandu, v Kanadě, Bermudských ostrovech, Libanonu a Španělsku. Ve všech zmíněných oblastech se za hlavní zdroj považovaly lokální centra průmyslu, avšak vysoký výskyt těchto partikulí na pobřeží Bermudských ostrovů, kde nejsou přítomny žádné majoritní zdroje znečištění, dokazují významnost působení oceánských cirkulačních jevů (Van Cauwenberghe et al., 2015). Výskyt větších plastových frakcí na dně oceánů je způsoben především zanášením plovoucích kusů plastů, čímž se zvýší jejich hmotnost a hustota a následně klesají ke dnu (Van Cauwenberghe et al., 2013).

Studie, které lze aplikovat na zkoumání částic v sedimentech je mnoho. Některé jsou založené na vzorkových kvadrantech a získaná data jsou udávána v jednotkách plochy (m^2). Pokud se jedná o zkoumání v nějaké specifické hloubce, jsou výsledky uváděny v jednotkách na kubický metr (m^3). Převod mezi těmito metodami je možný v případě, že je známa hloubka zkoumané oblasti. Další širokou nabídkou je měření v závislosti na objemu (ml, l) nebo na hmotnosti (g, kg).

Claessence et al. (2011) zkoumali výskyt a distribuci mikroplastických fragmentů v sedimentech Belgického pobřeží. Předmětem porovnání byly pobřežní přístavy, pláže a sublitérální oblasti. Odebrané vzorky byly nejdříve extrahovány pomocí hustotní flotace, poté zkoumány pomocí binokulárního mikroskopu a na základě tvarů rozříděny do čtyř skupin: vlákna, granule, plastové filmy a kuličky. Každá skupina byla identifikována prostřednictvím infračervené spektroskopie s Fourierovou transformací. Plastové mikročástice byly ve velkých počtech nalezeny ve všech zmíněných oblastech. Nejvyšší koncentrace mikroplastů byla zjištěna v přístavech, kde koncentrace dosahovaly až 390 částic na kilogram suchého vzorku. Hlubkový profil sedimentů v této studii potvrdil celosvětový nárůst výroby plastických hmot.

5.3.2. Hlubkooceánské prostředí

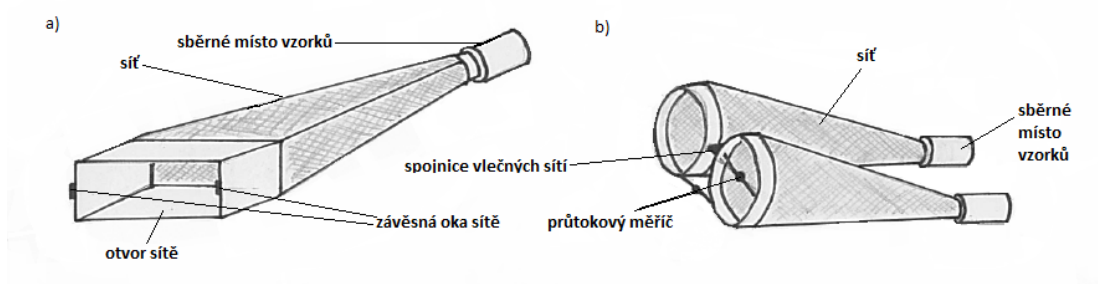
Fisher et al. (2015) prokázal, že dokonce i hlubkooceánské sedimenty obsahují mikroplasty, a to až 2000 částic na m^2 v hloubce 5000 m. Cauwenberghe et al. (2013) porovnávali vzorky z lokalit v Atlantském oceánu a Středozemním moři, kdy zahrnuli i místa reprezentující nedotčené prostředí. I v těchto odlehlých oblastech byla prokázána prezence znečišťujících mikroplastických částic. Ihned po odebrání vzorků z oceánského dna byly částice dále analyzovány. Vzorky byly prosety za mokrého stavu několika typy sít. Frakce, která zůstala na sítu po druhém přesetí, byla použita pro další extrakci s použitím hustotní flotace za využití hustoty jodidu sodného. Kompletní detekce byla prováděna za neutrálních podmínek, tedy v čisté digestoři a veškeré nástroje byly očištěny deionizovanou vodou. Dále proběhla analýza potencionálních mikroplastických částic pomocí Ramanovy spektroskopie.

Za pouhých šedesát let výroby plastů, je těmito částicemi zasažena většina mořských stanovišť, a to včetně i těch nejméně dotčených prostředí světového oceánu (Bergmann and Klages, 2012).

5.3.3. Vodné prostředí

Díky své nízké hustotě mají mikroplasty tendenci plavat na hladině, čehož se využívá při odebrání vzorků obsahující mikroplasty ve vodě. Řadíme sem použití vlečných sítí pro povrchové vody („Neutson“ síť – viz Obrázek 5), jejichž výhoda je, že se pokryje velká oblast odběru vzorků při sníženém objemu. Při odběru se používá průtokoměr k zajištění dat ohledně celkového objemu analyzované vody. Nejběžnější hustota výpletu sítí se pohybuje okolo 333 – 335 μm , přičemž při použití sítě s jinak velkými otvory se může různit sesbírané množství mikroplastů (Rocha-Santos and Duarte, 2015). Pro odběr vzorků ze středně hlubokých vod jsou vhodné bongo sítě, jejichž schéma znázorňuje Obrázek 5. Hloubkových vlečných sítí a pomocí plavidel se mikroplasty odebírají v povrchových a středně hlubokých vodách (Li, Liu, and Paul Chen 2018).

Množství mikroplastů ve vodě se liší dle lokality a nálezy dle nejnovějších studií jsou až 1 milion kusů na metr krychlový (Li, Liu, and Paul Chen 2018). Cai et al. (2018) v Jihočínském moři při své studii detekovali velké množství mikroplastů, až 92 % počtu analyzovaných mikroplastických částic byly menší než 0,3 mm a obsahovaly 21 typů polymerů. Vzorky byly odebrány za použití bongo sítí a následně detekovány infračervenou spektroskopií s Fourierovou transformací. Studie došla k závěru, že hlavním vstupem mikroplastů do Jihočínského moře je řeka Pearl River v zátocě Ču-t'iang-žou.



Obrázek 5: Typy sítí pro odebrání vzorků z vodného prostředí: a) neutson síť a b) bongo síť (Upraveno dle: Silva, et al. 2018).

5.3.4. Půda

Půdy se skládají z mnoha různých složek, které mají širokou škálu hodnot hustoty v důsledku různých koncentrací půdní organické hmoty (SOM-soil organic matter), písku, jílu, bahna a organických částic. Některé částice SOM jsou hustotně podobné mikroplastům, což vede k problémům při snaze o separaci mikroplastů od půdy. Metoda identifikace mikroplastických částic v půdě musí být přizpůsobena různorodosti půdních typů a druhů (Zhang et al., 2018).

Podobně jako u sedimentů je vhodné detekovat mikroplasty v půdě za použití opakované flotace vzorku. Zhang et al. (2018) při extrakci mikroplastů s nízkou hustotou (polyethylen a polypropylen) z půdních vzorků zvolili metodu hustotní flotace s užitím destilované vody. Separované částice byly identifikovány po zahřátí a následná kvantifikace probíhala pomocí mikroskopu. Po vystavení vzorku teple se mikroplasty roztavily a přeměnily se na průhledné fragmenty, na rozdíl od zbylých částic. Ke kvantitativní analýze mikroplastů je vhodné porovnání fotografií pořízených pod mikroskopem před a po zahřátí vzorku. Výsledky ukázaly, že tato metoda extrakce byla účinná s aproximací až 90 %.

5.3.5. Živé organismy

Je prokázána akumulace mikroplastických částic v tělech různých mořských druhů, od zooplanktonu až po velké mořské živočichy (Andrady, 2011). Při detekci mikroplastů z živých organismů se využívá trávení měkké tkáně organismu buď kyselinou, bází, oxidačním činidlem či jejich specifickou směsí, dále pak filtrací a následnou mikroskopickou analýzou (Claessens et al., 2013).

Jako modelový druh pro extrakci mikroplastů z měkkých tkání živočichů použil Claessens et al. (2013) modrou slávkou *Mytilus edulis*, jakožto představitele filtrátora. Při digesci se nejvíce osvědčila metoda využívající kyselinu dusičnou (HNO_3 22,5 M) při pokojové teplotě. Vandermeersch et al. (2015) extrahoval mikroplasty z těl slávek za použití destrukce směsí kyseliny dusičné a kyseliny chloristé v poměru 4:1, pro co nejefektivnější trávení živočišné tkáně.

6. Závěr

Hlavním důraz by měl být při studiu mikroplastů kladen především na synchronizaci detekčních a extrakčních metod. Vzhledem k jejich neustálému rozvoji je zapotřebí sjednocení a standardizace výstupních dat a závěrů pro lepší pochopení distribuce a množství mikroplastů v životním prostředí. Nejefektivnějším a nejvíce užívaným atributem je v současné době hustota, kdy se pracuje s rozdílnými hodnotami hustoty zkoumaných částic.

Dalším velkým problémem nynějšího výzkumu mikroplastů jsou nerealistické podmínky, při studii vlivu mikroplastů na životní prostředí. V laboratorních podmínkách jsou krátkodobě sledovány vyšší koncentrace, než s jakými se reálně setkáváme. Mikroplasty jsou od začátku své existence vystavovány degradaci díky vnějším vlivům, což způsobuje jejich následnou mnohotvárnost a velikost. Tyto specifické vlastnosti jsou u experimentálních studií nedostatečně zohledněny. Je potřeba tedy vytvořit, co nejméně laboratorní podmínky a poté vyhodnocovat relevantní hodnoty, kterým jsme těmito mikročásticemi v životním prostředí opravdu vystaveni. Vědecké studie by se měly začít více zaměřovat i na zcela neprozkoumané vlastnosti nanoplastů, kterým se doposud nevěnovala náležitá pozornost. Stále je mnoho nezodpovězených otázek ohledně těchto nanoplastických částic. Zda mají podobné vlastnosti jako mikroplasty nebo nejsou tyto vlastnosti díky jejich další fragmentaci již tak zásadní. Není jasné, zda jsou jejich součástí ještě přídatná aditiva nebo jestli na svém povrchu adsorbují organické polutanty a těžké kovy.

Vzhledem k perzistenci a neobjevení prozatím vhodné metody k odstranění mikroplastů ze životního prostředí lze očekávat v budoucnosti nevyhnutelné navýšení kvantity plastických mikro- a nano- částic ve všech ekosystémech. Pro udržitelný rozvoj životního prostředí je tedy žádoucí omezení vstupu mikroplastických a nanoplastických částic do životního prostředí, ať se jedná o primární zdroje jako jsou přípravky osobní péče či syntetické textilie nebo sekundární zdroje způsobené vlivem nadměrného využívání plastických hmot a následně jejich nedokonalé zpracování jako odpadu.

7. Zdroje

Allredge, A.L., Silver, M.W. (1988). Characteristics, dynamics and significance of marine snow. *Progress in Oceanography*, 20, 41–82. [https://doi.org/10.1016/0079-6611\(88\)90053-5](https://doi.org/10.1016/0079-6611(88)90053-5)

Andrady, A. L. (2011). Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 62(8), 1596–1605. <http://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.05.030>

Andrady, A. L., & Neal, M. A. (2009). Applications and societal benefits of plastics. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364(1526), 1977–1984. <http://doi.org/10.1098/rstb.2008.0304>

Andrady, A. L., & Neal, M. A. (2009). Applications and societal benefits of plastics. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364(1526), 1977–1984. <http://doi.org/10.1098/rstb.2008.0304>

Barnes, D. K. A., Galgani, F., Thompson, R. C., & Barlaz, M. (2009). Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364(1526), 1985–1998. <http://doi.org/10.1098/rstb.2008.0205>

Bergmann, M., & Klages, M. (2012). Increase of litter at the Arctic deep-sea observatory HAUSGARTEN. *Marine Pollution Bulletin*, 64(12), 2734–2741. <http://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.09.018>

Browne, M. A., Crump, P., Niven, S. J., Teuten, E., Tonkin, A., Galloway, T., & Thompson, R. (2011). Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: Sources and sinks. *Environmental Science and Technology*, 45(21), 9175–9179. <http://doi.org/10.1021/es201811s>

Browne, M. A., Galloway, T. S., & Thompson, R. C. (2010). Spatial Patterns of Plastic Debris along Estuarine Shorelines. *Environmental Science & Technology*, 44(April), 3404–3409. <http://doi.org/10.1021/es903784e>

Cai, M., He, H., Liu, M., Li, S., Tang, G., Wang, W., ... Cen, Z. (2018). Science of the Total Environment Lost but can't be neglected: Huge quantities of small microplastics hide in the South China Sea. *Science of the Total Environment*, 633, 1206–1216. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.197>

Carson, H. S., Colbert, S. L., Kaylor, M. J., & McDermid, K. J. (2011). Small plastic debris changes water movement and heat transfer through beach sediments. *Marine Pollution Bulletin*, 62(8), 1708–1713. <http://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.05.032>

Claessens, M., Meester, S. De, Landuyt, L. Van, Clerck, K. De, & Janssen, C. R. (2011). Occurrence and distribution of microplastics in marine sediments along the Belgian coast. *Marine Pollution Bulletin*, 62(10), 2199–2204. <http://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.06.030>

Claessens, M., Van Cauwenberghe, L., Vandegehuchte, M. B., & Janssen, C. R. (2013). New techniques for the detection of microplastics in sediments and field collected organisms. *Marine Pollution Bulletin*, 70(1–2), 227–233. <http://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.03.009>

- De Falco, F., Gullo, M. P., Gentile, G., Di Pace, E., Cocca, M., Gelabert, L., ... Avella, M. (2018). Evaluation of microplastic release caused by textile washing processes of synthetic fabrics. *Environmental Pollution*, 236, 916–925. <http://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.10.057>
- de Souza Machado, A. A., Kloas, W., Zarfl, C., Hempel, S., & Rillig, M. C. (2018). Microplastics as an emerging threat to terrestrial ecosystems. *Global Change Biology*, 24(4), 1405–1416. <http://doi.org/10.1111/gcb.14020>
- Dekiff, J. H., Remy, D., Klasmeier, J., & Fries, E. (2014). Occurrence and spatial distribution of microplastics in sediments from Norderney. *Environmental Pollution*, 186, 248–256. <http://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.11.019>
- Felsing, S., Kochleus, C., Buchinger, S., Brennholt, N., Stock, F., & Reifferscheid, G. (2018). A new approach in separating microplastics from environmental samples based on their electrostatic behavior. *Environmental Pollution*, 234, 20–28. <http://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.11.013>
- Fendall, L. S., & Sewell, M. A. (2009). Contributing to marine pollution by washing your face: Microplastics in facial cleansers. *Marine Pollution Bulletin*, 58(8), 1225–1228. <http://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.04.025>
- Fischer, V., Elsner, N. O., Brenke, N., Schwabe, E., & Brandt, A. (2015). Plastic pollution of the kuril-kamchatka trench area (NW pacific). *Deep-Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 111, 399–405. <http://doi.org/10.1016/j.dsr2.2014.08.012>
- 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. *Marine Pollution Bulletin*, 85(1), 156–163. <http://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.06.001>
- Fuller, S., & Gautam, A. (2016). A Procedure for Measuring Microplastics using Pressurized Fluid Extraction. *Environmental Science and Technology*, 50(11), 5774–5780. <http://doi.org/10.1021/acs.est.6b00816>
- Gigault, J., Halle, A. ter, Baudrimont, M., Pascal, P. Y., Gauffre, F., Phi, T. L., ... Reynaud, S. (2018). Current opinion: What is a nanoplastic? *Environmental Pollution*, 235, 1030–1034. <http://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.01.024>
- Harrison, J. P., Ojeda, J. J., & Romero-González, M. E. (2012). The applicability of reflectance micro-Fourier-transform infrared spectroscopy for the detection of synthetic microplastics in marine sediments. *Science of the Total Environment*, 416, 455–463. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.11.078>
- Hong, S. H., Shim, W. J., & Hong, L. (2017). Methods of analysing chemicals associated with microplastics: A review. *Analytical Methods*, 9(9), 1361–1368. <http://doi.org/10.1039/c6ay02971j>
- Hopewell, J., Dvorak, R., & Kosior, E. (2009). Plastics recycling: Challenges and opportunities. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364(1526), 2115–2126. <http://doi.org/10.1098/rstb.2008.0311>

Cheung, P. K., & Fok, L. (2016). Evidence of microbeads from personal care product contaminating the sea. *Marine Pollution Bulletin*, 109(1), 582–585. <http://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.05.046>

Cheung, P. K., & Fok, L. (2017). Characterisation of plastic microbeads in facial scrubs and their estimated emissions in Mainland China. *Water Research*, 122, 53–61. <http://doi.org/10.1016/j.watres.2017.05.053>

Ivar Do Sul, J. A., & Costa, M. F. (2014). The present and future of microplastic pollution in the marine environment. *Environmental Pollution*, 185, 352–364. <http://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.10.036>

Kedzierski, M., D’Almeida, M., Magueresse, A., Le Grand, A., Duval, H., César, G., ... Le Tilly, V. (2018). Threat of plastic ageing in marine environment. Adsorption/desorption of micropollutants. *Marine Pollution Bulletin*, 127(January), 684–694. <http://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.12.059>

Li, J., Liu, H., & Paul Chen, J. (2018). Microplastics in freshwater systems: A review on occurrence, environmental effects, and methods for microplastics detection. *Water Research*, 137, 362–374. <http://doi.org/10.1016/j.watres.2017.12.056>

Lithner, D., Larsson, A., & Dave, G. (2011). Environmental and health hazard ranking and assessment of plastic polymers based on chemical composition. *Science of the Total Environment*, 409(18), 3309–3324. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.04.038>

Lu, K., Qiao, R., An, H., & Zhang, Y. (2018). Influence of microplastics on the accumulation and chronic toxic effects of cadmium in zebrafish (*Danio rerio*). *Chemosphere*, 202, 514–520. <http://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.03.145>

Moore, C. J. (2008). Synthetic polymers in the marine environment: A rapidly increasing, long-term threat. *Environmental Research*, 108(2), 131–139. <http://doi.org/10.1016/j.envres.2008.07.025>

Napper, I. E., Bakir, A., Rowland, S. J., & Thompson, R. C. (2015). Characterisation, quantity and sorptive properties of microplastics extracted from cosmetics. *Marine Pollution Bulletin*, 99(1–2), 178–185. <http://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.07.029>

Nuelle, M. T., Dekiff, J. H., Remy, D., & Fries, E. (2014). A new analytical approach for monitoring microplastics in marine sediments. *Environmental Pollution*, 184, 161–169. <http://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.07.027>

Pauly, J.L., Stegmeier, S.J., Allaart, H.A., Cheney, R.T., Zhang, P.J., Mayer, A.G., Streck, R.J., (1998). Inhaled cellulosic and plastic fibers found in human lung tissue. *Cancer Epidemiology, Biomarkers Prev*, 7(May), 419–428.

Prata, J. C. (2018). Airborne microplastics: Consequences to human health? *Environmental Pollution*, 234, 115–126. <http://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.11.043>

Prokopová Irena: Makromolekulární chemie [online]. Version 1.0. Praha : VŠCHT Praha, 2007 [cit. 2018-03-14]. P. 013. Available from [www: <http://vydavatelstvi.vscht.cz/knihy/uid_isbn-978-80-7080-662-3/pages-img/013.html>](http://vydavatelstvi.vscht.cz/knihy/uid_isbn-978-80-7080-662-3/pages-img/013.html). ISBN 978-80-7080-662-3

Qiu, Q., Tan, Z., Wang, J., Peng, J., Li, M., & Zhan, Z. (2016). Extraction, enumeration and identification methods for monitoring microplastics in the environment. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 176, 102–109. <http://doi.org/10.1016/j.ecss.2016.04.012>

Rist, S., Carney Almroth, B., Hartmann, N. B., & Karlsson, T. M. (2018). A critical perspective on early communications concerning human health aspects of microplastics. *Science of the Total Environment*, 626, 720–726. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.092>

Rocha-Santos, T., & Duarte, A. C. (2015). A critical overview of the analytical approaches to the occurrence, the fate and the behavior of microplastics in the environment. *TrAC - Trends in Analytical Chemistry*, 65, 47–53. <http://doi.org/10.1016/j.trac.2014.10.011>

Rücker, C., & Kümmerer, K. (2015). Environmental chemistry of organosiloxanes. *Chemical Reviews*, 115(1), 466–524. <http://doi.org/10.1021/cr500319v>

Rueggeberg, F. A. (2002). From vulcanite to vinyl, a history of resins in restorative dentistry. *Journal of Prosthetic Dentistry*. <http://doi.org/10.1067/mpr.2002.123400>

Shim, W. J., Hong, S. H., & Eo, S. E. (2017). Identification methods in microplastic analysis: A review. *Analytical Methods*, 9(9), 1384–1391. <http://doi.org/10.1039/c6ay02558g>

Silva, A. B., Bastos, A. S., Justino, C. I. L., da Costa, J. P., Duarte, A. C., & Rocha-Santos, T. A. P. (2018). Microplastics in the environment: Challenges in analytical chemistry - A review. *Analytica Chimica Acta*, 1017, 1–19. <http://doi.org/10.1016/j.aca.2018.02.043>

Teuten, E. L., Saquing, J. M., Knappe, D. R. U., Barlaz, M. A., Jonsson, S., Björn, A., ... Takada, H. (2009). Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364(1526), 2027–2045. <http://doi.org/10.1098/rstb.2008.0284>

Thompson, R. C., Moore, C. J., vom Saal, F. S., & Swan, S. H. (2009). Plastics, the environment and human health: current consensus and future trends. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364(1526), 2153–2166. <http://doi.org/10.1098/rstb.2009.0053>

Van Cauwenberghe, L., Devriese, L., Galgani, F., Robbins, J., & Janssen, C. R. (2015). Microplastics in sediments: A review of techniques, occurrence and effects. *Marine Environmental Research*, 111, 5–17. <http://doi.org/10.1016/j.marenvres.2015.06.007>

Van Cauwenberghe, L., Vanreusel, A., Mees, J., & Janssen, C. R. (2013). Microplastic pollution in deep-sea sediments. *Environmental Pollution*, 182, 495–499. <http://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.08.013>

Vandermeersch, G., Van Cauwenberghe, L., Janssen, C. R., Marques, A., Granby, K., Fait, G., ... Devriese, L. (2015). A critical view on microplastic quantification in aquatic organisms. *Environmental Research*, 143, 46–55. <http://doi.org/10.1016/j.envres.2015.07.016>

Verschoor, A.J. (2015). Towards a definition of microplastics. Available from: <https://rivm.openrepository.com/rivm/bitstream/10029/575986/3/2015-0116.pdf>

Wang, F., Wong, C. S., Chen, D., Lu, X., Wang, F., & Zeng, E. Y. (2018). Interaction of toxic chemicals with microplastics: A critical review. *Water Research*, 139, 208–219. <http://doi.org/10.1016/j.watres.2018.04.003>

Wang, J., Tan, Z., Peng, J., Qiu, Q., & Li, M. (2016). The behaviors of microplastics in the marine environment. *Marine Environmental Research*, 113, 7–17. <http://doi.org/10.1016/j.marenvres.2015.10.014>

Zhang, S., Yang, X., Gertsen, H., Peters, P., Salánki, T., & Geissen, V. (2018). A simple method for the extraction and identification of light density microplastics from soil. *Science of the Total Environment*, 616–617, 1056–1065. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.213>

Zhou, Q., Zhang, H., Fu, C., Zhou, Y., Dai, Z., Li, Y., ... Luo, Y. (2018). The distribution and morphology of microplastics in coastal soils adjacent to the Bohai Sea and the Yellow Sea. *Geoderma*, 322(February), 201–208. <http://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.02.015>

Biobased plastics. European bioplastics [online]. 2016 [cit. 2018-07-30]. Dostupné z: <http://www.european-bioplastics.org/bioplastics/materials/biobased/>

Biodegradable plastics. European bioplastics [online]. 2016 [cit. 2018-07-30]. Dostupné z: <http://www.european-bioplastics.org/bioplastics/materials/biodegradable/>

British Plastic Federation [online]. 2018, [cit. 2018-07-24]. Dostupné z: http://www.bpf.co.uk/plastipedia/plastics_history/Default.aspx

European Commission. A EUROPEAN STRATEGY FOR PLASTICS IN A CIRCULAR ECONOMY [online]. 2018 [cit. 2018-05-20]. Dostupné z: https://ec.europa.eu/commission/publications/factsheets-european-strategy-plastics-circular-economy_en

History of plastics. PlasticsEurope [online]. 2016 [cit. 2018-06-28]. Dostupné z: <https://www.plasticseurope.org/en/about-plastics/what-are-plastics/history>

How plastics are made. PlasticsEurope [online]. 2016 [cit. 2018-06-28]. Dostupné z: <https://www.plasticseurope.org/en/about-plastics/what-are-plastics/how-plastics-are-made>

Polyolefins. PlasticsEurope [online]. 2016 [cit. 2018-06-28]. Dostupné z: <https://www.plasticseurope.org/en/about-plastics/what-are-plastics/large-family/polyolefins>

Polystyrene. PlasticsEurope [online]. 2016 [cit. 2018-06-29]. Dostupné z: <https://www.plasticseurope.org/en/about-plastics/what-are-plastics/large-family/polystyrene>

Polyurethanes. PlasticsEurope [online]. 2016 [cit. 2018-06-29]. Dostupné z: <https://www.plasticseurope.org/en/about-plastics/what-are-plastics/large-family/polyurethanes>

Trideniodpadu.cz [online]. 2018, [cit. 2018-07-25]. Dostupné z: <https://www.trideniodpadu.cz/plasty>

What are plastics?. PlasticsEurope [online]. 2016 [cit. 2018-06-28]. Dostupné z: <https://www.plasticseurope.org/en/about-plastics/what-are-plastics>