

# SS02030008 CENTRUM ENVIRONMENTÁLNÍHO VÝZKUMU: Odpadové a oběhové hospodářství a environmentální bezpečnost (CEVOOH)

## WP 1.B Nové druhy odpadů a technologií

### Souhrnná výzkumná zpráva 1.B.3.1 *Analýza problematiky mikroplastů v ČR*



Reportovací období: 2021–2025

Autoři: RNDr. Jana Načeradská, Ph.D. (ÚŽP, PŘF UK), RNDr. Ivana Kopecká, Ph.D. (ÚŽP, PŘF UK),  
prof. RNDr. Tomáš Cajthaml, Ph.D. (ÚŽP, PŘF UK), Ing. Michal Šyc, Ph.D. (ÚCHP AV ČR, v. v. i.)

Kontaktní osoba: Ing. Michal Šyc, Ph.D., [syc@icpf.cas.cz](mailto:syc@icpf.cas.cz), tel: +420 220 390 286

Garant MŽP: Ing. Vlastislav Kotrč, [Vlastislav.Kotrc@mzp.gov.cz](mailto:Vlastislav.Kotrc@mzp.gov.cz), tel: +420 267 122 168

Datum vypracování: 12/2025

T A  
Č R

Projekt SS02030008 **Centrum environmentálního výzkumu: Odpadové a oběhové hospodářství a environmentální bezpečnost (CEVOOH)** je financován se státní podporou Technologické agentury ČR a Ministerstva životního prostředí ČR v rámci **Programu Prostředí pro život**.

## Obsah

Shrnutí .....	4
1 Úvod .....	5
1.1 Cíle a struktura zprávy .....	6
2 Vymezení pojmu mikroplasty a jejich dělení .....	7
3 Složení mikroplastů .....	8
4 Vliv mikroplastů na životní prostředí a lidské zdraví .....	13
4.1 Expozice člověka mikroplastům .....	14
4.2 Toxicita mikroplastů .....	16
5 Zdroje mikroplastů v životním prostředí .....	22
5.1 Otěr pneumatik .....	25
5.2 Syntetické textilie .....	25
5.3 Čistírny odpadních vod a čistírenské kaly .....	26
5.4 Spalovny komunálního odpadu .....	30
5.5 Barvy a nátěry .....	30
5.6 Cesty šíření mikroplastů v prostředí .....	30
6 Výskyt mikroplastů v jednotlivých složkách životního prostředí ČR .....	34
6.1 Vodní prostředí .....	34
6.2 Odpadní vody a čistírenské kaly .....	44
6.3 Sedimenty .....	46
6.4 Půda .....	47
6.5 Další matrice .....	49
7 Dostupné metody vzorkování a analýzy mikroplastů .....	49
7.1 Doporučení při práci se vzorky pro analýzu mikroplastů .....	50
7.2 Metody vzorkování .....	51
7.2.1 Metody vzorkování vod .....	51
7.2.2 Metody vzorkování sedimentů .....	51
7.2.3 Metody vzorkování půd .....	52
7.2.4 Metody vzorkování biologických matric .....	52
7.3 Příprava vzorků pro analýzu .....	52
7.3.1 Filtrace .....	52
7.3.2 Hustotní separace .....	53
7.3.3 Prosévání .....	54
7.3.4 Digesce .....	54
7.4 Metody analýzy mikroplastů .....	55
7.4.1 Zobrazovací metody .....	55

7.4.2	Spektroskopické metody .....	56
7.4.3	Termoanalytické metody .....	57
7.5	Metodika pro měření mikroplastů ve vodě určené k lidské spotřebě .....	59
8	Technologie pro záchyt a destrukci mikroplastů.....	60
8.1	Záchyt z dešťového odtoku .....	60
8.2	Záchyt v čistírnách odpadních vod .....	60
8.3	Odstraňování mikroplastů při úpravě pitné vody .....	62
8.4	Pokročilé metody odstraňování mikroplastů .....	62
9	Legislativa a řízení mikroplastového znečištění v EU a ČR .....	64
10	Doporučení předcházení vzniku mikroplastů a jejich úniku do životního prostředí.....	69
11	Doporučení pro další výzkum a monitoring .....	70
12	Literatura .....	73

## Shrnutí

Mikroplasty jsou syntetické polymerní částice o rozměrech 1 µm až 5 mm, tvořené organickými polymery a přídatnými látkami (aditivy), jsou nerozpustné a zpravidla odolné vůči rozkladu, zejména biochemickému a biologickému.

Mikroplasty jsou nacházeny ve všech složkách životního prostředí a v organismech včetně člověka. Vzhledem k předpokládané rostoucí celosvětové produkci plastů a pokračující fragmentaci již vytvořeného plastového odpadu bude jejich environmentální zátěž i expozice člověka narůstat. V rámci ČR jsou jejich zdroje, toky v prostředí a množství v prostředí velmi málo zmapovány.

Podle odhadů člověk přijme potravou, tekutinami a vzduchem řádově desítky až stovky tisíc mikroplastových částic ročně.

Byla zdokumentována řada negativních důsledků přítomnosti mikroplastů na složky životního prostředí a organismy. Např. vliv na strukturu a vlastnosti půdy, činnost půdních organismů, růst rostlin, u organismů fyzické poškození tkání, oxidační stres, zánětlivé reakce, narušení buněčných funkcí, dýchací potíže, poškození žaber a filtračních aparátů, ucpávání a změny fyziologie gastrointestinálního traktu a další. Negativní účinky mikroplastových částic na zdraví organismů jsou spojovány také s přítomností a uvolňováním aditiv plastů a dále se sorpcí chemických kontaminantů z prostředí na tyto částice.

Zdroji primárních plastů jsou plastové částice záměrně přidávané do výrobků (kosmetiky, detergentů, abraziv, nátěrů apod.). Největšími zdroji sekundárních mikroplastů (jejichž přísun do prostředí převažuje nad primárními) jsou pak částice z barev a nátěrů, opotřebením pneumatik, plastové pelety, nezpracovaný plastový odpad, praní syntetických textilií, používání geotextilií, používání plastových materiálů v zemědělství a rybářství, spalování odpadu apod.

Mezi hlavními transportními toky mikroplastů v prostředí jsou odpadní vody, použití čistírenských kalů na zemědělské půdě, atmosférická depozice a srážkový odtok z urbanizovaných území, pozemních komunikací a zemědělské půdy.

Výskyt a toky mikroplastů ve složkách životního prostředí v České republice jsou prozkoumány jen velmi okrajově. Několik málo studií sledovalo výskyt mikroplastů ve vodním prostředí, odpadních vodách a čistírenských kalech. Pozornost byla věnována i výskytu mikroplastů v pitné vodě, zdrojích pitné vody a jejich odstraňování při úpravě pitné vody, které je zpravidla poměrně účinné. V rámci ČR dosud neexistují studie o výskytu mikroplastů ve sladkovodních sedimentech a zatím nebyla publikována data o jejich výskytu v půdách.

Pro měření mikroplastů (množství, vlastností apod.) ve složkách životního prostředí existuje několik metod, které mají svoje výhody a nevýhody a mohou se vzájemně doplňovat. Při práci se vzorky pro měření mikroplastů by měla být věnována zvýšená pozornost prevenci kontaminace vzorků a měření musejí být podložena souběžným zpracováním a měřením slepých vzorků. Kromě metodiky pro pitnou vodu neexistuje žádná standardizovaná metodika pro odběr a zpracování vzorků z různých environmentálních matric pro měření mikroplastů.

Technologie pro zachyt a destrukci mikroplastů v prostředí, odpadech, odpadních vodách, dešťovém splachu apod. jsou zatím velmi málo prozkoumány. Měly by být zkoumány možnosti snížení mikroplastů v čistírenských kalech a srážkovém odtoku.

Legislativa Evropské unie, a tedy i České republiky pokrývá mikroplasty v širokém spektru předpisů. Vzhledem k neexistenci standardizovaných metodik (s výjimkou stanovení mikroplastů v pitné vodě)

a nedostatečných informacích o množství mikroplastů v různých složkách prostředí i jejich vlivu na prostředí a člověka, tyto předpisy nestanovují konkrétní omezení, jako například limitní hodnoty pro uvolňování mikroplastů do prostředí nebo jejich výskyt v prostředí, vhodné metody jejich odstraňování apod., ale spíše vymezují budoucí přístup vůči problematice mikroplastového znečištění.

Zpráva mj. překládá doporučení pro předcházení vzniku mikroplastů a jejich úniku do životního prostředí (kap. 10) a dále vymezuje směry dalšího výzkumu a monitoringu (kap. 11).

## 1 Úvod

Plastové materiály se od poloviny 20. století staly běžnou součástí našeho každodenního života, a to především díky své lehkosti, odolnosti, univerzálnosti a nízké ceně. S rostoucí výrobou a spotřebou plastů (viz Obrázek 1) se však zvyšuje i environmentální zátěž, kterou tyto materiály představují zejména při úniku do prostředí (viz Obrázek 2). Podle zprávy UNEP z roku 2018 se většina plastů se vyrábí v Číně (28 %), Severní Americe (19 %) a západní Evropě (19 %). Tyto regiony jsou také hlavními spotřebiteli plastů s 20 %, 21 % a 18 % pro Čínu, Severní Ameriku a západní Evropu. Nejpoužívanějšími plastovými polymery jsou polypropylen (PP; 16 %), nízkohustotní polyethylen a lineární nízkohustotní polyethylen (LDPE, LLDPE; 12 %), polyvinylchlorid (PVC; 11 %), vysokohustotní polyethylen (HDPE; 10 %), a polyethylentereftalát (PET; 5 %). Tyto celkem tvoří více než 50 % celkové spotřeby plastů. Většina plastů se používá k balení (30 %), stavebnictví a konstrukci (17 %) a dopravě (14 %). Globální produkce plastů byla v roce 2023 414 miliónů tun. Bylo zjištěno, že do životního prostředí se každoročně dostane přibližně 3,0 a 5,3 milionu tun mikroplastů a makroplastů. Hlavními zdroji makroplastů v životním prostředí je špatné nakládání s pevným komunálním odpadem (tj. otevřené skládkování a nedostatečné skládkování), což představuje přibližně polovinu makroplastů ztracených v životním prostředí. Mezi hlavní zdroje makroplastů v životním prostředí patří také znečišťování plastovým odpadem a ztráta rybářských zařízení a dalšího zařízení souvisejícího s námořními činnostmi (UNEP, 2018, OECD, 2024). Většina plastových materiálů nepodléhá biodegradaci v žádné složce životního prostředí a je pouze fyzicky fragmentována na menší částice pomocí UV záření, mechanického opotřebení, oxidace a abraze (Zhang et al. 2021). Tímto způsobem vznikají tzv. mikroplasty, definované jako částice o rozměrech 1 µm až 5 mm (Chen et al. 2023) a dále ještě menší nanoplasty (<1 µm). Největšími zdroji mikroplastů v životním prostředí je otěr pneumatik, barev a nátěrů, rozklad makroplastů, komunální odpadní vody a čistírenské kalů, úniky při manipulaci s plastovými surovinami nebo používání plastových výrobků v zemědělství. Vedle mikroplastů vzniklých degradací existují ještě tzv. primární mikroplasty, které jsou záměrně vyráběny v malých rozměrech a jsou přidávány do řady výrobků, např. do kosmetických přípravků. Mikroplastové částice byly zaznamenány napříč všemi složkami životního prostředí, v oceánech, řekách, sedimentech, půdách i atmosféře, a jejich výskyt byl prokázán i napříč potravními řetězci, tedy živých organismech včetně člověka (Leslie et al. 2022). Výskyt mikroplastových částic byl prokázán v lidských tkáních a matricích včetně placenty či mateřského mléka, což poukazuje na jejich všudypřítomnost. Jejich vliv na vodní i terestrické ekosystémy včetně organismů a člověka není objasněn. Nejsou jasně kvantifikovány zdroje mikroplastů, jejich pohyb v životním prostředí, ani jejich množství v jednotlivých složkách životního prostředí. Navíc zatím chybí jednotná metodika jejich detekce a kvantifikace, což významně komplikuje hodnocení ekologických a zdravotních rizik (Václavková, 2024). Výskyt a chování nanoplastů je monitorovatelné ještě obtížněji (Hartmann et al., 2019; Chang et al., 2020). Vzhledem ke schopnosti mikroplastů poutat na svém povrchu toxické látky (např. těžké kovy, perzistentní organické polutanty), uvolňovat aditiva plastových materiálů, a jejich perzistenci v prostředí se předpokládá, že jejich dlouhodobý vliv na organismy i člověka může být značný (Wright a Kelly, 2017; Ansari et al., 2025).

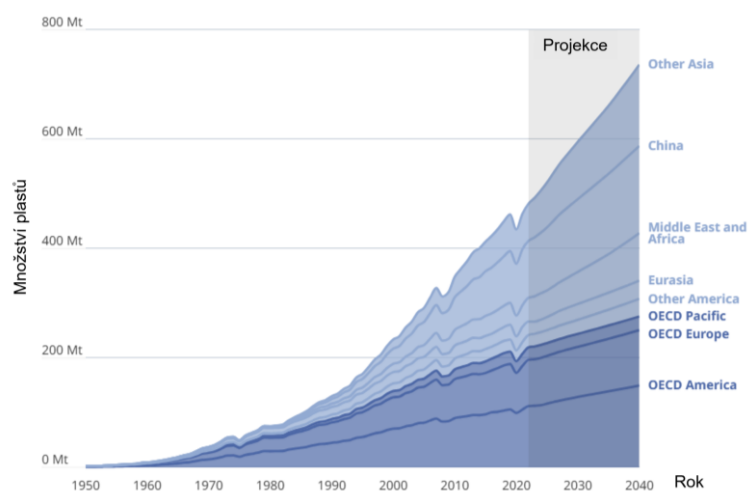
V České republice byly mikroplasty detekovány například v povrchové a pitné vodě (Pivokonský et al. 2018; Pivokonský et al. 2020; Halfar et al. 2024), důlní vodě (Brožová et al., 2023),

půdě (RECETOX, tisková zpráva, 2025), kompostu (Růžičková et al., 2022) a v lidském těle, konkrétně v placentě a plodové vodě (Halfar et al., 2023). Pozornost se v poslední době obrací také směrem k oblasti odpadového hospodářství, včetně vybraných toků v čistírenských technologiích, kde byly mikroplasty potvrzeny například v čistírenských kalech (dosud nepublikovaná data z tohoto projektu). Informace o výskytu mikroplastů v životním prostředí ČR jsou nicméně velmi omezené, stejně jako informace o jejich toku v životním prostředí, jejich zdrojích či jejich vlivu na životní prostředí a lidské zdraví.

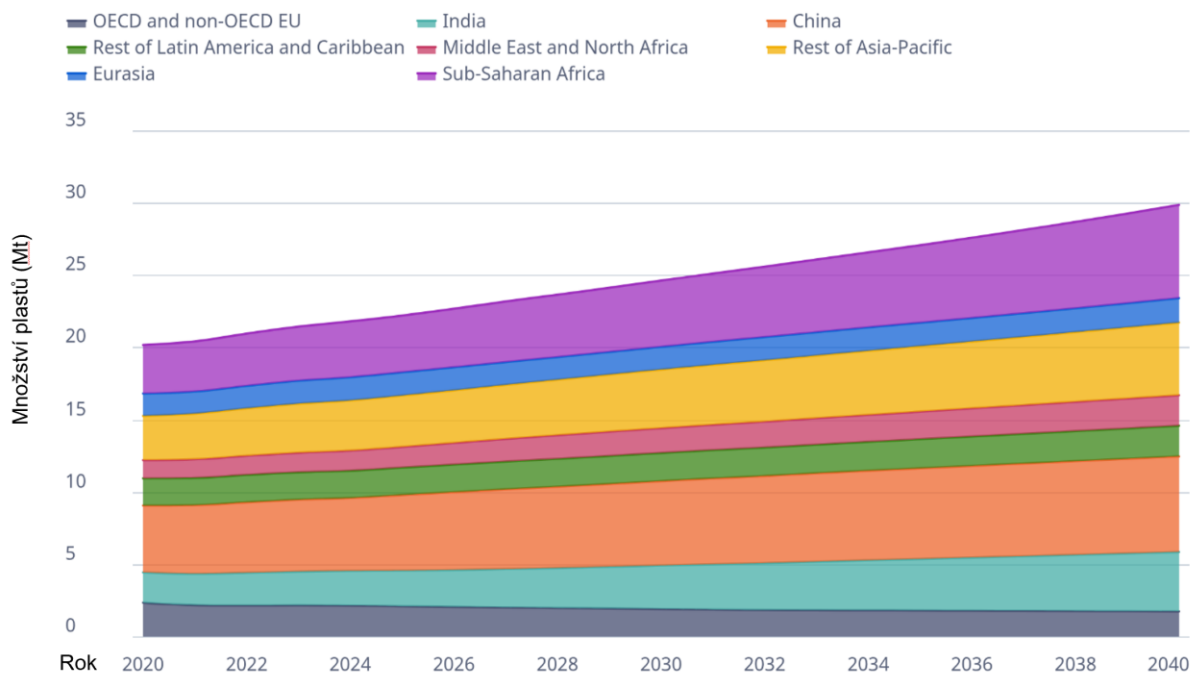
## 1.1 Cíle a struktura zprávy

Tato zpráva si klade za cíl podat přehled o současném stavu výskytu mikroplastů na území ČR se zaměřením na kontaminaci jednotlivých složek životního prostředí, jako jsou povrchové a podzemní vody, zdroje pitných vod, odpadní vody, kaly z čistíren odpadních vod, sedimenty a biota. Zpráva také poskytuje přehled dostupných dat o toxikologických dopadech mikroplastů na jednotlivé složky životního prostředí i na lidské zdraví. Dále přináší ucelený přehled o zdrojích mikroplastů v životním prostředí, cestách jejich šíření, dostupných metod vzorkování a analýzy, perspektivních technologiích pro záchyt a destrukci mikroplastů. V neposlední řadě zpráva uvádí přehled evropské legislativy související s mikroplasty. Syntetický přehled současného stavu kontaminace jednotlivých složek životního prostředí, doplněný o další výše zmíněné informace, umožní lépe chápat rozsah a povahu zátěže, identifikovat nejvýznamnější zdroje a stanovit priority pro jejich regulaci. Výsledky zprávy mohou být dále využity při tvorbě strategických dokumentů v oblasti ochrany vod, půdy a v odpadovém hospodářství, při aktualizaci legislativního rámce i jako podklad pro plánování cíleného monitoringu a výzkumných aktivit. Současně poskytují odbornou bázi pro osvětu a komunikaci rizik spojených s výskytem mikroplastů směrem k veřejnosti i průmyslovým subjektům.

Tato zpráva vznikla jako součást projektu Centrum environmentálního výzkumu: Odpadové a oběhové hospodářství a environmentální bezpečnost (CEVOOH), který je financován se státní podporou Technologické agentury ČR a Ministerstva životního prostředí ČR v rámci Programu Prostedí pro život. Na vypracování materiálu se podílel řešitelský tým zapojený v pracovním balíčku 1.B Nové druhy odpadů a technologií (odpovědný koordinátor Ing. Michal Šyc, Ph.D.) v kooperaci s odborným garantem ze strany Ministerstva životního prostředí.



**Obrázek 1.** Globální projekce využití plastů v období 1950–2040 dle Organizace pro hospodářskou spolupráci a rozvoj (OECD), Mt – miliony tun, projekce z roku 2022, převzato a upraveno z: (OECD 2024).



**Obrázek 2.** Projekce globálních úniků plastů do životního prostředí dle OECD, Mt – miliony tun, základní scénář. Převzato a upraveno z: (OECD, 2024).

## 2 Vymezení pojmu mikroplasty a jejich dělení

Mikroplasty představují soubor mikroskopických plastových částic definovaných na základě svého rozměru a původu. Neexistuje zcela jednotná definice, nicméně zpravidla jsou za mikroplasty označovány pevné plastové částice s velikostí menší než 5 milimetrů (mm), které nejsou rozpustné ve vodě (jejich povrch je hydrofobní, což umožňuje sorpci hydrofobních znečišťujících látek), mají syntetický organický původ (nejčastěji jsou tvořeny polymery na bázi polyethylenu (PE), polypropylenu (PP), polyethylentereftalátu (PET), polystyrenu (PS), polyvinylchloridu (PVC)) a nejsou biologicky rozložitelné (perzistence desítky až stovky let) (ECHA, 2025). Dle Nařízení Komise (EU) 2023/2055 – Omezení mikroplastů záměrně přidávaných do výrobků (platného od 17. října 2023) jsou mikroplasty syntetické polymerní částice, které jsou menší než 5 mm, a zároveň jsou organické, nerozpustné a odolné vůči rozkladu. Dle Rozhodnutí komise v přenesené pravomoci (EU) 2024/1441 ze dne 11. března 2024, kterým se doplňuje směrnice Evropského parlamentu a Rady (EU) 2020/2184 stanovením metodiky pro měření mikroplastů ve vodě určené k lidské spotřebě, se „mikroplastem“ rozumí malý samostatný předmět, který je pevný, nerozpustný ve vodě a je částečně nebo zcela složen ze syntetických polymerů nebo chemicky modifikovaných přírodních polymerů. „Mikroplastovou částicí“ se rozumí mikroplastový předmět, jehož rozměry odpovídají 5 mm nebo jsou menší a jehož poměr délky k šířce je nejvýše 3, „mikroplastovým vláknem“ se rozumí mikroplastový předmět, jehož délka odpovídá 15 mm nebo je menší a jehož poměr délky k šířce je větší než 3.

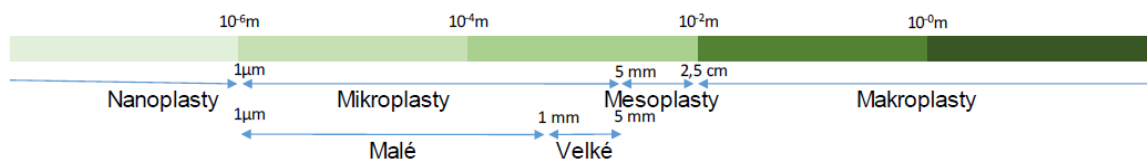
Pro účely environmentální analýzy a monitoringu je běžně používáno velikostní členění na:

*Makroplasty:* >5 mm (např. plastové obaly, sáčky, odpadky);

*Mikroplasty:* 1 µm až 5 mm;

*Nanoplasty:* <1 µm (podle některých definic 1 nm – 1 µm).

Pro lepší orientaci ve velikostním rozdělení plastových částic některé studie uvádí i detailnější metrické rozdělení do čtyř kategorií: nanoplasty, mikroplasty, mesoplasty a makroplasty (Obrázek 3) (Van Cauwenberghe et al., 2015).



**Obrázek 3.** Metrické rozdělení plastů. Převzato z Van Cauwenberghe et al. (2015) a upraveno.

Z hlediska původu se mikroplasty dělí na dvě základní kategorie (ECHA, 2025):

**1) Primární mikroplasty:** Jsou vyrobeny záměrně v mikroskopické velikosti. Mezi typické příklady patří třpytky, částice používané v kosmetických přípravcích (zubní pasty, čistící gely s mikroperlamy, pleťové peelings apod.), částice v detergentech, abrazivech, leštidlech, voscích, osvěžovačích vzduchu, částice v některých hnojivech, přípravcích na ochranu rostlin a semen, biocidech, některé lékařské přístroje (spadající pod Nařízení (EU) 2017/745), granulované výplně používané v syntetických sportovních površích (např. substrát užívaný na površích z umělé trávy). Od 17. října 2023 omezuje nařízení (EU) 2023/2055 syntetické polymerní mikročástice samotné nebo záměrně přidávané do směsí s cílem snížit emise mikroplastů v každodenních výrobcích v zájmu ochrany životního prostředí. Některé zdroje označují za primární mikroplasty všechny ty, které jsou přímo uvolňované do životního prostředí ve formě malých částic, tedy např. i mikroplasty vzniklé při praní syntetického oblečení a otěru pneumatik při jízdě (<https://www.europarl.europa.eu/topics/cs/article/20181116STO19217/mikroplasty-puvod-dopady-a-reseni>).

**2) Sekundární mikroplasty:** Nevznikly záměrně, ale vytvořily se v životním prostředí rozpadem větších plastových předmětů a to např. působením slunečního záření (zejména UV složky), mechanickým opotřebením (působením větru, vln v oceánech, nebo otěru o povrchy (např. pneumatiky o silnici, mechanickým abraze laků a nátěrů či abraze oblečení při praní)), teplotními změnami, chemickou degradací (hydrolýzou, oxidací), případně biologickým působením. Mezi hlavní zdroje sekundárních mikroplastů v prostředí patří fragmentace plastových obalů a výrobků, otěr z automobilových pneumatik, barev a nátěrů, opotřebením syntetického oblečení apod. Důležitým zdrojem sekundárních mikroplastů jsou staré rybářské sítě a další plastové rybářské vybavení. Například studie NOAA (2017) zabývající se kvantifikací mikroplastů na 37 plážích národních parků ve Spojených státech ukázala, že 97 % mikroplastů bylo tvořeno mikroplastovými vlákny, jejichž nejčastějšími zdroji je plastové oblečení a rybářské sítě. Obecně lze říci, že sekundární mikroplasty tvoří převážnou většinu všech mikroplastů v životním prostředí (Eriksen et al., 2014; Jambeck et al., 2015; Smith et al., 2018; Nkin, 2025). Sekundární mikroplasty mají vzhledem ke svému vzniku degradací větších plastových částic nepravidelnější tvary než primární mikroplasty (které jsou zpravidla kulového tvaru) a tím výrazně větší povrch, což umožňuje větší sorpci toxických látek na jejich povrchu. Navíc jsou sekundární mikroplasty díky nepravidelnému tvaru kumulovány v organismech více než primární mikroplastové částice (Qiao et al., 2019). Z těchto důvodů jsou sekundární mikroplasty považovány za nebezpečnější kvůli jejich většímu potenciálnímu vlivu na organismy (Xia et al., 2022).

### 3 Složení mikroplastů

Z chemického hlediska jsou mikroplasty tvořené polymerními organickými materiály. Mikroplasty nejčastěji nacházené v životním prostředí jsou tvořené polyethylenem (PE), což je rovněž světově

nejvíce používaný syntetický polymerní materiál. Polyethylen (PE) se řadí mezi termoplasty a podle míry krystalinity může být pružný (LDPE – Low-density polyethylene) nebo pevný (HDPE – High-density polyethylene). Dalším materiálem, který je hojně nacházen ve formě mikroplastů, je polypropylen (PP), termoplast odolný proti účinkům většiny kyselin, hydroxidů a rozpouštědel. Vykazuje rovněž vysokou mechanickou a tepelnou odolnost. PE a PP jsou nejčastěji nacházené polymery v mikroplastech kvůli svému širokému využití ve formě obalů a vláken. Dalším je polyethylen tereftalát (PET), využívaný především na výrobu tzv. PET lahví, které mohou být recyklovány a znovu použity např. na výrobu lahví nebo fleecových vláken. Mezi velmi rozšířený druh mikroplastů patří rovněž polystyren (PS). Polystyren se vyrábí ve dvou formách, jako pevný nebo napěněný. Polystyren je škodlivý pro životní prostředí i tím, že se z něj uvolňují zbytky nezreagovaného monomeru styrenu (Crawford a Quinn, 2017). Dalšími hojně zastoupenými plasty jsou polyvinylchlorid (PVC), polyamidy (PA) a polyestery (PES) (Crawford a Quinn, 2017; Silva et al., 2018).

Plastové materiály (a tedy i mikroplasty) kromě polymerů obsahují také tzv. aditiva, která cíleně modifikují vlastnosti plastů – podle jejich funkce je lze dělit na změkčovadla (např. ftaláty, adipáty, trimelitáty), plnidla, stabilizátory, antioxidanty, lubrikanty, adheziva, zpomalovače hoření, barviva aj. (Wiesinger et al., 2021). Globální produkce aditiv plastů byla přibližně 20 megatun v roce 2019 a podle odhadů může do roku 2050 stoupnout na 2000 Mt (Aurisano et al., 2021; Geyer et al., 2017). Podle odhadů mikroplasty obsahují až 16 000 různých chemikálií ve formě aditiv (Wiesinger et al., 2021), přičemž v některých případech mohou aditiva tvořit značnou část plastových materiálů – plastifikátory mohou tvořit až 70 % hmotnosti plastů, zpomalovače hoření až 25 %, antioxidanty a fotostabilizátory 0.1–3% (Hahladakis et al., 2018). Studie Wiesinger et al. (2021) identifikovala mezi aditivami plastů cca 2 400 látek vzbuzujících potenciální obavy, protože naplňují jedno nebo více z EU kritérií perzistence, bioakumulace anebo toxicity. Novější publikace Wagner et al. (2024) uvádí, že mezi aditivami plastů a látkami využívanými k výrobě plastů je >4200 chemikálií, které jsou perzistentní, bioakumulativní, mobilní anebo toxické. Mezi aditivami jsou i endokrinní disruptory, látky karcinogenní, mutagenní či toxické (Groh et al., 2019), látky vzbuzující mimořádné obavy dle Evropské agentury pro chemické látky (ECHA), perzistentní organické polutanty dle Stockolmské úmluvy nebo prioritní látky dle Rámcové vodní směrnice 2000/60/EC (Gunaalan et al., 2020; Wagner and Schlummer, 2020). Vzhledem k tomu, že aditiva zpravidla nejsou v plastech chemicky vázána, mohou se z plastů uvolňovat do okolního prostředí. Uvolňování nejrůznějších aditiv z mikroplastů do prostředí potvrzuje celá řada studií (Kwan a Takada, 2016; Li et al., 2016; Luo et al., 2019; Capolupo et al., 2020; Viljoen et al., 2023; Maddela et al., 2023; Novotná et al., 2023). Například česká studie Novotné et al. (2023) analyzovala výluhy ze 16 různých typů mikroplastů připravených ze spotřebních výrobků. Většina mikroplastů uvolňovala významné množství rozpuštěného organického uhlíku a některé uvolňovaly také rozpuštěný anorganický uhlík. Ve výluzích byly dále identifikovány kovy (Al, Ba, Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na, Si a Zn) a 80 organických látek, většinou esterů, alkoholů a karboxylových kyselin. Mezi nimi byly detekovány některé sloučeniny považované za škodlivé pro lidské zdraví a/nebo životní prostředí, např. bisfenol A nebo ftalátové estery. Některé plastové výrobky mohou obsahovat více typů aditiv, což komplikuje pochopení chování aditiv a vzorců uvolňování z původního plastového materiálu.

Vedle aditiv se navíc mohou v prostředí v důsledku přítomnosti mikroplastů vyskytovat také látky pocházející z výrobního procesu daných materiálů, případně degradační produkty polymerů (Kwan a Takada, 2016). Všechny tyto látky přispívají ke znečištění prostředí souvisejícím s mikroplastovými částicemi a k jejich negativním účinkům na organismy.

**Tabulka 1.** Typická aditiva plastů, jejich účel, obsah v plastech a vlastnosti. (Převzato z Do et al., 2020 a upraveno.)

Kategorie aditiva	Typ polymeru	Obsah v % (hm)	Funkce	Příklady látek	Molekulová hmotnost (g/mol)	Log K <sub>ow</sub> <sup>a,b</sup>	Rozpustnost ve vodě <sup>b</sup>	Klasifikace rizik <sup>e</sup>
Plastifikátory	PVC, polyurethanová pěna, akryly, PES a další	10–70 %	Zvyšuje flexibilitu, snižuje viskozitu taveniny	1,2-Benzendikarboxylová kys., di-C7-11-rozvětvené a lineární alkyl estery (CAS no. 68515-42-4)	362–474	8.47	3 µg/L při 20 °C <sup>c</sup>	Registry of intentions <sup>f</sup> (SVHC); CMR.
				Bis(2-methoxyethyl)ftalát (CAS no. 117-82-8)	282.29	1.11	1737 mg/L	Registry of intentions <sup>f</sup> (SVHC); CMR.
				Benzylbutylftalát (CAS no. 85-68-7)	312.35	4.84	2.69 při 25 °C <sup>c</sup>	Registry of intentions <sup>f</sup> (SVHC, omezení); Seznam CMR látek v hračkách.
				Bis(2-ethylhexyl)ftalát (CAS no. 117-81-7)	390.6	8.39	3 µg/l při 20 °C	Registry of intentions <sup>f</sup> (SVHC, omezení); Seznam CMR látek v hračkách.
				Dibutylftalát (CAS no. 84-74-2)	278.34	4.61	0–11.4 mg/L při, 20–25 °C <sup>c</sup>	Registry of intentions <sup>f</sup> (SVHC, omezení); Seznam CMR látek v hračkách.
Zpomalovače hoření	ABS, EPS, PS, PE, PP, PA, PUR	Bromované (2–25 %)  Organofosforové (5–30 %)  Chlorofosfáty (9–10 %)	Snižují hořlavost	Tris(2-chloroethyl)fosfát (CAS no. 115-96-8)	285.49	1.63	7943 mg/L at 20 °C <sup>c</sup>	Registry of intentions <sup>f</sup> (SVHC); Seznam CMR látek v hračkách.
				Tris(2-chlor-1-methylethyl) fosfát (CAS no. 13674-84-5)	327.57 (NIST)	2.89	1.08 g/L at 25 °C <sup>c</sup>	Dánský seznam nežádoucích látek.
				Bis(pentabromophenyl)ether (CAS no. 1163-19-5)	959.2	12.11	100 ng/L at 25 °C <sup>c</sup>	Registry of intentions <sup>f</sup> (CLP, SVHC); CMR.

				Hexabromocyclododecan (CAS no. 25637-99-4)	641.7	7.74	65.6 µg/L at 20 °C <sup>c</sup>	Registry of intentions <sup>f</sup> (SVHC); CMR.
UV stabilizátory	PUR, ABS, PP, PVC, PC a další	0.05–3 %	Zlepšují stabilitu proti působení UV záření	Fenolické benzotriazoly (2-benzotriazol-2-yl-4,6-di- tert-butylphenol (UV-320, CAS no. 3846-71-7))	323.43	6.27	0.1503 mg/L	Registry of intentions <sup>f</sup> (SVHC)
				2,4-di-tert-butyl-6-(5- chlorobenzotriazol-2-yl)fenol (UV-327, CAS no. 3864-99-1)	357.88	6.91	0.02628 mg/L	
				2-(2H-benzotriazol-2-yl)-4,6- ditertpentylfenol (UV-328, CAS no. 25973-55-1)	351.50	7.25	0.015 mg/L	
				2-(2H-benzotriazol-2-yl)-4- (tert-butyl)-6-(sec-butyl)fenol (UV-350, CAS no. 36437-37-3)	323.43	6.31	0.1395 mg/L	
Antioxidanty	PVC, LDPE, HDPE, EVA, PIB	0.05–3 %	Působí proti oxidativní degradaci	N-2-naftylanilin (CAS no. 135-88-6)	291.28	4.47	6.3 mg/L	Seznam CMR látek v hračkách.
				Tris(nonylfenyl)fosfite (TNPP , CAS no. 26523-78-4)	689	20.05	<0.6 mg/L při 24 °C <sup>c</sup>	Registry of intentions <sup>f</sup> (CLP)
Barviva a pigmenty	Barvené plasty	0.25–5 % u organických barviv 0.001–2.5 % u organických pigmentů	Propůjčuje barvu	N-[4-[(2-hydroxy-5- methylfenyl)azo]fenyl]acetam id, disperzní žluť 3 (CAS no. 2832-40-8)	269.3	3.98	10.25 mg/L	Seznam CMR látek v hračkách.
				1-fenylazo-2-naftol, Rozpouštědlová žluť 14 (CAS no. 842-07-9)	248.3	5.51	0.67 mg/L	Seznam CMR látek v hračkách.
Kluzné prostředky a maziva		0.1–3 %	Proti tvorbě statického náboje	Parafinové a hydrokarbonové vosky (CAS no. 8002-74-2)	282.56	10.16	0.0094 µg/L	CMR
Antimicrobiál ní přípravky	PVC, PUR, PE a PES	0.001–1 %	Prevence vzniku plísní	Triclosan (CAS. No 3380-34-5)	290	4.66	4.621 mg/L	Norský seznam prioritních látek
				Bis(tributyltin) oxid (CAS no. 56-35-9)	596.12	4.05	0.089 mg/L	Registry of intentions <sup>f</sup> (SVHC)

<sup>a</sup>Dekadický logaritmus rozdělovacího koeficientu oktanol-voda (nízký u hydrofilních látek, vysoký u hydrofobních)

<sup>b</sup>Data z Environmental Protection Agency (EPA), Exposure Assessment Tools and Models, Estimation Program Interface (EPI) Suite, V 4.11. 2012. US Environmental Protection Agency, Exposure Assessment Branch Washington, DC.

<sup>c</sup>Data z European Chemical Agency (ECHA), 2017. Substance Information. European Chemical Agency.

<sup>d</sup>Data z National Institute of Health (NIH). PubChem. <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov>

<sup>e</sup>Klasifikace rizik dle European Chemical Agency (ECHA): CMR: karcinogenní, mutagenní a toxické vůči reprodukci (carcinogenic, mutagenic, and toxic to reproduction), CLP: Nařízení (ES) č. 1272/2008 o klasifikaci, označování a balení látek a směsí (nařízení CLP – classification, labelling and packaging), SVHC: látky vzbuzující mimořádné obavy (substances of very high concern)

<sup>f</sup>Seznam látek pro případné zahrnutí do přílohy XIV

PVC – polyvinylchlorid, PES – polyester, PUR – polyuretan, ABS – akrylonitril-butadien-styren, EPS - expandovaný polystyren, PS - polystyren, PE - polyethylen, LDPE – polyethylen s nízkou hustotou, HDPE – polyethylen s vysokou hustotou, PP - polypropylen, PA - polyamid, PC – polykarbonát, EVA - ethylen-vinylacetát, PIB - polyizobutylen

## 4 Vliv mikroplastů na životní prostředí a lidské zdraví

Mikroplastové částice jsou po svém vzniku transportovány v životním prostředí řadou cest, typicky vypouštěním splaškových i průmyslových odpadních vod do sladkovodních i mořských recipientů, atmosférickým transportem fragmentovaných plastů a abrazivních částic, dešťovým odtokem z urbanizovaných ploch a průmyslových areálů nebo dešťovým odtokem z orné půdy (při použití čistírenských kalů na zemědělské půdě nebo při použití plastových mulčovacích materiálů; Nkin, 2025). Kvůli své malé velikosti, vysoké stabilitě, odolnosti vůči biodegradaci a schopnosti z části unikat procesům používaným při čištění městských a průmyslových odpadních vod jsou mikroplastové částice součástí všech složek životního prostředí (Wright a Kelly, 2017; Prata, 2018). Vzhledem ke své odolnosti vůči rozkladu a se mikroplasty mohou časem hromadit, což má za následek dlouhodobé dopady na životní prostředí. Mikroplasty jsou detekovány ve vzduchu, povrchové vodě, pobřežních plážích, sedimentech i potravinách (Hale et al., 2020; CalSPEC, 2023; Browne et al., 2008) Byly objeveny v odlehlých a nedotčených lokalitách, včetně Antarktidy (Waller et al., 2017), hlubokých oceánských příkopů (Jamieson et al., 2019) a arktického mořského ledu. (Peeken et al., 2018)

Mikroplasty jsou nacházeny vodních ekosystémech po celém světě a představují značnou hrozbu pro sladkovodní i oceánské prostředí. Bioakumulace mikroplastů ve vodních organismech může mít nepříznivé účinky na vodní ekosystém s možným přenosem mikroplastů na člověka. Vzhledem ke své malé velikosti a vzlaku jsou mikroplasty snadno přijímány širokou škálou vodních organismů, od mikroskopického planktonu až po velké savce (Lusher et al., 2017). Požití mikroplastových, a i větších plastových částic, často vede k fyzickému poškození organismů. Mikroplasty se mohou hromadit v trávicím traktu ryb nebo mořských želv, což vede k vnitřním zraněním, změnám ve fyziologii gastrointestinálního traktu, útlumu imunitního systému, oxidačnímu stresu, cytotoxicitě, rozdílné genové expresi, ucpání a snížené účinnosti krmení, navození falešného pocitu sytosti (Wright et al., 2013; Wright a Kelly, 2017; Pitt et al., 2018; Cole et al., 2013), což dále může vést k podvýživě, zpomalenému růstu a snížené reprodukční úspěšnosti (Lusher et al., 2017; Law a Thompson, 2014). Například bylo prokázáno, že mikroplasty mohou snižovat reprodukční schopnost sladkovodního zooplanktonu, což vede k poklesu jeho populace (Cole et al., 2013). Narušením jednotlivých složek potravního řetězce, například ovlivněním zdraví primárních producentů, jako jsou řasy, nebo zmíněného zooplanktonu, je ovlivněno i přežití vyšších trofických úrovní. Dále mikroplasty s ostrými hranami mohou poškodit tkáň žaber a střevní trakt, což vede k zánětům a zvýšené náchylnosti k infekcím. Mikroplasty jsou opakovaně detekovány i v tělech mořských savců, jako jsou velryby nebo delfíni, což u nich vede k toxickým projevům, zablokování filtračních aparátů a vnitřním poraněním (Wright et al., 2013). Kromě fyzické újmy mohou mikroplasty také přinášet do potravních řetězců škodlivé látky. Mikroplasty totiž mohou sorbovat škodlivé chemikálie z okolní vody, jako jsou perzistentní organické znečišťující látky (POPs), těžké kovy a pesticidy. V důsledku požití mikroplastů se tyto toxické látky dostávají do těl organismů, což vede k bioakumulaci. Koncentrace těchto škodlivých látek se navíc zvyšuje v potravním řetězci (od planktonu po vrcholové predátory), což je proces známý jako biomagnifikace. To může mít škodlivé účinky na mořskou i sladkovodní biodiverzitu a zhoršovat zdraví celých ekosystémů (Lusher et al., 2017; Law a Thompson, 2014).

Mikroplasty ovlivňují i suchozemské ekosystémy. Tyto částice mohou měnit strukturu a složení půdy, její biodiverzitu a rozklad organické hmoty, což ovlivňuje zadržování vody a dostupnost živin (Baho et al., 2021). Studie Šmídová et al., (2025) zjistila, že mikroplasty (konvenční i biodegradabilní) používané v mulčovacích materiálech snižují mikrobiální aktivitu, která má zásadní vliv na koloběh živin. Van Loon et al. (2025) sledovali účinky polypropylenových mikroplastů odvozených z běžně používaných mulčovacích tkanin z černé a bílé textilie na čtyři půdní bezobratlé (*Enchytraeus crypticus*, *Folsomia candida*, *Eisenia andrei*, *Porcellio scaber*). Oba typy mikroplastů v závislosti na dávkách snížily objemovou hustotu půdy a při vysokých koncentracích zvýšily kapacitu půdy zadržovat vodu. Mikroplasty z bílé textilie také zvýšily pH půdy při všech testovaných koncentracích. Dále mikroplasty

snížily reprodukci a ovlivnily chování bezobratlých. Např. část žížal se půdě s mikroplasty vyhýbala, někteří Isopoda ji naopak preferovali. Mikroplasty v půdě mohou narušit růst a vývoj rostlin tím, že narušují kořenové systémy a snižují klíčivost semen. Kromě toho mohou ovlivnit půdní organismy, jako jsou žížaly, které hrají významnou roli v provzdušňování půdy a koloběhu živin (Machado et al., 2018). Negativní vlivy mikroplastů na půdy přitom mohou pramenit i z uvolňování plastových aditiv (Macan et al., 2024). Přítomnost mikroplastů v půdě může vést ke snížení zemědělské produktivity a ohrožení potravinové bezpečnosti.

Dalším problémem je atmosférická depozice mikroplastů. Mikroplastové částice ve vzduchu mohou vdechovat lidé i zvířata. Ty mohou způsobovat dýchací potíže a mohou přenášet škodlivé látky do plic. Běžná přítomnost mikroplastů v atmosféře naznačuje, že jsou globálním znečišťujícím prvkem, který ovlivňuje i odlehlá a nedotčená prostředí (Allen et al., 2019).

#### 4.1 Expozice člověka mikroplastům

Přítomnost mikroplastů byla prokázána v pitné vodě (Semmour et al., 2022; Kosuth et al., 2017; Tong et al., 2020; Yadav et al., 2022), balené vodě (Praveena et al., 2022; Samandra et al., 2022) a dalších balených nápojích (Chaïb et al., 2025), potravinách (Kosuth et al., 2019; Cox et al., 2019; Yadav et al., 2022) a vzduchu (Dris et al., 2016; Abbasi et al., 2019; Cox et al., 2019; Yadav et al., 2022). Tyto složky jsou tak největšími zdroji expozice pro člověka (Cox et al., 2019; Kožíšek a Kazmarová; Sun and Wang, 2023; Wang et al., 2021, Yadav et al., 2022; Zhang et al., 2020). Odhaduje se, že lidé každý týden zkonsumují množství mikroplastů odpovídající množství obsaženému v kreditní kartě (Senathirajah et al., 2021) a každý měsíc mikroplasty o hmotnosti přibližně 21 gramů. Požití může zahrnovat také částice z obalů, kuchyňských potřeb a plastových sáčků. Obsah mikroplastových částic v potravinách, vodě a vzduchu je předmětem výzkumu a jeho určení je komplikované zejména v potravinách. Zatím nejlépe prozkoumanou složkou lidské expozice mikroplastům, i když stále okrajově, je pitná voda. Např. celosvětová studie Kosuth et al. (2017) zkoumala přítomnost mikroplastů ve vodě filtrované přes filtr o velikosti pórů 2,5  $\mu\text{m}$  ve 159 vzorcích vody z kohoutku z osmi různých regionů světa: Kampala, Uganda (n=26), Nové Dillí, Indie (n=17), Jakarta, Indonésie (n=21), Bejrút, Libanon (n=16), Spojené státy (n=36), Kuba (n = 1), Quito, Ekvádor (n=24), Evropa (n=18). U 83 % vzorků bylo zjištěno, že obsahují plastové částice v množství až 57 částic na litr, s průměrem 4,34 částic na litr. Většina těchto částic byla vlákna (99,7 %) o délce 0,1 až 5 mm, což ukazuje, že tato studie sledovala spíše větší částice. Nejvyšší množství mikroplastů na objem vody z kohoutku byla zjištěna v Severní Americe a nejnižší hustoty byly souhrnně zjištěny v sedmi evropských zemích (studie neříká, kterých). Podobná studie v Číně zkoumala přítomnost mikroplastů ve 38 vzorcích vody z kohoutku filtrovaných přes filtr o velikosti pórů 0,2  $\mu\text{m}$  z různých čínských měst. Množství mikroplastů ve vodě z kohoutku se pohybovalo od 0 do 1247 částic  $\text{L}^{-1}$  s průměrnou koncentrací 440 částic  $\text{L}^{-1}$ . Ve většině vzorků vody z kohoutku výrazně převládaly částice menší než 50  $\mu\text{m}$ . Byly nalezeny fragmenty, vlákna a kuličky, přičemž fragmenty byly nejhojnějším morfotypem ve většině vzorků. Bylo identifikováno 14 různých materiálů, přičemž většina mikroplastů se skládala z polyethylenu a polypropylenu. Australská studie Samandra et al. (2022) detekovala mikroplasty v 16 typech balených vod. Zjistila, že balená voda obsahovala 0-80 částic na litr, s průměrem kolo 13 částic. Mikroplasty byly detekovány v 15 ze 16 balených vod, nejčastěji se vyskytovaly polypropylen PP, polyethylen tereftalát, PET, polyamid PA a polyethylen PE. Průměrná velikost mikroplastu detekovaná v této studii byla  $77 \pm 22 \mu\text{m}$ . V malajské studii Praveena et al. (2022) bylo ve vzorcích balené vody filtrované přes 0,45  $\mu\text{m}$  zjištěno od 8 do 22 částic/l, s průměrem  $11,7 \pm 4,6$  částic/l. Velikost detekovaných částic se nejčastěji pohybovala v rozmezí 100 až 300  $\mu\text{m}$  a nejčastěji byly detekovány fragmenty průhledné barvy z PET a PP. Je proto možné, že detekované mikroplasty pocházejí hlavně z obalových materiálů a uzávěrů lahví. Plastové uzávěry lahví byly identifikovány jako zdroje mikroplastů i ve studii Chaïb et al. (2025), které sledovala množství mikroplastů v různých typech balených nápojů ve Francii. Rešeršní studie Koelmans et al. (2019) shrnuje, že počet mikroplastových

částic v sladkých povrchových a pitných vodách se v jednotlivých vzorcích a typech vody pohybovaly v řádech deseti řádů ( $1 \times 10^{-2}$  až  $10^6$  částic na  $m^3$ ). Pouze čtyři z 50 studií však dosáhly pozitivního hodnocení u všech navrhovaných kritérií kvality, což naznačuje, že je třeba zlepšit zajištění kvality vzorkování a analýzy mikroplastů ve vzorcích vody. Pořadí globálně detekovaných polymerů v těchto studiích je polyethylen PE  $\approx$  polypropylen PP > polystyren PS > polyvinylchlorid PVC > polyethylen tereftalát PET. Nejčastěji uváděnými tvary byly fragmenty, vlákna, filmy, pěna a pelety.

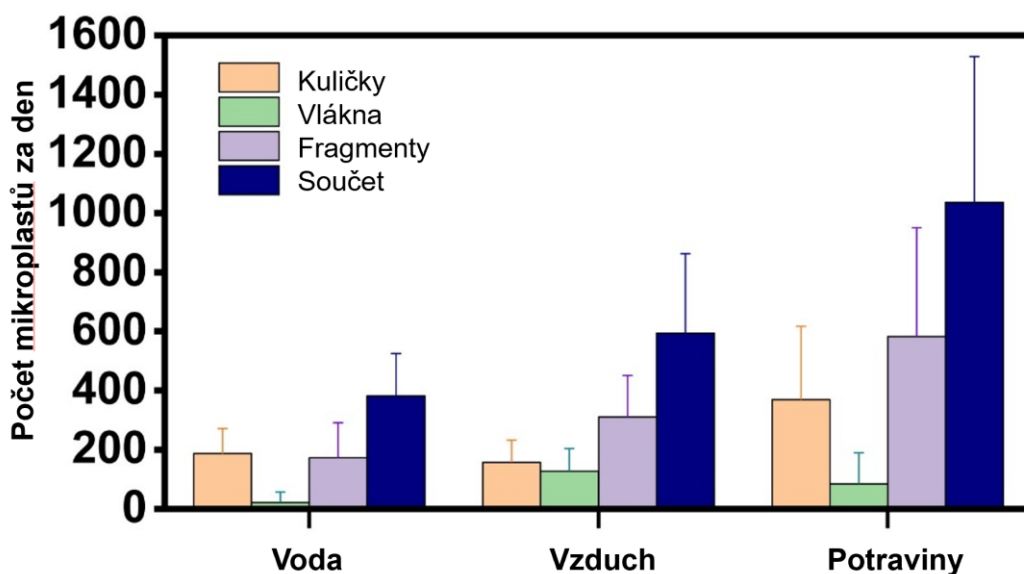
Bylo zjištěno, že vzduch může obsahovat až 5 700 mikroplastů na metr krychlový (Li et al., 2020; Allen et al., 2021; Xu et al., 2022). Odhaduje se, že lidé mohou ročně vdechnout až 22 000 000 mikro- a nanoplastů (Cox et al., 2019; Kannan a Vimalkumar, 2021; Zhang et al., 2020). Částice větší než 5  $\mu m$  pravděpodobně zůstávají zachyceny v horních cestách dýchacích a nepostupují dále do dýchací soustavy. Částice o rozměrech cca 1-5  $\mu m$  vstupují do dolních cest dýchacích a jsou spolu s většími částicemi považovány za inhalabilní frakci mikroplastů. Částice menší než 1  $\mu m$  vstupují do alveol a částice menší než 0,1  $\mu m$  mohou přecházet z plic do cévního systému. Tyto dvě skupiny mikro- a nano-plastů jsou považovány za respirabilní frakci, tedy tu, co může být vdechnuta hluboko do plic (Facciola et al., 2021; CIEL).

Studie Cox et al., (2019) se pokusila na základě 26 vybraných studií (které dohromady zpracovaly cca 3 600 vzorků) odhadnout celkovou expozici člověka mikroplastům z potravy (včetně vody) a ovzduší. Tento odhad byl problematický, protože byl zkoumán výskyt mikroplastů jen v několika potravinách (pitná voda, mořští živočichové, cukr, med a některé alkoholické nápoje), takže celkový příjem nebylo možné spolehlivě odhadnout. Autoři tedy upozorňují, že jimi odhadované množství požitých mikroplastů odpovídá jen 15 % kalorického příjmu u průměrného Američana. Podle tohoto odhadu dochází ročně k požití mezi 39 a 52 tisíce mikroplastových částic z potravin. Po přičtení inhalační expozice množství vzroste na 74 až 121 tisíc mikroplastů (Tabulka 2). Dále autoři odhadují, že pokud by někdo konzumoval výhradně balenou vodu oproti kohoutkové vodě, tak jeho roční příjem vzroste o dalších 90 tisíc mikroplastů (oproti 4 tisícům z vody vodovodní). Článek Kožíška a Kazmarové nicméně upozorňuje, že tento odhad z pitné vody může být zavádějící, protože novější studie naznačují, že v některých pitných vodách vyrobených z povrchové vody se nacházejí až stovky mikroplastových částic na litr, což by dávalo roční expozici až stovek tisíc částic.

**Tabulka 2.** Odhad denního a ročního příjmu mikroplastových částic konzumací a inhalací dle studie Cox et al. (2019). Vyjádřeno jako průměrné hodnoty se směrodatnými odchylkami.

Kategorie obyvatel	Denní		Roční		Celková	
	Konzumace	Inhalace	Konzumace	Inhalace	Denně	Ročně
<b>Muži – děti</b>	113	110	41106 $\pm$ 7124	40225 $\pm$ 44730	223	81331
<b>Muži – dospělí</b>	142	170	51814 $\pm$ 8172	61928 $\pm$ 68865	312	121664
<b>Ženy – děti</b>	106	97	38722 $\pm$ 6977	35338 $\pm$ 39296	203	74060
<b>Ženy – dospělí</b>	126	132	46013 $\pm$ 7755	48270 $\pm$ 53676	258	98305

Indická studie Yadav et al. (2022) provedla odhad expozice mikroplastům prostřednictvím pitné vody, vzduchu a potravin během 24 hodin na  $382 \pm 205$ ,  $594 \pm 269$ , and  $1036 \pm 493$  částic/osobu (Obrázek 3). Expozici odhadovali z denního příjmu vody 3 litry, vdechovaného vzduchu  $15,7 m^3$  a příjmu potravy 845 g a z obsahu mikroplastů ve vzorcích vody (filtrované přes filtr o velikosti pórů 0,45  $\mu m$ ), mikroplastů zachytávaných pokusnými osobami ze vzduchu do destilované vody po dobu 24 hodin, a pokusnými osobami odebraných vzorcích jídla. Ty byly zbaveny vody, organického materiálu ve dvou stupních metodou založenou na Fentonově reakci. Všechny vzorky byly odebírány 5 osobami po dobu několika dní.



**Obrázek 3.** Denní expozice člověka (ve městě Bombay v Indii) různým mikroplastovým částicím skrze pitnou vodu (3 litry), vdechovaný vzduch (15,7 m<sup>3</sup>) a potravu (845 g) dle studie Yadav et al. (2022).

Mikroplasty byly detekovány v různých lidských biologických vzorcích, včetně stolice, hlenu, slin, krve, placenty, jater a mateřského mléka, což ukazuje na rozsáhlou expozici člověka (Horvatits et al., 2022; Leslie et al., 2022; Ragusa et al., 2022). Jejich malá velikost jim umožňuje pronikat biologickými bariérami a ukládat se v tkáních, což vede k potenciálním zdravotním rizikům, např. zánětlivým reakcím, oxidačnímu stresu a narušení buněčných funkcí (Wright a Kelly, 2017; Prata, 2018; Smith et al., 2018). Studie spojují expozici mikroplastům s různými zdravotními problémy, jako je rakovina, stěvná, plicní, kardiovaskulární, infekční a zánětlivá onemocnění (Wright a Kelly, 2017).

#### 4.2 Toxicita mikroplastů

Mikroplasty mohou být škodlivé pro organismy včetně člověka a mohou mít dopad na zdraví a funkčnost celých ekosystémů. Do těla se mohou dostat požitím, vdechnutím a kontaktem s kůží nebo sliznicemi, což vede k buněčné toxicitě a nepříznivým účinkům na trávicí, dýchací, nervový, reprodukční a kardiovaskulární systém (Wright a Kelly, 2017; Prüst et al., 2020; Anbumani a Kakkar, 2018). Například výzkum ryb, obojživelníků a savců uvádí, že mikroplasty mohou vést k poškození jater, dysfunkci imunitního systému a reprodukčním problémům. U ryb rodu *Danio* vedla expozice polystyrenovým nanoplastům k oxidačnímu stresu a poškození jater, což ovlivnilo jejich celkové zdraví a přežití (Pitt et al., 2018). Expozice polystyrenovým mikroplastům u kuřat způsobila mitochondriální dysfunkci a nekrózu v ledvinových buňkách (Wright a Kelly, 2017). Mikroplasty mohou vyvolat oxidační stres tvorbou reaktivních forem kyslíku (ROS – Reactive oxygen species), což vede k zánětu. Studie ukázaly, že expozice mikroplastům aktivuje imunitní reakce, zejména indukuje expresi prozánětlivých cytokinů, jako je IL-6 a TNF- $\alpha$ , v různých buněčných liniích. Expozice mikroplastům byla spojena i se změnami v metabolismu. U ryb rodu *Danio* vedlo požití mikroplastů ke změnám střevního mikrobiomu a metabolismu, což mělo za následek oxidační stres a zánět (Wright a Kelly, 2017). Mikroplasty rovněž mohou nepříznivě ovlivnit reprodukční zdraví. Perorální podávání mikroplastů samicím myším vedlo ke snížené míře zrání a oplodnění oocytů, stejně jako ke zvýšenému oxidačnímu stresu a poškození DNA v oocytech. I u dalších savců studie ukázaly, že expozice mikroplastům může zhoršit funkci vaječnic a změnit hladiny hormonů, což vede k reprodukční toxicitě. Mikroplasty byly detekovány ve folikulární tekutině lidských vaječnic, což vyvolává obavy ohledně jejich dopadu na lidskou plodnost (Wright a Kelly, 2017). Vdechování mikroplastových a nanoplastových částic může způsobovat reakce podobné astmatu, zánětlivé reakce a fibrotické změny, jako je chronická bronchitida, plicní onemocnění, jako je

extrinická alergická alveolitida a chronická pneumonie, plicní emfyzém, oxidační stres a tvorbu reaktivních forem kyslíku (ROS) a tím poškození buněk (cytotoxické účinky) a autoimunitní onemocnění (CIEL). Rešeršní studie výzkumníků z Kalifornské univerzity v San Franciscu, která zhodnotila výsledky více než 3 000 studií, nalezla silné důkazy spojující vystavení mikroplastům s poškozením lidského reprodukčního a imunitního systému, středně silné důkazy pro dopady na ovariální folikuly, hormonální rovnováhu, poškození trávicího traktu a respiračního systému (Chartres et al., 2024). Tato zjištění naznačují, že mikroplasty mohou přispívat ke zdravotním problémům, jako je neplodnost, respirační onemocnění, rakovina tlustého střeva a plic. Vliv dlouhodobé expozice mikroplastům na lidské zdraví je stále předmětem výzkumu. Hromadění mikroplastů v lidských tkáních může časem vést k přetrvávajícím zdravotním problémům, včetně chronického zánětu a poškození orgánů. Navíc citlivé populace, jako jsou kojenci a děti, mohou být zranitelnější vůči škodlivým účinkům mikroplastů kvůli jejich vyvíjejícímu se tělu a vyšším úrovním expozice. Studie například zjistily přítomnost mikroplastů v lidských placentách, což naznačuje potenciální rizika pro vývoj plodu (Ragusa et al., 2021).

Negativní účinky mikroplastových částic na zdraví organismů jsou vedle mechanického poškození samotnými částicemi, s nimi spojeným oxidačním stresem a vznikem zánětů spojovány také s přítomností a uvolňováním aditiv plastů a dále se sorpcí chemických kontaminantů z prostředí na tyto částice. Jak ukazuje Tabulka 1 a příslušný text, některá aditiva patří mezi endokrinní disruptory, karcinogeny, mutageny či toxické látky (Groh et al., 2019), látky vzbuzující mimořádné obavy dle ECHA, perzistentní organické polutanty dle Stockolmské úmluvy nebo prioritní látky dle Rámcové vodní směrnice 2000/60/EC (Gunaalan et al., 2020; Wagner and Schlummer, 2020). Například ftaláty mohou zvýšit riziko předčasného porodu (Radke et al., 2020) a nežádoucí účinky na mužskou reprodukci (Radke et al., 2019) a expozice bisfenolu A (BPA) velmi pravděpodobně představuje riziko imunotoxicity, metabolických účinků, neurotoxicity a vývojové toxicity, ženské reprodukční toxicity, mužské reprodukční toxicity a karcinogenity (EFSA, 2023). Dále bylo u řady ftalátů i bisfenolu A prokázáno narušení hormonálního systému u vodních organismů (Canesi and Fabbri, 2015), viz Tabulka 3. Několik studií poukázalo na přítomnost aditiv plastů ve vodních ekosystémech (Gunaalan et al., 2020; Luo et al., 2019; Zeng et al., 2008).

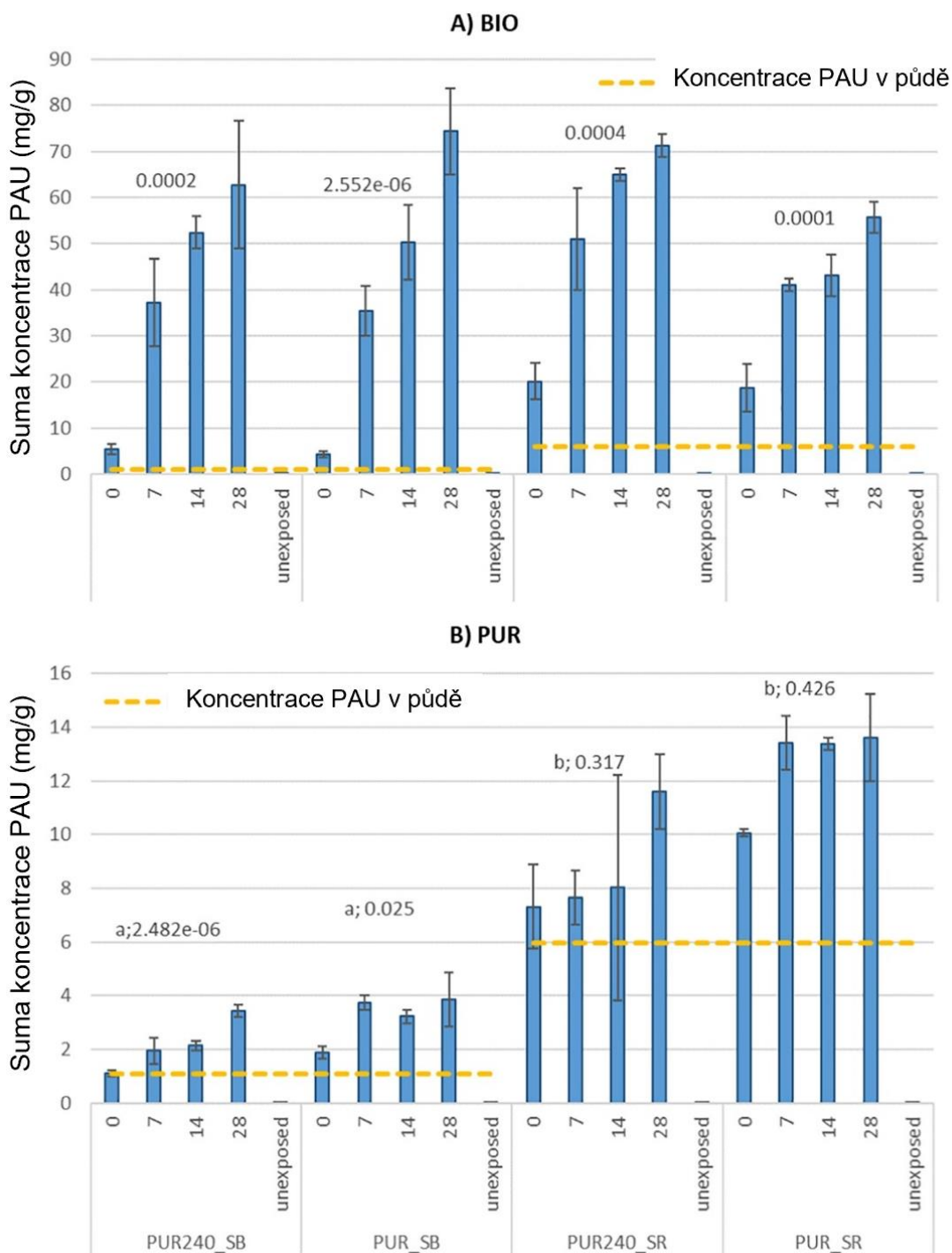
**Tabulka 3.** Fyziologické vlivy dvou reprezentativních tříd aditiv plastů s endokrinními účinky – ftalátů a bisfenolu A (BPA) – na vodní organismy (převzato z Gunaalan et al., 2020 a upraveno).

Třída aditiv	Název	Druh organismu	Fyziologické vlivy
Ftaláty	DEHP	<i>Mytilus galloprovincialis</i>	Zvýšení aktivity katalázy a acyl-CoA oxidázy; inhibice Mn-superoxiddismutázy
		<i>Oryzias latipes</i>	Snížení hladiny vitelogeninu a procenta zralých oocytů u samic; antiestrogenní aktivita
		<i>Cyprinus carpio</i>	Vysoká biokoncentrace; změny v aktivitě enzymů ovlivňující syntézu endogenních steroidních hormonů a jejich metabolismus
	DAP	<i>Mytilus edulis</i>	Zvýšení frekvence mikronukleů; fragmentované apoptotické buňky v žábřácích
	DBP	zoomakrobentos	změny ve struktuře komunity a kolonizačních profilech
	BBP	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	Změny v hejnovém a krmném chování
BPA	<i>M. edulis</i>		Zvýšení hladiny fosfoproteinů; indukce tření u obou pohlaví; poškození oocytů a ovariálních folikulů; zvýšení frekvence mikronukleů v žábřácích
	<i>M. galloprovincialis</i>		Destabilizace lyzozomální membrány v hemocytech; indukce fosforylace mitogenem aktivovaných proteinkináz a signálních převodníků a aktivátorů

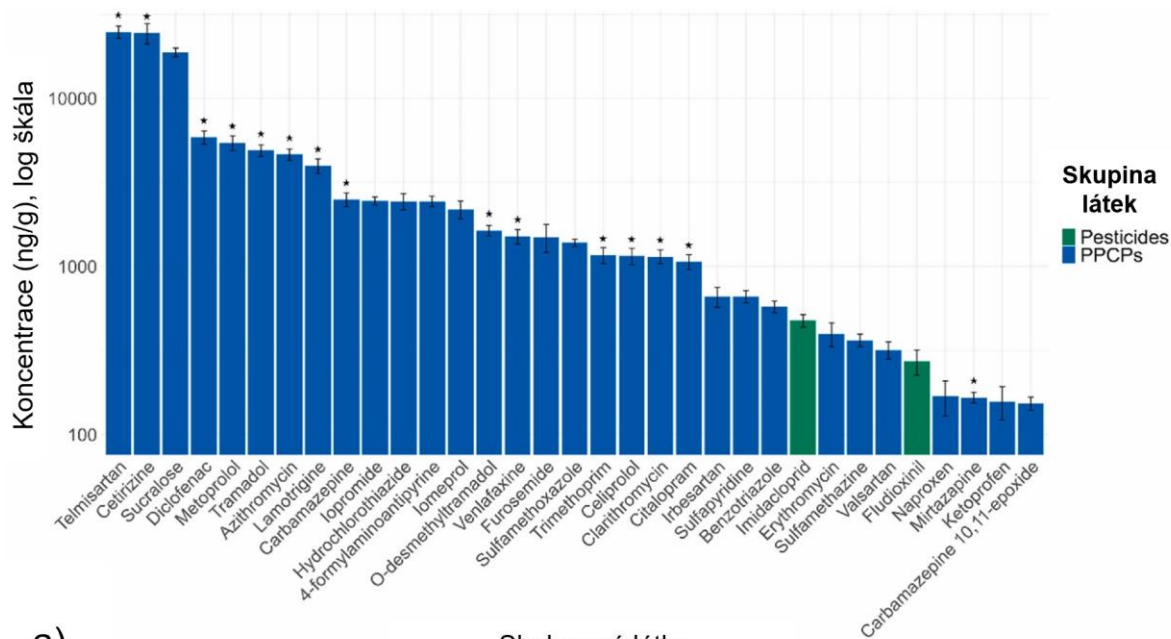
Třída aditiv	Název	Druh organismu	Fyziologické vlivy
			transkripčních faktorů. Zvýšená exprese estrogenového receptoru Mytilus (MeER2); snížená exprese genu pro metalothionein (MT20); změny v aktivitě katalázy, GST a GSSG reductázy; zvýšený celkový obsah GSH, indukce zlomů řetězce DNA.

DEHP, Diethylhexyl ftalát; DAP, Diallyl ftalát; DBP, Dibutyl ftalát; BBP, Butyl benzyl ftalát; BPA, Bisfenol A; GST, Glutathione S-transferáza; GSSG, Glutathion disulfid; GSH, glutathion.

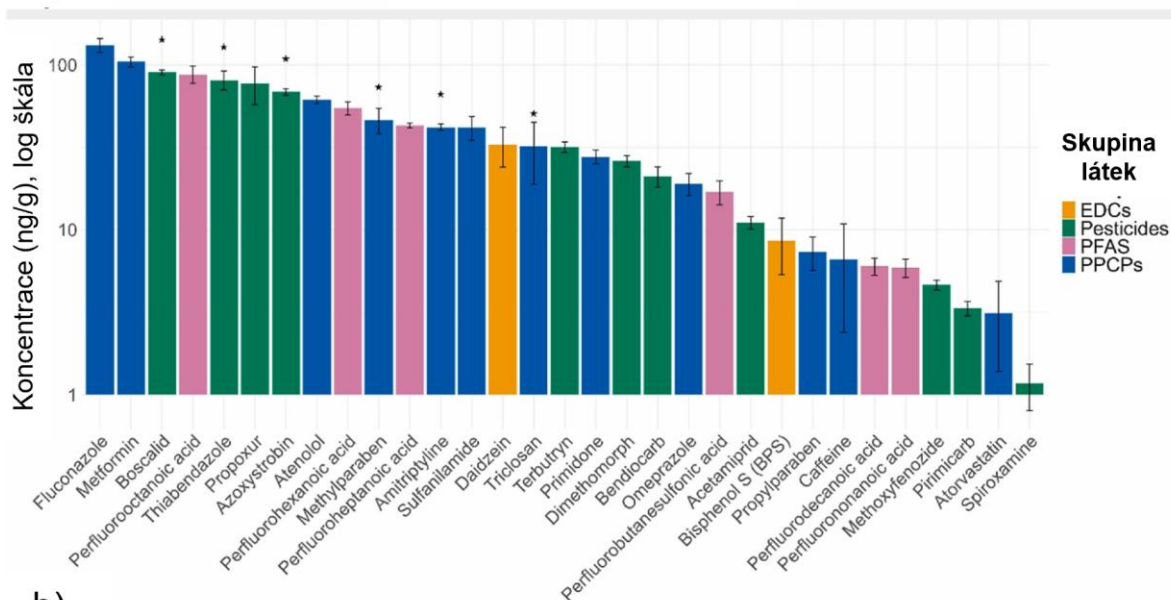
Jak již bylo řečeno, mikroplasty mohou sorbovat a akumulovat polutanty z okolního prostředí, přičemž jejich koncentrace na povrchu mikroplastových částic mohou násobně převyšovat koncentrace v okolním prostředí. Sorpce na mikroplastové částice byla popsána např. u triclosanu (Tong et al., 2021), ropných uhlovodíků (Hüffer a Hofmann, 2016; Song et al., 2021), bromovaných organických sloučenin, jako jsou polybromované difenylethery (PBDE) (Xu et al., 2019), polyaromatických uhlovodíků (PAU) (Černá et al., 2021), polychlorovaných bifenyly (PCBs) (Endo et al., 2005), pesticidů (Li et al., 2021), farmak a produktů osobní péče (Razanajatovo et al., 2018; Yao et al., 2022), per- a polyfluorovaných sloučenin (Llorca et al., 2018; Mejías et al., 2023) a některých těžkých kovů (Zhao et al., 2022). Jen menší část studií nicméně sledovala sorpci polutantů na mikroplasty v reálných environmentálních podmínkách. Například Endo et al. (2005) analyzovali množství PCBs sorbovaných na plastových peletách nasbíraných na 47 japonských plážích. Koncentrace PCBs na peletách se pohybovaly od <28 do 2300 ng/g a korelovaly s koncentracemi zjištěnými v mlžích ze stejných lokalit. Černá et al. (2021) sledovali sorpci 18 typů polyaromatických uhlovodíků (PAU) na částice dvou typů polyuretanové pěny (biodegradabilní a konvenční v nové a stařené formě). Experimenty byly prováděny v půdách v minulosti kontaminovaných polyaromatickými uhlovodíky v důsledku provádění impregnace dřeva ze dvou lokalit v České republice – poblíž Soběslavi a Srní. Výsledky ukázaly (viz Obrázek 4), že biodegradabilní polyuretan měl silnou tendenci akumulovat PAU a že PAU se na něm nacházely v koncentracích až 70krát vyšších, než jaké byly detekovány v okolní kontaminované půdě. Oproti tomu mikročástice konvenčního polyuretanu absorbovaly maximálně 3,6násobné koncentrace PAU, než byly v půdě. Staření polyuretanu nemělo vliv na jeho sorpční vlastnosti. Autoři další studie z České republiky (Titov et al., 2024) sledovali sorpci polutantů na mikročástice nového a stařeného polyethylenu s nízkou hustotou (LDPE), polyethylenterenftalátu (PET), a polyvinylchloridu (PVC). Ty byly umístěny po dobu dvou týdnů do Jirenského potoka (50.12333145011798, 14.638659140152146) poblíž výtoku z čistírny odpadních vod. Vedle držáků s mikroplastovými částicemi byly do potoka umístěny i ještě držáky s pískem a pasivní vzorkovače typu POCIS (Polar Organic Chemical Integrative Sampler) s HLB sorbentem. Z 297 sledovaných látek bylo na pasivních vzorkovačích zjištěno 64 látek, a to zejména ze skupin farmak a produktů osobní péče, dále pesticidů, endokrinních disruptorů a fluorovaných organických látek (viz Obrázek 5). Z nich bylo 21 látek zachyceno na mikroplastových částicích (viz Obrázek 6), přičemž nejvíce bylo zachyceno léčivo telmisartan, používané k léčbě vysokého krevního tlaku a k prevenci kardiovaskulárních příhod.



**Obrázek 4.** Koncentrace PAU detekované v A: biologicky odbouratelném (BIO) a B: konvenčním (PUR) polyuretanovém mikroplastu po expozici kontaminovaným půdám (SR a SB). Oba typy mikroplastů prošly zrychleným stárnutím (BIO240 a PUR240) a byly vystaveny kontaminované půdě během 0, 7, 14 a 28 dnů. Hodnoty nad sloupečky v obou grafech (A, B) představují p-hodnoty získané z jednocestné ANOVA a dokumentují významnost doby expozice. Vliv půdy a stárnutí nebyl u BIO MP (A) významný. Různá písmena v grafu B označují významné rozdíly mezi výsledky (Tukeyho HSD post hoc test;  $\alpha = 0,05$ ). Vodorovné přerušované čáry představují původní koncentrace PAH v půdách. (Převzato z Černá et al., 2021 a upraveno).

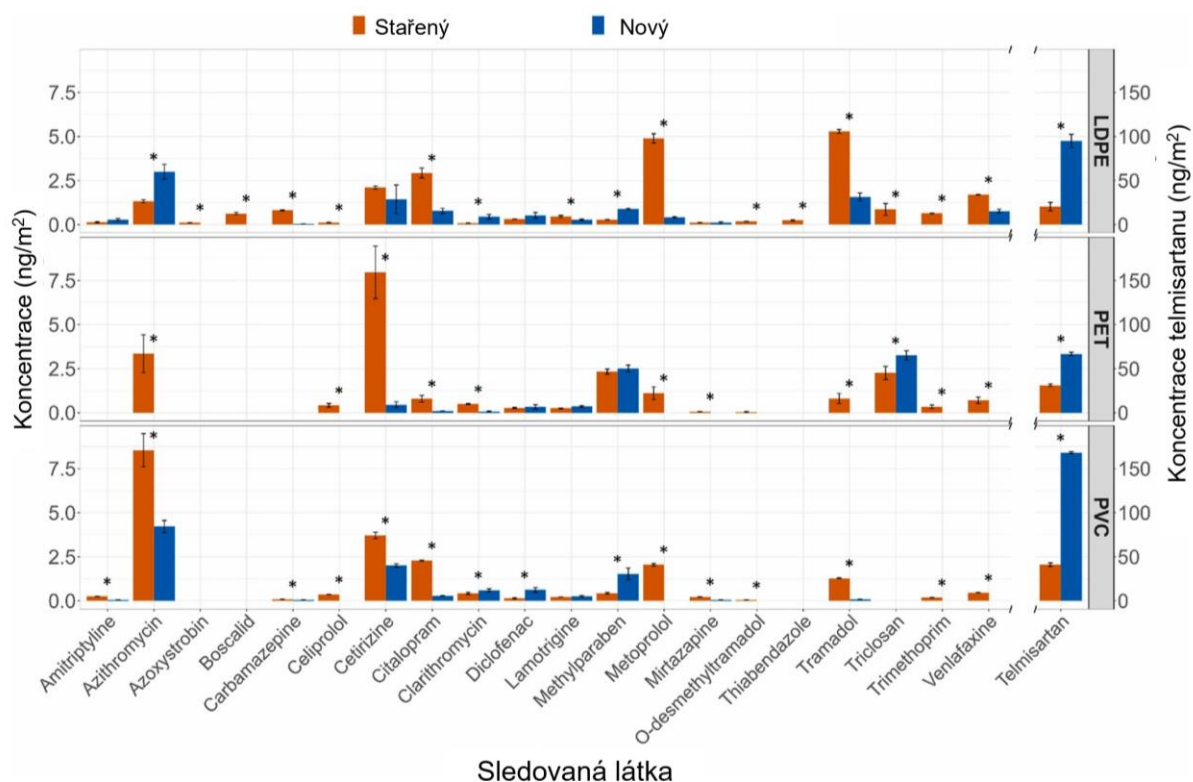


a) Sledovaná látka



b) Sledovaná látka

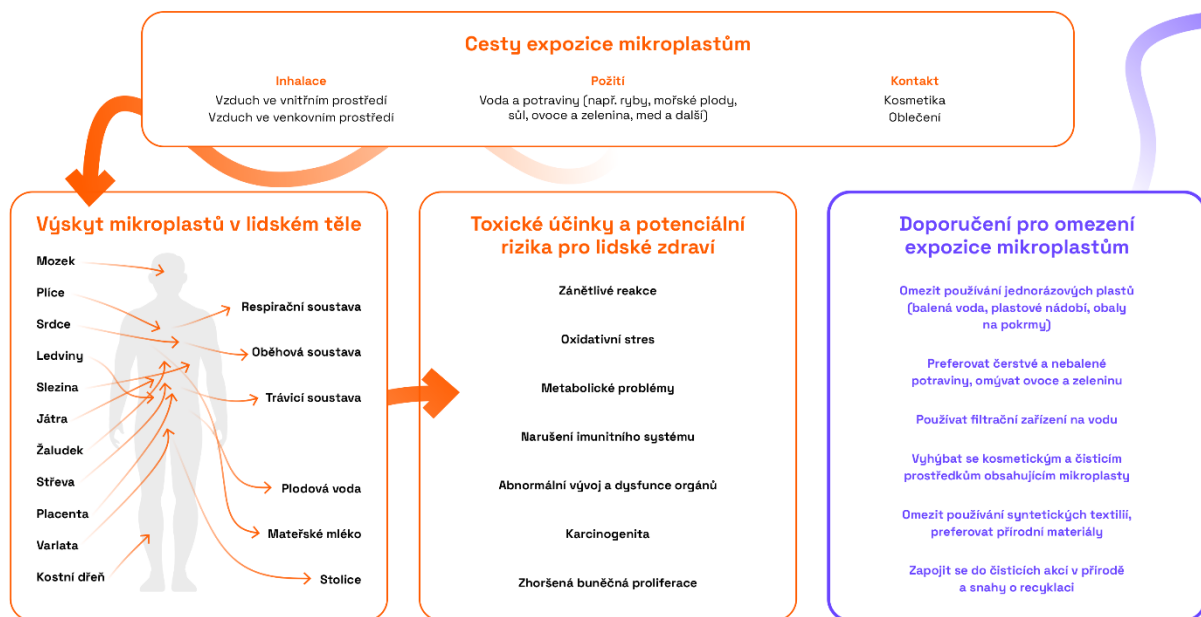
**Obrazek 5.** Průměrné koncentrace analytů detekovaných na pasivních vzorkovačích POCIS exponovaných v místě studie vztažené k hmotnosti sorbentu HLB. Látky označené hvězdičkami byly detekovány také na exponovaných mikroplastech. Chybové úsečky představují příslušné směrodatné odchylky (n = 3). (a) Znečišťující látky s vysokou koncentrací; (b) znečišťující látky s nízkou koncentrací. (převzato z Titov et al., 2024)



**Obrázek 6.** Znečišťující látky detekované na studovaných mikroplastech (LDPE, PET, PVC). Množství znečišťujících látek se vztahuje k povrchové ploše mikroplastů. Pomocná osa na pravé straně obrázku představuje koncentraci telmisartanu. Chybové úsečky představují příslušné směrodatné odchylky ( $n = 3$ ). Hvězdičky označují kontaminanty s významným průměrným rozdílem mezi zestárlými a nezestárlými verzemi mikroplastů (t-test,  $\alpha = 5\%$ ). (převzato z Titov et al., 2024)

Rešerše 35 studií, které hodnotily toxicitu suspenzí mikroplastových částic a jejich výluhů, ukázala, že v 52 % případů měla toxické účinky jak suspenze, tak výluh, zatímco ve 35 % případů byla toxicita přičítána samotné suspenzi. Ve 13 % případů byl toxický pouze výluh. To naznačuje, že výluhy mikroplastů významně přispívají k jejich celkové toxicitě. Výsledky studií se však značně liší v závislosti na experimentálních podmínkách a typu plastu. Výsledky toxicity a koncentrace toxických chemikálií ve výluhu významně ovlivňují metody přípravy výluhů, např. doba vyluhování, velikost částic a separační technik (Boháčková a Cajthaml, 2024).

Možné zdroje a cesty vstupu mikroplastů do lidského těla, oblasti jejich výskytu, potenciální zdravotní důsledky a doporučení pro omezení expozice mikroplastům jsou shrnuty na **obrázku 7**.



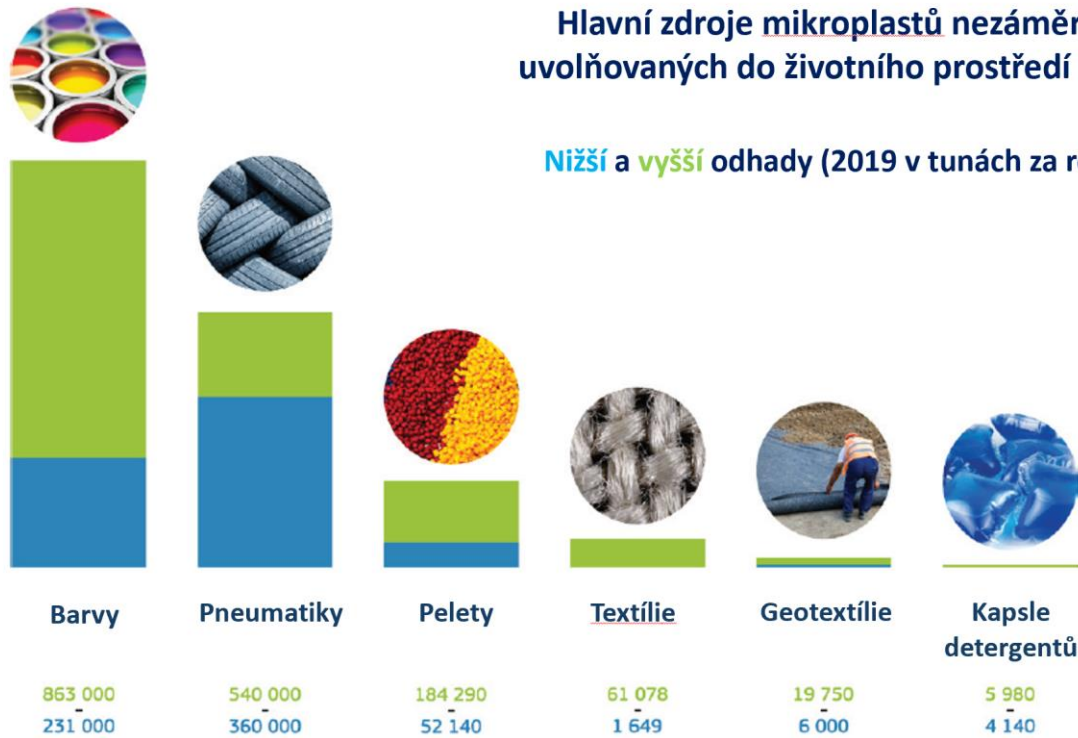
**Obrázek 7.** Možné zdroje a cesty vstupu mikroplastů do lidského těla, oblasti jejich výskytu, potenciální zdravotní důsledky a doporučení pro omezení expozice mikroplastům. Zdroj: <https://www.dataozdravi.cz/temata/clanky/znečisteni/mikroplasty>

## 5 Zdroje mikroplastů v životním prostředí

Původ primárních a sekundárních mikroplastů byl již objasněn v kapitole 2 „Vymezení pojmu mikroplasty“. Zdroje mikroplastů pak lze rozdělit na **bodové a plošné**. Bodové zdroje zahrnují především průmyslové podniky, kde dochází k výrobě a zpracování plastů, dále čistírny odpadních vod (ČOV), které koncentrují mikroplasty z komunálních a průmyslových odpadních vod, a odpadní vody z provozů zpracovávajících textilní výrobky. Plošné zdroje tvoří především aplikace čistírenských kalů na zemědělskou půdu, spalování odpadů obsahujícího plasty, běžné lidské činnosti a s nimi spojené opotřebení plastových materiálů. Sem patří otěr pneumatik a vozovek při dopravě, úniky granulátu při manipulaci s plastovými surovinami (např. peletami) nebo používání plastových výrobků v zemědělství (např. geotextilie, mulčovací materiály). Odhaduje se, že 70–80 % plastů v oceánech pochází z pevninských zdrojů, zbylých 20 % až 30 % pochází ze zdrojů v oceánu (např. z rybářských sítí, vlasců, lan a opuštěných plavidel). Různé zdroje se v odhadech podílů zdrojů na znečištění mikroplasty rozcházejí. Např. dokument Evropské komise „EU action against microplastics“ z roku 2023 (European Commission, 2023a) uvádí jako hlavní zdroje sekundárních mikroplastů do prostředí především částice z barev a nátěrů, otěry pneumatik a plastové pelety (Obrázek 8). Jiné zdroje (IUCN, 2017; EEB, 2022) uvádějí jako hlavní zdroje nezpracovaný plastový odpad, opotřebení pneumatik, silničního značení a vozovek, praní textilií a používání geotextilií (Obrázek 9).

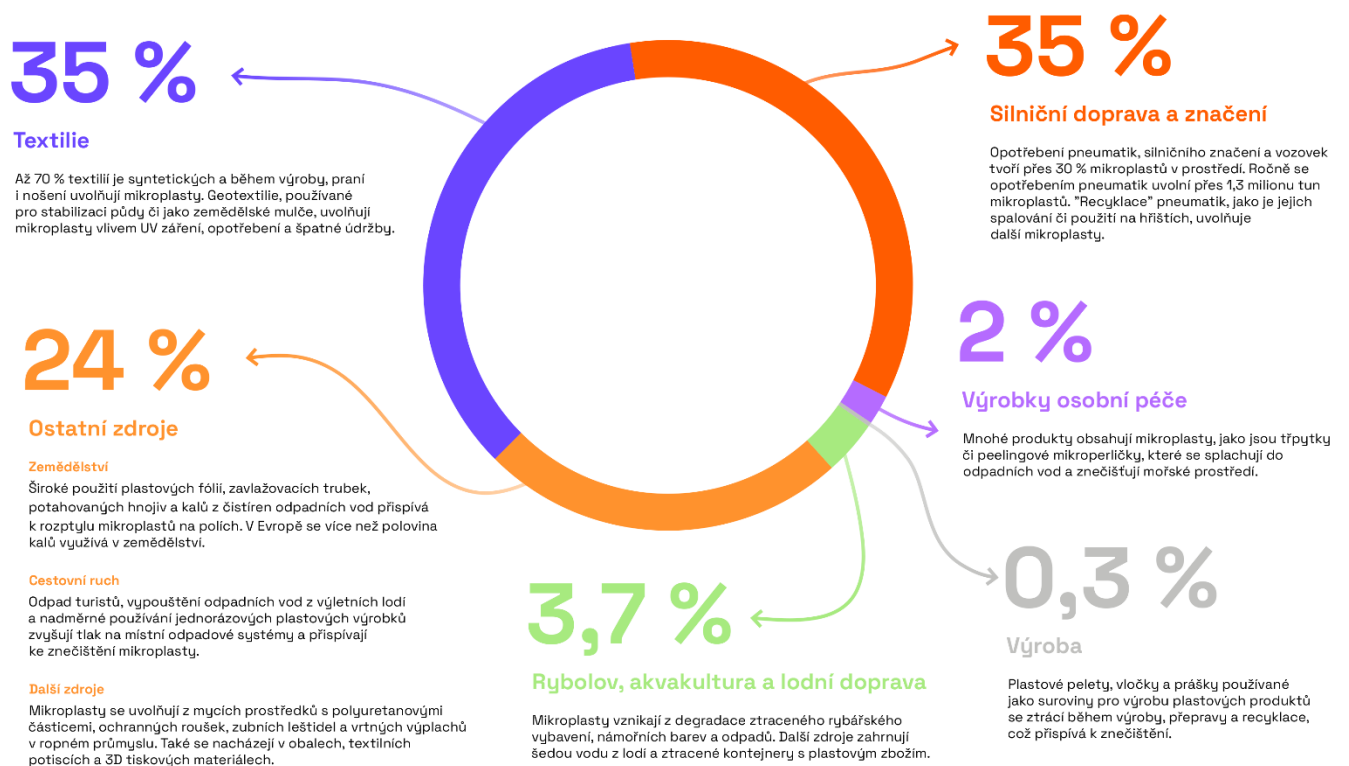
## Hlavní zdroje mikroplastů nezáměrně uvolňovaných do životního prostředí EU

Nižší a vyšší odhady (2019 v tunách za rok)



**Obrázek 8.** Hlavní zdroje znečištění nezáměrně uvolňovanými mikroplasty v životním prostředí EU.

Zdroj: <https://maring.org/wp-content/uploads/2023/11/EU-Action-Against-Microplastics.pdf>



**Obrázek 9.** Hlavní zdroje mikroplastového znečištění v životním prostředí. Zdroj:

<https://www.dataozdravi.cz/temata/clanky/znecesteni/mikroplasty#WqqaBlm>

Další dokument vytvořený autory z Evropské agentury pro životní prostředí a "European Topic Centre on Human Health and the Environment" (Boucard et al., 2024) uvádí, že podle dostupných dat jsou mezi hlavními zdroji mikroplastů v životním prostředí pneumatiky, barvy a nátěry, pelety, obalové materiály, zemědělství a umělé trávníky (viz Tabulka 4), přičemž různé studie se opět svými odhady významně rozcházejí. Shodují se nicméně na vysokém podílu mikroplastů pocházejících z otěrů pneumatik. Dokument dále uvádí, že přestože se odhaduje, že zemědělství je významným zdrojem mikroplastů, nebylo v rámci dokumentu posouzeno vzhledem k absenci vhodného zdroje dat. Odpadní vody a čistírenské kaly pak dokument považuje za podstatné součásti toku mikroplastových částic do prostředí, nikoliv však za jejich primární zdroje.

**Tabulka 4.** Zdroje mikroplastů v životním prostředí EU dle dokumentu „Microplastic releases in the European Union“ (Boucard et al., 2024).

Zdroj	Impact Assessment Report (EC, 2023)	Eunomia (Hann et al., 2018)	IVL (Unsbo et al., 2022)	TNO (Urbanus et al., 2022)
Geografický rozsah	EU28	EU28 + Norsko a Švýcarsko	Švédsko	Nizozemí
Pneumatiky	36%	62%	64%	50%
Pelety	9%	11%	3%	
Barvy a nátěry	43%	15%	6%	
Umělé trávníky		6%	17%	
Obalové materiály				29%
Zemědělství				15%
Textílie	3%	4%	4%	2%
Geotextílie	1%		0,1%	
Opotřebením trupů lodí			4%	
Další plasty				2%
Automobilové brzdy		1%		1%
Elektronika				1%
Bóje a plovoucí mola			1%	
Produkty osobní péče			1%	
Prací kapsle	0,4%			

**Tabulka 5.** Zdroje mikroplastů nezáměrně uvolňovaných do životního prostředí EU (zdroj Bosmans, 2023).

Zdroj	Množství (tuny/rok)
Barvy a nátěry	482 000
Otěry pneumatik	450 000
Pelety	134 260 – 198 190
Textilie	1 649 – 61 078
Geotextilie	6 000 – 19 750
Obaly detergentů	18 000
<b>Celkem</b>	<b>800 000 – 1 800 000</b>

Z hlediska evropské legislativy lze rozlišovat mikroplasty záměrně přidávané do výrobků a mikroplasty nezáměrně uvolňované do životního prostředí. Za největší zdroje druhé skupiny patří barvy a nátěry, otěry pneumatik, použití a manipulace s plastovými peletami, syntetické textilie, geotextilie a plastové obaly detergentů. Jejich odhadovaný podíl na mikroplastech uvolňovaných do prostředí EU je znázorněn v Tabulce 5. Těchto 6 zdrojů pravděpodobně tvoří 90 % všech uvolňovaných mikroplastů.

### 5.1 Otěr pneumatik

Podle evropských i českých odhadů představuje doprava (zejména otěr pneumatik, dále uvolňování mikroplastů z nátěrů a silničního značení) jeden z nejvýznamnějších zdrojů mikroplastů v urbanizovaných oblastech. Přestože rozsah emisí částic z opotřebení pneumatik do životního prostředí je stále nedostatečně kvantifikován (Mennekes a Nowack, 2022), celosvětové emise se odhadují na 5,9 milionu tun ročně (Kole et al., 2017). Australská studie Ziajahromi et al. (2023) ukázala, že 95 % mikroplastových částic ve srážkovém odtoku z urbanizovaného území tvořily částice z otěrů pneumatik, následované částicemi polypropylenu (PP) a polyethylentereftalátu (PET). Koncentrace mikroplastů (studie sledovala částice větší než 25 µm) v dešťové vodě se na různých místech lišila od 3,8 do 59 částic na litr (množství částic z otěru pneumatik se pohybovalo od 2,5 do 58 na litr). Studie zaznamenala záchyt mikroplastů v záchytném zařízení na dešťovou vodu (odstranění 35–88 %) a v mokřadu určeném k záchytu dešťové vody, přičemž v obou případech byly nalezeny zvýšené koncentrace mikroplastů v sedimentu.

Nebezpečí mikroplastových částic z pneumatik spočívá i v tom, že uvolňují řadu aditiv, např. difenylguanidin (DPG), hexamethoxymethylmelamin (HMMM), benzothiazol (BTZ), N-fenyl-N'-(1,3-dimethylbutyl)-p-fenylendiamin (6PPD), z nichž některé nebo jejich transformační produkty mohou být toxické pro vodní organismy. Např. chinonový transformační produkt N-fenyl-N'-(1,3-dimethylbutyl)-p-fenylendiaminu (6PPD-q) je toxický pro ryby (Tian et al., 2021). Bylo také prokázáno, mikroplasty pocházející z opotřebení z pneumatik jsou z velké části zadržovány v čistírnách odpadních, a tudíž mohou být skrze kaly z čistíren odpadních vod aplikovány na zemědělskou půdu a dostávat se do plodin (Baensch-Baltruschat et al., 2022; Castan et al., 2023). Baensch-Baltruschat et al. (2022) odhadují, že v Německu se na zemědělskou půdu v důsledku aplikace čistírenských kalů dostává 1400 až 2800 tun mikroplastových částic z pneumatik ročně.

### 5.2 Syntetické textilie

Dalším významným zdrojem mikroplastů je praní oblečení ze syntetických materiálů. Evropská agentura pro životní prostředí udává, že přibližně 8 % evropských mikroplastů putujících do oceánu pochází ze syntetických textilií. Odhaduje, že globálně to je mezi 16-35 %, což představuje 200 000 – 500 000 tun mikroplastů z textilií ročně. Největší část mikroplastů s textilií je uvolněna během několika prvních praní textilií. Studie de Falco et al. (2019) sledovala mikrovlákna uvolňovaná během praní čtyř kusů oblečení vyrobených ze syntetických materiálů: 100% polyester - kód BT, 100% polyester - kód RT, 100% polyester, z toho 65% recyklovaný polyester - kód GB a kód GT - přední část vyrobena ze 100% polyesteru a zadní část ze směsi 50% bavlny a 50% modalu. Studie sledovala mikrovlákna zachycená po pracích cyklech na filtrech s velikostí pórů 400, 60, 20 a 5 µm. Výsledky ukázaly, že množství mikrovláken uvolňovaných během praní se pohybuje v rozmezí od 124 do 308 mg na kg vyprané tkaniny v závislosti na typu vypraného oděvu, což odpovídá počtu mikrovláken v rozmezí od 640 000 do 1 500 000. Uvolňování mikrovláken bylo ovlivněno některými textilními vlastnostmi tkanin. Velké množství mikrovláken celulóзовé povahy se uvolnilo také během praní oděvů vyrobených ze směsi polyesteru a celulózy. Podobně studie Vassilenko et al. (2021) vyhodnotila uvolňování mikrovláken z 37 různých vzorků syntetických a přírodních oděvních textilií během pěti po sobě jdoucích cyklů domácího praní. Množství uvolněných mikrovláken se pohybovalo od 9,6 mg do 1 240

mg kg<sup>-1</sup> textilie na praní, což je odhadem 8 809 až >6 877 000 mikrovláken. Mechanicky ošetřené polyesterové vzorky, v nichž převládaly fleecy a žerzeje, uvolnily šestkrát více mikrovláken (161 ± 173 mg kg<sup>-1</sup> na praní) než nylonové vzorky s tkanou konstrukcí a vláknitými přízemi (27 ± 14 mg kg<sup>-1</sup> na praní). Uvolňování vláken pozitivně korelovalo s tloušťkou tkaniny u nylonu a polyesteru. Je zajímavé, že bavlněné a vlněné textilie také uvolňovaly velké množství mikrovláken (165 ± 44 mg kg<sup>-1</sup> na praní). Studie Sudheshna et al. (2022) sledovala množství uvolňovaných mikrovláken z praní ve 4 domácnostech. Průměrné množství uvolněných mikrovláken bylo 7 453 635 na 7 kg prádla, 7 375 500 na 6 kg prádla, 10 692 255 na 7 kg prádla a 7 589 017 na 6.2 kg prádla. Podíl syntetických vláken byl pouze cca 19 % a nejvíce sledovaných mikrovláken bylo ve velikostní frakci ≤ 5 μm (48,64 %). Tato studie filtrovala vzorky odpadní vody z praček přes filtry o velikosti pórů 2.7 μm a 0.7 μm, čímž se jí podařilo postihnout právě i frakci ≤ 5 μm. Studie Napper a Thompson (2016) odhadla, že z jednoho pracovního cyklu s 6 kg akrylového prádla se může uvolnit okolo 700 000 mikrovláken. Tato studie využila filtry o velikosti pórů 25 μm, čímž nepostihla menší částice. To vysvětluje rozdíly mezi zjištěným množstvím částic uvolněných při praní.

### 5.3 Čistírny odpadních vod a čistírenské kaly

Mikroplastové částice z pneumatik spláchnuté s dešťovým odtokem, vlákna uvolněná z oblečení při praní a mikroplastové částice z dalších antropogenních výrobků a činností, např. primární částice z produktů osobní péče, částice vzniklé opotřebením plastových materiálů v domácnostech i průmyslu, částice spláchnuté dešťovým odtokem atd. z větší části zachytávají v čistírnách odpadních vod a čistírenské kaly aplikované na zemědělskou půdu jsou pak jejich významným zdrojem v prostředí. Ačkoli ČOV nejsou speciálně navrženy k odstraňování mikroplastových částic z odpadních vod, podle řady studií dochází k jejich snížení. Toto snížení se může lišit v závislosti na čistírně, přičemž dle různých studií se pohybuje od 58,8 % do 99,9 % (Car et al., 2016; Murphy et al., 2016; Magni et al., 2019; Gies et al., 2018; Lee a Kim, 2018; Cristaldi et al., 2020; Liu et al., 2021c; Horton et al., 2021; Xu et al., 2021). Podle výzkumu provedeného Ziajahromi et al. (2021) skončí přibližně 79 % mikroplastů, které vstupují do ČOV, ve fázi kalu nebo v biomase, kterou lze likvidovat na skládkách nebo dále zpracovávat. Podle literatury se množství mikroplastů v kalech z ČOV na celém světě pohybuje od >1 000 částic kg<sup>-1</sup> do 301 400 částic kg<sup>-1</sup> (Nguyen et al., 2022). Studie Gies et al. (2018) sledující osud mikroplastů v ČOV ve kanadském Vancouveru na základě naměřených dat odhadla, že do dané čistírny vstupuje ročně 1,76 ± 0,31 triliónů mikroplastů, z toho cca 1.28 ± 0,54 triliónů sedimentuje v rámci primárního kalu, 0,36 ± 0,22 v rámci sekundárního a 0,03 ± 0,01 triliónů mikroplastů odtéká s vyčištěnou odpadní vodou do recipientu. Ve studii provedené v Číně bylo nalezeno v kalech průměrně 10 280 částic kg<sup>-1</sup> (Yuan et al., 2022). Španělská studie van den Berg et al. (2020) identifikovala v kalech ze čtyř čistíren 18 000 ± 15 940 mikroplastových částic o nízké hustotě ( $\rho < 1 \text{ g cm}^{-3}$ ) na kg a 32 070 ± 19 080 940 mikroplastových částic o vysoké hustotě na kg ( $\rho > 1 \text{ g cm}^{-3}$ ). Informace o množstvích mikroplastových částic detekovaných v kalech z čistíren odpadních vod v různých částech světa jsou obsaženy v Tabulce 6. Z tabulky je zřejmá opětovná závislost množství detekovaných mikroplastových částic na spodní hranici velikosti částic postižitelných použitou metodou stanovení.

**Tabulka 6.** Porovnání množství mikroplastových částic (MP) na gram sušiny kalu ( $\pm$  směrodatná odchylka – SD) z různých čistíren odpadních vod, populace obsluhované ČOV, kapacita ČOV, spodní limit velikosti MP a sekce produkce kalů z ČOV.

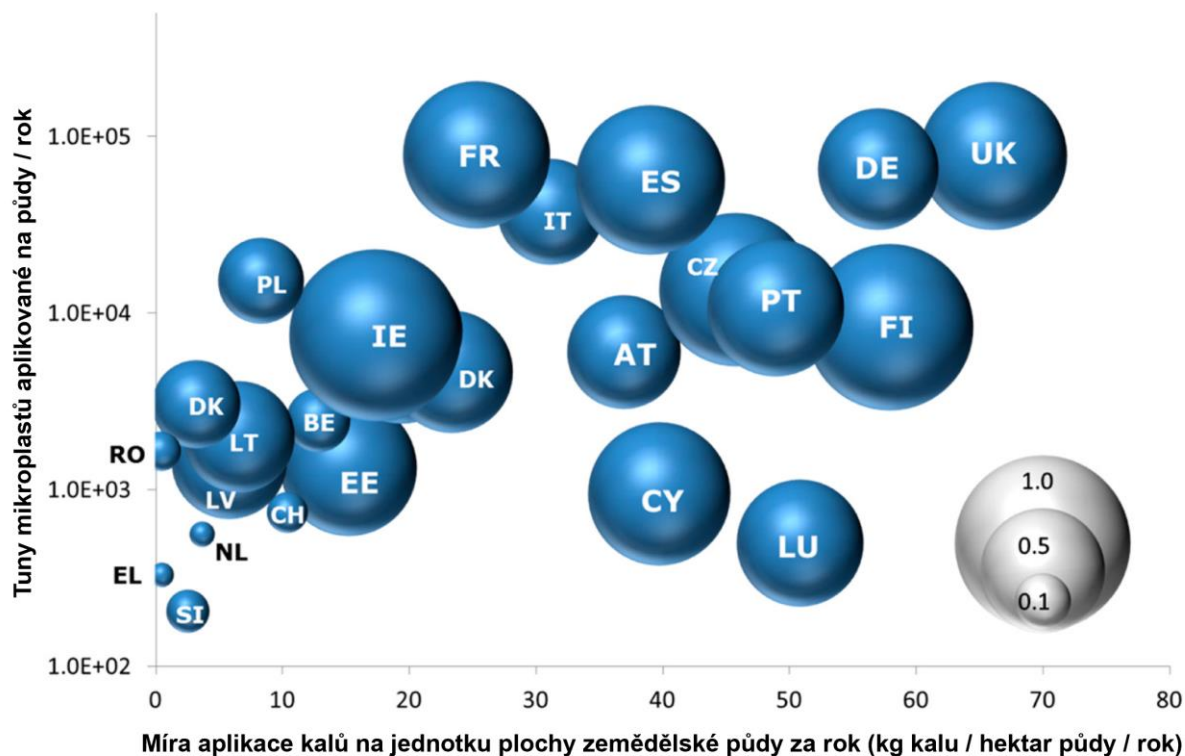
Zdroj	Obsluhovaná populace (kapacita v m <sup>3</sup> za den)	Místo	Spodní hranice velikosti částic	Počet MP/g sušiny kalu $\pm$ SD	Typ čistírenského kalu
Vollertsen a Hansen, (2017)	-	Dánsko – 5 ČOV	20-500 $\mu$ m	průměr 169 000	Kal po digesci z 5 ČOV
Mintenig et al. (2017)	$7.0 \times 10^3$ – $2.1 \times 10^5$	Německo	500 $\mu$ m	1–24	Primární kal
Lares et al. (2018)	N/A	Finsko	250 $\mu$ m	23 $\pm$ 4,2	Aktivovaný kal
				170,9 $\pm$ 28,7	Kal po digesci
				27,3 $\pm$ 4,7	Kal z membránového bioreaktoru
Lusher et al. (2017)	$1.8 \times 10^4$ – $6.1 \times 10^5$	Norsko	50 $\mu$ m	1,7–19,8	Odvodněný a vysušený kal z kal. hospodářství
Mahon et al. (2017)	$6.5 \times 10^2$ – $2.4 \times 10^5$	Irsko	45 $\mu$ m	4,0–15,4	Kal po aerobní digesci, termálně sušený kal, vápnem stabilizovaný kal
Hurley et al. (2018)	-	Norsko – 10 vzorků kalů z 8 ČOV	50 $\mu$ m	1,7 – 19,8 Průměr 6	Odvodněný surový kal před stabilizací, stabilizovaný kal, vysušený kal
Edo et al. (2020)	$3.0 \times 10^5$	Španělsko	25 $\mu$ m	183 $\pm$ 84	Primární a sekundární kal
Lofty et al. (2022)	neuveдено	Newport, Spojené království	1000-5000 $\mu$ m	24,7	Primární a vratný sekundární kal
Liu X. et al. (2019)	(20 000)	Wuhan, Čína	45 $\mu$ m	240	Primární a sekundární kal
Lee a Kim (2018)	67 700 (35 000)	M-City, Korea	106 $\mu$ m	14,9	Primární a sekundární kal
	235 711 (110 000)	Y-City, Korea	106 $\mu$ m	9,65	Sekundární kal
	245 200 (130 000)	S-City, Korea	106 $\mu$ m	13,2	Primární a sekundární kal
Gies et al. (2018)	1 300 000 (493 271)	Vancouver, Kanada	100 $\mu$ m	14,9	Primární kal
			100 $\mu$ m	4,4	Sekundární kal
Crossman et al. (2020)	140 000	Ontario, Kanada	50 $\mu$ m	11,5 14,4	Zpracovaný kal (po anaerobní digesci)
	140 000	Ontario, Kanada	50 $\mu$ m	8,7	Zpracovaný kal (po aerobní a anaerobní digesci)
Zhang et al. (2020)	-	Guilin, Čína	200–5000 $\mu$ m	Průměr 2,35	Odvodněný surový kal ze 3 ČOV

Zdroj	Obsluhovaná populace (kapacita v m <sup>3</sup> za den)	Místo	Spodní hranice velikosti částic	Počet MP/g sušiny kalu ± SD	Typ čistírenského kalu
Horton et al. (2021)	-	UK – 5 ČOV	>25 µm	301 – 10 380 průměr na různých ČOV 500-7 651	Kal po anaerobní digesci nebo po vápnění z 5 ČOV
Yuan et al. (2022)	300 000 (100 000)	Nanjing, Čína	3 µm (?)	6,32	Kal odvedený do kalového hospodářství
	400 000 (120 000)	Nanjing, Čína	3 µm (?)	7,69	Kal odvedený do kalového hospodářství
	800 000 (260 000)	Nanjing, Čína	3 µm (?)	9,84	Kal odvedený do kalového hospodářství
	600 000 (150 000)	Nanjing, Čína	3 µm (?)	12,04	Kal odvedený do kalového hospodářství
	250 000 (80 000)	Nanjing, Čína	3 µm (?)	13,04	Kal odvedený do kalového hospodářství
Harley-Nyang et al. (2022)	157 946 (max. 86 400)	Devon, Anglie	50 µm	37,7–286,5	Kal ze 7 různých míst včetně kalu po digesci

Pozn. Ve studii Yuan et al. (2022) byly vzorky filtrovány přes filtr o velikosti pórů 3 µm, což ale s největší pravděpodobností neodpovídá spodní velikostní hranici detekovaných částic.

V České republice je dle Informačního systému odpadového hospodářství necelá třetina čistírenských kalů aplikována na zemědělskou půdu, cca dvě třetiny jsou kompostovány a menší podíly jsou využívány energeticky, spalovány nebo skládkovány. V EU je na zemědělskou půdu aplikována necelá polovina čistírenských kalů. Tato praxe je podporována směrnicemi Evropské unie, které mají za cíl redukci kalů z čistíren odpadních vod ukládaných na skládky a spalovanými ve spalovnách směrem k výrobě energie a zemědělství, a přispívají tak k cílům vedoucím k nulovému čistému odpadu a udržitelnému hospodářskému růstu (např. Směrnice Rady 1999/31/ES o skládkách odpadů) a Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2009/28/ES o obnovitelných zdrojích energie (Mininni et al., 2015). Aplikace kalů na zemědělskou půdu přináší do půd nejen organickou hmotu a potřebné živiny, ale i celou řadu mikropolutantů včetně mikroplastů (Lofty et al., 2022; Wickramasinghe et al., 2024). Použití kalů na zemědělské půdě je v EU upraveno pomocí Směrnice 86/278/EHS o ochraně životního prostředí a zejména půdy při používání kalů z čistíren odpadních vod v zemědělství. Ta udává limitní hodnoty pro některé kovy (Cd, Cu, Hg, Ni, Pb a Zn) obsažené v kalech. Několik členských států EU, jako například Česká republika (v rámci Vyhlášky č. 273/2021 Sb., o podrobnostech nakládání s odpady ve znění pozdějších předpisů) stanovilo limity pro další potenciální rizikové prvky, vybrané organické sloučeniny a mikrobiální kontaminaci (Hudcova et al., 2019). Neexistuje nicméně žádné omezení pro obsah mikroplastů, přestože některé studie naznačují, že čistírenské kaly mohou být významným vstupem mikroplastů do půd a dalších složek prostředí. Např. studie Lofty et al. (2022) odhadla, že čistírenské kaly obsahují okolo 0,01 g mikroplastů na gram sušiny kalu, což odpovídá cca 1% (hm). Ta samá studie také odhadla, že ročně je v Evropě aplikováno na půdu mezi 31 000 a 42 000 tunami mikroplastů. Španělská studie van den Berg et al. (2020) zkoumala vliv aplikace čistírenských kalů ve čtyř čistíren na 16 zemědělských ploch. Zjistila, že na polích, kde kal nebyl v rámci studie aplikován, bylo v průměru nalezeno 2030 mikroplastových částic na kg půdy, zatímco na polích s aplikací kalu bylo v průměru nalezeno 5190 mikroplastových částic na kg půdy. Byly sledovány částice zachycené na filtru o velikosti pórů 11 µm. V zemědělských půdách v Ontariu (Kanada), na které byly opakovaně aplikovány čistírenské kaly, byly zjištěny koncentrace až 541 částic mikroplastů na kg půdy,

ve srovnání se 4 částicemi na kg v kontrolních půdách, na které nikdy čistírenské kaly nebyly aplikovány (Crossman et al., 2020). Studie Nizzetto et al. (2016) odhadla míry a intenzity aplikace mikroplastů na evropské zemědělské půdy (Obrázek 10). Dále na základě kvantitativních údajů vstupů mikroplastů do čistíren odpadních vod z Dánska, Švédska a Norska předpokládá, že na evropskou zemědělskou půdu se každoročně aplikuje 63 000–430 000 tun mikroplastů s průměrným a maximálním zatížením na obyvatele 2, respektive 80 g mikroplastů/m<sup>2</sup>/rok. Machado (2020) odhadli, že na evropské zemědělské půdy se vypouštějí 26 000 až 151 000 tun mikroplastů, a to na základě údajů z přehledu tří článků, které uvádějí koncentrace mikroplastů v biomase vznikající z kalů z čistíren odpadních vod. V důsledku toho může zemědělská půda představovat jeden z rezervoárů znečištění mikroplasty na světě.



**Obrázek 10.** Odhadované míry a intenzity aplikace mikroplastů na evropské zemědělské půdy. V zemích se zvýšenými mírami aplikace kalů na jednotku plochy zemědělské půdy (jako například Spojené království) je úroveň mikroplastů akumulovaných v ošetřených půdách pravděpodobně vyšší než v zemích s podobným využitím kalů, ale nižší intenzitou aplikace (např. Francie). Národní horní míry aplikace mikroplastů byly odhadnuty jako produkce kalu vynásobená mírou zemědělské aplikace vynásobená emisemi mikroplastů na obyvatele vynásobené celkovou populací. Plošné míry aplikace byly odhadnuty jako produkce kalu vynásobená mírou zemědělské aplikace a poté dělená celkovou plochou zemědělských podniků. Bubliny představují jednotlivé země: Rakousko (AT), Belgie (BE), Kypr (CY), Česká republika (CZ), Dánsko (DK), Estonsko (EE), Finsko (FI), Francie (FR), Německo (DE), Řecko (EL), Irsko (IE), Itálie (IT), Lotyšsko (LV), Litva (LT), Lucembursko (LU), Nizozemsko (NL), Polsko (PL), Portugalsko (PT), Rumunsko (RO), Slovinsko (SI), Španělsko (ES), Spojené království (UK). Velikosti bublin představují podíl kalu aplikovaného buď přímo na zemědělské plochy, nebo ve formě zpracovaných biosolidů. Převzato ze studie Nizzetto et al., (2016).

## 5.4 Spalovny komunálního odpadu

V nedávné době byly jako zdroj mikroplastových částic identifikovány spalovny komunálního odpadu (Shen et al., 2021; Su et al., 2025). Studie Shen et al. (2021), která sledovala obsah (mikro)plastů a těžkých kovů ve vzorcích popílku, popela a povrchové půdy ze spalovny tuhého komunálního odpadu v těchto třech matricích identifikovala 23, 171 a 86 částic/kg sušiny. V popílku převažovala vlákna a hlavním typem ve vzorcích popela a půdy byly fragmenty. Na povrchu mikroplastů bylo adsorbováno několik typů těžkých kovů, jako je Cr, Cu, Zn, Pb. Studie Su et al. (2025) sledovala množství mikroplastů ve spalinách ze spalovny odpadu. Výsledky ukázaly, že převládající délka mikroplastů ve spalinách se pohybovala od 10 do 40  $\mu\text{m}$ . Hlavními polymerními typy mikroplastů byly polyvinylchlorid a polyakrylamid. Na základě terénních dat byla emise atmosférických mikroplastů odhadnuta na  $2,1 \times 10^{12}$  kusů/rok, což se ukázalo jako klíčový přispěvatel k atmosférickým mikroplastům.

## 5.5 Barvy a nátěry

Studie Diana et al. (2025), která shrnuje data z 53 studií, upozorňuje na množství mikroplastů uvolňovaných z nátěrů a barev, např. barev z budov a nástěnných maleb, řemeslných výrobků, aut a silnic, lodí a konstrukcí a průmyslových systémů, jako jsou potrubí, kanalizace a další infrastruktura. Mikroplasty v barvách byly kvantifikovány v několika mořských vzorcích z Evropy a v menší míře i z východní Asie. Hlášené koncentrace mikroplastů v barvách dosahují až 290 000 částic na kilogram sedimentů, přičemž nejvyšší koncentrace byla zaznamenána v blízkosti graffiti stěny. Ze studií toxicity testujících mikroplasty v barvách bylo celkem 68 testovaných účinků napříč všemi sledovanými parametry a organismy a 17 kvantifikovaných letálních koncentrací při 50% dávkách (v rozmezí od 0,001 do 20 g/l). Z testovaných účinků se 45 pozorovaných hodnot v ošetření barvou významně lišilo od kontroly (66 %) – většina z nich se týkala testů s použitím antifoulingových barev. Studie upozorňuje, že počet studií o mikroplastech v barvách je zatím malý, což omezuje holistické chápání této problematiky.

## 5.6 Cesty šíření mikroplastů v prostředí

Mikroplasty se mohou do suchozemského prostředí dostat různými cestami, včetně skládek (Geyer et al., 2017), atmosférického spadu (odhaduje se 0,343 milionu tun ročně celosvětově; Evangelidou et al., 2020) a z různých zemědělských postupů, například používáním plastového mulčování (Büks a Kaupenjohann, 2020; Crossman et al., 2020). Atmosférická depozice přispívá ke znečištění mikroplasty zejména v odlehlých oblastech (Zhang et al., 2019). Agroekosystémy jsou hlavními vstupními cestami pro mikroplasty do suchozemského prostředí, zejména pokud se do půdy aplikují kaly z čištění odpadních vod nebo se používají plastové materiály v zemědělství (Corradini et al., 2019; Nizzetto et al., 2016). Použití kalů v suchozemských agroekosystémech samo o sobě překračuje odhadované množství (93–236 tisíc tun mikroplastů), které se ročně dostává do oceánů (Van Sebille et al., 2015). Bylo zjištěno, že mikroplasty se hromadí v půdách z městských oblastí a zemědělských polí, kde mohou být trvale nebo dočasně zadržovány (He et al., 2018). Mobilizace makro- a mikroplastů v suchozemském prostředí může být ovlivněna srážkami, hydraulickými vlastnostmi, agronomickými postupy, bioturbací a vlastnostmi plastů (Guo et al., 2020). Dle teoretického modelu popisujícího transport a zadržování mikroplastů půdou a říčními sedimenty se zdá, že značná část mikroplastů na souši může být zadržena, ale u mikroplastů menších než 0,2 mm se předpokládá, že budou mobilnější (Nizzetto et al., 2016). Kromě laterálního transportu v suchozemském prostředí mohou být makroplasty a mikroplasty transportovány i vertikálně. Byla studována vertikální migrace mikroplastů v písčité půdě a bylo zjištěno, že hloubka průniku souvisí s velikostí a typem plastů, stejně jako s cykly zamokření a sucha (Bank a Hansson, 2019; Kooi et al., 2017; O'Connor et al., 2019). Malá velikost částic a cyklus zamokření a sucha usnadňují vertikální pohyb mikroplastů. Po transportu do hluboké vrstvy

půdy se plasty obtížněji odplavují povrchovým odtokem a buď se zadržují v půdě, nebo se mohou dostat do podzemních vod (Mintenig et al., 2019), viz Tabulka 7.

Mikroplasty mohou být také zadržovány v suchozemském prostředí půdními agregáty – mohou se dostat do půdních pórů a tvořit agregáty s dalšími půdními složkami, které je zachycují v půdě (Yu et al., 2021). Množství mikroplastů v půdách je o několik řádů větší než v oceánech (Guo et al., 2020). Nedávné studie prokázaly vertikální transport mikroplastů a nanoplastů v rostlinách (Luo et al., 2022). Adheze a adsorpce mikroplastů byly také pozorovány u široké škály suchozemských a vodních rostlin v terénu (Khalid et al., 2020). Kořeny a listy mohou koncentrovat mikroplasty z prostředí, což ovlivňuje klíčení a vývoj rostlin (Huang et al., 2022; Zantis et al., 2023). Navzdory těmto pozorováním zůstávají mechanismy zapojené do transportu mikroplastů mezi rostlinami a půdními systémy nejasné. Předpokládá se, že podobně jako u jiných škodlivin, by vegetace mohla působit jako nárazník pro transport mikroplastů a tím snižovat znečištění vodních toků z nebudových zdrojů. Například bylo prokázáno, že mangrovové lesy mohou zachycovat plastový odpad z moře (Cerri et al., 2025). Mikroplastové částice z půdy se pak mohou odstávat nejen do rostlin, ale i do těl půdních živočichů a dalších složek potravního řetězce (Machado et al., 2018; Van Loon et al., 2025).

**Tabulka 7.** Souhrn vědeckých studií zabývajících se detekcí mikroplastů (MP) v podzemní vodě. Typy MP: PE = polyetylen, PP = polypropylen, PS = polystyren, PA = polyamid, P = polyester, PET = polyethylentereftalát, PVC = polyvinylchlorid, ABS = akrylonitril-butadien-styren. (převzato z Viaroli et al., 2022; Brožová et al., 2023 a upraveno).

Studie	Stát	Typ zvodně	Charakter vzorků	Velikost sledovaných částic	Množství částic	Typ plastru
Panno et al., 2019	USA	Krasová zvodně	14 pramenů a 3 study	Filtrováno přes 0,45 µm	průměrně 7 ± 4,3 MP/L	PE
Johnson et al., 2020	UK	Křída, pískovec	neuveдено	Filtrováno přes 10 µm, fragmenty větší než 25 µm	Většinou <1MP/m <sup>3</sup>	ABS, PE, PS
Selvam et al., 2021	Indie	Přímořská zvodně	24 vzorků	Filtrováno přes 50 µm, částice 0,12-2,5 mm	0-4,3 MP/L	PA, PE, P
Samandra et al., 2022	Austrálie	Aluviální zvodnělá vrstva	Vzorky ze 7 vrtů a 2 hloubek	Filtrováno přes 15 µm	průměrně 38 ± 8 MP/L	PE, PP, PS, PVC
Göppert a Goldscheider, 2021	Německo	Aluviální zvodnělá vrstva	Z hloubky 1,4 a 1,7 m	Sledovány částice 1-2 µm, 5 µm	neuveдено	-
Jeong et al., 2023	Jižní Korea	Podzemní vody +voda z jeskyně	Hloubka 3-120 m	20,3–869,6 a 20,3–673,0 µm	7–513 MP/500L	PP, PE, PET
Samandra et al., 2022	Austrálie	Podzemní voda	5 odběrných míst	18-491 µm	16–97 MP/L	PE, PP, PS, PVC
Shu et al., 2023	JZ Čína	Krasová zvodně	-	3-80 µm	0–4 MP/L	PP, PS, PET
Esfandiari et al., 2022	JZ Írán	Aluviální zvodnělá vrstva v semiaridní oblasti	10 odběrných míst, hloubka 1-201 m	Filtrováno přes filtr 2 µm	0,1–1,3 MP/L	PS, PE, PET
Balestra et al., 2023	Itálie	Voda z jeskyně a krasových zvodní	4 odběrná místa	Filtrováno přes filtr 0,8 µm	12–54 MP/L	PE, PVC, PES

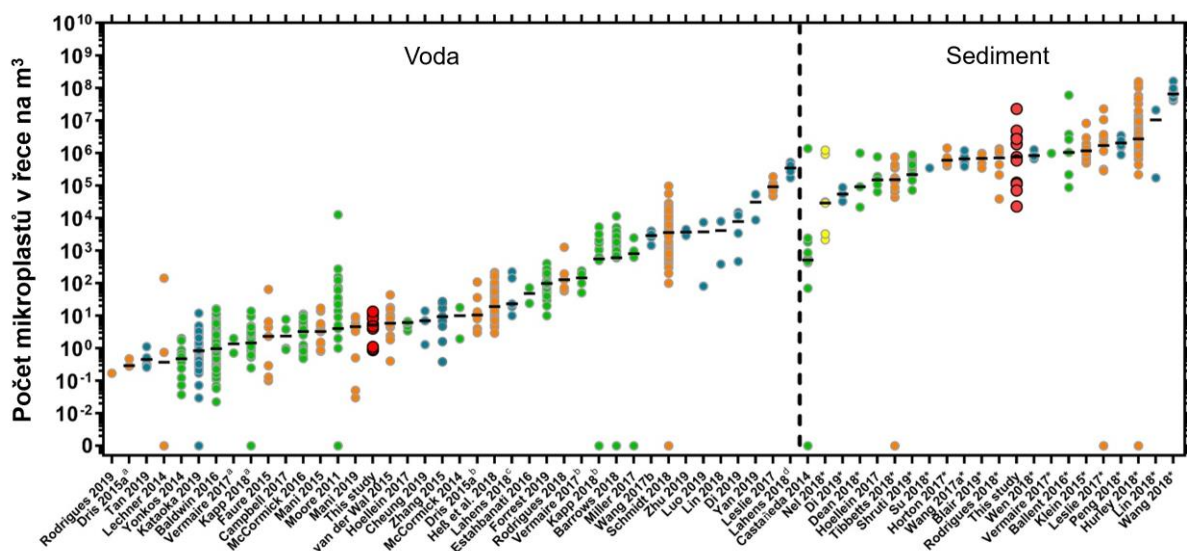
Studie	Stát	Typ zvodně	Charakter vzorků	Velikost sledovaných částic	Množství částic	Typ plastu
Valsan et al., 2023	JZ Indie	Přímořský kolektor	-	0,3–5 mm	0,15 (±0,1) MP/L	PES, LDPE
Lapworth a Shockley, 2022	UK	Podzemní voda - vrty	8 odběrových míst	> 5 μm	0,4 MP/L	PP, PE, PS, PC, akrylát
Kim et al., 2023	Jeju Korea	Vulkanický ostrov	21 odběrových míst	> 20 μm	0,006-0,192 MP/L	PP, PE

Do povrchových vod se mikroplasty dostávají splachem z povodí při srážkách nebo tání sněhu. Významným zdrojem je především splach z urbanizovaných ploch (Ziajahromi et al.; 2023). Ten může putovat do čistíren odpadních vod nebo v rámci oddílné kanalizace nebo odlehčení jednotné kanalizace a odlehčení čistíren přímo do povrchových vod. Přestože čistírny odpadních vod zachytávají většinu mikroplastových částic, množství mikroplastů ve vyčištěné vodě je stále obrovským zdrojem pro vodní prostředí (Murphy et al., 2016; Magni et al., 2019; Gies et al., 2018; Lee a Kim, 2018; Cristaldi et al., 2020, Liu et al., 2021c; Xu et al., 2021; Ziajahromi et al.; 2021; Nguyen et al., 2022).

Řeky dále transportují mikroplastové částice do oceánů. Studie Lebreton et al., (2017) modelovala tok plastů z říčních sítí do otevřených oceánů podle databáze produkce odpadu, hydrologických charakteristik a velikosti populací. Tito autoři odhadli, že z říčních sítí se do otevřeného oceánu ročně dostane až 2,41 milionu tun plastového odpadu a silně znečištěné řeky představují 67 % celosvětového množství. Podobně studie Schmidta et al. (2017) vycházející z množství plastového odpadu bez řádného hospodaření v povodí odhadla, že globální vstupy plastového odpadu z řek do oceánu se mohou pohybovat od 0,41 do 4 milionů tun ročně a deset nejvíce znečišťujících řek představuje 88 % až 95 % celosvětové zátěže. Fan et al. (2019) odhadli, že z Perlové řeky se do oceánů ročně uvolní více než 15 000 tun mikroplastů. Eo et al. (2019) odhadli roční tok mikroplastů v několika říčních systémech z Jižní Koreje a naznačili, že z řek pochází až 118 tun plastů. Tento výsledek je 27krát vyšší než střední hodnota modelové predikce Lebretona et al. (2017). Naproti tomu další terénní pozorování Zhao et al. (2019) odhadlo, že vstupy mikroplastů z řeky Jang-c'-ťiang do moře v roce 2017 nepřesáhly 905,9 tun, což je mnohem méně než predikce. Nejednotnost současných odhadů naznačuje, že by mělo být provedeno více studií a lepší metodologie týkající se přísunu plastového odpadu z řek do moře.

Mikroplasty ze sladkých povrchových vod i z mořské vody se ukládají do sedimentů. V říčních sedimentech se pravděpodobně hromadí značné množství mikroplastů (Drummond et al., 2022). Vzhledem ke globálnímu množství využívaných plastů Koelmans et al. (2017) vypočítali, že 99,8 % plastů, které se měly od roku 1950 dostat do oceánu, nebylo v povrchové vrstvě oceánu detekováno. Na základě globální aproximace se část této frakce (3,1–14,4 milionu tun mikroplastů) nachází na oceánském dně (Woodall et al., 2014; Barrett et al. 2020; Harris et al., 2023), zatímco ještě větší část (40–90 milionů tun) se může nacházet ve vodním sloupci (Cole et al., 2011; Kooi et al., 2017; Pabortsava a Lampitt, 2020). Mezi další mechanismy odstraňující mikroplasty z povrchové vrstvy oceánu patří akumulace v mořských organismech (Cole et al., 2011), akumulace na pláži (Browne et al., 2011) a také fyzikální (Ter Halle et al., 2016) a mikrobiální degradace (Jacquin et al., 2019), která vede ke zmenšení velikosti částic. Kromě toho se další část těchto plastů nemusí nikdy dostat do oceánů, mikroplasty jsou totiž sekvestrovány a ukládány v korytech řek na cestě do oceánů, (Horton a Dixon, 2017). Vzhledem k našim nedostatečným znalostem o distribuci mikroplastů v říčních sedimentech (Skalska et al., 2020; Waldschläger et al., 2022; Range et al., 2023) však v současné době není možné provést rozumné odhady jejich akumulace v tomto prostředí. Mnoho studií nicméně potvrdilo, že koncentrace mikroplastů v říčních sedimentech je výrazně vyšší než ve vodním sloupci (Lenaker et al.,

2019; Ramaremsa et al., 2020; Scherer et al., 2020; Liu et al., 2021a; Zhao et al., 2023; Wang et al., 2025), jak dokumentuje i Obrázek 11. Sedimenty fungují jako přirozená úložiště, kde se mikroplasty hromadí, často v koncentracích o několik řádů vyšších než ve vodě. Např. studie Scherer et al. (2020) našla v sedimentech německé části řeky Labe koncentrace mikroplastů (průměr: 3 350 000 částic m<sup>-3</sup>, velikost sledovaných částic 125–5 000 μm), které byly v průměru 600 000krát vyšší než koncentrace ve vodě (průměr: 5,57 částic m<sup>-3</sup>, velikost sledovaných částic 150–5 000 μm). Podobně studie Ramaremsa et al. (2020) detekovala v jihoafrické řece Vaal v Johannesburgu průměrné množství mikroplastů 0,61 ± 0,57 částic/kg suché hmotnosti ve vzorcích vody a ve vzorcích sedimentů 4,6 × 10<sup>2</sup> ± 2,8 × 10<sup>2</sup> částic/kg suché hmotnosti. Spodní velikostní hranice sledovaných částic není jasná (vzorky byly odebírány planktonní sítí o velikosti ok 55 μm, nicméně studie dělí nalezené částice do několika velikostních frakcí <0,5 mm, 0,5–1, 1–2, 2–3, 3–4, a 4–5 mm, přičemž nejvíce částic bylo nalezeno v nejmenší velikostní frakci. Studie Liu et al. (2021a) sledovala distribuci a charakteristiky mikroplastů v povrchové vodě, sedimentech a rybách řeky Dafeng v provincii Kuang-si v Číně. Během období sucha se obsah mikroplastů v povrchové vodě pohyboval od 3 × 10<sup>-4</sup> do 2,5 × 10<sup>-4</sup> ks/l (7 × 10<sup>-4</sup> do 0,12 ks/m<sup>2</sup>) a během období dešťů od 4 × 10<sup>-4</sup> do 9 × 10<sup>-4</sup> ks/l (2 × 10<sup>-4</sup> do 2,8 × 10<sup>-4</sup> ks/m<sup>2</sup>), zatímco obsah mikroplastů ve vzorcích sedimentů se pohyboval od 9,4 do 50,3 ks/kg (suchá hmotnost) a 0,0–21,3 ks/kg. Úroveň znečištění během období sucha byla přibližně dvakrát až třikrát vyšší než během období dešťů. Odhadovaná roční zátěž mikroplastů unášených tokem řeky Dafeng byla 8,3 × 10<sup>8</sup> částic. Obsah mikroplastů v trávicím traktu a žábrách ryb se pohyboval od 8 × 10<sup>-2</sup> do 5,7 × 10<sup>-3</sup> kusů/kg (0,3–6,7 kusů na jedince) a od 2 × 10<sup>-2</sup> do 1,7 × 10<sup>-3</sup> kusů/kg (0,1–3,0 kusů na jedince). Mnohé studie ukazují, že mikroplasty ve sladkovodních i mořských sedimentech pak přijímají bentické organismy a mohou je negativně ovlivňovat (Bellasi et al., 2020; Porter et al., 2023; Zhang, Q. et al., 2023; Sfriso et al., 2024).



**Obrázek 11.** Souhrn publikovaných koncentrací mikroplastů v povrchové vodě a sedimentech (seřazené podle mediánu) v řekách v Evropě (oranžová; studie Scherer et al. (2020) vyznačena jako červená), Severní a Jižní Americe (zelená), Asii (modrá) a Africe (žlutá). Převzato z Scherer et al. (2020).  
<sup>a,b</sup>U studií používajících dvě techniky odběru vzorků jsou uvedeny koncentrace MP samostatně. <sup>c,d</sup>Lahens et al. (2018) stanovili koncentrace MP samostatně pro fragmenty a vlákna.

\*Studie uváděly koncentrace MP jako počet kg<sup>-1</sup> sedimentu. Koncentrace byly přepočítány na počet m<sup>-3</sup> sedimentu na základě hustoty 2,17 kg dm<sup>-3</sup> (průměrná hustota jedenácti sedimentů Labe).

## 6 Výskyt mikroplastů v jednotlivých složkách životního prostředí ČR

### 6.1 Vodní prostředí

Mikroplasty byly opakovaně detekovány ve vodách v České republice, a to jak ve vodách povrchových, tak ve zdrojích pitné vody. Studie Pivokonského et al. (2018, 2020) a Halfara et al. (2023, 2024) dokumentují koncentrace stovek částic na litr ve vodě před a po úpravě na vodu pitnou. Nejčastěji detekovanými polymery jsou PET, PP a PE. Většina částic měla velikost menší než 10 µm. Studie Pivokonského et al. (2018) je jednou z prvních, která kvantitativně určila výskyt mikroplastů v surové i upravené pitné vodě na území České republiky. Byly analyzovány vzorky ze tří anonymizovaných úpravěn vody napojených na odlišné zdroje: velká nádrž, menší nádrž a řeka. Mikroplasty byly nalezeny ve všech vzorcích, přičemž surová voda vykazovala průměrné koncentrace od  $1\,473 \pm 34$  do  $3\,605 \pm 497$  částic na litr, zatímco v upravené vodě byly hodnoty nižší, od  $338 \pm 76$  do  $628 \pm 28$  částic na litr. Významnou část (až 95 %) tvořily částice o velikosti 1–10 µm, což je velikostní frakce, která bývá v jiných studiích často opomíjena, jak ukazuje Tabulka 8. Lze tedy předpokládat, že s ohledem na postupnou degradaci větších plastových částic nebyla v jiných studiích značná část mikroplastů vůbec detekována. Většina mikroplastů detekovaných ve studii Pivokonského et al. (2018) se skládala z běžně používaných plastových materiálů, jako je PET (polyethylentereftalát, 27–68 %), PP (polypropylen, 16–26 %) a PE (polyethylen, 24 %), které dohromady tvořily více než 70 % všech identifikovaných mikroplastů. Z hlediska tvaru převládaly fragmenty a vlákna. Úpravny vody dokázaly odstranit v průměru 70–83 % mikroplastů, avšak zejména nejmenší částice byly odstraňovány s menší účinností. Studie poukazuje na významné riziko, že pitná voda může být zdrojem mikroplastů pro lidskou populaci a upozorňuje na nutnost dalšího výzkumu i zdokonalování technologií pro záchyt těchto drobných částic. Současně studie podtrhuje důležitost standardizace metodiky pro monitorování částic menších než 10 µm, které mohou představovat zvláštní toxikologické riziko.

**Tabulka 8.** Množství a distribuce velikosti mikroplastů (MP) v surové vodě pro úpravny pitné vody a v povrchové sladké vodě. (Převzato z Novotná et al., 2019 a upraveno)

Typ vody	Min. velikost detekovaných MP (µm)	Počet mikroplastů (L <sup>-1</sup> )		Velikostní distribuce částic (µm)			Studie
		Průměr	Rozsah	< 10	10–100	> 100	
<b>Surová voda pro úpravu pitné vody</b>							
Vodárenská nádrž 1, ČR	1	1473	1384–1575	86%	13%	1%	Pivokonsky et al., 2018
Vodárenská nádrž 2, ČR	1	1812	1648–2040	92%	8%	0%	Pivokonsky et al., 2018
Řeka, ČR	1	3605	3123–4464	81%	17%	1%	Pivokonsky et al., 2018
Úpravna Nethen, podzemní voda, Německo	20	< 1	–	NA	100% v rozmezí 50–150 µm		Mintenig et al., 2019
Úpravna Holdorf, podzemní voda, Německo	20	< 1	–	NA	100% v rozmezí 50–150 µm		Mintenig et al., 2019
Úpravna Drossenkneten podzemní voda, Německo	20	0	–	NA	100% v rozmezí 50–150 µm		Mintenig et al., 2019

Typ vody	Min. velikost detekovaných MP ( $\mu\text{m}$ )	Počet mikroplastů ( $\text{L}^{-1}$ )		Velikostní distribuce částic ( $\mu\text{m}$ )			Studie
		Průměr	Rozsah	< 10	10–100	> 100	
Úpravna Sandelermoens podzemní voda, Německo	20	0	–	NA	100% v rozmezí 50–150 $\mu\text{m}$		Mintenig et al., 2019
Úpravna Thuelsfelde podzemní voda, Německo	20	0	–	NA	100% v rozmezí 50–150 $\mu\text{m}$		Mintenig et al., 2019
Úpravna Plzeň, řeka Úhlava, ČR	1	1296 $\pm$ 35	–	FR 80% VL 5%	FR 15% VL 75%	FR 5% VL 20%	Pivokonsky et al., 2020
Úpravna Milence, přehradní nádrž Nýrsko, ČR	1	23 $\pm$ 2	–	FR 80% VL 0%	FR 20% VL 45%	FR 0% VL 55%	Pivokonsky et al., 2020
Řeka Yangtze, Čína	1	6614 $\pm$ 1132	–	80%	17%	3%	Wang et al., 2020
<b>Povrchová voda</b>							
Ústí řeky Yangtze, Čína	500	4.2	0.5–10.2	NA	NA	100%	Zhao et al., 2014
Řeka Siena, Francie	100	30	3–106	NA	NA	100%	Dris et al., 2015
Řeka Siena, Francie	330	0.4	0.3–0.5	NA	NA	100%	Dris et al., 2015
Jezero Taihu Lake, Čína	5	–	3.4–25.8	2%	88%		Su et al., 2016
Amsterdam kanálová voda, Nizozemí	10	–	48–187	NA	61% 10–300 $\mu\text{m}$ , 39% >300 $\mu\text{m}$		Leslie et al., 2017
Voda z města Wuhan (jezera a řeky), Čína	50	–	1.6–8.9	NA	100% >80% <2000 $\mu\text{m}$		Wang et al., 2017
Přehradní nádrž Tři soutěsky, Čína	48	4.7	1.6–12.6	NA	100% 31–74% <500 $\mu\text{m}$		Di and Wang, 2018
Řeka Yangtze, Čína	20	–	0.5–3.1	NA	-	-	Su et al., 2018
Jezero Dongting, Čína	50	–	< 1–2.8	NA	100% (27% <330 $\mu\text{m}$ )		W. Wang et al., 2018
Jezero Hong, Čína	50	2.9	1.3–4.7	NA	100% (20% <330 $\mu\text{m}$ )		W. Wang et al., 2018
Řeky a nádrže z Karpatské kotliny, Maďarsko	100	< 1	–	NA	NA	100%	Bordós et al., 2019
Přehradní nádrž Danjiangkou, Čína	48	2.6	0.5–15	NA	100% 6–44% <500 $\mu\text{m}$		Di et al., 2019
Řeky Suzhou a Huangpu, Čína	20	–	1.8–2.4	NA	15%	75%	Luo et al., 2019
Podzemní studny, Holdorf, Německo	20	< 1	–	NA	100% v rozmezí 50–150 $\mu\text{m}$		Mintenig et al., 2019
Řeka Labe, Německo	4	–	100–900	100% 96% < 20 $\mu\text{m}$		%	Triebkorn et al., 2019

Typ vody	Min. velikost detekovaných MP ( $\mu\text{m}$ )	Počet mikroplastů ( $\text{L}^{-1}$ )		Velikostní distribuce částic ( $\mu\text{m}$ )			Studie
		Průměr	Rozsah	< 10	10–100	> 100	
Jezero Poyang, Čína	50	–	5–34	NA	100% 73% <500 $\mu\text{m}$	Yuan et al., 2019	

NA neměřeno, – data nejsou k dispozici, FR fragmenty, VL vlákna

Druhou studií, která se věnovala detekci mikroplastových částic v surové a upravené vodě v ČR je studie Pivokonského et al. (2020). Podobně jako předchozí studie, i tato zkoumala výskyt mikroplastových částic větších než 1  $\mu\text{m}$  v surové a upravené vodě, a to u dvou úpraven pitné vody – Milence a Plzeň, které obě leží na řece Úhlavě, ale liší se místní kvalitou vody a použitou technologií úpravy vody. Úpravna Milence jímá vodu z přehradní nádrže Nýrsko, úpravna Plzeň přímo z řeky Úhlavy. V případě technologicky složitější úpravy vody v Plzni (oproti úpravně Milence má navíc sedimentační krok odstraňování vloček, adsorpci na aktivním uhlí, ozonizaci a dezinfekci UV zářením) byly mikroplastové částice navíc analyzovány na čtyřech dalších odběrných místech úpravy. Obsah mikroplastů se mezi dvěma sledovanými úpravami značně lišil. Na úpravně vody Milence, která se nachází na horním toku řeky Úhlavy a její povodí je z velké části tvořeno antropogenně méně ovlivněnou oblastí CHKO Šumava, bylo v surové vodě nalezeno pouze  $23 \pm 2$  mikroplastových částic větších než 1  $\mu\text{m}$  na litr a v upravené vodě a  $14 \pm 1$ . Oproti tomu na úpravně vody v Plzni, jejíž zdroj surové vody je zatížen větší kontaminací, bylo v surové vodě nalezeno  $1296 \pm 35$  mikroplastových částic větších než 1  $\mu\text{m}$  na litr a v upravené vodě  $151 \pm 4$ . Výrazně vyššího odstranění mikroplastových částic bylo dosaženo na úpravně v Plzni s vyšším počátečním zatížením mikroplasty a složitějším technologickým postupem úpravy (odstranění 88 % v Plzni oproti 40 % v Milencích). V plzeňské úpravně přispěly koagulace-flokulace-sedimentace, písková filtrace a filtrace přes granulované aktivní uhlí k eliminaci mikroplastů ze 62 %, 20 % a 6 %. Většina detekovaných částic (> 70 %) byla menší než 10  $\mu\text{m}$  a byly nalezeny pouze fragmenty a vlákna, přičemž fragmenty jasně převažovaly. Nejčastěji se vyskytujícími materiály byly acetát celulózy, polyethylentereftalát, polyvinylchlorid, polyethylen a polypropylen. Tato studie ukazuje, že zatížení povodí zdroje vody antropogenními činnostmi může mít výrazný vliv na obsah mikroplastů v dané zdroji vody.

Studie Halfara et al. (2023) se zaměřila na stanovení výskytu různých mikročástic, včetně mikroplastů a aditiv, v pitné vodě domácnostech ve dvou regionech – Moravskoslezském a Zlínském kraji. Byly odebrány 4 vzorky kohoutkové vody po 50 ml ze dvou lokalit. Vzorky byly filtrovány (velikost pórů filtru není uvedena) a částice identifikovány pomocí infračervené mikrospektroskopie ( $\mu\text{-FTIR}$ ), která je schopná postihnout částice větší než 10  $\mu\text{m}$ . Ve vzorcích bylo analyzováno celkem 40 částic, z nichž 26 bylo identifikováno jako materiály používané v plastovém průmyslu (polymery a aditiva), zbytek představovaly přírodní nebo jinak nerelevantní materiály. Mezi nejčastěji detekované typy polymerů plastů patřil PET a PVA (polyvinylalkohol). Z hlediska morfologie dominovala vlákna (47 % všech částic), dále částice pravidelného tvaru (30 %), fragmenty (18 %) a filmy (5 %). Analýza barevnosti identifikovaných mikročástic odhalila nejčastější výskyt hnědých, červených, modrých, bílých a průhledných fragmentů. Větším množstvím vzorků kohoutkové pitné vody ze Zlínského a Moravskoslezského kraje odebraných během dvou odběrových kampaní v letech 2021 a 2023 se pak zabývala navazující studie Halfara et al., (2024). Během první kampaně bylo celkem odebráno 46 vzorků (o objemu 50 ml) v různých vodovodů. Druhá kampaň se pak zaměřila na monitoring na dvou vybraných lokalitách v Moravskoslezském kraji: v Hlučíně a Ostravě a po dobu 6 měsíců (z každé lokality byl jednou za měsíc odebrán vzorek). Tyto lokality byly vybrány z důvodu nejnižšího a nejvyššího počtu mikroplastů v první kampani. Vzorky vody byly filtrovány přes filtr o velikosti pórů 1  $\mu\text{m}$  a k identifikaci částic byla použita stejná metoda jako v předchozí studii, která je schopná postihnout částice větší než 10  $\mu\text{m}$ . Přítomnost mikroplastů byla potvrzena ve 45 ze 46 analyzovaných vzorků z první kampaně.

Jejich koncentrace se v jednom litru pitné vody pohybovaly od 20 do 180 MP/l, s průměrem 68,3 MP/l a mediánem 60 MP/l (viz Tabulka 9).

**Tabulka 9.** Koncentrace mikroplastů v kohoutkové pitné vodě na vzorkovaných lokalitách z první kampaně dle studie Halfar et al. (2024).

Vzorkovaná lokalita	Datum	Počet MP částic/L
Bolatice	červen 2021	40
		40
Dobratice	červen 2021	100
		60
Frenštát pod Radhoštěm	červen 2021	120
		60
Fulnek	červenec 2021	40
		40
Hať u Hlučína	červen 2021	140
		100
Hlučín	květen 2021	60
		60
		40
		180
		20
		120
		120
		40
60		
Kopřivnice	červen 2021	120
		100
Kravaře	červen 2021	60
		40
Lipník nad Bečvou	červen 2021	60
		80
Olomouc	květen 2021	80
		100
		20
		60
Ostrava	květen 2021	100
		40
		40
		ND
		20

Vzorkovaná lokalita	Datum	Počet MP částic/L
		20
		60
		60
Otrokovice	červen 2021	100
		80
Přerov	květen 2021	20
		60
Řepiště	květen 2021	60
		60
Šenov	červen 2021	80
Ženklaava	červenec 2021	140
		40

Byly rozlišovány čtyři kategorie tvarů: fragment, vlákno, částice a film. Vlákna, jakožto nejdominantnější tvar, byla nalezena ve 40 ze 45 vzorků s pozitivní detekcí mikroplastů, což představuje téměř 89 % vzorků. Ve třinácti vzorcích byla identifikována pouze vlákna, což představuje 28,9 % všech vzorků. Fragmenty a částice byly druhými nejčastějšími tvary ve vzorcích, každý s 33 kusy mikroplastů. Částice byly přítomny ve 46,7 % vzorků obsahujících mikroplasty. Nejméně častým tvarem byla fólie, která byla detekována pouze v 6 vzorcích. Výsledky analýzy barev z první kampaně odhalily přítomnost 14 různých barev, přičemž nejvíce zastoupené barvy mikroplastů byly průhledné (20 %), bílé (13 %) a modré (13 %). Nejrozšířenějším materiálem částic z první kampaně byl „papír s povrchovou úpravou“, který označuje papír primárně pokrytý vrstvou nízkohustotního polyethylenu (LD-PE). Druhý nejčastěji se vyskytující materiál, polyethylentereftalát (PET), byl identifikován v 16 mikroplastech. Tento termoplast, patřící do skupiny polyesterů, je velmi rozšířený a hojně používaný pro své výhodné vlastnosti. Třetí materiál, polyester (PES), byl identifikován v 8 mikroplastech. Dalšími nalezenými materiály byly polytetrafluorethylene a nylon. Na základě počtů mikroplastů přítomných v pitné vodě byly vypočítány průměrný denní příjem (EDI – z angl. „Estimated Daily Intake“) a průměrný roční příjem EAI (EAI – z angl. „Estimated Annual Intake“) mikroplastů z tohoto zdroje. Nejnižší hodnota EDI byla vypočtena pro 2 vzorky odebrané z lokality Ostrava, a to 1,3 MP/kg-BW/den pro dítě a 0,6 MP/kg-BW/den pro dospělého. Hodnoty EAI byly 456,3 a 208,6 MP/kg-BW/rok pro dítě a dospělého. Naopak nejvyšší hodnoty EDI byly zjištěny ve vzorcích z lokalit Hlučín a Hať u Hlučína s hodnotami 7,5 MP/kg-BW/den pro dítě a 3,4 MP/kg-BW/den pro dospělého a hodnotami EAI 2737,5 a 1251,4 MP/kg tělesné hmotnosti/rok pro dítě a dospělého.

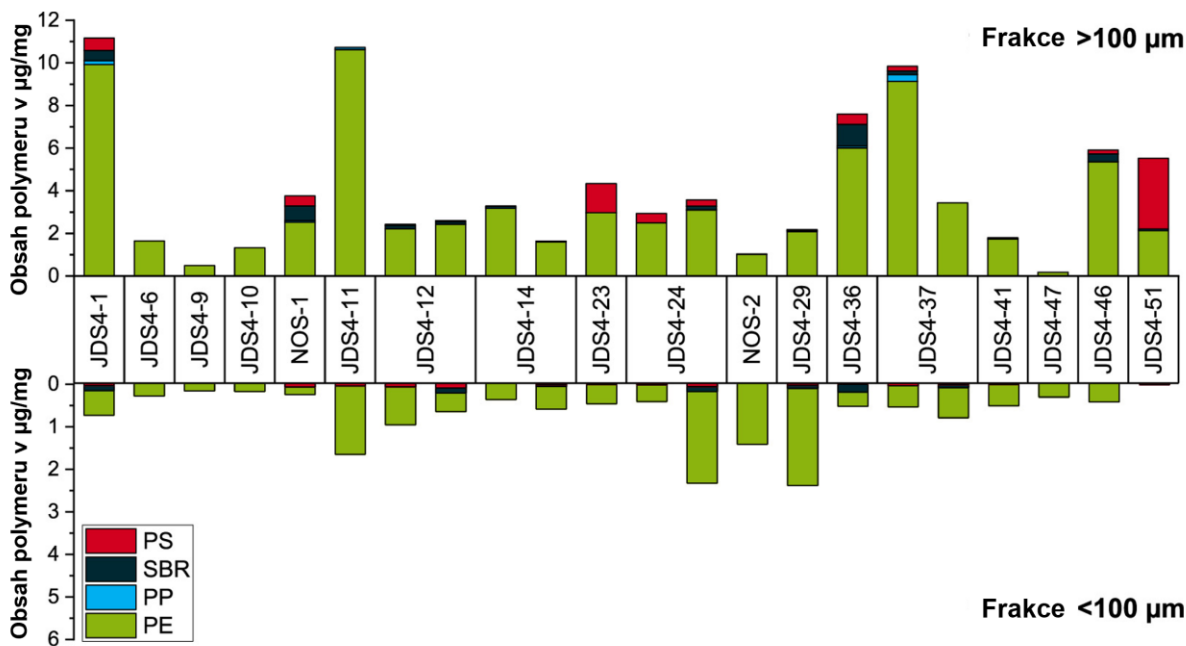
V rámci druhé vzorkovací kampaně byly ve všech zkoumaných vzorcích nalezeny mikroplasty s průměrnou koncentrací 65 MP/l a mediánem 60 MP/l. Maximální koncentrace dosáhla 120 MP/l a minimální 20 MP/l (viz Tabulka 10). Pro Ostravu dosáhla průměrná koncentrace 56,7 MP/l s mediánem 50 MP/l. Pro Hlučín byla průměrná koncentrace vyšší, 73,3 MP/l s mediánem 70 MP/l. Nejčastějším tvarem celkově byly fragmenty (nalezeny v 67 % vzorků), dále vlákna, následované částicemi. Pomocí infračervené mikroskopické spektroskopie bylo identifikováno celkem 21 typů materiálů mikroplastů. Stejně jako v první kampani by nejčastěji zjištěn „papír s povrchovou úpravou“, tedy papír s polymerní vrstvou (pravděpodobně polyethylen), konkrétně u 13 % mikroplastů. Polyester byl ve vzorcích nalezen se stejným procentuálním zastoupením (13 %).

**Tabulka 10.** Koncentrace mikroplastů v kouhoutkové pitné vodě na vzorkovaných lokalitách z druhé kampaně dle studie Halfar et al. (2024).

Vzorkovaná lokalita	Datum	Počet MP částic/L
Hlučín	Červenec 2023	100
	Srpen 2023	80
	Září 23	40
	Říjen 23	120
	Listopad 2023	60
	Prosinec 23	40
Ostrava	Červenec 2023	80
	Srpen 2023	40
	Září 23	20
	Říjen 23	100
	Listopad 2023	60
	Prosinec 23	40

Důležitým výstupem této studie je potvrzení přítomnosti mikroplastů v pitné vodě, distribuované veřejnými vodovody v ČR. Autoři zároveň upozorňují na absenci jednotné metodiky pro odběr, analýzu i interpretaci výsledků, což omezuje možnost srovnání mezi různými studiemi a regiony.

Co se týče povrchových vod ČR, vzorkování mikroplastových částic v suspendovaném materiálu unášeném řekou bylo provedeno v rámci studie Kittner et al. (2022) v povodí Dunaje. Celkem bylo v povodí Dunaje zkoumáno 18 odběrných míst, včetně tří lokalit v ČR (JDS4-11 Pohansko, JDS4-12 Lanžhot, NOS-1 Brno). Získané vzorky suspendovaných částic byly rozděleny do frakcí >100 µm a <100 µm a následně analyzovány na hmotnostní obsah mikroplastů. Výsledky ukázaly, že mikroplasty byly detekovány ve všech vzorcích, přičemž převládajícím polymerem byl polyethylen s maximálním obsahem 22,24 µg/mg, u polystyrenu 3,23 µg/mg, u styren-butadienové pryže 1,03 µg/mg a u polypropylenu 0,45 µg/mg. Množství mikroplastů v jednotlivých vzorcích je znázorněno na Obrázku 12.

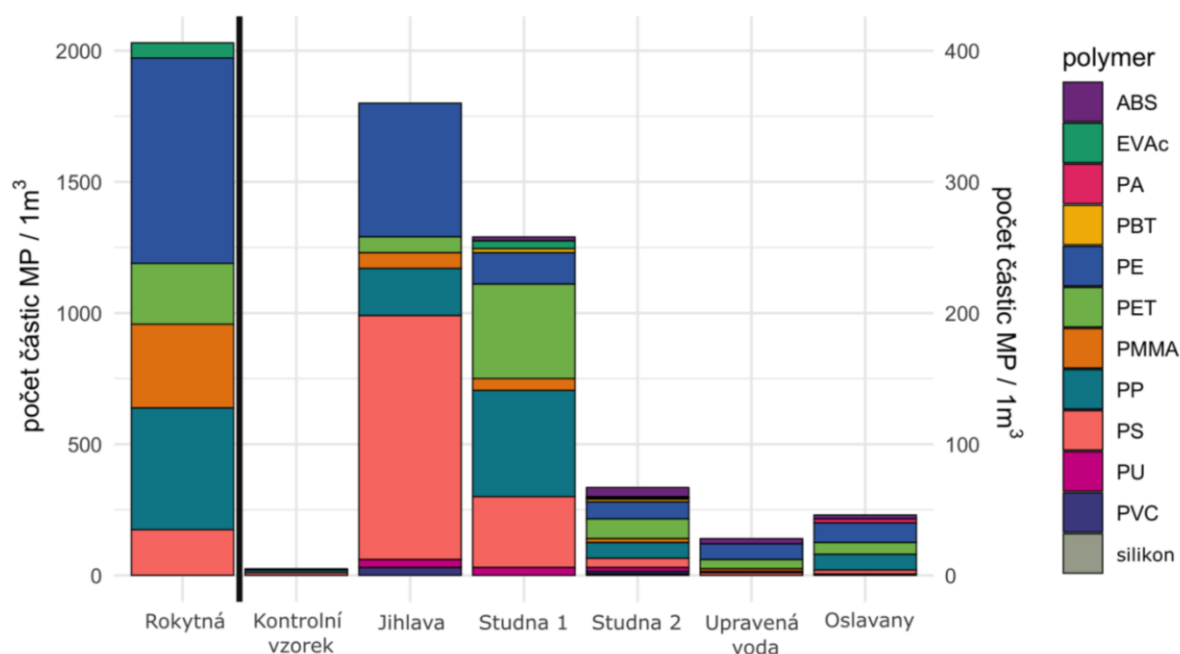


**Obrázek 12.** Detekované obsahy mikroplastů ve vzorcích odebraných v povodí Dunaje v rámci studie Kittner et al. (2022). Polyethylen (PE), polypropylen (PP), polystyren (PS) a směs pneumatik styren-butadien-kaučuk (SBR). Vzorky z lokalit v ČR: JDS4-11 Pohansko, JDS4-12 Lanzhot, NOS-1 Brno.

V rámci mezinárodního projektu MicroDrink, který běží od ledna 2024 do června 2026, financovaném z programu INTERREG Danube Region byl provedeno sledování mikroplastů ve zdrojové, surové a upravené vodě úpravny vody Ivančice na jižní Moravě, která se nachází na soutoku dvou vodních toků, Jihlavy a Rokytné (Hrkal a Polášek). V rámci projektu byly odebírány vzorky na šesti lokalitách. První dva pocházely z řek Jihlavy a Rokytné v blízkosti úpravny, další byl ze studny vzdálené 110 m od koryta řeky Rokytné a čtvrtý z jímací studny pro výrobu pitné vody situované přibližně v centrální části soutokové oblasti obou řek. Pátý vzorek byl odebrán z vyrobené pitné vody a šestý z kohoutku u zákazníka. Z každé lokality byl odebrán vzorek zfiltrování 1000 litrů vody přes nerezový filtr o velikosti pórů 15 µm. U povrchových vod byl však odebrán často menší objem z důvodu ucpávání filtru plaveninami a dalšími suspendovanými částicemi přítomnými v těchto typech vod (Kadlčík, 2025). Zachycený materiál z filtru byl stříčkou důkladně omyt do velké kádinky o objemu 1 L pomocí vody prosté mikroplastů, následně zfiltrován na menší nerezový filtr o neuvedené velikosti pórů a dále zpracován analýzu pomocí infračervené mikroskopie. Není tedy zcela jasné, jaká nejmenší velikost částic byla postupem zachycena, nicméně velikostní distribuce částice ve vzorcích je zobrazena na Obrázku 14. V Rokytné bylo v 1 m<sup>3</sup> vody nalezeno 2 100 částic MP, zatímco v podstatně vodnatějším toku Jihlavy jen 360 částic. V Jihlavě převládaly pouze dva typy plastů, polystyren a polyethylen. V Rokytné byl dominantním plastem polyethylen, dále byly zastoupeny polymethylmethakrylát, polypropylen a polyetylentereftalát používané na obalové materiály. Analýza vzorků odebraných ze studen poukázala na velmi dobrou efektivitu odstraňování MP průchodem horninového prostředí. Ve studni vzdálené jen 110 metrů od řeky Rokytné byl registrován řádový pokles MP z 2 100 na 260 částic na m<sup>3</sup> vody. Ve svodné studni, zdroji surové vody pro výrobu vody pitné, která představuje směs obou řek, bylo zaznamenáno jen 65 částic MP na m<sup>3</sup>. K dalšímu poklesu kontaminace MP přispěla technologie úpravy vody. Na výstupu z úpravny bylo analyzováno v 1 m<sup>3</sup> pitné vody jen 25 částic MP. Při dopravě pitné vody k zákazníkovi v obci Oslavany, vzdálené cca 5 km došlo nicméně k obohacení vody o MP částice a to na 45 částic v 1 m<sup>3</sup> pitné vody (viz Obrázek 13). Podle informací projektu MicroDrink byly v rámci předběžného průzkumu v roce 2019 nalezeny mikroplastové částice v Dunaji,

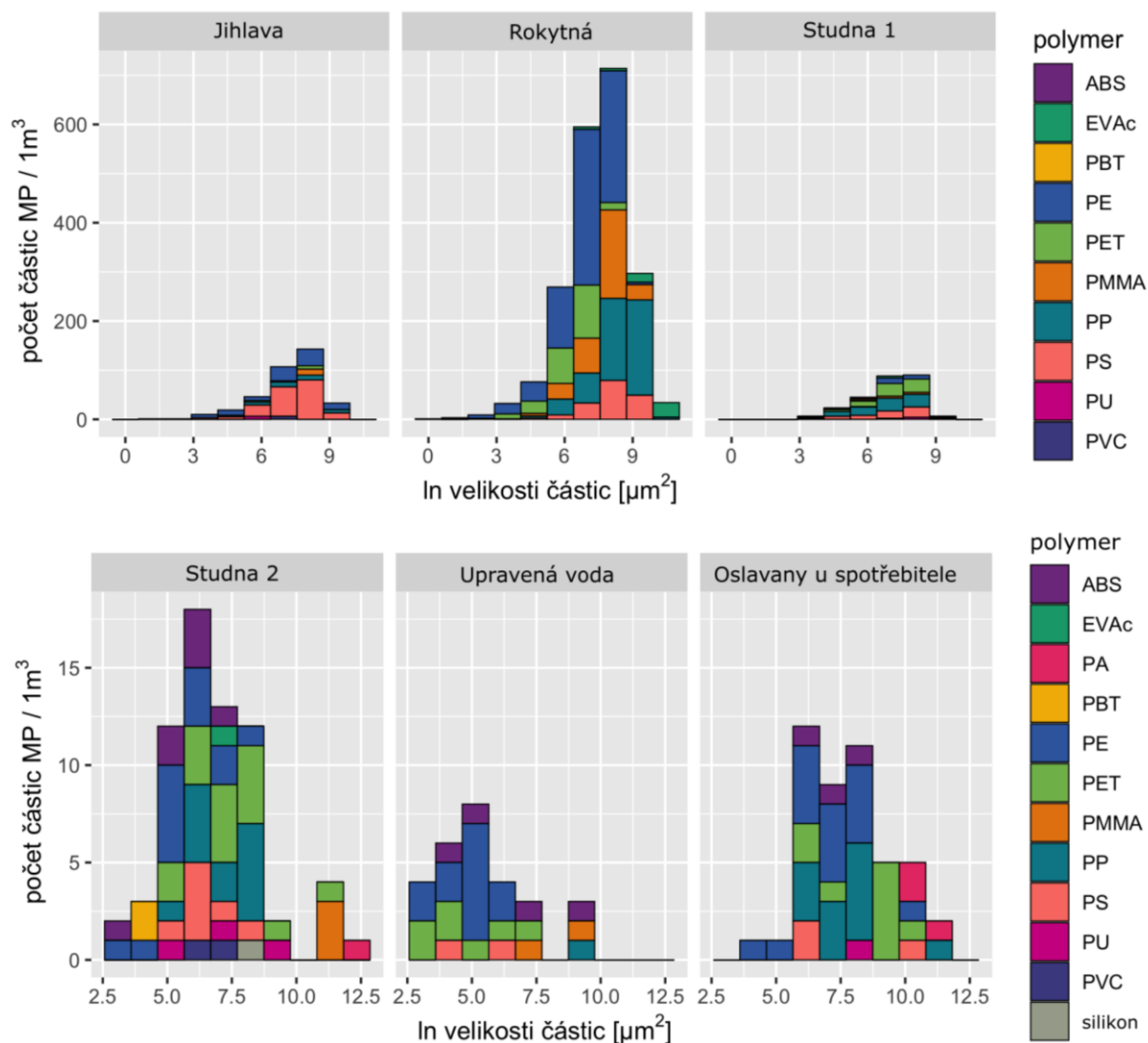
jeho hlavních přítocích a ve vodních organismech, přičemž polyethylen byl nejhojnějším typem mikroplastů. Bylo odhadnuto, z Dunaje do Černého moře proudí denně asi 4,2 tuny plastového odpadu včetně mikroplastů. Další měření v rámci projektu zatím nejsou zveřejněna, nicméně byly vypracovány následující databáze: Metody odběru vzorků, Analytické metody, Přístroje, Projekty, Legislativa a směrnice, Laboratoře (<https://microdrink.wordpress.com/>). Hlavním cílem projektu MicroDrink je posílit budování kapacit a správu na různých úrovních pro řízení a prevenci znečištění pitné vody v Podunají vlivem mikroplastů.

Organizace Greenpeace provedla v roce 2018 průzkum mikroplastů v povrchových vodách řek Vltavy a Labe v České republice (Greenpeace Research Laboratories Analytical Results 2019-01). Bylo odebráno celkem deset vzorků povrchové vody o objemu 1 litr z lokalit v říční soustavě Labe-Vltava, včetně šesti lokalit na řece Vltavě a čtyř lokalit na řece Labi, včetně 3 vzorků poblíž Ústí nad Labem a jednoho v Hřensku. Mikroplastové částice v nich byly detekovány pomocí Fourierovy transformační infračervené (FT-IR) mikroskopie ve vzorcích filtrovaných přes filtry o velikosti pórů 5 µm, ale není jasné, jaké nejmenší velikosti mikroplastových částic mohly být zachyceny použitou metodikou. Studie nicméně uvádí, že průměr vláken se pohyboval mezi přibližně 15 a 35 µm a délka se pohybovala od přibližně 350 do 4500 µm. Fragmenty měly široké rozmezí velikostí od přibližně 40 x 40 µm do přibližně 2500 x 2000 µm. Přehled mikroplastů nalezených ve vzorcích uvádí Tabulka 11.



**Obrázek 13.** Množství mikroplastových částic zjištěné v rámci projektu MicroDrink v řekách Rokytná a Jihlava, v úpravně vody Ivančice a v pitné vodě u spotřebitele v Oslavanech. Převzato z Hrkal a Polášek; Kadlčík, 2025.

Pozn.: ABS akrylonitrilbutadienstyren, EVAc ethylen-vinylacetát, PA polyamid (Nylon), PBT polybutyltereftalát, PE polyethylen, PET polyetyletereftalát, PMMA polymethylmethakrylát, PP polymethylmethakrylát, PS polystyren, PU polyuretan, PVC polyvinylchlorid.



**Obrázek 14.** Histogram velikostního rozdělení mikroplastových částic zjištěné v rámci projektu MicroDrink v řekách Rokytná a Jihlava, v úpravě vody Ivančice a v pitné vodě u spotřebitele v Oslavanech. Převzato z Hrkal a Polášek; Kadlčík, 2025.

Pozn.: ABS akrylonitrilbutadienstyren, EVAc ethylen-vinylacetát, PA polyamid (Nylon), PBT polybutyltereftalát, PE polyethylen, PET polyetylenereftalát, PMMA polymethylmethakrylát, PP polymethylmethakrylát, PS polystyren, PU polyuretan, PVC polyvinylchlorid.

**Tabulka 11.** Mikroplastové částice nalezené ve vzorcích vody z Vltavy a Labe v roce 2018 v rámci průzkumu Greenpeace. (Greenpeace Research Laboratories Analytical Results 2019-01)

Místo odběru	Počet syntetických částic v litru	Popis nalezených částic
Vltava - Smíchovský přístav	2 vlákna	1 x černé polyakrylátové vlákno 1 x černé vlákno z modifikované celulózy
Vltava - ústí Botiče	2 vlákna 1 fragment	2 x průhledná modifikovaná celulózová vlákna 1 x průhledný fragment kopolymeru EVA
Vltava - ústí Rokytky	2 vlákna 2 fragmenty	1 x modré modifikované celulózové vlákno 1 x průhledné vlákno impregnované formaldehydovou pryskyřicí

		(případně dřevotříska) 1 x průhledný/bílý fragment PVA 1 x průhledný/bílý fragment polynorborenové pryže
Vltava, 100 m nad výpustí ČOV	4 vlákna	1 x červené polyesterové vlákno 1 x bílé polyesterové vlákno 1 x průhledné modifikované celulózové vlákno 1 x modré modifikované celulózové vlákno
Vltava, u výpustě ČOV	1 vlákno	1 x černé polyakrylátové vlákno
Vlatava, 300 pod výpustí ČOV	n/a	n/a
Labe, 100 m nad ČOV Ústí n/L Neštětice	1 fragment	1 x černý fragment z chlorovaného polyethylenu
Labe, u ČOV Ústí n/L Neštětice	10 vláken 8 fragmentů	1 x průhledné vlákno impregnované formaldehydovou pryskyřicí (možná dřevotříska) 1 x průhledné PTFE vlákno 1 x modré nylonové vlákno 1 x průhledné nylonové vlákno 1 x průhledné modifikované celulózové vlákno 2 x modré modifikované celulózové vlákno 1 x černé modifikované celulózové vlákno 1 x průhledné skleněné vlákno 1 x modré polyesterové vlákno 1 x modrý epoxidový fragment 2 x červené fragmenty/částice (možná směs kopolymeru na bázi močoviny a formaldehydu) 1 x průhledný fragment/fólie (neidentifikovaná polymerní fólie) 3 x bílé fragmenty/částice (neidentifikovaný polymer/kopolymer) 1 x bílý fragment/trubice (možná chlorovaný kaučuk)
Labe, 300 m pod výpustí ČOV Ústí n/L Neštětice	1 vlákno 1 fragment	1 x černé polyesterové vlákno 1 x bílý fragment (neidentifikovaný fluoropolymer)
Hřensko, hranice se SRN	1 vlákno 1 fragment	1 x průhledné skleněné vlákno 1 x bílý polypropylenový fragment

Mikroplastové částice byly v ČR nalezeny i v důlní vodě v rámci pilotní studie Brožové et al. (2023), která byla zpracována jako přímý výstup řešení projektu CEVOOH. Jedná o první přímý důkaz o výskytu mikroplastů v důlní vodě na světě. Výzkum byl realizován v Ostravsko-karvinském černouhelném revíru, konkrétně na dvou lokalitách – v opuštěných hlubinných dolech Jeremenko (v hloubce 622 m) a Žofie (v hloubce 709 m) a navazujících mělkých studních (v hloubce 5 m). Hlavním cílem bylo ověřit, zda mohou být tyto podzemní systémy, dosahující hloubek až 700 metrů pod povrchem, kontaminovány mikroplasty, a jakým způsobem se tyto částice mohou šířit v podzemních vodách. Analýza vzorků filtrovaných přes filtry o velikosti pórů 1 µm potvrdila přítomnost mikroplastů ve všech odebraných vzorcích, a to jak v důlní vodě, tak ve vodách ze studní. Zjištěné koncentrace se pohybovaly v rozmezí 2,5 až 17,5 částic na litr v případě důlních vod a 2,5 až 20 částic na litr u studní. Průměrná šířka částic z důlní vody a vrtů činila 58 µm, 71 µm, délka 655 µm, 501 µm a plocha 22 067 µm<sup>2</sup> a 28 613 µm<sup>2</sup>. Z hlediska morfologie dominovala vlákna, přičemž menší podíl tvořily fragmenty.

Spektrální analýza metodou ATR-FTIR odhalila přítomnost polymerů jako je plastem potažený papír, polyester (PES), polyethylentereftalát (PET), tetrafluorethylen-perfluor (propylvinylether) - kopolymer (TFE-PPVE) a polypropylen (PP). Barvy částic byly nejčastěji modré u důlních vzorků a šedé až modré u vzorků ze studní. Výsledky studie přinesly překvapivé zjištění, že i velmi hluboké podzemní prostory nejsou imunní vůči kontaminaci mikroplastovými částicemi. Autoři upozorňují, že možné cesty pronikání zahrnují jednak povrchový odtok a vsak srážkových vod, jednak atmosférickou ventilaci těžebních šachet. To ukazuje na propojenost povrchových a hlubinných systémů a vyzdvihuje riziko, že důlní vody mohou sloužit jako rezervoár a sekundární zdroj mikroplastů, které se mohou dále uvolňovat do povrchových vodních recipientů. Z technologického hlediska se studie dotýká i praktických otázek čerpání a odvádění důlních vod. Současné způsoby čištění a manipulace nejsou zaměřeny na záchyt drobných vláken o velikosti 10–500  $\mu\text{m}$ , což může mít za následek šíření znečištění mimo oblast dolu. Autoři proto doporučují přehodnotit stávající technologické postupy a zohlednit možnost doplnění filtračních kroků, které by zajistily účinné odstranění těchto mikroskopických částic. V mezinárodním srovnání se tato práce řadí k prvním publikacím, které se věnují výskytu mikroplastů v hlubinných důlních vodách. Získané výsledky rozšiřují poznatky o koloběhu mikroplastů v životním prostředí a poukazují na nutnost systematického monitoringu nejen povrchových a pitných vod, ale i hydrogeologických struktur. Tato zjištění jsou zároveň argumentem pro budoucí úpravy právních a technologických standardů při nakládání s důlními a podzemními vodami, zejména v souvislosti s přísnějšími evropskými limity pro kvalitu pitné vody.

## 6.2 Odpadní vody a čistírenské kaly

Jak již bylo uvedeno v kapitole 5 „Zdroje mikroplastů v životním prostředí“, odpadní vody jsou významným zdrojem mikroplastů. Čistírny odpadních vod (ČOV) dokáží dle použité technologie zachytit většinu mikroplastových částic. Některé studie uvádějí, že až 95–99 % částic (Murphy et al., 2016; Magni et al., 2019; Gies et al., 2018; Lee a Kim, 2018; Cristaldi et al., 2020, Liu et al., 2021c; Xu et al., 2021). Mikroplasty zachycené v čistírnách se pak akumulují v čistírenských kalech. Tyto kaly jsou často využívány jako hnojivo na zemědělských pozemcích, čímž se mikroplasty mohou sekundárně dostávat do půdy.

Výsledky screeningu kalů z ČOV v rámci ČR provedené jako součást řešení projektu CEVOOH ukázaly, že čistírenské kaly jsou v některých případech velmi významně kontaminovány mikroplasty. Ty byly extrahovány optimalizovanou metodou, kdy došlo k rozdělení extraktů na dvě velikostní frakce dle níže detailně popsané metodiky. Obecně je zřejmé že frakce obsahující menší mikroplasty s velikostí od 10  $\mu\text{m}$  jsou zastoupeny mnohem více a těchto částic se ve vzorcích vyskytuje o jeden až dva řády více než větších částic. Z konkrétních dat z Tabulky 12 je pak patrné, že v některých kalech se mikroplasty vyskytují řádově v počtu desetitisíců částic, rozměrově větší frakce pak mohou obsahovat jednotky tisíc částic. Zpracování vzorků kalů z ČOV probíhalo v souladu s doporučenými podmínkami pro minimalizaci kontaminace (oddělená místnost s filtrací vzduchu, používání převážně kovových a skleněných nástrojů, práce v bavlněných pláštích). Vysušené vzorky kalů byly síťovány přes dvojici nerezových sít, čímž byly získány dvě velikostní frakce (63 – 1000  $\mu\text{m}$  a < 63  $\mu\text{m}$ ), které byly zpracovávány odděleně. Vzorky (o hmotnosti 0,03 g) byly nejprve digestovány Fentonovým činidlem (60 °C, 2 h). Po odstranění digesčního činidla filtrací byl ke vzorkům přidán koncentrovaný roztok NaI (1,8 g/ml), který sloužil jako flotační činidlo. Vzorky byly 3x centrifugovány (1 h, 4000 g), přičemž svrchní vrstva obsahující mikroplasty byla sbírána do skleněné vialy. Po odstranění flotačního roztoku (filtrace) byly vzorky ředěny (3x – 60x), barveny Nilskou červení – NR (10 ppm NR, 20% EtOH, 60 °C, 30 min) a následně filtrovány přes nerezovou filtrační tkaninu (porozita 10  $\mu\text{m}$  nebo 1  $\mu\text{m}$  dle frakce). NR je barvivo, které v lipofilním prostředí fluoreskuje, a umožňuje tak pozorování mikroplastů prostřednictvím fluorescenčního mikroskopu. Fluoreskující částice (10 – 1000  $\mu\text{m}$ ) byly analyzovány na

fluorescenčním mikroskopu OV 100 (Olympus) a spočteny z plochy celého filtru. Poměrná část fluoreskujících částic (o minimální velikosti 25 µm) byla následně analyzována také prostřednictvím infračerveného spektroskopu s Fourierovou transformací (FTIR; Nicolet iN10, Thermo Scientific), který umožňuje identifikaci jednotlivých typů polymerů. Spektra z FTIR byla identifikována porovnáním s volně dostupnou knihovnou spekter (simple-plastics.eu) obohacenou o vlastní standardy mikroplastů. Sledované polymery zahrnovaly polyethylen (PE), polypropylen (PP), polystyren (PS), polyvinylchlorid (PVC), polyestery (PES) včetně polyethylentereftalátu, polyuretan (PUR) a polyamid (PA). Počet skutečně identifikovaných mikroplastů byl použit pro korekci celkového počtu fluoreskujících částic.

**Tabulka 12.** Počet mikroplastů dvou velikostních frakcí a procentuální zastoupení jednotlivých polymerů ve vzorcích kalů z anonymizovaných ČOV v České republice.

Číslo ČOV	Frakce	Celkový počet mikroplastů na 1 gram kalu	Procentuální zastoupení jednotlivých polymerů [%]						
			PE	PP	PS	PVC	PES	PUR	PA
1	63 – 1000 µm	4340	0	6	14	9	43	26	3
	10 – 63 µm	17800	9	4	17	17	43	9	0
2	63 – 1000 µm	3690	0	0	23	0	23	46	8
	10 – 63 µm	49900	6	6	0	0	28	56	6
3	63 – 1000 µm	6190	0	0	0	0	83	17	0
	10 – 63 µm	7590	0	0	67	0	0	0	33
4	63 – 1000 µm	2460	7	10	17	7	41	10	7
	10 – 63 µm	10600	0	17	0	0	67	17	0
5	63 – 1000 µm	4030	15	9	13	0	44	15	4
	10 – 63 µm	30900	5	0	42	0	53	0	0
6	63 – 1000 µm	2420	0	19	31	13	25	13	0
	10 – 63 µm	19300	0	13	13	8	17	42	8
7	63 – 1000 µm	4160	11	22	22	0	44	0	0
	10 – 63 µm	39700	5	5	43	10	29	10	0
8	63 – 1000 µm	2200	13	20	20	7	20	13	7
	10 – 63 µm	101500	3	8	17	0	50	18	4
9	63 – 1000 µm	4140	17	17	17	0	17	33	0
	10 – 63 µm	31000	0	11	11	11	44	22	0
10	63 – 1000 µm	2960	27	9	0	0	64	0	0
	10 – 63 µm	27400	0	6	18	6	59	12	0
11	63 – 1000 µm	1380	30	10	40	10	0	0	10
	10 – 63 µm	18600	11	11	6	6	50	17	0
12	63 – 1000 µm	785	0	50	0	50	0	0	0
	10 – 63 µm	51900	0	0	11	33	56	0	0

Výsledky studie prezentované v Tabulce 12 jsou výjimečné tím, že sledují mikroplastové částice až do velikosti 10 µm, což je patrné při porovnání s výše prezentovanou Tabulkou 6, která ukazuje výsledky studií sledujících množství mikroplastových částic na gram sušiny kalu z různých čistíren odpadních vod ve světě. Žádná ze studií zmíněných v Tabulce 6 nesledovala částice až do velikosti 10 µm. To vysvětluje, proč ve studii prezentované v Tabulce 12 bylo nalezeno významně více mikroplastových částic než ve studiích z Tabulky 6.

### 6.3 Sedimenty

Zatímco většina mezinárodních studií se zaměřuje na výskyt mikroplastů ve vodním sloupci nebo v mořském prostředí, stále větší pozornost je věnována i jejich akumulaci v říčních a jezerních sedimentech, které fungují jako dlouhodobé rezervoáry těchto kontaminantů. Jak již bylo uvedeno v kapitole 5 „Zdroje mikroplastů v životním prostředí“, sedimenty představují významné místo akumulace mikroplastů a jejich koncentrace v sedimentech jsou výrazně vyšší než ve vodním sloupci (Lenaker et al., 2019; Ramaremissa et al., 2020; Scherer et al., 2020; Liu et al., 2021a; Zhao et al., 2023; Wang et al., 2025). Sedimentace mikroplastů je ovlivněna především jejich velikostí, hustotou a morfologií. Materiály jako PE a PP, jakožto polymery s nižší hustotou než voda, mají tendenci zůstávat ve vodním sloupci, zatímco například PVC nebo PET se díky své vyšší hustotě častěji akumulují v sedimentech (Horton et al., 2017). Přítomnost biofilmu a sorpce těžkých kovů či organických kontaminantů dále zvyšuje hustotu částic, čímž se zvyšuje jejich sedimentační potenciál. Množství mikroplastů v sedimentech může být navíc rozdílné v různých částech říčního koryta. Studie Van Daele et al. (2024), které hodnotila distribuci mikroplastů v sedimentech řeky Lys v Belgii zjistila, že množství mikroplastů je přibližně o řád vyšší směrem k břehům ve srovnání s údolnicí, což odpovídá hydrodynamice řeky. Obsah organické hmoty a bahna navíc zvyšovaly koncentrace mikroplastů v sedimentu, s výjimkou vnějších ohybů, kde eroze do bahnitých sedimentů v záplavových oblastech inhibovala ukládání mikroplastů.

Sedimenty vodních nádrží a toků v ČR mohou také fungovat jako rezervoáry mikroplastů, které se z nich opětovně uvolňují při hydrologických extrémech nebo manipulacích s dnovými sedimenty. Jediným zaznamenaným měřením obsahu mikroplastů v sedimentech je bakalářská práce Zbytkové (2022), která se zabývala analýzou mikroplastů ze sedimentů v mlýnském náhonu Strhanec při řece Bečvě u Přerova. Vzorky ze dvou lokalit na toku náhonu Strhanec byly odebrány v období září–listopad roku 2021. Mikroplasty byly separovány s použitím NaCl a následně filtrovány pomocí kovového sítka s průměrem oka 1 mm, vakuové pumpy a skleněného filtru 0,7  $\mu\text{m}$ . Celkem bylo zpracováno 5 vzorků z každé lokality a bylo napočítáno celkově 327 částic. Z 97,8 % převažovala vlákna nad fragmenty, dominantní byla černá barva se 67,6 % výskytem a průměrná délka částic byla 1472 mikrometru. V průměru bylo nalezeno 148,6 částic na 1 kilogram sušiny sedimentu.

Studie sledující výskyt mikroplastů v sedimentech toků, údolních nádrží či jezer v České republice dosud chybí. V rámci povodí Labe nicméně existují studie z německé části povodí (Scherer et al., 2020; Laermanns et al., 2021; Kurzweg et al., 2024; Motyl a Fischer, 2025). Např. již výše zmíněná studie Scherer et al. (2020) našla v sedimentech německé části řeky Labe koncentrace mikroplastů (průměr: 3 350 000 částic  $\text{m}^{-3}$ , velikost sledovaných částic 125–5 000  $\mu\text{m}$ ), které byly v průměru 600 000krát vyšší než koncentrace ve vodě (průměr: 5,57 částic  $\text{m}^{-3}$ , velikost sledovaných částic 150–5 000  $\mu\text{m}$ ). Vzorky sedimentu byly odebírány na 11 místech od říčního kilometru 216,4 do km 746,3. V rámci studie Kurzweg et al. (2024) bylo odebráno v německé části povodí Labe 43 vzorků sedimentů, a to z pobřežních částí řeky (27) a z přístavních kotlin (16) od hranic s ČR až po ústí do moře. Vzorky sedimentů byly rozděleny na hrubý materiál ( $d_{10} > 100 \mu\text{m}$ ) a jemný materiál ( $d_{10} \leq 100 \mu\text{m}$ ). Přítomnost MP byla detekována ve 25 vzorcích, přičemž kvantifikace byla úspěšná ve 12 vzorcích. Obsah MP ve vzorcích hrubého materiálu z pobřežních oblastí se pohyboval v rozmezí od 0,52 do 1,30 mg/kg, zatímco ve vzorcích jemného materiálu z přístavních kotlin se pohyboval v rozmezí od 5,0 do 44,6 mg/kg. Nejrozšířenějšími identifikovanými polymery byly LD-PE, HD-PE, PP a PCL. V přístavních kotlinách byla identifikována místa se zvýšeným obsahem mikroplastů, kde k akumulaci mikroplastů pravděpodobně přispívají jak přirozené sedimentační procesy, tak i zvýšená antropogenní činnost. K obsahu mikroplastů ve vzorcích sedimentů navíc potenciálně přispívaly průmyslové odpadní vody. Nejvyšší úroveň znečištění byly pozorovány ve středním Labi, mezi soutoky řek Mulde a Havel. Nejnižší obsah MP byl zjištěn v dolním Labi, potenciálně ovlivněném přílivem a odlivem. Tyto výsledky

naznačují, že množství mikroplastů v sedimentech není v rámci řeky konstantní a pro určení dynamiky distribuce mikroplastů v sedimentech i zdrojů znečištění by bylo potřebné sledovat mikroplasty i v horním a středním toku Labe v ČR. Mikroplasty byly detekovány i v sedimentech povodí Dunaje (Pojar et al., 2021), nicméně žádná ze studií nezkoumala sedimenty v ČR. Vzhledem k tomu, že sedimenty fungují jako rezervoáry mikroplastů, je důležité jejich výskyt systematicky sledovat v rámci monitorovací strategie, včetně vývoje harmonizované metodiky sběru a analýzy.

## 6.4 Půda

Významným rezervoárem mikroplastů je i půda, zejména zemědělská, kde dochází k jejich akumulaci zejména prostřednictvím aplikace čistírenských kalů, kompostů a organických hnojiv, použitím plastových mulčovacích materiálů a dalších plastových materiálů (fóliovníků, zavlažovacích trubek apod.) a v menší míře také prostřednictvím atmosférické depozice, zavlažování nebo splachu z pozemních komunikací atd. (Nizzetto et al., 2016; Büks a Kaupenjohann, 2020; Crossman et al., 2020; Mohajerani a Karabatak, 2020; van den Berg et al., 2020; Loftý et al., 2022; Wickramasinghe et al., 2024), viz kapitola 5 „Zdroje mikroplastů v životním prostředí“. Jak bylo popsáno již v kapitole 4 „Vliv mikroplastů na životní prostředí a lidské zdraví“, mikroplasty mohou ovlivňovat fyzikální a biologické vlastnosti půdy, např. strukturu a složení půdy, činnost půdních organismů, jejich biodiverzitu, rozklad organické hmoty, což ovlivňuje zadržování vody a dostupnost živin (Machado et al., 2018; Baho et al., 2021; Maqbool et al., 2023; Quigley et al., 2024; Van Loon et al., 2025). Přítomnost mikroplastů v půdě může vést ke snížení zemědělské produktivity a ohrožení potravinové bezpečnosti.

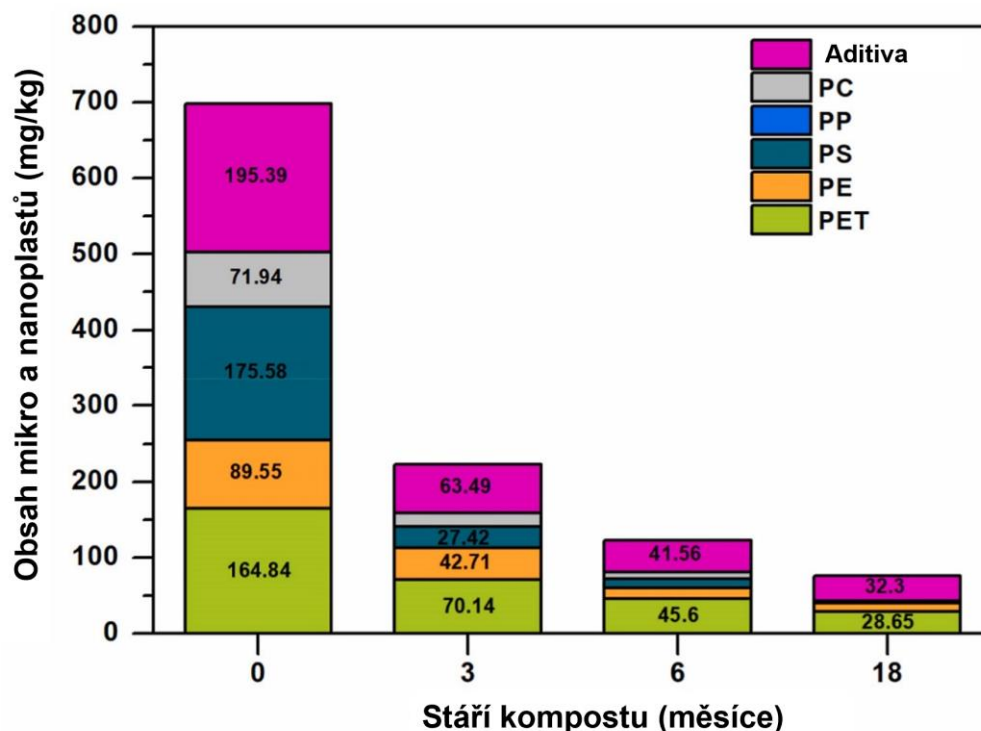
Vědecké instituce z ČR jsou zapojeny do dvou mezinárodních projektů zaměřujících se na mikroplasty v půdě a jejich vliv na půdní ekosystémy. Prvním je projekt **SOPLAS** (Macro and Microplastic in Agricultural Soil Systems, <https://www.soplas.org/>), který představuje multidisciplinární a mezisektorovou inovativní vzdělávací síť Evropské komise v rámci programu Horizont 2020 (Marie Skłodowska-Curie). Síť je zřízena podporou vědecké výměny mezi deseti evropskými výzkumnými institucemi a výzkumně orientovaným průmyslovým partnerem, přičemž se věnuje zkoumání znečištění půdy ekologicky relevantním způsobem s doplňkovými výzkumnými zaměřenými a metodami. V rámci projektu jsou řešena témata jako Hodnocení vstupů plastů z mulčování pomocí technik dálkového průzkumu Země, Vývoj metody pro izolaci, stanovení počtu, kvantifikaci a charakterizaci mikroplastů a makroplastů v půdě a půdních doplňcích a podpora optimalizace odstraňování plastů z kompostu, Objasnění role aplikace kompostu, mulčování plasty a zavlažování při znečištění půdy plasty, Degradace z makroplastů na mikroplasty v důsledku plastového mulčování v různých zemědělských prostředích a další. V rámci zapojené české instituce, kterou je ČVUT v Praze – Fakulta stavební, Katedra hydromelioreací a krajinného inženýrství, je řešeno téma Monitorování a modelování propojení mikroplastů v rámci malé povodí. Z projektu zatím nejsou k dispozici výstupy z ČR, které by kvantifikovaly množství mikroplastů v půdě nebo jejich osud v reálném prostředí. Jediným českým výstupem je studie Sinha Ray et al. (2025) zabývající se vývojem metody na sledování fluorescentních mikroplastů v orné půdě. Dalším evropským projektem s českým zapojením je projekt **PAPILLONS** (Plastics in agriculture: impacts, lifecycles & long-term sustainability) podporovaný Evropskou komisí v rámci programu EU Horizont 2020. Projekt se zaměřuje na environmentální udržitelnost zemědělských plastů, konkrétně na uvolňování a dopady mikro- a nanoplastů v evropských půdách. Konsorcium projektu se skládá z 20 partnerů z 12 zemí. Z České republiky je zapojen RECETOX (Research Centre for Toxic Compounds in the Environment) - výzkumné centrum při Přírodovědecké fakultě Masarykovy univerzity v Brně. Z projektu vzešla řada výstupů (<https://www.papillons-h2020.eu/knowledge-hub/>), z nichž některé jsou citovány v této zprávě. Jedním z dílčích cílů projektu byl prostorový průzkum v sedmi evropských zemích (Finska, Norska, Německo, České republiky, Španělsko, Itálie a Řecko) s cílem prozkoumat roli zemědělských plastů jako zdroje mikroplastů v obdělávané půdě ve srovnání se vstupy z aplikace kalů (tzv. „biosolids“) nebo

vybraných kompostovacích produktů či atmosférické depozice. Vzorky půdy byly odebrány v roce 2022 a analyzovány z hlediska řady parametrů včetně koncentrace mikroplastů. Tým z RECETOX koordinoval odběr vzorků v České republice. Vzorky byly odebrány z polí s historií používání zemědělských plastů i bez ní, a také z lokalit, kde byl aplikován čistírenský kal nebo kompost. Výsledky budou zveřejněny až v roce 2026 v rámci připravované publikace. Dle tiskové zprávy (RECETOX, tisková zpráva, 2025) z 1.10.2025 jsou „koncentrace mikroplastů v evropské zemědělské půdě jsou výrazně vyšší, než se dosud předpokládalo, a v některých případech překračují známé hranice negativních dopadů na zdraví půdy a produktivitu plodin. Dvě zkoumané lokality v České republice patřily mezi nejvíce kontaminované v Evropě. Na jednom místě bylo naměřeno 339 200 částic mikroplastů na kilogram suché půdy. Tato kontaminace byla způsobena částicemi PVC, pravděpodobně pocházejícími z nedaleké továrny na zpracování PVC. Je pravděpodobné, že velká oblast kolem továrny je znečištěná, přesto tento typ znečištění zůstává v současné legislativě zcela opomenut...“. V rámci projektu PAPILLONS vznikla mj. již dříve zmíněná studie Šmídové et al., (2024), která zkoumala účinky realistických mikroplastů z různých mulčovacích fólií: dvou konvenčních polyethylenových (PE-1 a PE-2) a dvou biologicky odbouratelných (polybutylen adipát ko-tereftalát se směsí škrobu; PBAT-BD-1 a PBAT-BD-2). Mikroplasty byly smíchány s půdou Lufa 2.2 v koncentračním rozmezí od 0,005 % do 5 % a byly studovány jejich účinky na reprodukci *Enchytraeus crypticus* v průběhu dvou generací a na šest důležitých vlastností půdy. Mikroplasty z PBAT výrazně snížily reprodukci enchytraeoidů v generaci F0, s maximálním poklesem o  $35,5 \pm 9,6$  % při 0,5% koncentraci. Generace F1 nebyla kontaminací PBAT ovlivněna. Mikroplasty z PE měly výraznější reprodukční vliv, s poklesem až o  $55,3 \pm 9,7$  % při 5% koncentraci PE-1 ve srovnání s kontrolou, což ukazuje na dávkou závislý účinek. Oba typy mikroplastů také významně ovlivnily kapacitu půdy pro zadržování vody, pH a celkový uhlík.

Dalším evropským projektem zabývajícím se znečištěním evropských půd mikro- a nanoplasty je projekt **MINAGRIS** (Micro- and Nano-Plastics in Agricultural Soils: Sources, environmental fate and impacts on ecosystem services and overall sustainability). MINAGRIS posuzuje dopad plastového odpadu v zemědělské půdě na biodiverzitu, produktivitu rostlin a ekosystémové služby a jejich transport a degradaci v životním prostředí. V tomto projektu nicméně není zapojena žádná česká instituce a nejsou z něj dostupná data v rámci ČR.

Jednou z českých studií týkající se znečištění půdy mikroplasty je studie Růžičkové et al. (2022), která se zabývala osudem mikroplastových částic během kompostování. Jak bylo řečeno v kapitole 5 „Zdroje mikroplastů v životním prostředí“, čistírenské kaly jsou v ČR buď aplikovány přímo na zemědělskou půdu nebo jsou kompostovány a vzniklý kompost je poté použit jako hnojivo. Proto i kompost může být významným zdrojem mikroplastů pro zemědělské půdy, jak ukazují některé studie (Braun et al., 2021; Vithanage et al., 2021; Braun et al., 2023; Watson a Turner, 2024). Ve studii Růžičkové et al. (2022) byly odebírány vzorky kompostu z kompostárny OZO (Ostrava, Česká republika), kde se ročně zpracuje 15 000 tun městského zeleného odpadu z domácností (biopopelnic) a sběrných dvorů. Tento kompost tedy nezahrnoval čistírenské kaly. Byly sledovány koncentrace jednotlivých plastových sloučenin (chemické sloučeniny specifické pro jednotlivé plastové polymery) a aditiv technikou pyrolýzní plynové chromatografie – hmotnostní spektrometrie s termální desorpčí (TD-GC/MS) během tří fází kompostování z komunálního zeleného odpadu (vstup; tříměsíční, šestiměsíční a osmnáctiměsíční kompost). Jak je vidět na obrázku 15, celková koncentrace sloučenin specifických pro jednotlivé plastové polymery v zeleném odpadu byla cca 500 mg/kg. Hlavními identifikovanými polymery byly polystyren (PS), polyethyltereftalát (PET), polyethylen (PE), polykarbonát (PC) a polypropylen (PP). Přísady používané k modifikaci vlastností plastů (aditiva) byly přítomny v koncentraci 195 mg/kg. Bylo identifikováno dvanáct sloučenin používaných jako přísady při výrobě plastů jak v zeleném odpadu, tak v kompostu. Pokles koncentrací sloučenin specifických pro polymery po třech měsících byl pozorován v rozmezí 33 až 84 %, zatímco pokles u aditiv byl 68 %. Po 18 měsících byla ztráta vyšší než 82 %, s výjimkou polypropylenu (pouze 70 %). Studie ukázala, že kompostování

může zvýšit jeho ekologickou bezpečnost bioodpadu při aplikaci na zemědělskou půdu. Nicméně, jak již bylo řečeno, nezabývala se vlivem kompostování na kvalitu kompostu s přidavkem čistírenských kalů.



**Obrázek 15.** Množství sloučenin specifických pro jednotlivé plastové polymery a aditiv plastů během zrání kompostu. Převzato z Růžičková et al. (2022) a upraveno.

## 6.5 Další matrice

Studie Halfara et al. (2023), zpracovaná v rámci projektu CEVOOH, se zaměřila na zkoumání přítomnosti mikroplastů v plodové vodě a placentě ve vzorcích získaných ve spolupráci s Fakultní nemocnicí v Ostravě. 20 vzorků plodové vody a placenty od 10 pacientek bylo analyzováno na přítomnost mikroplastů a plastových aditiv pomocí infračervené spektroskopie s Fourierovou transformací – zeslabené celkové odrazivosti (FTIR–ATR) po alkalickém rozkladu. U 9 z 10 pacientek byly v plodové vodě, placentě nebo v obou nalezeny mikroplasty nebo aditiva plastů. Konkrétně bylo ve všech vzorcích identifikováno 44 částic mikroplastů a polymerních aditiv. Převládaly částice z chlorovaného polyethylenu (CPE) a vápenato-zinkového PVC stabilizátoru s velikostí částic mezi 10 a 50  $\mu\text{m}$ .

## 7 Dostupné metody vzorkování a analýzy mikroplastů

Různé studie používají celou řadu metod vzorkování a analýzy mikroplastů z různých environmentálních matic, nicméně kromě metodiky odběru a zpracování vzorků pitné vody popsané v rámci Rozhodnutí komise v přenesené pravomoci (EU) 2024/1441 (ze dne 11. března 2024, kterým se doplňuje směrnice Evropského parlamentu a Rady (EU) 2020/2184 stanovením metodiky pro měření mikroplastů ve vodě určené k lidské spotřebě) neexistují ustálené standardně používané postupy. Níže jsou popsány doporučení pro práci se vzorky mikroplastů, metody vzorkování v různých maticích a metody analýzy mikroplastů.

## 7.1 Doporučení při práci se vzorky pro analýzu mikroplastů

Při práci se vzorky pro analýzu mikroplastů je vhodné dodržovat některá doporučení, shrnutá např. ve studii Schymanski et al. (2021). Patří mezi ně vyhýbání se plastovým předmětům a syntetickým složkám během celého analytického procesu od odběru vzorků až po analýzu. Laboratoř by měla být z velké části prostá částic nebo vláken mikroplastů. Aby se toho dosáhlo, musí být podlaha laboratoře ze snadno omyvatelného materiálu a musí se pravidelně čistit. Některé laboratoře používají u vchodu lepidlo proti kontaminaci. Částice a vlákna přenášené vzduchem jsou jednou z hlavních příčin vnější kontaminace vzorků a musí být posouzeny a minimalizovány vhodnými strategiemi. Doporučuje se použití řízeného proudění vzduchu pro maximalizaci čistoty vzduchu a minimalizaci kontaminace vzduchem. Manipulace se vzorky by měla probíhat v „laboratoři s čistým vzduchem“ (Prata et al., 2019) nebo v laminární komoře (Wesch et al., 2017). Při výběru laminární komory se doporučuje alespoň třída ISO 5 (3520 částic/m<sup>3</sup> pro částice  $\geq 0,5 \mu\text{m}$ ), zatímco komora třídy ISO 3 (35 částic/m<sup>3</sup> pro částice  $\geq 0,5 \mu\text{m}$ ) je vhodnější, zejména pro analýzu mikročástic v nižším  $\mu\text{-rozsahu}$ . Kromě toho je nutné povrchy v laboratoři a laminární komoře pravidelně čistit (Brander et al., 2020). Při všech manipulačních krocích musí všichni analytičtí pracovníci nosit bavlněné nebo antistatické laboratorní pláště. Navíc oděvy obsahující syntetická vlákna, i když jsou nošeny pod laboratorním pláštěm, mohou zvýšit hladinu mikroplastů v okolním prostředí (Hermesen et al., 2018). Obsluha musí při manipulaci se vzorky dodržovat obecná opatření, aby se snížilo riziko kontaminace (např. mytí rukou, svázání dlouhých vlasů, nepoužívat make-up, lak na nehty ani hydratační krém), protože tyto výrobky mohou obsahovat a uvolňovat mikroplasty (Lei et al., 2017). Kdykoli to bezpečnostní aspekty dovolují, je třeba se vyhnout používání jednorázových laboratorních rukavic, protože by mohly způsobit kontaminaci vzorku. V případě použití rukavic je vhodné jejich vliv zkontrolovat analýzou slepých vzorků (Witzig et al., 2020). Čistotu pracovního prostoru je vhodné vyhodnocovat. Např. lze průběžně hodnotit množství částic v laboratoři nebo uvnitř digestoře pomocí měřicího zařízení částic (Schymanski et al., 2018). Někteří autoři umísťují prázdné filtry nebo Petriho misky vedle pracovního prostoru, aby zkontrolovali úroveň kontaminace pozadí (Renzi et al., 2018). Pro vyhodnocení úrovně kontaminace je nutné souběžně s každou šarží vzorku (při odběru i jeho zpracování) provést slepý pokus s vodou bez částic (uznávané kvality, např. ultračistá, ultrafiltrovaná nebo pyrogenní voda) (Koelmans et al., 2019; Brander et al., 2020). Tento slepý vzorek musí projít stejným postupem jako skutečné vzorky, včetně všech kroků přípravy vzorku. Pro malé série s méně než deseti vzorky, které jsou všechny zpracovány během jednoho dne, postačuje jeden (procesní) slepý vzorek. Pro velké série s více než deseti vzorky by mělo být vedle série vzorků analyzováno více (procesních) slepých vzorků (např. alespoň jeden procesní slepý vzorek na pět nebo deset vzorků). Provedení a vyhodnocení slepých vzorků je podrobně popsáno ve studii Schymanski et al. (2021).

Plasty lze v průběhu zpracování vzorků použít pouze tehdy, pokud je odpovídající polymer z výsledků vyloučen nebo pokud je označen například fluorescenčním barvivem a lze jej tak odlišit od odebraných mikročástic. Například některé laboratoře používají filtrační zařízení, která obsahují části vyrobené ze specificky barevného polytetrafluorethylenu (PTFE), které umožňují rozpoznání dalších částic PTFE, které mohou pocházet ze vzorku (Brandt et al., 2020). Pokud je to možné, do přímého kontaktu se vzorkem by mělo přijít pouze sklo nebo nerezová ocel. Kromě toho je nezbytné, aby byly nádoby na odběr vzorků před použitím důkladně vyčištěny (Koelmans et al., 2019). Toho lze dosáhnout mechanickým čištěním a opláchnutím vodou bez částic. Aby se odstranily částice pevně přilnuté ke stěnám nádoby, nemusí tento proces stačit. Dalšími možnostmi pro odstranění částic jsou vypalování nádob v muflové peci, sonikace nádob naplněných vodou a oplachování předfiltrovanými povrchově aktivními látkami nebo chemickými roztoky.

Aby se zabránilo kontaminaci vzorku přidáním chemikálií, důrazně se doporučuje odstranit veškeré částice přítomné v roztocích činidel předfiltrací chemikálií (Brander et al., 2020). To lze provést

např. pomocí stříkačkových membránových filtrů (s velikostí pórů 0,2  $\mu\text{m}$ , např. vyrobených z acetátu celulózy). Chemikálie lze také filtrovat přes polykarbonátový (PC) filtr (s velikostí pórů 1,2  $\mu\text{m}$ ), jak navrhli Weber et al. (2021). Alternativně lze pro filtraci čididel před použitím použít filtry ze skleněných vláken 1,2  $\mu\text{m}$  a 0,7  $\mu\text{m}$ , jak uvádějí Johnson et al. (2020) a Kirstein et al. (2021). Je však třeba zdůraznit, že předfiltrace chemikálií může vést ke kontaminaci mikroplasty, např. uvolněním částic z filtrační membrány, plastového pouzdra membránových filtrů nebo z frit klasických filtračních zařízení. Proto by měly být na přítomnost částic testovány jak filtrované, tak nefiltrované chemikálie, aby se v každém jednotlivém případě mohlo rozhodnout, zda je filtrace vhodná, či nikoli. Po filtraci, během přenosu do analytického zařízení a pro skladování musí být filtr zakryt, aby se zabránilo kontaminaci ze vzduchu. Lze použít různé typy nádob, jako jsou skleněné Petriho misky nebo kovové nádoby. Důrazně se doporučuje vyhnout se používání plastových materiálů (např. Petriho misky z polystyrenu).

## 7.2 Metody vzorkování

### 7.2.1 Metody vzorkování vod

Vzorky vody lze odebírat z hladiny nebo z vodního sloupce v určitých hloubkách. Pro odběr vzorků mikroplastů ve vodě se používá řada přístupů, z nichž většina je založena na metodě redukce objemu. Pro odběr vzorků z povrchové vody se nejčastěji používají vlečné sítě na manty a sítě na neustony, zatímco pro odběr vzorků z vodního sloupce se používají hlavně sítě na plankton, sítě na bongo, kontinuální zapisovače planktonu (CPR – continuous plankton recorders), sítě s vícenásobným otevíráním a zavíráním a vlečné sítě blízko dna. Existují i alternativní nástroje, které se občas používají při odběru vzorků z povrchové vody nebo z vodního sloupce pro mikroplasty, jako jsou pasti na plankton, lahve na sběr vody nebo čerpadla na přívod vody (Crawford a Quinn, 2017). Velikost ok vzorkovacích nástrojů se pohybuje od desítek mikronů do milimetrů, přičemž nejběžnější velikost ok je 333  $\mu\text{m}$ . Množství mikroplastů získaných z vodní matrice je přímo ovlivněno velikostí ok vzorkovacích nástrojů. Bylo odhadnuto, že síťovina o velikosti ok 80  $\mu\text{m}$  dokáže zadržet až 250krát vyšší koncentraci plastových vláken než síťovina o velikosti ok 330  $\mu\text{m}$  (Dris et al., 2018). Většina v současnosti používaných technik odběru vzorků je použitelná pouze pro sběr mikroplastů s určitým rozsahem velikostí. Použití vzorkovacích nástrojů s různými velikostmi ok ztěžuje porovnání dostupných monitorovacích dat (Wang, W. a Wang, J., 2018). Pro odběr vzorků povrchové, podzemní a pitné vody mohou být využity i nejrůznější filtrační systémy pro terénní filtraci vzorků vybavené zpravidla čerpadlem, generátorem energie, vodoměrem k zaznamenání objemu filtrované vody, průtokoměrem, systémem kovových filtrů či filtračních membrán, popsány např. ve studiích Bordós et al. (2019; 2021) a Mári et al. (2021). Po odběru vzorků je obsah filtrů, krytů filtrů a dalších vzorkovacích nástrojů důkladně opláchnut v předčištěné kádince zpravidla filtrovanou deionizovanou vodou (5  $\mu\text{m}$ ) a poté je tento vzorek filtrován přes filtrační membránu požadované velikosti pórů. Vzorky vody z různých technologií úpravy vody, upravené vody, kohoutkové vody apod. lze rovněž jednoduše odebírat do předem předčištěných skleněných nebo borosilikátových lahví (Pivokonský et al., 2018, 2020; Halfar et al., 2023, 2024) a pak zfiltrovat přes filtrační membránu.

### 7.2.2 Metody vzorkování sedimentů

Sedimenty jsou považovány za dlouhodobý rezervoár mikroplastů. Vzorky sedimentů se obvykle odebírají z pláže, břehové zóny nebo dna vodního tělesa. Neexistuje žádný všeobecně přijímaný způsob odběru vzorků sedimentů. Distribuce mikroplastů v sedimentech je nerovnoměrná a do značné míry je ovlivněna jejich vlastnostmi a faktory prostředí, jako je vítr a proudění vody. Výsledky budou do značné míry záviset na oblasti odběru vzorků (např. příbřežní oblast, údolnice, transekty) a hloubce, protože některé oblasti mohou obsahovat vyšší koncentrace mikroplastů. Sběr mikroplastů u břehu zahrnuje přímý odběr vzorků lopatkami, prosévání apod. Odběr sedimentů ze dna vyžaduje plavidlo a použití specializovaného vybavení, které se spustí na dno pro odběr vzorků (např. drapák, box coer).

Je nutné definovat hloubku odběru vzorků, protože horních 1–5 cm vykazuje vyšší koncentrace mikroplastů než např. horních 10 cm, a počet replikátů. Hmotnost vzorku (25–3000 g) nebo objem (0,05–1,2 l) se mezi studiemi značně liší, což může ovlivnit reprezentativnost (Prata et al., 2019). Za vhodné je považováno uvádět koncentrace sedimentů v g, kg nebo l suché hmotnosti k eliminaci odchylek souvisejících s vlhkostí. Nejvíce doporučení pro odběr sedimentů existuje pro mořské sedimenty a pláže (MSFD, 2013; Masura et al., 2015; Besley et al., 2017). Vzorky by měly být před laboratorním zpracováním uchovávány v předčištěných skleněných či kovových nádobách.

### 7.2.3 Metody vzorkování půd

Pro odběr vzorků půdy pro analýzu mikroplastů bylo navrženo několik postupů. Lawrence et al. (2020) identifikovali sedm typů návrhů odběru vzorků půdy, které lze použít ve výzkumu k identifikaci půdních znečišťujících látek. Patří mezi ně prostorový nebo designově založený, náhodný, systematický, kompozitní, stratifikovaný, mřížkový (buňky nebo zóny) a klikatý (zigzag) odběr vzorků. Při určení prostorového rozložení vzorků a počtu odebraných vzorků je třeba zvážit několik faktorů, jako jsou prostorová variabilita půdních vlastností, cíl studie apod. K odběru vzorků je používáno různé vybavení v závislosti na vlastnostech půdy, hloubce odběru a množství odebraného vzorku. Používá se např. lopata, lopatka, rýč, šnekový zemní vrták, jádrový vrták, Van Veenův drapák, válcový odběrák jádra (cylindrical stainless-steel corer), objemový prstenec atd. V rámci různých studií bylo odebráno mezi 15 a 4 000 g půdy nejčastěji do hloubky 20 cm, což bývá postačující na neobdělávaných půdách. Množství odebraného vzorku se odvíjí od metody detekce. Pokud je cílovým přístrojem pro analýzu půdních mikroplastů mikro-Ramanova spektroskopie, měly by se odebírat velké vzorky půdy v rozmezí 388–3225 g. Pokud je však cílovým přístrojem infračervená spektroskopie s Fourierovou transformací (FTIR), měl by se odebrat malý vzorek o hmotnosti přibližně 50 g. Vzorky půdy by před přepravou do laboratoře měly být uchovávány buď v hliníkových krabicích, nebo ve skleněných lahvích, aby se minimalizovala možná kontaminace v terénu. Skladovací materiál použitý při odběru vzorků půdy by měl být předčištěn ultračistou vodou nebo Milli-Q vodou. Vzorky půdy odebrané v terénu lze před přepravou do laboratoře k analýze očistit od hrubých částic a kořenů rostlin (Chia et al., 2024).

### 7.2.4 Metody vzorkování biologických matric

Vzhledem k rozmanitosti studovaných organismů a zvyklostem, při kterých jsou organismy vzorkovány, se pro odběr vzorků biologicky přijímaných mikroplastů používá široká škála technik. Například zooplankton lze sbírat pomocí sítě bongo, druhy ryb lze získat pomocí pelagické sítě, vlečné sítě, elektrorýbáře nebo od místních rybářů, korýše, jako jsou krevety, lze chytat pomocí vlečných sítí pro lov při dně, košů nebo pastí a mlži, jako jsou slávky a ústřice, lze získat ručně, pomocí vlečné sítě na slávky nebo přímo zakoupit v obchodě. Mezi v současnosti široce používané kvalifikační jednotky mikroplastů ve vodních organismech patří počet mikroplastů na hmotnost organismů, počet mikroplastů na jedince nebo procento jedinců obsahujících požití mikroplasty (Wang, W. a Wang, J., 2018).

## 7.3 Příprava vzorků pro analýzu

Příprava vzorků pro analýzu mikroplastů se liší dle matrice vzorku. U málo znečištěných vzorků vody zpravidla postačuje filtrace a následné vysušení filtrů. U vzorků sedimentů, kalů, půdy a biologických vzorů je třeba zařadit do přípravy vzorků ještě další postupy, jako jsou hustotní separace, prosévání, digesce a předfiltrace s použitím filtru s větší velikostí, které jsou pak zpravidla následovány závěrečnou filtrací a sušením (Wang, W. a Wang, J., 2018; Pospíchalová, 2024).

### 7.3.1 Filtrace

Mezi média používaná pro filtraci patří skleněná vlákna, používá se i nitrocelulóza, polykarbonátové membrány, izopórové filtry, filtry z polytetrafluorethylenu (PTFE) nebo  $\text{Al}_2\text{O}_3$  filtry (Wang, W. a Wang, J., 2018; Pivokonský et al., 2018, 2020; Halfar et al., 2023, 2024). Velikost pórů filtrů se obecně pohybuje od 0,45 do 20  $\mu\text{m}$ . Aby se minimalizovaly ztráty mikroplastů v důsledku jejich ulpívání na stěnách laboratorního nádobí, doporučuje se během filtračního procesu opakovaně oplachovat stěny skleněného nádobí na filtru. Použitý filtrační materiál musí navíc umožňovat optické rozpoznání částic (pro vizuální analýzu a metody založené na analýze obrazu) a nesmí rušit během měření. Pro Ramanovu mikrospektroskopii se doporučují buď křemíkové membrány, nebo polykarbonátové (PC) filtry s kovovým povlakem (Au nebo Al). Oba typy filtrů dosahují vysokého kontrastu k částicím, pokud se použije osvětlení v tmavém poli. Kromě toho jsou vhodné PTFE membrány při použití v osvětlení v jasném poli. Pokud se částice vybírají a analyzují ručně, postačí i jiné filtrační materiály, jako je nitrocelulóza. PC membrány se zlatým a hliníkovým povlakem neinterferují se spektry částic, protože nevykazují vlastní intenzivní Ramanovo spektrum. Naproti tomu jiné filtry, jako je PTFE, křemík nebo celulóza, vykazují samy o sobě charakteristické píky. Zatímco spektra PTFE a křemíku lze snadno odlišit od cílových plastů, celulózové filtry mohou rušit během identifikace mikroplastů (Käppler et al., 2015; Oßmann et al., 2017; Pittroff et al., 2021). Při použití IR spektroskopii je třeba rozlišovat mezi měřením odrazu a transmise. Pro měření odrazu byly úspěšně použity zlatem potažené PC membrány, stejně jako reflexní mikroskopická sklíčka. Dále jsou myslitelné i další povrchy odrážející světlo, jako jsou filtry a mikroskopická sklíčka potažená stříbrem nebo jinými kovy. Pro měření transmise musí být substráty transparentní pro IR světlo v příslušném spektrálním rozsahu. Běžně používanými materiály jsou membrány z oxidu hlinitého (Anodisc), selenidu zinečnatého nebo křemíkové filtry. Membrány Anodisc jsou transparentní pouze pro infračervené záření mezi 3600 a 1250  $\text{cm}^{-1}$ , což částečně maskuje oblast IR otisku (1400–600  $\text{cm}^{-1}$ ). Nicméně lze identifikovat většinu typů polymerů. Naproti tomu křemíkové filtry, které jsou transparentní pro široký střední infračervený rozsah (4000–600  $\text{cm}^{-1}$ ), umožňují měření oblasti infračerveného otisku a jsou k dispozici v různých velikostech pórů v mikronovém rozsahu. To usnadňuje přípravu vzorku a zároveň poskytuje velmi plochý povrch. Jsou však nutné filtrační jednotky vyrobené na míru, protože tyto membrány mají obvykle čtvercový tvar (Käppler et al., 2015; Löder et al., 2015; Cabernard et al., 2018). Některé filtrační materiály sestávají (částečně) z plastů (např. PTFE, kovem potažené PC membrány a Anodisc s PP nosným kroužkem), což může vést ke kontaminaci vzorku. Při použití takových filtrů je nutné kriticky zkontrolovat tuto potenciální cestu kontaminace analýzou slepých vzorků. V případě pochybností je vhodné tento typ polymeru z výsledků mikrofiltrace vyloučit, aby se předešlo chybné interpretaci (Schymanski et al., 2018). Objem vzorku filtrovaný pro analýzu musí umožnit reprezentativní analýzu a zároveň zabránit přetížení nebo ucpání filtru. K dosažení těchto cílů lze použít různé možnosti. Pokud je to možné, je třeba se vyhnout redukci nebo dílčímu odběru vzorků z původního objemu vzorku, protože to povede k větší chybovosti. Pokud to není možné, je nutné uvést informace o dílčí filtraci. Např. u balené vody je vhodné filtrovat celý objem lahve, ale při analýze mikroplastů až do 1  $\mu\text{m}$  je nutné objem filtrace zmenšit, aby se dosáhlo měřitelné hustoty částic na filtru (Oßmann et al., 2018; Pivokonský et al., 2020). Filtrace je často závěrečným krokem přípravy vzorků před mikroskopickou analýzou po níže popsanych postupech hustotní separace, prosévání a digesce.

### 7.3.2 Hustotní separace

Hustotní separace (neboli flotace) využívá rozdílu hustoty mezi sledovanými materiály mikroplastů a jinými nežádoucími materiály obsaženými ve vzorku. Po důkladném protřepání a usazení směsi materiálů v kapalině se pomocí vztahové síly kapaliny se střední hustotou oddělí lehčí materiály od hustších. Hustotní separace je běžně používaná metoda k izolaci mikroplastů ze vzorků životního prostředí, zejména vzorků sedimentů a půd (Mai et al., 2018; Thomas et al., 2020). Specifické hustoty většiny plastů se pohybují od 0,8 do 1,70  $\text{g cm}^{-3}$ , zatímco průměrné hustoty písku nebo jiných usazenin

jsou typicky  $2,65 \text{ g cm}^{-3}$ . Nejčastěji používaným solným roztokem pro proces hustotní separace je nasycený roztok chloridu sodného (NaCl) ( $1,202 \text{ g cm}^{-3}$ ), protože NaCl je levný a ekologický. Tento roztok je vhodné použít k extrakci mikroplastů s nízkou hustotou, jako je polyetylen (PE,  $0,917\text{--}0,965 \text{ g cm}^{-3}$ ), polypropylen (PP,  $0,85\text{--}0,94 \text{ g cm}^{-3}$ ) a polystyren (PS,  $1,04\text{--}1,1 \text{ g cm}^{-3}$ ). Pro separaci hustších mikroplastů, jako je polyvinylchlorid (PVC,  $1,3\text{--}1,7 \text{ g cm}^{-3}$ ) a polyethylentereftalát (PET,  $1,4\text{--}1,6 \text{ g cm}^{-3}$ ), je však nasycený roztok NaCl méně účinný, což vede k podhodnocení množství mikroplastů. Pro řešení tohoto problému byly v mnoha studiích úspěšně použity některé roztoky solí s vysokou hustotou, jako jsou roztoky jodidu sodného (NaI,  $1,8 \text{ g cm}^{-3}$ ), chloridu zinečnatého ( $\text{ZnCl}_2$ ,  $1,5\text{--}1,7 \text{ g cm}^{-3}$ ) a polywolframanu sodného (SPT,  $1,4 \text{ g cm}^{-3}$ ), které značně zvýšily účinnost extrakce mikroplastů s vysokou hustotou (Wang, W. a Wang, J., 2018). Soli s vysokou hustotou jsou však obecně drahé a některé jsou nebezpečné pro životní prostředí. Opakování extrakčního procesu je dalším účinným způsobem, jak dosáhnout lepšího výtěžku mikroplastů z matric vzorků. Například účinnost extrakce PE mikroplastů ze vzorků sedimentů pomocí roztoku NaCl může dosáhnout 61 %, 83 % a 93 % pro první, druhou a třetí extrakci (Crawford a Quinn, 2017). Proto se pro dosažení vyšší účinnosti extrakce a minimalizaci znečištění životního prostředí doporučuje recyklovat roztoky těžkých solí a opakovat extrakční proces.

### 7.3.3 Prosévání

Prosévání je další často používanou metodou pro izolaci mikroplastů ze vzorků vody, sedimentárních matric a půd (Crawford a Quinn, 2017; Wang, W. a Wang, J., 2018; Sinha Ray et al., 2025). Síta jsou obvykle vyrobena z kovu, jako je nerezová ocel nebo měď. Síto fyzicky zachycuje pevné materiály, které jsou větší než velikost ok, a umožňuje odstranit vodu a menší částice ze vzorku. Velikost ok síť závisí hlavně na požadovaném rozsahu velikostí mikroplastů, které mají být shromažďovány, přičemž většina se pohybuje od 0,035 do 4,75 mm. Vzorky vody lze prosít přímo, nebo mohou před proséváním podstoupit krok digesce v případech, kdy vzorek obsahuje velké množství biologického materiálu (Löder a Gerdts, 2015). U vzorků sedimentů prosévání pomáhá zmenšit objem vzorku pro následnou extrakci. Pro rozdělení mikroplastů do několika kategorií velikostí se v mnoha studiích úspěšně používá vícevrstvé prosévání s použitím řady sít s klesající velikostí ok, kterými vzorek prochází (Wang, W. a Wang, J., 2018; Sinha Ray et al., 2025). Po prosévání jsou částice s různými rozsahy velikostí zachyceny na různých sítích.

### 7.3.4 Digesce

Vzorky odebrané z přírodního prostředí často obsahují velké množství přirozeně se vyskytujících organických materiálů, jako je zooplankton, fytoplankton, půdní organická hmota, půdní mikroorganismy, těl organismů, rostlinný opad, biofilmy nebo organický materiál kalů apod. Digesce je proces zaměřený na odstranění těchto rušivých organických materiálů ve vzorcích z prostředí. Pro proces rozpouštění biomateriálů bylo vyvinuto několik technik, které obvykle využívají oxidační činidla, kyseliny nebo alkalické látky (Crawford a Quinn, 2017; Wang, W. a Wang, J., 2018). U vzorků vody, půd, kalů a sedimentů se k rozkladu přírodních organických nečistot často používá peroxid vodíku ( $\text{H}_2\text{O}_2$ ) a jeho směsi s dalšími činidly, jako je kyselina sírová ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ ) nebo roztok Fe(II) dále minerální kyseliny nebo zásady (Huppertsberg a Knepper, 2018; Pivokonsky et al., 2018). Široce využívané je Fentonovo činidlo ( $\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2$ ). V některých případech se k odstranění organických nebo anorganických povrchových usazenin z mikroplastových částic používá také oplachování destilovanou vodou a ultrazvukové čištění.

U biologických vzorků je jednou z nejběžněji používaných metod digesce biologických tkání kyselá digesce za použití silných oxidačních kyselin, jako je kyselina dusičná ( $\text{HNO}_3$ ), kyselina chloristá ( $\text{HClO}_4$ ), kyselina chlorovodíková (HCl) nebo jejich směs. Ve srovnání s HCl a  $\text{H}_2\text{O}_2$  je  $\text{HNO}_3$  účinnější při digesci biologických tkání, zejména při aplikaci tepla. Nejúspěšnější metoda zahrnuje směs kyselin za

použití směsi (1:4, v:v) 68% kyseliny chloristé ( $\text{HClO}_4$ ) a 65% kyseliny dusičné ( $\text{HNO}_3$ ), která dokáže zcela odstranit biologické tkáně a další přírodní nečistoty a po digesci zanechat pouze plasty a oxid křemičitý (Vandermeersch et al., 2015). Další běžně používané metody digesce biomateriálů obvykle zahrnují použití silných zásad. Například 10% hydroxid draselný (KOH) byl úspěšně použit k izolaci mikroplastů z trávicích traktů ryb a mlžů. Kromě toho se pro rozpouštění biologických tkání ve výzkumu mikroplastů používají také některá oxidační činidla, jako je  $\text{H}_2\text{O}_2$  a chlornan sodný (NaClO) (Collard et al., 2017). Při používání metod chemické digesce je však třeba postupovat opatrně, protože ačkoli tyto metody dokáží úspěšně odstranit biologický materiál ze vzorků, mohou mít také negativní účinky na samotné mikroplasty, což může způsobit ztrátu mikroplastů určitých tvarů nebo typů polymerů (Löder et al., 2015; Crawford a Quinn, 2017). Aby se zabránilo možnému poškození samotných mikroplastů, lze jako alternativy k chemickým činidlům využít enzymatické štěpení (Loder et al. 2017; Mbachu et al., 2021).

## 7.4 Metody analýzy mikroplastů

Nejběžnějšími technikami pro identifikaci mikroplastů jsou zobrazovací, spektroskopické a termoanalytické metody (Wimmerová et al.).

### 7.4.1 Zobrazovací metody

Vizuální identifikace je nejjednodušší a nejčastěji používanou technikou identifikace mikroplastů, které lze dosáhnout pozorováním pouhým okem nebo pomocí optického mikroskopu (obvykle stereomikroskopu). Tvary a barvy jsou hlavním základem pro určení, zda je podezřelý předmět mikroplast (Crawford a Quinn, 2017). Pro zvýšení přesnosti výsledků identifikace se doporučuje při vizuálním zkoumání mikroplastů striktně dodržovat řadu výběrových kritérií: podezřelé částice nebo vlákna nemají žádné viditelné organické nebo buněčné struktury, vlákna by měla mít po celé délce konzistentní tloušťku a barvu, částice by měly být číré a rovnoměrně zbarvené. Průhledné a bílé částice by měly být dále potvrzeny pod mikroskopem s vysokým zvětšením nebo fluorescenčním mikroskopem (Zobkov a Esiukova, 2018). Vizuální identifikace je vhodnou metodou pro vzorky s vysokým objemem, zejména v případech, kdy nejsou k dispozici drahé analytické přístroje. Při vizuální identifikaci mikroplastů však vždy existuje potenciál pro zkreslení a kvalita výsledků identifikace závisí na mnoha faktorech, jako je subjektivita operátora, matrice vzorku, tvar a velikost částic a použitý mikroskop pro kontrolu. Zvětralé mikroplasty mohou navíc vykazovat určité změny v morfologii, což vizuální identifikaci ztěžuje. S klesající velikostí zkoumaných částic se značně zvyšuje možnost chybné identifikace optickými technikami (Zobkov a Esiukova, 2018). Proto se doporučuje použití některých spektroskopických přístrojů nebo jiných analytických technik k potvrzení identity podezřelých mikroplastů, zejména těch menších.

**Fluorescenční mikroskopie** se hojně využívá v buněčné biologii k vizualizaci buněčných struktur či jednotlivých organel buňky a v posledních letech se začala používat i jako jedna z metod pro detekci mikroplastů. Metoda je nedestruktivní a zobrazuje tvar částice, což umožňuje případně změřit i její velikost. Pomáhá usnadnit kvantifikaci počtu či koncentrace v různých environmentálních matricích (Liu et al., 2021b). Neumožňuje však určit druh polymeru a pro tento účel je nutné ji doplnit metodou umožňující určit chemické složení (Erni-Cassola et al., 2017). Vzhledem k tomu, že fluorescenční spektra narušují Ramanova spektra, doporučuje se po fluorescenci zařadit FTIR spektroskopii, jež není fluorescencí nijak ovlivněna (Alonso-Vázquez et al., 2023; Liza et al., 2024).

Poměrně spolehlivou zobrazovací metodou je stanovení pomocí **skenovacího elektronového mikroskopu (SEM)**, který poskytuje snímky vzorku s vysokým rozlišením vyzařováním vysoce intenzivního elektronového paprsku na povrch vzorku a jeho skenováním v rastrovém skenovacím vzoru. Povrchové detaily (rozlišení  $<0,5$  nm) vzorku jsou zobrazeny elektrony při velmi vysokém zvětšení. Potenciální mikroplasty lze odlišit od jiných organických nebo anorganických nečistot zkoumáním snímků a jejich povrchové morfologie (Crawford a Quinn, 2017). SEM lze také použít

k analýze průběhu zvětrávání mikroplastů získaných z přírodního prostředí zkoumáním charakteristických povrchových textur, jako jsou trhliny a důlky, na těchto plastových částicích. Kombinované použití SEM a energeticky disperzní rentgenové spektroskopie (SEM-EDS) je schopno poskytnout podrobné informace o elementárním složení mikroplastů a anorganických aditiv, které obsahují (Fries et al., 2013; Crawford a Quinn, 2017). Využití SEM-EDS pomáhá dále odlišovat přírodní materiály od mikroplastů prostřednictvím zobrazování a elementární analýzy, což tím zužuje množství částic potřebných pro spektroskopickou analýzu (Fries et al., 2013). Přestože se SEM úspěšně používá ke zkoumání povrchových charakteristik mikroplastů, tato technika vyžaduje značný čas a úsilí pro předpřípravu vzorku, a proto není vhodná pro manipulaci s velkým počtem vzorků.

#### 7.4.2 Spektroskopické metody

Mezi nejpoužívanější metody stanovení mikroplastů ve vzorcích patří spektroskopické metody – Infračervená spektroskopie s Fourierovou transformací (FTIR) a Ramanova spektroskopie (RS). **Infračervená spektroskopie s Fourierovou transformací (FTIR)** je schopna poskytnout jedinečné infračervené spektrum pro specifickou chemickou vazbu. Různé materiály mají různé složení vazeb, což umožňuje identifikovat neznámou látku porovnáním jejího spektra se spektry známých materiálů. Díky své vysoké spolehlivosti se FTIR stala jednou z nejčastěji používaných technik charakterizace mikroplastů získaných ze vzorků životního prostředí. V monitorovacích programech pro mikroplasty se FTIR používá hlavně dvěma způsoby: skenováním všech podezřelých částic nebo analýzou sady dílčích vzorků za účelem ověření výsledků předchozí vizuální identifikace (Wang, W. a Wang, J., 2018). Ačkoli není pochyb o tom, že zvýšení počtu podezřelých mikroplastových částic, které mají být analyzovány pomocí FTIR, může zvýšit přesnost dat, je třeba vzít v úvahu omezující faktory, jako jsou čas a náklady. FTIR dokáže nejen přesně identifikovat polymerní typy mikroplastů, ale také poskytnout další informace o fyzikálně-chemickém zvětrávání mikroplastů analýzou intenzity jejich oxidace. FTIR je však schopen identifikovat polymerní složení pouze mikroplastů o velikosti  $>10\text{--}20\ \mu\text{m}$  a nemusí být použitelný v případech, kdy jsou cílové částice menší než velikost apertury přístroje (čočky) (Huppertsberg a Knepper, 2018). Potvrzení identity podezřelých mikroplastických částic pomocí FTIR je časově náročná práce a vyžaduje vysoce zkušeného operátora. Přesto je FTIR velmi slibnou technikou pro chemickou identifikaci mikroplastů v životním prostředí.

Ve výzkumu mikroplastů po celém světě se stále více využívají optimalizované technologie FTIR, jako je **FTIR mikrospektroskopie** (mikro-FTIR neboli  $\mu$ -FTIR), **FTIR s utlumeným celkovým odrazem** (ATR-FTIR) a **FTIR spektroskopie s ohniskovou rovinou** (FPA-FTIR). Mikro-FTIR usnadňuje detekci menších částic ( $>10\ \mu\text{m}$ ). ATR-FTIR umožňuje přímou analýzu velkých ( $>500\ \mu\text{m}$ ) a nepravidelně tvarovaných částic bez kroku přípravy vzorku (Löder a Gerdts, 2015). FPA-FTIR může nabídnout nestrannou a vysoce výkonnou analýzu všech plastových částic ( $>20\ \mu\text{m}$ ) skenováním filtračního papíru s vysokým stupněm laterálního rozlišení. FTIR zobrazování v transmisním režimu jakožto velmi běžná technika FPA-FTIR umožňuje současně chemickou a fyzikální charakterizaci analyzovaných částic, a proto získává stále větší uplatnění při detekci a identifikaci mikroplastů ve vzorcích životního prostředí (Crawford a Quinn, 2017). Ve srovnání s klasickou FTIR je FPA-FTIR mnohem rychlejší v detekci mikroplastů, ale přístrojové vybavení je nákladnější a vyžaduje vysoký výpočetní výkon (Huppertsberg a Knepper, 2018).

**Ramanova spektroskopie** je další často používanou a vysoce spolehlivou technikou pro identifikaci mikroplastů z různých environmentálních matric. Identifikace mikroplastů pomocí Ramanovy spektroskopie se provádí zářením monochromatického laserového paprsku na vzorek, což má za následek odlišnou frekvenci zpětně rozptýleného světla v důsledku absorpce, rozptylu nebo odrazu specifickou molekulární strukturou a atomovým složením vzorku (Crawford a Quinn, 2017). Tento tzv. Ramanův posun může vytvořit jedinečné spektrum pro každý polymer. Ramanova spektroskopie umožňuje nedestruktivní chemickou charakterizaci mikroplastů, což je velmi výhodné

v případech, kdy je pro vzorky nutná další analýza. Ramanova spektroskopie má řadu výhod, jako je vysoká spolehlivost, možnost vysoce výkonného screeningu, nízké požadavky na množství vzorku a šetrnost k životnímu prostředí (Araujo et al., 2018). V porovnání s technikami FTIR spočívají výhody Ramanovy spektroskopie ve vyšším prostorovém rozlišení, širším spektrálním rozsahu, užších spektrálních vazbách a nižší citlivosti na interferenci vody ve vzorku (Kappler et al., 2016; Araujo et al., 2018). Kombinace Ramanovy spektroskopie s mikroskopií (mikro-Raman) umožňuje identifikovat mikroplasty až do velikosti 1  $\mu\text{m}$ , což je pro jiné spektroskopické techniky extrémně náročné (Crawford a Quinn, 2017). Výhodné je propojení mikro-Ramanovy spektroskopie s Ramanovým spektrálním zobrazovacím zařízením, protože je možné získat prostorové chemické obrazy celého vzorku s prostorovým rozlišením  $<1 \mu\text{m}$ . Ramanovu spektroskopii lze také kombinovat s konfokální laserovou skenovací mikroskopií pro lokalizaci mikroplastů v biologických tkáních. Hlavní nevýhodou Ramanových technik je, že jsou snadno rušeny přítomností aditiv, pigmentů nebo chemikálií vázaných na mikroplasty, což může negativně ovlivnit přesnost identifikace (Huppertsberg a Knepper, 2018). Kromě toho je poměr signálu k šumu u Ramanovy spektroskopie inherentně nízký, což může zvýšit obtížnost spektrální analýzy (Araujo et al., 2018). To však nebrání tomu, aby Ramanova spektroskopie byla účinnou analytickou technikou ve výzkumu mikroplastů.

#### 7.4.3 Termoanalytické metody

Termoanalytické metody používané pro detekci mikroplastů zahrnují především **pyrolýzu s plynovou chromatografií a hmotnostní spektrometrií (Pyr-GC-MS)** a **tepelnou extrakci a desorpční plynovou chromatografií s hmotnostní spektrometrií (TED-GC-MS)** (Primpke et al., 2020). Obě zmíněné techniky se zakládají na stejném principu: specializované jednotky (pyrolyzátor a termogravimetrický systém) tepelně rozkládají vzorek v inertní atmosféře a vzniklé produkty jsou následně analyzovány plynovou chromatografií s hmotnostní spektrometrií (GC-MS). Každý polymer produkuje během tepelného rozkladu charakteristické produkty a ionty, které je možné porovnat s referenčními mapami známých čistých polymerů, na základě kterých je možné vyhodnocení (Mariano et al., 2021). Díky spojení s hmotnostní spektrometrií a plynovou chromatografií slouží jak ke kvalitativní, tak i hmotnostně kvantitativní analýze, neboť umožňují identifikovat druhy polymerů i jejich aditiv a zároveň určují i celkovou hmotnost (Kumar et al., 2024). Oproti výše popsáným metodám, které analyzovaly u jednotlivých částic pouze povrch, termoanalytické metody analyzují celkovou hmotu a poskytují komplexní charakteristiku. Spolu s polymery je zároveň ve stejný čas možné analyzovat i přítomná aditiva (L. Liu et al., 2019) a značnou výhodou je absence složité úpravy vzorku. Největší limitací je však destruktivnost metod, kvůli které není následně možné analyzovat vzorek jinými metodami (Crawford a Quinn, 2017), a proto se doporučuje, aby termoanalytickým metodám předcházela některá ze spektroskopických. Při pyrolýze je vzorek vložen do vzorkovací komory s inertní atmosférou, ve které je rychle ohřát na teplotu 200–600  $^{\circ}\text{C}$ . Díky vysoké teplotě dochází k rozkladu velkých molekul s vysokou molekulovou hmotností na menší molekuly s menší molekulovou hmotností. Produkty pyrolýzy se dělí plynovou chromatografií a složení vzorků se následně analyzuje za pomoci hmotnostní spektrometrie. Je zaznamenán chromatogram, kde jsou jednotlivé produkty rozkladu, které jsou následně porovnány s databází hmotnostních spekter (Crawford a Quinn, 2017). Tepelná extrakce a desorpční plynová chromatografie s hmotnostní spektrometrií kombinuje termogravimetrickou analýzu pevného skupenství (TGA) s tepelnou desorpční plynovou chromatografií a hmotnostní spektrometrií (TD-GC-MS) a je rozdělena do dvou fází. Během první fáze je vzorek rozkládán při teplotě dosahující 600  $^{\circ}\text{C}$  a degradační produkty jsou zachytávány na adsorbérech pevné fáze. Ve druhé fázi jsou adsorbéry analyzovány desorpční plynovou chromatografií a hmotnostní spektrometrií. Ve srovnání s Pyr-GC-MS tuto metodu zvyhodňuje schopnost analyzovat vzorky až o 200krát větší hmotnosti, tedy až 20 mg a díky tomu je rychlejší než samotná Pyr-GC-MS. Nepřehlédnutelnou

výhodou oproti Pyr-GC-MS je možnost zachytit těžší sloučeniny, které mohou ucpávat kolony GC systému. Díky zachycení zůstává systém čistý a údržba není nákladná (Dümichen et al., 2017).

**Tabulka 13.** Přehled identifikačních a kvantifikačních metod a jejich výhod a limitací (převzato z Václavková, 2024).

<b>METODA</b>	<b>ZÍSKANÉ INFORMACE</b>	<b>VÝHODY</b>	<b>LIMITACE</b>
Pouhým okem	<ul style="list-style-type: none"> <li>○ Tvar částic</li> <li>○ Počet částic</li> <li>○ Velikost částic</li> <li>○ Barva částic</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>○ Cenově nenákladná</li> <li>○ Rychlá analýza</li> <li>○ Snadno přístupná</li> <li>○ Nedestruktivní</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>○ Možné identifikovat částice pouze o rozměru 1-5 mm</li> <li>○ Pravděpodobnost lidské chyby při kvantifikaci</li> <li>○ Nelze určit typ polymeru</li> </ul>
<b>ZOBRAZOVACÍ METODY</b>			
Optický mikroskop	<ul style="list-style-type: none"> <li>○ Tvar částic</li> <li>○ Počet částic</li> <li>○ Velikost částic</li> <li>○ Barva částic</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>○ Cenově nenákladná</li> <li>○ Rychlá analýza</li> <li>○ Snadno dostupná</li> <li>○ Nedestruktivní</li> <li>○ Částice o velikosti 100 μm –100 nm</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>○ Nelze určit typ polymeru</li> <li>○ Pravděpodobnost zaměnění přírodního materiálu za syntetický</li> </ul>
SEM-EDX	<ul style="list-style-type: none"> <li>○ Tvar částic</li> <li>○ Počet částic</li> <li>○ Velikost částic</li> <li>○ Černobílý obraz částic a jejich povrchu</li> <li>○ Elementární složení</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>○ Vysoké rozlišení obrazu</li> <li>○ Vhodné pro zkoumání degradace MP</li> <li>○ Velikost částic až do nanorozměrů</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>○ Složitá úprava vzorku</li> <li>○ Přístroj je prostorově rozměrný a potřebuje speciální podmínky</li> <li>○ Nelze určit typ polymeru, barvu</li> </ul>
Fluorescenční mikroskopie	<ul style="list-style-type: none"> <li>○ Tvar částic</li> <li>○ Počet částic</li> <li>○ Velikost částic</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>○ Cenově nenákladná</li> <li>○ Snadno dostupná</li> <li>○ Nedestruktivní</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>○ Nelze určit typ polymeru</li> <li>○ Nespolehlivé barvení</li> <li>○ Nelze kombinovat s Ramanovou spektroskopií</li> </ul>
<b>SPEKTROSKOPICKÉ METODY</b>			
μ-Raman	<ul style="list-style-type: none"> <li>○ Tvar částic</li> <li>○ Počet částic</li> <li>○ Velikost částic</li> <li>○ Barva částic</li> <li>○ Typ polymeru</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>○ Nedestruktivní</li> <li>○ Analýzu částic až do minimální velikosti 1 μm s vysokým rozlišením</li> <li>○ Analýza vzorků všech skupenství</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>○ Časová náročnost analýzy</li> <li>○ Nutné chladit přístroj tekutým dusíkem</li> <li>○ Je více efektivní na čisté vzorky, než na vzorky z ŽP</li> <li>○ Fluorescenční záření může interferovat</li> </ul>

μFTIR	<ul style="list-style-type: none"> <li>○ Tvar částic</li> <li>○ Počet částic</li> <li>○ Velikost částic</li> <li>○ Barva částic</li> <li>○ Typ polymeru</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>○ Nedestruktivní</li> <li>○ Analýza částic až do minimální velikosti 10 μm</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>○ Časová náročnost analýzy</li> <li>○ Nutné chladit přístroj tekutým dusíkem</li> <li>○ Limitovaný počet částic během 1 analýzy</li> </ul>
FPA FTIR	<ul style="list-style-type: none"> <li>○ Tvar částic</li> <li>○ Počet částic</li> <li>○ Velikost částic</li> <li>○ Barva částic</li> <li>○ Typ polymeru</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>○ Nedestruktivní</li> <li>○ Rychlejší zobrazování než jiné FTIR analýzy</li> <li>○ Analýza částic &gt; 20 μm</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>○ Finančně náročná</li> <li>○ Nutné chladit přístroj tekutým dusíkem</li> <li>○ Časová náročnost analýzy</li> <li>○ Velké množství získaných dat</li> </ul>

## 7.5 Metodika pro měření mikroplastů ve vodě určené k lidské spotřebě

V rámci Evropské Unie existuje jediná metodika pro měření mikroplastů, a to ve vodě určené k lidské spotřebě. Je popsána v Rozhodnutí komise v přenesené pravomoci (EU) 2024/1441 ze dne 11. března 2024, kterým se doplňuje směrnice Evropského parlamentu a Rady (EU) 2020/2184 stanovením metodiky pro měření mikroplastů ve vodě určené k lidské spotřebě. Pro sběr mikroplastových částic a vláken z vody určené k lidské spotřebě se použije kaskáda filtrů o velikosti pórů 100 a 20 μm. Stejná kaskáda filtrů se použije k vytvoření procedurálních slepých vzorků pro posouzení úrovně kontaminace mikroplasty, zejména z laboratorního vybavení, činidel a okolní atmosféry, k níž dochází během fází odběru, zpracování a analýzy vzorků. V ideální případě by měl být požadovaný objem vody přiváděn z místa odběru vzorků přímo potrubím přes kaskádu filtrů, bez použití zachytné nebo sběrné nádoby. Zachytné nebo sběrné nádoby lze použít pouze tehdy, je-li okamžitá přímá kaskádová filtrace v místě odběru vzorků nemožná nebo neproveditelná, zejména z technických nebo bezpečnostních důvodů. Během všech fází odběru, zpracování, skladování a analýzy vzorků musí být přijata veškerá přiměřená preventivní opatření, aby se zabránilo kontaminaci vzorků cizími plastovými částicemi z okolního prostředí, osobních ochranných prostředků nebo laboratorního vybavení. Všechny kapaliny použité při zpracování vzorků se před použitím filtrují (přes filtr o velikosti pórů 0,45 μm nebo méně). Vzorek by měl mít minimální objem 1 000 litrů vody. K určení velikosti a tvaru jednotlivých částic a také určení jejich počtu se pak použijí snímky z optické mikroskopie nebo chemického mapování a to celého filtru, případně jeho části. Analýza složení mikroplastových částic a vláken se provádí pomocí vibračních spektroskopických metod, jako je μ-FTIR, μ-Raman, nebo rovnocenné varianty, jako je IČ mikroskopie s kvantovým kaskádovým laserem (při které se jako zdroj infračerveného záření využívá nastavitelný kvantový kaskádový laser). Přístroje musí být schopny získat IČ/Ramanova spektra z částic o velikostním rozmezí 20 μm nebo méně. Termoanalytické metody popsané v kapitole 7.4.3 nejsou v rámci této metodiky akceptovány. Tato metodika se použije pouze pro částice o velikosti 20 μm až 5 mm a pro vlákna o délce 20 μm až 15 mm. Použije se pro určení koncentrace mikroplastů vyjádřené jako počet mikroplastů na metr krychlový vody a ke klasifikaci mikroplastů dle velikosti (dle povrchově ekvivalentního průměru: 20-50 μm; 50-100 μm; 100-300 μm; 300-1 000 μm; 1 000-5 000 μm), tvaru (částice nebo vlákno), složení (v případě částice) a typu polymeru (v případě vlákna). Podrobnosti metodiky jsou uvedeny v příslušném Rozhodnutí. Nicméně zatím např. není jasné, kdo má odběry a měření provádět, s jakou frekvencí apod.

## 8 Technologie pro záchyt a destrukci mikroplastů

Z hlediska záchytu mikroplastů před vstupem do prostředí je nejvíce prozkoumán vstup v rámci dešťového odtoku a záchyt mikroplastů v čistírnách odpadních vod. Z hlediska expozice člověka mikroplastům bylo zkoumáno i odstraňování mikroplastů v rámci úpravy pitné vody.

### 8.1 Záchyt z dešťového odtoku

Rešeršní studie Stang et al. (2022) sledovala účinnosti různých systémů v zachycování mikroplastových částic z dešťového odtoku – v případě, kdy jsou dešťové vody jímány a zpracovány odděleně od odpadních vod. Mezi tyto systémy patří zejména retenční a detenční dešťové nádrže či rybníčky (dochází v nich k sedimentaci nerozpuštěných látek), filtrační zařízení (dešťová voda prochází filtračním médiem, které zachycuje znečišťující látky a zároveň umožňuje zbývající vodě projít do vypouštěcího potrubí), bioretenční zařízení (dochází k fyzikální filtraci anebo interakcím mezi komplexem půdaroostlina) a umělé mokřady, které jsou podobné retenčním nádržím, protože poskytují čas na usazování znečišťujících látek, ale zahrnují vegetaci, která zajišťuje jejich další odstranění prostřednictvím ekologických interakcí. Retenční nádrže byly schopné z vody odstranit 85-99 % mikroplastů, které zůstaly zachyceny v sedimentu. Systémy bioretence a filtrace fungovaly podobně s účinností odstraňování MP 84-96 %. Umělé mokřady byly schopny odstranit 28-55 %. Studie Ziajahromi et al. (2023) zaznamenala u dešťové vody pocházející z parkoviště, silnice a městské zástavby záchyt mikroplastů v záchytném zařízení pro odpad (odstranění 35–88 %) a v umělém mokřadu, přičemž v obou případech byly nalezeny zvýšené koncentrace mikroplastů v sedimentu. Účinnost odstranění se liší pro různé velikostní frakce mikroplastů a také pro fragmenty vs. vlákna. Většina studií se zabývala částicemi většími než cca 100  $\mu\text{m}$ . K jednotlivým systémům existuje velmi omezené množství studií a jejich efektivita z hlediska odstraňování mikroplastů i dalších polutantů by měla být nadále zkoumána. Je třeba také zkoumat další možnosti čištění a také nakládání se vzniklými odpady obsahujícími mikroplasty (kaly po sedimentaci a filtraci).

### 8.2 Záchyt v čistírnách odpadních vod

V případě odpadních vod bylo zjištěno, že čistírny odpadních vod (ČOV) dokáží zachytit většinu mikroplastových částic. Účinnost odstranění s pohybuje mezi 58,8 % a 99,9 % v závislosti na čistírně, použité technologii, ale i metodě kvantifikace částic a sledované velikostní frakci. Některé studie uvádějí, že čistírny odstraňují až 95–99 % částic (Murphy et al., 2016; Magni et al., 2019; Gies et al., 2018; Lee a Kim, 2018; Cristaldi et al., 2020; Liu et al., 2021c; Xu et al., 2021; Ziajahromi et al., 2021). Nejvíce mikroplastů je odstraňováno v rámci primárního (mechanického čištění) pomocí filtrace, sedimentace a flotace (Cheng et al., 2021; Carnevale Miino et al., 2024). Studie zpravidla uvádějí odstranění v tomto stupni mezi 70 a 80 % (Prata, 2018; Sun et al., 2019). Mikroplasty prakticky nelze degradovat v rámci sekundárního biologického čištění, zejména s ohledem na relativně nízkou dobu zdržení (hodiny) v ČOV (Acarer, 2023). Z tohoto důvodu nejsou konvenční systémy aktivního kalu pro odbourávání mikroplastů účinné. Díky svým hydrofobním vlastnostem se však mikroplasty mohou adsorbovat na povrch vloček biomasy a odstraňovat z odpadní vody při sedimentaci aktivovaného kalu v dosazovacích nádržích. Téměř 10–15 % mikroplastů vstupujících do ČOV je tímto způsobem odstraněno (Prata, 2018; Carnevale Miino et al., 2024). Odstranění mikroplastů v rámci terciárního čištění závisí na použité technologii. Například rychlá písková filtrace v kombinaci s membránovým bioreaktorem dosáhla odstranění 70-97 % mikroplastů. Filtrace přes membránové diskové filtry byla schopná odstranit až 80 % mikroplastových částic. V tomto případě je třeba věnovat pozornost volbě průměru pórů filtračního média. Pokud jsou příliš velké (v řádech mm), nemusí být pro mikročástice účinné, zatímco pokud jsou příliš malé ( $\mu\text{m}$ ), vyžadují časté čištění pomocí zpětného proplachu (Hidayaturrahman a Lee, 2019). Účinnost dezinfekce silně souvisí s typem oxidačního činidla a dobou

kontaktu. Chlorace se ukázala jako užitečná pro odstranění 20–68 % zbývajících mikroplastů v důsledku přímé degradace jejich polymerní struktury nebo další sedimentace částic v nádrži, kde dochází k dezinfekci. Ozon má podobný účinek, mění fyzikální vlastnosti mikroplastů a zajišťuje téměř 90 % jejich degradace (Hidayaturrahman a Lee, 2019). UV záření může také ovlivnit a narušit strukturu mikroplastů, ale obecně s nižší účinností (až 10 %) (Carnevale Miino et al., 2024). Některé studie upozorňují na to, že dezinfekce pravděpodobně mikroplasty nedegraduje zcela, ale spíše je rozkládá na menší částice (Cheng et al., 2021).

Rešeršní studie Krystyník et al. (2021) zpracovaná jako výstup projektu CEVOOH (WP 1.B) hodnotí odstraňování mikroplastů z odpadních vod technologiemi, které mohou být zařazeny v rámci terciárního čištění městských odpadních vod nebo využity při čištění průmyslových odpadních vod. Koagulace/flokulace poskytuje slibné výsledky, pokud jde o odstraňování mikroplastů z vody. Bylo prokázáno, že metoda je schopna odstranit částice o rozměrech 1  $\mu\text{m}$  a vyšších a lze ji aplikovat přímo v čistírnách odpadních vod. Fotochemické, fotokatalytické metody degradace a ozonizace vyvolávají změny v mechanických/chemických vlastnostech mikročástic, které mohou usnadnit jejich další degradaci. Velikost upravených částic se nezdá být omezená – hlášené odstraněné rozměry byly dokonce pod 1  $\mu\text{m}$ . Nejdůležitější nevýhodou je potenciální zvýšení toxicity upravené odpadní vody během procesu degradace, protože povrch mikroplastů může obsahovat adsorbované kontaminanty, které se mohou z povrchu během procesu degradace uvolňovat. Separční metody, jako jsou hustotní separace nebo různé typy flotace, často vyžadují přidání dalších chemikálií do procesu. Uváděná velikost takto odstraňovaného materiálu byla omezena na 50  $\mu\text{m}$  a více. Metodou, která je někdy využívána v ČOV a může být vhodná pro odstranění mikroplastů z odpadní vody, jsou různé typy filtrace (písková filtrace, filtrace s biocharem/aktivním uhlím nebo membránová filtrace). Hlavní nevýhodou membránové filtrace je rychlé zanesení filtračních membrán různými znečišťujícími částicemi.

V rámci kalového hospodářství čistíren odpadních vod pak dochází spíše k přesunům mikroplastových částic než k jejich odstranění (Carnevale Miino et al., 2024). Při zpracování kalů v kalovém hospodářství jsou zejména v rámci zahušťování a odvodňování z kalu odstraněny jednotky až desítky procent mikroplastových částic (Alavian Petroody et al., 2021). V případě zahušťování lze separaci připsat flotaci lehkých mikroplastů, které jsou odstraněny se supernatantem. Aerobní nebo anaerobní digesce využívaná při dalším zpracování kalu může stimulovat solubilizaci vloček a následné uvolňování mikroplastů do kapalné frakce (kalové vody), přestože je zpravidla neúčinná při jejich biologické degradaci. To umožňuje další odstraňování mikroplastů z čistírenských kalů a jejich akumulaci v supernatantu během mechanického odvodňování (Alavian Petroody et al., 2021). Voda z kalového hospodářství se zpravidla vrací zpět do čistírny odpadních vod, čímž se cyklí i tok mikroplastů v nich obsažených. Na základě analýzy hmotnostních toků provedené ve studii Carnevale Miino et al. (2024) zůstává 20–40 % původních mikroplastů po úpravě v kalu, zatímco 25–50 % mikroplastů po extrakci z kalu recirkuluje v čistírně.

Jak již bylo řečeno v kapitole 5 „Zdroje mikroplastů v životním prostředí“, zpracovaný čistírenský kal je často aplikován na zemědělskou půdu jako hnojivo, čímž je do půdy a prostředí vnášeno množství mikroplastů (Edo et al., 2025). Některé kaly jsou před aplikací na zemědělskou půdu ještě zpracovány kompostováním. Většina studií zaměřených na kompostování čistírenských kalů nicméně ukazuje, že kompostovaný čistírenský kal jako hnojivo obsahuje vysoké množství mikroplastových částic (El Hayany et al., 2020; Sakali et al., 2024; Zhang et al., 2020; Zhang et al., 2022; Kärkkäinen et al., 2025). Některé studie poukazují na pokles počtu mikroplastových částic při kompostování, což je ale nejspíše dáno jejich fyzickým rozkladem na menší částice, a nikoliv jejich úplnou degradací (El Hayany et al., 2020). Oproti tomu studie Růžičkové et al. (2022) poukázala na pokles sloučenin specifických pro jednotlivé plastové polymery a aditiv plastů během zrání kompostu (viz kapitola 6.4 Půda). Nicméně tato studie se nezabývala kompostováním čistírenským kalů, ale bioodpadů. O vlivu kompostování na mikroplasty,

aditiva plastů a další mikropolutanty zatím existuje poměrně malé množství studií a jeho vliv by měl být dále zkoumán. Aplikaci kalů na zemědělskou půdu by pak měly předcházet procesy, které budou účinně snižovat množství mikroplastů a organických mikropolutantů. Nejvyšší míry odstraňování mikroplastů byly zjištěny u metod využívajících velmi vysoké teploty, jako je pyrolýza (Ni et al., 2020) a hydrotermální zpracování (Chand et al., 2022; Xu a Bai 2022; Wang et al., 2023). Jako účinná metoda odstraňování mikroplastů z kalů bylo navrženo spalování, ale některé studie zjistily přítomnost mikroplastů v produkovaném popelu (Shen et al., 2021; Yang et al., 2021). Nevýhodou použití těchto technik s vysokými teplotami je zvýšená spotřeba energie, a tím i rostoucí náklady a emise CO<sub>2</sub>.

### 8.3 Odstraňování mikroplastů při úpravě pitné vody

Přestože technologie úpravy pitné vody nebyly navrženy s cílem odstraňovat mikroplasty ze surové vody, mohou některé při úpravě pitné vody používané procesy, zejména fyzikálně-chemické, přispívat k jejich odstranění. Účinnost těchto procesů je závislá na velikosti, tvaru, hustotě a chemickém složení částic (Novotná et al., 2019). Zatím existuje velmi málo studií, které se odstraňováním mikroplastů z pitné vody zabývaly. Výzkum ukázal, že tradičně využívaná koagulace/flokulace, při které vznikají ze suspendovaných a rozpuštěných látek vločky následně odstranitelné sedimentací a filtrací, je poměrně účinná pro odstraňování mikroplastových částic, zejména větších než 15 μm. Například studie Prokopové et al. (2021), která testovala odstraňování mikroplastů z menších než 50 μm pomocí železitého a hlinitého činidla v laboratorním měřítku, zjistila, že tento proces byl schopen odstranit až 80 % částic. Koagulace zcela odstranila částice větší než 15 μm a v upravené vodě zůstaly zejména částice menší než 5 μm. Studie sledujících úbytek mikroplastů v jednotlivých krocích dvou úpraven pitné vody v ČR (Pivokonský et al., 2020) ukázala, že po koagulaci a následné sedimentaci bylo dosaženo 62% odstranění mikroplastů a následná filtrace odstranila dalších 20 %. Wang et al. (2020) uvádějí 50% odstranění mikroplastů po sedimentaci a 20 % odstranění filtrací. Kankanige a Babel (2021) pozorovali 27–37% odstranění mikroplastů pomocí čističe, ve kterém probíhá koagulace a sedimentace, a poté 31–35% odstranění filtrací. K dalšímu odstranění mikroplastů z pitné vody přispívá zařazení filtrace přes granulované aktivní uhlí, membránové procesy, jako je ultrafiltrace (UF) nebo nanofiltrace (NF), případně reverzní osmóza (RO), nebo elektrochemické metody (elektrokoagulace nebo elektroflotace), které jsou vysoce účinné zejména pro menší částice, které se hůře odstraňují koagulací (Wang et al., 2020; Puteri et al., 2025). Oxidační a dezinfekční procesy při úpravě vody zpravidla nemají přímý vliv na odstranění mikroplastů, avšak mohou modifikovat jejich strukturu, například depolymerizací nebo oxidací povrchových vrstev částic. Tyto změny mohou ovlivnit sorpční vlastnosti plastů i jejich interakce s dalšími znečišťujícími látkami. Zároveň je diskutována možnost, že některé z těchto procesů, např. ozonizace, mohou způsobovat fragmentaci větších plastů na menší části nebo migraci plastifikátorů z polymeru do vody (Ziembowicz a Kida, 2024).

### 8.4 Pokročilé metody odstraňování mikroplastů

V laboratorním měřítku byly za účelem odstranění mikroplastů z vody, a i dalších matric testovány elektrochemické metody, magnetická separace, bioremediační metody, fytoremediace, pokročilé oxidační procesy, působení mikrobiálních enzymů nebo sorpce na sorbentech z přírodních materiálů a další.

Magnetická separace využívá magnetické mikro- a nanočástice k zachycení mikroplastů z vody. Studie ukazují vysokou účinnost odstraňování (až 99 %), a to i u nanoplastů, v závislosti na velikosti částic a typu polymeru. Účinnost odstraňování ovlivňuje povrchový náboj a hydrofobnost mikroplastové částice. Některé mikroplasty vykazují slabší interakce s magnetickými materiály, což vede k nižším rychlostem separace (Puteri et al., 2025).

Elektrochemické metody zahrnují použití elektrických proudů a elektrod k degradaci, agregaci nebo oddělení mikroplastů z vody. Dva hlavní procesy jsou elektrokoagulace a elektroflotulace.

Elektrokoagulace využívá kovové elektrody (např. hliník nebo železo) k uvolňování iontů, které neutralizují mikroplastové částice, což způsobuje jejich agregaci do vloček (podobně jako při „klasické“ výše popsané koagulaci), které lze odstranit sedimentací nebo filtrací. Prokázala účinnost odstraňování přesahující 90 %, zejména u částic z PS a PE (Subair et al., 2023). Elektroflotace zlepšuje separaci vytvářením mikrobublin (vodíku a kyslíku) prostřednictvím elektrolýzy vody, které se přichytí na mikroplastové částice a zvednou je na hladinu vody, čímž se u hydrofobních mikroplastové částice, jako je PE, dosahuje míry odstraňování nad 95 % (Wang et al., 2024). Elektrooxidace, další elektrochemický proces, produkuje hydroxylové radikály a další reaktivní formy kyslíku (Reactive oxygen species – ROS), které rozkládají mikroplasty na menší, potenciálně méně škodlivé fragmenty. Elektrooxidace však může generovat toxické vedlejší produkty, jako jsou aldehydy a karboxylové kyseliny, což představuje další environmentální či zdravotní rizika. Integrace elektrochemické oxidace s pokročilými oxidačními procesy vedla k téměř úplné degradaci mikroplastů bez významného sekundárního znečištění (Li et al., 2024).

Bioremediace využívá bakterie, houby a řasy k degradaci nebo asimilaci mikroplastů na méně škodlivé sloučeniny. Některé mikrobiální kmeny mohou degradovat polymery, jako je PET a PS, ačkoli úplná mineralizace na netoxické vedlejší produkty zůstává výzvou (Ihsanullah et al., 2024). Bakterie a houby tvořící biofilm prokázaly zvýšenou degradaci připojením k povrchům a vylučováním extracelulárních enzymů (Bhatt et al., 2024). Rychlost biodegradace je však pomalá, zejména u hydrofobních plastů, jako je PE a PP, které odolávají mikrobiálnímu napadení (Khoiriyah a Syaputra, 2024). Biodegradace také vyžaduje optimalizované podmínky prostředí (např. pH, teplotu a hladinu živin) pro udržení mikrobiální aktivity (Ihsanullah et al., 2024). Navzdory svým výzvám má bioremediace nižší uhlíkovou stopu než konvenční fyzikální a chemické ošetření, což z ní činí ekologicky atraktivní řešení.

Fytoremediace využívá rostliny k zachycení, adsorpci a akumulaci mikroplastů v jejich kořenových systémech a okolní půdě nebo vodě. Studie ukazují, že účinnost odstraňování se pohybuje mezi 20 % a 100 % v závislosti na faktorech, jako je druh rostliny, tvar a velikost mikroplastů a podmínky prostředí. Umělé mokřady prokázaly schopnost zadržovat mikroplasty, ale variabilita účinnosti naznačuje, že pro zlepšení odstraňování je nutná optimalizace specifická pro dané místo. Hydroponické vertikální filtrační systémy dosáhly míry odstraňování mikroplastů 37 % až 52 %, nicméně růst kořenů byl časem kumulací mikroplastů negativně ovlivněn (Santos et al., 2023). Vedle kumulace mikroplastů v kořenových zónách, mikroplasty vstupují i do rostlin a mohou dlouhodobě přetrvávat v rostlinných tkáních. Potenciál sekundárního znečištění rozkladem rostlin nebo trofickým přenosem proto zůstává problémem, zejména u nanoplastů.

Pokročilé oxidační procesy (Advanced oxidation processes – AOP) jsou vysoce účinné při degradaci mikroplastů na menší částice za použití reaktivních forem kyslíku (ROS), jako jsou hydroxylové radikály ( $\bullet\text{OH}$ ), ozon a peroxidy. Procesy jako Fentonova oxidace, ozonizace, fotokatalýza a elektrochemická oxidace prokázaly vysokou účinnost degradace mikroplastů (>90 %), zejména u polymerů, jako jsou PE, PP a PS (Sacco et al., 2023). Neúplná degradace však může vést k tvorbě toxických vedlejších produktů, včetně aldehydů a karboxylových kyselin, což může představovat environmentální a zdravotní rizika. U některých procesů, jako je foto-Fenton, který kombinuje UV světlo s generováním hydroxylových radikálů, bylo dosaženo téměř úplné mineralizace mikroplastů a zároveň snížení toxických vedlejších produktů (Ortiz et al., 2022). Rychlost degradace ovlivňuje složení polymerů, pH a doba trvání reakce, což vyžaduje přesnou kontrolu provozu.

Mikrobiální enzymy, včetně hydroláz, oxidáz a peroxidáz, usnadňují degradaci mikroplastů rozštěpením polymerních vazeb na menší biologicky odbouratelné fragmenty. Enzymy jako petáza a kutináza účinně degradují PET a PU, zatímco PE a PP odolávají enzymatickému rozkladu kvůli své vysoké krystalinitě (Gao et al., 2024). Účinnost enzymaticky asistované degradace závisí na teplotě, pH

a struktuře polymeru. Neúplná degradace však často vede ke vzniku toxických meziproductů, jako jsou aldehydy a organické kyseliny, což vyžaduje další sanační kroky.

Všechny výše zmíněné postupy pro degradaci a odstraňování mikroplastů byly zkoumány v omezené míře a je třeba dalšího výzkumu k objasnění jejich působení a využitelnosti v praktických aplikacích.

## 9 Legislativa a řízení mikroplastového znečištění v EU a ČR

Evropská komise ukotvila boj proti znečištění mikroplasty v *Zelené dohodě pro Evropu, Novém akčním plánu pro oběhové hospodářství a Akčním plánu pro nulové znečištění*. V *Akčním plánu pro nulové znečištění* stanovila Komise cíl snížit do roku 2030 znečištění mikroplasty o 30 %. V rámci tohoto úsilí Komise pracuje na snížení znečištění mikroplasty z různých zdrojů: plastový odpad, náhodné a neúmyslné úniky (např. ztráty plastových pelet, degradace pneumatik nebo uvolňování z oděvů), jakož i záměrné použití ve výrobcích. V rámci *Akčního plánu pro nulové znečištění* (Sdělení komise Evropskému parlamentu, Radě, Evropskému hospodářskému a sociálnímu výboru a Výboru regionů – Cesta ke zdravé planetě pro všechny, Akční plán EU: „Vstříc nulovému znečištění ovzduší, vod a půdy“ ze dne 12. 5. 2021) byly stanoveny cíle nulového znečištění pro rok 2030 pro různé polutanty. Jedním z nich je snížení plastových odpadků v moři o 50 % a mikroplastů uvolněných do životního prostředí o 30 % do roku 2030. Dosažení cíle 50% snížení plastového odpadu v moři by mělo být dosaženo změnami spotřeby vyvolanými důsledným prováděním stávajících (zejména Směrnice Evropského parlamentu a Rady (ES) č. 98/2008 ze dne 19. listopadu 2008 o odpadech a o zrušení některých směrnic a Směrnice Evropského Parlamentu a Rady 2008/56/ES ze dne 17. června 2008, kterou se stanoví rámec pro činnost Společenství v oblasti mořské environmentální politiky (rámcová směrnice o strategii pro mořské prostředí) a nových (zejména Směrnice 2019/904/EU o omezení dopadu některých plastových výrobků na životní prostředí) právních předpisů EU. K dosažení cíle snížení emisí mikroplastů by měla být použita kombinace opatření proti mikroplastům pocházejícím z pelet, pneumatik a textilu a dále omezení používání mikroplastů záměrně umístovaných do produktů (např. kosmetiky, čisticích prostředků), které je ošetřeno v rámci nařízení EU týkajícího se chemických látek (REACH) – viz kapitola 2 „Vymezení pojmu mikroplasty a jejich dělení“ a také níže. Směrnice 2019/904/EU o omezení dopadu některých plastových výrobků na životní prostředí (v ČR prováděna v rámci zákona č. 244/2022 Sb.) například zavedla zákaz prodeje jednorázových plastových příborů, vatových tyčinek, brček apod., stanovuje 90% cíl pro sběr plastových lahví do roku 2029 a přísnější uplatňování principu „znečišťovatel platí“. Evropský Parlament v dubnu 2024 schválil nová pravidla pro snižování, opětovné používání a recyklaci obalů (Nařízení Evropského parlamentu a Rady (EU) 2025/40 ze dne 19. prosince 2024 o obalech a obalových odpadech, o změně nařízení (EU) 2019/1020 a směrnice (EU) 2019/904 a o zrušení směrnice 94/62/ES). Tato pravidla zahrnují:

- **Nové cíle pro snížení množství odpadu:** všechny země EU musí do roku 2030 dosáhnout 5% snížení množství odpadu z obalů ve srovnání s rokem 2018, do roku 2035 pak 10% snížení a do roku 2040 15% snížení.
- **Zákaz některých jednorázových plastů:** od 1. ledna 2030 budou zakázány určité druhy jednorázových plastových obalů, včetně plastových sáčků používaných na nezpracované čerstvé ovoce a zeleninu nebo obalů na potraviny a nápoje konzumované v kavárnách a restauracích.
- **Recyklovatelné obaly:** podle nových pravidel budou muset být recyklovatelné téměř všechny obaly. Všechny plastové obaly budou muset obsahovat minimální procento recyklovaného obsahu z plastového odpadu. Země EU budou muset přijmout opatření k dosažení konkrétních cílů v oblasti recyklace odpadů z obalů.
- **Systémy sběru pro recyklaci:** do roku 2029 musí být 90 % jednorázových plastových a kovových nápojových obalů sbíráno odděleně, aby byly zajištěny účinné recyklační procesy.

V roce 2023 Evropská komise navrhla nařízení, které by mělo řešit znečištění mikroplasty v důsledku úniku z plastových pelet – průmyslových surovin používaných k výrobě plastových výrobků. Tyto úniky jsou považovány za třetí největší zdroj neúmyslného uvolňování mikroplastů do životního prostředí EU. Poslanci Evropského parlamentu přijali nová pravidla v roce 2025 (Nařízení Evropského parlamentu a Rady (EU) 2025/2365 ze dne 12. listopadu 2025 o předcházení ztrátám plastových pelet za účelem snížení znečištění mikroplasty). Právní předpisy stanovují závazné požadavky na společnosti, aby s peletami zacházely, přepravovaly je a skladovaly bezpečně, s cílem lépe předcházet znečištění mikroplasty v celém dodavatelském řetězci. Toto nařízení si klade za cíl snížit ztráty pelet do životního prostředí, což by mělo vést k odhadovanému snížení o 54 % až 74 % ve srovnání s výchozím stavem, což odpovídá 6% snížení celkového množství neúmyslně uvolňovaných mikroplastů.

Na základě doporučení *Agentury pro chemické látky* (ECHA), která posoudila riziko mikroplastů záměrně přidávaných do výrobků, EU přijala rozsáhlé omezení mikroplastů ve výrobcích uváděných na trh EU v rámci právních předpisů EU o chemických látkách (REACH) - Nařízení Komise (EU) 2023/2055 ze dne 25. září 2023, kterým se mění příloha XVII nařízení Evropského parlamentu a Rady (ES) č. 1907/2006 o registraci, hodnocení, povolování a omezování chemických látek (REACH), pokud jde o syntetické polymerní mikročástice. Očekává se, že toto omezení zabrání uvolnění přibližně 500 000 tun mikroplastů během dvaceti let. Toto nařízení mění nařízení REACH a zakazuje nebo omezuje záměrné přidávání syntetických polymerních mikročástic (mikroplastů), definovaných jako nerozpustné, odolné vůči rozkladu a menší než 5 mm, které jsou záměrně přidávány do produktů. Toto nařízení se zaměřuje na širokou škálu produktů, včetně kosmetiky (peelingy), čistících prostředků, detergentů, vosků, leštidel, osvěžovačů vzduchu, hnojiv, pesticidů, granulátu na umělé sportovní povrchy a některých zdravotnických prostředků. Nařízení stanoví specifická přechodná období pro uplatňování zákazu s lhůtami od roku 2027 do roku 2035 v závislosti na typu produktu. Například zákaz oplachovatelných kosmetických přípravků má vstoupit v platnost v roce 2027, zatímco zákaz produktů na rty a nehty je naplánován na rok 2035. Evropská komise zveřejnila příručku, která má pomoci zúčastněným stranám a členským státům při zavádění omezení mikroplastů podle nařízení REACH.

V rámci *Akcčního plánu pro nulové znečištění* také dochází k revizi *Směrnice o pitné vodě* (Směrnice 2020/2184 o jakosti vody určené k lidské spotřebě), přičemž je věnována pozornost znečišťujícím látkám vzbuzujícím obavy, jako jsou endokrinní disruptory a mikroplasty. Tato směrnice identifikovala mikroplasty jako potenciálně nebezpečnou látku a od roku 2024 ji zařadila na seznam sledovaných látek v rámci mechanismu monitorování. Související analytická metodika pro stanovení mikroplastů v pitné vodě je uvedena v kapitole 7.5. Se zdroji pitné vody souvisí *Rámcová vodní směrnice* (Směrnice 2000/60/ES), která požaduje, aby členské státy určily vodní útvary využívané k odběru vody určené k lidské spotřebě, uvedené útvary monitorovaly a přijaly nezbytná opatření s cílem zabránit zhoršování jejich kvality a snížit stupeň úpravy potřebný pro výrobu vody vhodné k lidské spotřebě. V této souvislosti se nabízí zavedení norem environmentální kvality pro mikroplasty v povrchových a podzemních vodách. Podle *návrhu na změnu Rámcové vodní směrnice* (COM/2022/540 final) by mikroplasty měly být zařazeny na seznamy sledovaných látek pro povrchové a podzemní vody a měly by být monitorovány, jakmile Komise určí vhodné metody monitorování (se zohledněním metodiky pro monitorování a posuzování rizik mikroplastů v pitné vodě vypracované podle směrnice Evropského parlamentu a Rady (EU) 2020/218425, viz kapitola 7.5). Změny v seznamech sledovaných látek by se měly dotknout i Směrnice o ochraně podzemních vod a Směrnice o normách environmentální kvality.

Nově vznikajícími znečišťujícími látkami, jako jsou mikroplasty a mikroskopické znečišťující látky, včetně léčiv se zabývá i přezkum *směrnice o čištění městských odpadních vod* (European Commission, 2019 - SWD(2019) 701 final) v součinnosti s *hodnocením směrnice o kalech z čistíren odpadních vod* (European Commission, 2023c – SWD 2023 158 final; European Commission, 2023b - SWD/2023/0157 final). Jak bylo řečeno v kapitole 5 „Zdroje mikroplastů v životním prostředí“, velké množství

mikroplastů se dostává do odpadních vod. Čistírny odpadních vod zadržují většinu z nich v kalech z čistíren odpadních vod, z nichž se v EU asi 40 % aplikuje jako hnojivo v zemědělství. Zbývající podíl se spaluje (27 %), kompostuje (asi 10 %) nebo skládkuje (v současnosti se odhaduje na 11 % a postupně se snižuje). Využití kalů v zemědělství představuje v EU hlavní cestu nakládání s kaly, která umožňuje omezit jejich likvidaci skládkováním a zároveň působí jako hnojivo, které prokazatelně zlepšuje další vlastnosti půdy. Nová *Směrnice o čištění městských odpadních vod (2024/3019)* zahrnuje mikroplasty mezi znečišťující látky a požaduje, aby mikroplasty byly systematicky monitorovány jak v odpadních vodách (na vstupech i výstupech ČOV), tak v kalech z čistíren odpadních vod, zejména pokud jsou znovu použity v zemědělství. *Hodnocení směrnice o kalech z čistíren odpadních vod (Směrnice Rady 86/278/EEC ze dne 12. června 1986 o ochraně životního prostředí a zejména půdy při používání kalů z čistíren odpadních vod v zemědělství – Hodnocení pracovníků Komise – SWD 2023 158 final; SWD/2023/0157 final)* identifikovalo mikroplasty, organické mikropolutanty, zvyšování antibiotické rezistence jako problémy spojené s aplikací čistírenských kalů na zemědělskou půdu a jako výzvu pro využití cenné organické hmoty a živin, které kal obsahuje. Hodnocení navrhuje přezkoumání seznamu kontaminujících látek regulovaných směrnici o kalech, zejména s ohledem na organické sloučeniny, patogeny, léčiva a mikroplasty. Rizika, která představují při používání kalů na zemědělské půdě, je třeba posoudit a řešit prostřednictvím opatření pro řízení rizik. Je třeba zajistit, aby používání kalů v zemědělství bylo slučitelné s cílem 30% snížení uvolňování mikroplastů do životního prostředí stanoveného v *Akčním plánu pro nulové znečištění* a s cíli *Strategie EU pro půdu*. Hodnocení také upozorňuje na nedostatek dat o dopadu na životní prostředí a zdravotních rizicích spojených s používáním kalů z čistíren odpadních vod na půdě. Hodnocení rovněž zdůraznilo, že efektivnější odstraňování znečišťujících látek z odpadních vod může zvýšit kontaminaci kalů s rizikem šíření těchto znečišťujících látek, pokud se kontaminovaný kal používá pro zemědělské účely bez sanitačních/dekontaminačních kroků, a že kontrola cílených znečišťujících látek přímo u zdroje by snížila požadavky na čištění odpadních vod. Je plánováno lepší zachycování a čištění přepadových dešťových vod a městského odtoku, což pravděpodobně povede ve zvýšení koncentrací mikroplastů v kalech. Systematické monitorování mikroplastů ve vstupech a výstupech čistíren by mělo přispět k posouzení mikroplastů v kalech a jejich bezpečnému použití v zemědělství.

Na základě zadání Komise EU zpracovalo JRC – Společné výzkumné středisko EU studii proveditelnosti, která vyhodnotila komplexně jednotlivé metody finální likvidace čistírenských kalů (Egle et al., 2023). Studie konstatuje určitý rozpor v tom, že:

- Některé postupy nakládání s čistírenskými kaly nejsou plně v souladu s cíli ochrany životního prostředí a lidského zdraví, což vede k potenciálnímu znečištění půdy a zdravotním rizikům.
- Zároveň je nutné zohlednit dosud omezené využívání odpadních materiálů k nahrazení primárních surovin, jako je horninový fosfát, což ohrožuje dosažení cílů oběhového hospodářství.

Na základě této studie se navrhuje dvě možné politiky EU v této oblasti:

- PO1: Zaměřuje se na monitorování a kontrolu čistírenských kalů vrácených do zemědělské půdy, s cíli pro recyklaci nebo využití fosforu.
- PO2: Nařizuje spalování čistírenských kalů s následným získáváním fosforu, čímž se eliminují organické kontaminanty a mikroplasty. (Wanner, 2025)

V rámci *Strategie pro půdu do roku 2030*, která má za cíl mj. snižovat znečištění půd, byla nedávno přijata *Směrnice o půdě (Směrnice Evropského parlamentu a Rady (EU) 2025/2360 ze dne 12. listopadu 2025 o monitorování a odolnosti půdy (právní rámec pro monitorování půdy))* zahrnuje mikroplasty a nanoplasty do monitorování kontaminantů půdy.

Uvolňování mikroplastových částic z pneumatik má ošetřit nově přijatá emisní norma EURO 7 (Nařízení Evropského parlamentu a Rady (EU) 2024/1257). Ta se mimo jiné zaměřuje na tzv. „nevýfukové emise“, které tvoří částice pocházející z pneumatik a brzd vozidel. Odhaduje se, že emise

z pneumatik jsou jedním z největších zdrojů mikroplastů uvolňovaných do životního prostředí (viz kapitola 5 „Zdroje mikroplastů v životním prostředí“; Giechaskiel et al., 2024). Jak je uvedeno v posouzení dopadů připojeném k návrhu Nařízení Evropského parlamentu a Rady (EU) 2024/1257, očekává se, že do roku 2050 budou nevyfukové emise tvořit až 90 % všech částic ze silniční dopravy, protože množství částic z výfukových plynů se v důsledku elektrifikace vozidel sníží. Tyto nevyfukové emise je tedy nutné měřit a omezit. V Nařízení Evropského parlamentu a Rady (EU) 2024/1257 je uvedeno, že Komise by měla podporovat práci fóra WP.29 OSN tak, aby toto fórum mohlo na základě nejmodernějších metod stanovit mezní hodnoty oděru pneumatik. V případě, že fórum WP.29 OSN nepřijme jednotná ustanovení o mezních hodnotách oděru pneumatik do 1. července 2026 pro pneumatiky třídy C1, do 1. dubna 2028 pro pneumatiky třídy C2 nebo do 1. dubna 2030 pro pneumatiky třídy C3, měla by Komise přijmout prováděcí akt v přenesené pravomoci, jehož cílem by bylo dosáhnout cíle EU snížit do roku 2030 množství mikroplastů uvolňovaných do životního prostředí o 30 %, a to na základě nejmodernějších mezních hodnot oděru.

Pokud jde o barvy, syntetické textilie, kapsle pracích prostředků a geotextilie, předběžná analýza provedená Evropskou komisí dospěla k závěru, že je zapotřebí dalšího posouzení jejich emisních profilů a vhodných alternativ k identifikaci nejúčinnějších a nejučinnějších opatření k řešení těchto zdrojů. Uvolňování mikroplastů v textiliích a barev je částečně řešeno v Nařízení o ekodesignu udržitelných výrobků (Nařízení Evropského parlamentu a Rady (EU) 2024/1781 ze dne 13. června 2024 o vytvoření rámce pro stanovení požadavků na ekodesign udržitelných výrobků,...). S cílem snížit množství mikroplastů uvolňovaných při praní prádla je připravována revize Nařízení o ekodesignu praček a sušiček (NAŘÍZENÍ KOMISE (EU) 2019/2023 ze dne 1. října 2019, kterým se stanoví požadavky na ekodesign praček pro domácnost a praček se sušičkou pro domácnost...; [https://energy-efficient-products.ec.europa.eu/product-list/washing-machines\\_en](https://energy-efficient-products.ec.europa.eu/product-list/washing-machines_en)).

Hlavní zdroje mikroplastů a postupy a legislativa EU týkající se omezení vstupu mikroplastů do životního prostředí jsou shrnuty v „EU action against microplastics brochure“ (European Commission, 2023a).

**Tabulka 14.** Přehled dokumentů a předpisů EU týkajících se znečištění mikroplasty.

<b>Strategie a akční plány</b>	<b>Odkazy</b>
Evropská strategie pro plasty (A European strategy for plastics in a circular economy)	<a href="https://www.europarc.org/wp-content/uploads/2018/01/Eu-plastics-strategy-brochure.pdf">https://www.europarc.org/wp-content/uploads/2018/01/Eu-plastics-strategy-brochure.pdf</a> <a href="https://research-and-innovation.ec.europa.eu/research-area/environment/circular-economy/plastics-circular-economy_en">https://research-and-innovation.ec.europa.eu/research-area/environment/circular-economy/plastics-circular-economy_en</a>
Akční plán EU pro oběhové hospodářství (An EU action plan for the Circular Economy)	<a href="https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:52015DC0614">https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:52015DC0614</a>
Nový akční plán pro oběhové hospodářství (A new Circular Economy Action Plan)	<a href="https://eur-lex.europa.eu/legal-content/CS/TXT/HTML/?uri=CELEX:52020DC0098">https://eur-lex.europa.eu/legal-content/CS/TXT/HTML/?uri=CELEX:52020DC0098</a> <a href="https://ec.europa.eu/commission/presscorner/api/files/attachment/863161/EU_Greendeal_Circular_economy_cs.pdf">https://ec.europa.eu/commission/presscorner/api/files/attachment/863161/EU_Greendeal_Circular_economy_cs.pdf</a>
Zelená dohoda pro Evropu (European Green Deal)	<a href="https://commission.europa.eu/strategy-and-policy/priorities-2019-2024/european-green-deal_en">https://commission.europa.eu/strategy-and-policy/priorities-2019-2024/european-green-deal_en</a>

Akční plán pro nulové znečištění (Zero Pollution Action Plan)	<a href="https://environment.ec.europa.eu/strategy/zero-pollution-action-plan_en">https://environment.ec.europa.eu/strategy/zero-pollution-action-plan_en</a> <a href="https://environment.ec.europa.eu/strategy/zero-pollution-action-plan/zero-pollution-targets_en">https://environment.ec.europa.eu/strategy/zero-pollution-action-plan/zero-pollution-targets_en</a>
Strategie pro půdu do roku 2030 (EU Soil Strategy for 2030)	<a href="https://environment.ec.europa.eu/topics/soil-health/soil-strategy-2030_en">https://environment.ec.europa.eu/topics/soil-health/soil-strategy-2030_en</a>
<b>Směrnice a nařízení</b>	
Směrnice Evropského Parlamentu a Rady 2008/56/ES ze dne 17. června 2008, kterou se stanoví rámec pro činnost Společenství v oblasti mořské environmentální politiky (rámcová směrnice o strategii pro mořské prostředí)	<a href="https://eur-lex.europa.eu/legal-content/CS/TXT/?uri=celex:32008L0056">https://eur-lex.europa.eu/legal-content/CS/TXT/?uri=celex:32008L0056</a>
Směrnice Evropského parlamentu a Rady (EU) 2019/904 ze dne 5. června 2019 o omezení dopadu některých plastových výrobků na životní prostředí	<a href="https://eur-lex.europa.eu/legal-content/cs/ALL/?uri=CELEX:32019L0904">https://eur-lex.europa.eu/legal-content/cs/ALL/?uri=CELEX:32019L0904</a>
Směrnice Evropského parlamentu a Rady (EU) 2020/2184 ze dne 16. prosince 2020 o jakosti vody určené k lidské spotřebě (přepřacované znění)	<a href="https://eur-lex.europa.eu/legal-content/CS/TXT/?uri=CELEX:32020L2184">https://eur-lex.europa.eu/legal-content/CS/TXT/?uri=CELEX:32020L2184</a>
Směrnice Evropského parlamentu a Rady (EU) 2024/3019 ze dne 27. listopadu 2024 o čištění městských odpadních vod (přepřacované znění)	<a href="https://eur-lex.europa.eu/legal-content/CS/ALL/?uri=CELEX:32024L3019">https://eur-lex.europa.eu/legal-content/CS/ALL/?uri=CELEX:32024L3019</a>
Směrnice Evropského parlamentu a Rady (EU) 2025/2360 ze dne 12. listopadu 2025 o monitorování a odolnosti půdy (právní rámec pro monitorování půdy)	<a href="https://eur-lex.europa.eu/legal-content/CS/TXT/PDF/?uri=OJ:L_202502360">https://eur-lex.europa.eu/legal-content/CS/TXT/PDF/?uri=OJ:L_202502360</a>
Nařízení Evropského parlamentu a Rady (EU) 2025/2365 ze dne 12. listopadu 2025 o předcházení ztrátám plastových pelet za účelem snížení znečištění mikroplasty	<a href="https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX%3A32025R2365&amp;qid=1764768099683">https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX%3A32025R2365&amp;qid=1764768099683</a>
Nařízení Komise (EU) 2023/2055 ze dne 25. září 2023, kterým se mění příloha XVII nařízení Evropského parlamentu a Rady (ES) č. 1907/2006 o registraci, hodnocení, povolování a omezování chemických látek (REACH), pokud jde o syntetické polymerní mikročástice	<a href="https://eur-lex.europa.eu/legal-content/CS/ALL/?uri=CELEX:32023R2055">https://eur-lex.europa.eu/legal-content/CS/ALL/?uri=CELEX:32023R2055</a>
Nařízení Evropského parlamentu a Rady (EU) 2025/40 ze dne 19. prosince 2024 o obalech a obalových odpadech, o změně nařízení (EU) 2019/1020 a směrnice (EU) 2019/904 a o zrušení směrnice 94/62/ES	<a href="https://eur-lex.europa.eu/legal-content/cs/ALL/?uri=CELEX:32025R0040">https://eur-lex.europa.eu/legal-content/cs/ALL/?uri=CELEX:32025R0040</a>
Nařízení Evropského parlamentu a Rady (EU) 2024/1257 ze dne 24. dubna 2024 o schvalování typu motorových vozidel a motorů, jakož i systémů, konstrukčních částí a samostatných	<a href="https://eur-lex.europa.eu/legal-content/CS/ALL/?uri=CELEX:32024R1257">https://eur-lex.europa.eu/legal-content/CS/ALL/?uri=CELEX:32024R1257</a>

technických celků určených pro tato vozidla z hlediska jejich emisí a životnosti baterie (Euro 7),...	
Nařízení Evropského parlamentu a Rady (EU) 2024/1781 ze dne 13. června 2024 o vytvoření rámce pro stanovení požadavků na ekodesign udržitelných výrobků, o změně směrnice (EU) 2020/1828 a nařízení (EU) 2023/1542 a o zrušení směrnice 2009/125/ES	<a href="https://eur-lex.europa.eu/legal-content/CS/ALL/?uri=CELEX%3A32024R1781">https://eur-lex.europa.eu/legal-content/CS/ALL/?uri=CELEX%3A32024R1781</a>
<b>Připravované revize směrnic a nařízení týkající se mikroplastů</b>	
Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2000/60/ES ze dne 23. října 2000, kterou se stanoví rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky	<a href="https://eur-lex.europa.eu/legal-content/CS/ALL/?uri=CELEX%3A32000L0060">https://eur-lex.europa.eu/legal-content/CS/ALL/?uri=CELEX%3A32000L0060</a>
Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2006/118/ES ze dne 12. prosince 2006 o ochraně podzemních vod před znečištěním a zhoršováním stavu	<a href="https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2006/118/oj/ces">https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2006/118/oj/ces</a>
Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2008/105/ES ze dne 16. prosince 2008 o normách environmentální kvality v oblasti vodní politiky, ...	<a href="https://eur-lex.europa.eu/legal-content/CS/TXT/?uri=celex:32008L0105">https://eur-lex.europa.eu/legal-content/CS/TXT/?uri=celex:32008L0105</a>
Směrnice Rady ze dne 12. června 1986 o ochraně životního prostředí a zejména půdy při používání kalů z čistíren odpadních vod v zemědělství	<a href="https://eur-lex.europa.eu/legal-content/CS/ALL/?uri=celex%3A31986L0278">https://eur-lex.europa.eu/legal-content/CS/ALL/?uri=celex%3A31986L0278</a>
Nařízení Komise (EU) 2019/2023 ze dne 1. října 2019, kterým se stanoví požadavky na ekodesign praček pro domácnost a praček se sušičkou pro domácnost podle směrnice Evropského parlamentu a Rady 2009/125/ES, mění nařízení Komise (ES) č. 1275/2008 a zrušuje nařízení Komise (EU) č. 1015/2010	<a href="https://eur-lex.europa.eu/legal-content/CS/ALL/?uri=CELEX%3A32019R2023">https://eur-lex.europa.eu/legal-content/CS/ALL/?uri=CELEX%3A32019R2023</a>

Samostatnou skupinou je pak legislativa zabývající se regulací aditiv plastů. Ta jsou regulována sledována např. v rámci Rámcové vodní směrnice (2000/60/EC); Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2013/39/EU ze dne 12. srpna 2013, kterou se mění směrnice 2000/60/ES a 2008/105/ES, pokud jde o prioritní látky v oblasti vodní politiky; Nařízení Evropského parlamentu a Rady (ES) č. 1907/2006 ze dne 18. prosince 2006 o registraci, hodnocení, povolování a omezování chemických látek, o zřízení Evropské agentury pro chemické látky,... (REACH); Nařízení Komise (EU) 2024/3190 ze dne 19. prosince 2024 o používání bisfenolu A (BPA) a jiných bisfenolů a derivátů bisfenolů s harmonizovanou klasifikací ohledně specifických nebezpečných vlastností v některých materiálech a předmětech určených pro styk s potravinami, ... a dalších (Gunaalan et al., 2020).

## 10 Doporučení předcházení vzniku mikroplastů a jejich úniku do životního prostředí

V kapitole výše bylo nastíněno několik strategií k zabránění uvolňování mikroplastových částic do životního prostředí. Vedle nic existuje celá řada dalších opatření, kterými lze snížit znečištění mikroplasty (Nkin, 2025; Evropský parlament, 2018).

Mezi strategie předcházení vzniku mikroplastů a jejich úniku do životního prostředí patří:

- Snížení množství plastového odpadu, zejména opadu z plastových obalů.
- Omezení používání jednorázových plastových obalů a dalších plastových výrobků a jejich nahrazení vhodnými alternativami.
- Posun k produkci recyklovatelných plastů, jednotných typů obalových plastů apod.
- Zajištění zpětného sběru použitých plastů a jejich recyklace a další využití.
- Důsledný sběr a zpracování plastového odpadu.
- Předcházení ztrátám plastových pelet vhodným zacházením, přepravou a skladováním.
- Regulace mikroplastů záměrně přidávaných do výrobků.
- Omezení mikroplastů uvolňovaných při praní syntetického prádla – např. odstraňování částic v odpadní vodě z praček filtrací nebo jinou technologií.
- Omezení mikroplastů uvolňovaných z barev a nátěrů – vývoj a zavedení materiálů neobsahujících mikroplasty ani nebezpečná aditiva, nátěrů s biologicky odbouratelnými polymery, přírodními pryskyřicemi nebo recyklovanými materiály, zavádění vylepšených aplikačních technik, které snižují nadměrný postřik a rozlití (použití přesného zařízení a kontrolovaného prostředí během aplikace nátěrů), implementace vylepšených postupů údržby (např. použití vakuových systémů během broušení nebo škrábání).
- Omezení mikroplastů uvolňovaných z otěru pneumatik – např. omezení osobní i nákladní automobilové dopravy, podpora hromadné dopravy, podpora jiných typů nákladní dopravy, budování záchytných parkovišť na okrajích měst, čištění komunikací před očekávanými srážkami, vývoj materiálů pneumatik, které budou produkovat méně mikroplastů apod.
- Omezení toku mikroplastů v dešťovém odtoku z urbanizovaných území, komunikací a parkovišť – zlepšení hospodaření s dešťovou vodou, modernizace infrastruktury pro dešťovou vodu, která zahrnuje filtrační systémy, budování mokřadů pro zachyt dešťové vody, omezení odlehčení kanalizačních systémů a čistíren, snaha o důslednější zachytávání prvního splachu (dešťového odtoku na začátku srážky) apod.
- Omezení využívání plastových materiálů v zemědělství a lesnictví, využití materiálů, které uvolňují menší množství mikroplastů, omezení používání plastových mulčů a jejich nahrazení alternativními materiály, jako jsou biologicky rozložitelné mulče nebo organické mulčovací materiály, jako je sláma nebo dřevěné štěpky.
- Zlepšení zachytu mikroplastových částic v čistírnách odpadních vod.
- Zlepšení nakládání s kalý z čistíren odpadních vod vylepšením procesů čištění a dalšího zpracování kalů za účelem odstranění mikroplastů a dalších kontaminantů, zavedení předpisů omezujících používání kontaminovaných kalů z čistíren odpadních vod.
- Zmírňování znečištění atmosféry mikroplasty snížením používání syntetických materiálů, zlepšením postupů nakládání s odpady a zaváděním systémů filtrace vzduchu v průmyslových a městských oblastech.

## 11 Doporučení pro další výzkum a monitoring

Z výše uvedeného textu vyplývá, že k účinnému posouzení rizik mikroplastového znečištění a jeho předcházení je třeba získat řadu dalších informací. K jejich získání by se měl budoucí výzkum a monitoring zaměřit zejména na:

1. Posouzení vlivu mikroplastového znečištění na životní prostředí, ekosystémy a organismy včetně člověka; Kvantifikaci expozice organismů a člověka mikroplastům, akumulaci mikroplastů v potravních řetězcích, kvantifikaci jednotlivých vstupů mikroplastů do lidského těla, posouzení zdravotních rizik spojených s přítomností mikroplastů v organismech i lidském těle.

2. Jak již bylo řečeno v kapitole 4.2 „Toxicita mikroplastů“, nebezpečnost mikroplastů nespočívá jen v přítomnosti cizorodých částic v organismu, ale i v uvolňování nebezpečných látek z nich, jako jsou aditiva plastů a na mikroplasty navázané polutanty. Pozornost by měla být věnována tedy i uvolňování aditiv plastů do prostředí a interakcím mikroplastů s jinými organickými polutanty.
3. Vzhledem k tomu, že mikroplasty mohou fungovat jako nosiče mikroorganismů, měl by se výzkum zaměřit i na interakci mikroplastů s mikroby se zřetelem na patogeny a geny rezistence na antibiotika.
4. Posouzení vlivu mikroplastů na lidské aktivity, např. na udržitelnost rybolovu, akvakultur, pěstování plodin, zemědělskou produkci atd.
5. Kvantifikaci jednotlivých vstupů mikroplastů do různých složek životního prostředí a vytyčení největších zdrojů mikroplastového znečištění. Na základě těchto dat pak mohou být zpracovány mitigační strategie pro předcházení uvolňování mikroplastů a jejich vstupu do životního prostředí. Jak je ukázáno v kapitole 5 „Zdroje mikroplastů v životním prostředí“, různé studie se v kvantifikaci zdrojů znečištění mikroplasty podstatně liší, zahrnují odlišné kategorie, zaměřují se na různé složky prostředí a někdy odlišně vnímají kategorie primárních a sekundárních mikroplastů.
6. Transport mikroplastů v rámci prostředí s cílem popsat jeho nejvýznamnější toky. Mezi nimi byly zatím identifikovány odpadní vody, čistírny odpadních vod, kaly v nich vznikající, dešťový odtok z urbanizovaných ploch, pozemních komunikací a parkovišť, spalovny komunálního odpadu, skládky nebo atmosférická depozice. V rámci transportu mikroplastů do prostředí a v prostředí by měla být identifikována místa, kde je možné transport mikroplastových částic omezit či přerušit a navrhnout k tomu vhodné postupy a také postupy likvidace při tom vzniklých odpadů (např. kalů, sedimentů, částic zachycených na filtračních zařízeních apod.).
7. Kvantifikaci množství mikroplastů v jednotlivých složkách životního prostředí. Jak ukazuje kapitola 6 „Výskyt mikroplastů v jednotlivých složkách životního prostředí ČR“, informace o množství mikroplastů v prostředí ČR jsou ve srovnání s některými dalšími zeměmi velmi omezené a kusé a pro některé složky životního prostředí, např. pro sedimenty a půdy, dokonce zatím chybějí. Ke zpracování strategií pro předcházení uvolňování mikroplastů a jejich vstupu do životního prostředí je nezbytné i v rámci ČR vytyčit hlavní vstupy mikroplastů do prostředí a jejich toky v něm a kvantifikovat míru zatížení prostředí ČR mikroplastovým znečištěním a to s ohledem na to, že vstupy a toky v prostředí mohou vykazovat závislost na geografických faktorech, klimatu, geomorfologii území, vegetačním pokryvu, průmyslových aktivitách, způsobech zemědělského hospodaření, způsobech zadržování vody v krajině, nakládání s dešťovou vodou, přístupech k nakládání s odpadními vodami a čistírenskými kaly apod.
8. Ke kvantifikaci množství mikroplastů v životním prostředí a tocích v něm je třeba vytvářet a ověřovat vhodné metody jednak ke kvantifikaci počtu mikroplastů, ale i jejich celkové hmoty. Důležité je vytvářet a ověřovat metody vzorkování, nakládání se vzorky, skladování, jejich úpravy a zpracování, přípravy pro analýzy a samotných analýz pro různé environmentální matrice. Všechny zmíněné metody by bylo žádoucí postupem času standardizovat za účelem možnosti porovnání výsledků měření v různých časech a místech. Jak je popsáno v kapitole 7.5, v rámci Evropské Unie existuje pouze jediná metodika pro měření mikroplastů a to ve vodě určené k lidské spotřebě.
9. Vývoj technologií pro účinný záchyt a destrukci mikroplastů, vývoj způsobů nakládání s odpady vzniklými při zachytu mikroplastů.
10. Vývoj environmentálně a zdravotně bezpečnějších alternativ současných plastů, ověření jejich degradability, účinků na životní prostředí a lidské zdraví.

V rámci České republiky je žádoucí zaměřit pozornost zejména na témata uvedená v bodu 6, tedy na kvantifikaci množství mikroplastů v jednotlivých složkách životního prostředí České republiky, vytyčení hlavních vstupů mikroplastů do prostředí a jejich toků v něm a zaměřit se při tom na místně specifické faktory. Dále by měla být ve zdrojích a tocích mikroplastů prostředím identifikována místa, kde je možné vstup a transport mikroplastových částic efektivně omezit či přerušit. Za tímto účelem je pak třeba navrhnout vhodná řešení, která budou odpovídat podmínkám a situaci v České republice.

## 12 Literatura

- Abbasi, S., Keshavarzi, B., Moore, F., Turner, A., Kelly, F. J., Dominguez, A. O., & Jaafarzadeh, N. (2019). Distribution and potential health impacts of microplastics and microrubbers in air and street dusts from Asaluyeh County, Iran. *Environmental Pollution*, *244*, 153–164.
- Acarer, S. (2023). Microplastics in wastewater treatment plants: Sources, properties, removal efficiency, removal mechanisms, and interactions with pollutants. *Water Science & Technology*, *87*(3), 685–710.
- Alavian Petroody, S. S., Hashemi, S. H., & van Gestel, C. A. M. (2021). Transport and accumulation of microplastics through wastewater treatment sludge processes. *Chemosphere*, *278*, Article 130471. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130471>
- Allen, S., Allen, D., Baladima, F., Phoenix, V. R., Thomas, J. L., Le Roux, G., & Sonke, J. E. (2021). Evidence of free tropospheric and long-range transport of microplastic at Pic du Midi Observatory. *Nature Communications*, *12*, Article 7242. <https://doi.org/10.1038/s41467-021-27454-7>
- Alonso-Vázquez, P., Luján-Facundo, M., Cuartas-Urbe, B., Bes-Piá, A., Alonso, J., & Mendoza-Roca, J. (2023). Advances in analysis of microplastics in drinking water treatment plants: Fluorescence techniques using iDye Pink. *Environmental Technology & Innovation*, *32*, Article 103430. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2023.103430>
- Anbumani, S., & Kakkar, P. (2018). Ecotoxicological effects of microplastics on biota: A review. *Environmental Science and Pollution Research*, *25*(15), 14373–14396. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-1999-x>
- Ansari, I., Arora, C., Verma, A., Surjan, S. S., & Singh, R. P. (2025). A critical review on biological impacts, ecotoxicity, and health risks associated with microplastics. *Water, Air, & Soil Pollution*, *236*(88). <https://doi.org/10.1007/s11270-024-07731-z>
- Araujo, C. F., Nolasco, M. M., Ribeiro, A. M. P., & Ribeiro-Claro, P. J. A. (2018). Identification of microplastics using Raman spectroscopy: Latest developments and future prospects. *Water Research*, *142*, 426–440.
- Aurisano, N., Weber, R., & Fantke, P. (2021). Enabling a circular economy for chemicals in plastics. *Current Opinion in Green and Sustainable Chemistry*, *31*, Article 100513. <https://doi.org/10.1016/j.cogsc.2021.100513>
- Baensch-Baltruschat, B., Kocher, B., Kochleus, C., Stock, F., & Reifferscheid, G. (2021). Tyre and road wear particles—A calculation of generation, transport and release to water and soil with special regard to German roads. *Science of The Total Environment*, *752*, Article 141939. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141939>
- Baho, D. L., Bundschuh, M., & Futter, M. N. (2021). Microplastics in terrestrial ecosystems: Moving beyond the state of the art to minimize the risk of ecological surprise. *Global Change Biology*, *27*(17), 3969–3986. <https://doi.org/10.1111/gcb.15724>
- Balestra, V., Vigna, B., De Costanzo, S., & Bellopede, R. (2022). Preliminary investigations of microplastic pollution in karst systems, from surface watercourses to cave waters. *Journal of Contaminant Hydrology*, *252*, Article 104117. <https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2022.104117>
- Bank, M. S., & Hansson, S. V. (2019). The plastic cycle: A novel and holistic paradigm for the Anthropocene. *Environmental Science & Technology*, *53*(13), 7177–7179. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b02942>
- Barrett, J., Chase, Z., Zhang, J., Holl, M. M. B., Wilcox, C., & Hardesty, B. D. (2020). Microplastic pollution in deep-sea sediments from the Great Australian Bight. *Frontiers in Marine Science*, *7*, Article 808. <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.576170>
- Bellasi, A., Binda, G., Pozzi, A., Galafassi, S., Volta, P., & Bettinetti, R. (2020). Microplastic contamination in freshwater environments: A review, focusing on interactions with sediments and benthic organisms. *Environments*, *7*(4), Article 30. <https://doi.org/10.3390/environments7040030>
- Besley, A., Vijver, M. G., Behrens, P., & Bosker, T. (2017). A standardized method for sampling and extraction methods for quantifying microplastics in beach sand. *Marine Pollution Bulletin*, *114*(1), 77–83. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.08.055>
- Bhatt, E., Gauba, P., & Sarethy, I. P. (2024). Assessing recent technologies for addressing microplastic pollution and pushing the case of bioremediation as an attractive approach. *Recent Advances in Food, Nutrition & Agriculture*, *15*. DOI: 10.2174/012772574X313370240620072831
- Boháčková, J., & Cajthaml, T. (2024). Contribution of chemical toxicity to the overall toxicity of microplastic particles: A review. *Science of The Total Environment*, *957*, Article 177611. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.177611>
- Bordós, G., Urbányi, B., Micsinai, A., Kriszt, B., Palotai, Z., Szabó, I., Hantosi, Z., Szoboszlai, S., & Kriszt, B. (2019). Identification of microplastics in fish pond and natural freshwater environments of the Carpathian basin, Europe. *Chemosphere*, *216*, 110–116. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.10.110>

- Bordós, G., Urbányi, B., Micsinai, A., Kriszt, B., Palotai, Z., Szabó, I., Hantosi, Z., & Szoboszlai, S. (2019). Identification of microplastics in fish ponds and natural freshwater environments of the Carpathian basin, Europe. *Chemosphere*, 216, 110–116. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.10.110>
- Bosmans, W. (2023). *Current EU initiatives to prevent microplastics in the environment*. DG Environment. [https://bmbf-plastik.de/sites/default/files/2023-03/Bosmans\\_EU\\_initiatives\\_MP.pdf](https://bmbf-plastik.de/sites/default/files/2023-03/Bosmans_EU_initiatives_MP.pdf)
- Boucard, P., Denize, C., & Aydin, M. (2024). *Microplastic releases in the European Union* (Eionet Report – ETC HE 2024/15). European Environment Agency.
- Brander, S. M., Renick, V. C., Foley, M. M., Steele, C., Woo, M., Lusher, A., ... & Helm, P. A. (2020). Sampling and quality assurance and quality control: A guide for scientists investigating the occurrence of microplastics across matrices. *Applied Spectroscopy*, 74(9), 1099–1125. <https://doi.org/10.1177/0003702820945713>
- Brandt, J., Bittrich, L., Fischer, F., Kanaki, E., Tagg, A., Lenz, R., ... & Eichhorn, K. J. (2020). High-throughput analyses of microplastic samples using Fourier transform infrared and Raman spectrometry. *Applied Spectroscopy*, 74(9), 1185–1197. <https://doi.org/10.1177/0003702820932926>
- Braun, M., Mail, M., Heyse, R., & Amelung, W. (2021). Plastic in compost: Prevalence and potential input into agricultural and horticultural soils. *Science of The Total Environment*, 760, Article 143335. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143335>
- Braun, M., Mail, M., Krupp, A. E., & Amelung, W. (2023). Microplastic contamination of soil: Are input pathways by compost overridden by littering? *Science of The Total Environment*, 855, Article 158889. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158889>
- 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 & Technology*, 45(21), 9175–9179. <https://doi.org/10.1021/es201811s>
- Browne, M. A., Dissanayake, A., Galloway, T. S., Lowe, D. M., & Thompson, R. C. (2008). Ingested microscopic plastic translocates to the circulatory system of the mussel, *Mytilus edulis* (L.). *Environmental Science & Technology*, 42(13), 5026–5031. <https://doi.org/10.1021/es800249a>
- Brožová, K., Halfar, J., Čabanová, K., Motyka, O., Drabínová, S., Hanus, P., & Heviánková, S. (2023). The first evidence of microplastic occurrence in mine water: The largest black coal mining area in the Czech Republic. *Water Research*, 244, Article 120538. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.120538>
- Büks, F., & Kaupenjohann, M. (2020). Global concentrations of microplastic in soils – A review. *SOIL*, 6(2), 649–662. <https://doi.org/10.5194/soil-6-649-2020>
- Cabernard, L., Roscher, L., Lorenz, C., Gerdt, G., & Primpke, S. (2018). Comparison of Raman and Fourier transform infrared spectroscopy for the quantification of microplastics in the aquatic environment. *Environmental Science & Technology*, 52(22), 13279–13288. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b03438>
- California State Policy Evidence Consortium (CalSPEC). (2023). *Microplastics occurrence, health effects, and mitigation policies: An evidence review for the California State Legislature*. <https://uccs.ucdavis.edu/sites/g/files/dgvnsk12071/files/media/documents/CalSPEC-Report-Microplastics-Occurrence-Health%20Effects-and-Mitigation-Policies.pdf>
- Canesi, L., & Fabbri, E. (2015). Environmental effects of BPA. *Dose-Response*, 13(3). <https://doi.org/10.1177/1559325815598304>
- Capolupo, M., Sørensen, L., Jayasena, K. D. R., Booth, A. M., & Fabbri, E. (2020). Chemical composition and ecotoxicity of plastic and car tire rubber leachates to aquatic organisms. *Water Research*, 169, Article 115270. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.115270>
- Carnevale Miino, M., Galafassi, S., Zullo, R., Torretta, V., & Rada, E. C. (2024). Microplastics removal in wastewater treatment plants: A review of the different approaches to limit their release in the environment. *Science of The Total Environment*, 930, Article 172675. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.172675>
- Carnevale Miino, M., Galafassi, S., Zullo, R., Torretta, V., & Rada, E. C. (2024). Microplastics removal in wastewater treatment plants: A review of the different approaches to limit their release in the environment. *Science of The Total Environment*, 930, Article 172675. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.172675>
- Carr, S. A., Liu, J., & Tesoro, A. G. (2016). Transport and fate of microplastic particles in wastewater treatment plants. *Water Research*, 91, 174–182. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.01.002>
- Cerri, F., Mohamed, S., & Galli, P. (2025). Mangrove forests as a natural trap for marine plastic litter: Insights from the Maldives. *Marine Pollution Bulletin*, 213, Article 117677. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2025.117677>
- CIEL. (2023). *Breathing plastic: The health impacts of invisible plastics in the air*. Center for International Environmental Law. <https://www.ciel.org/breathing-plastic-the-health-impacts-of-invisible-plastics-in-the-air/>

- Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C., & Galloway, T. S. (2011). Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. *Marine Pollution Bulletin*, 62(12), 2588–2597. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.09.025>
- Collard, F., Gilbert, B., Compère, P., Eppe, G., Das, K., Jauniaux, T., & Parmentier, E. (2017). Microplastics in livers of European anchovies (*Engraulis encrasicolus*, L.). *Environmental Pollution*, 229, 1000–1005. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.07.089>
- Corradini, F., Meza, P., Eguiluz, R., Casado, F., Huerta-Lwanga, E., & Geissen, V. (2019). Evidence of microplastic accumulation in agricultural soils from sewage sludge disposal. *Science of The Total Environment*, 671, 411–420. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.368>
- Cox, K. D., Covernton, G. A., Davies, H. L., Dower, J. F., Juanes, F., & Dudas, S. E. (2019). Human consumption of microplastics. *Environmental Science & Technology*, 53(12), 7061–7074. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b01517>
- Crawford, C. B., & Quinn, B. (2017). *Microplastic pollutants*. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/C2015-0-04315-5>
- Cristaldi, A., Fiore, M., Zuccarello, P., Oliveri Conti, G., Grasso, A., Nicolosi, I., Copat, C., & Ferrante, M. (2020). Efficiency of wastewater treatment plants (WWTPs) for microplastic removal: A systematic review. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(21), Article 8014. <https://doi.org/10.3390/ijerph17218014>
- Crossman, J., Hurley, R. R., Futter, M., & Nizzetto, L. (2020). Transfer and transport of microplastics from biosolids to agricultural soils and the wider environment. *Science of The Total Environment*, 724, Article 138334. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138334>
- Černá, T., Pražanová, K., Beneš, H., Titov, I., Klubalová, K., Filipová, A., Klusoň, P., & Cajthaml, T. (2021). Polycyclic aromatic hydrocarbon accumulation in aged and unaged polyurethane microplastics in contaminated soil. *Science of The Total Environment*, 770, Article 145254. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145254>
- De Falco, F., Di Pace, E., Cocca, M., & Avella, M. (2019). The contribution of washing processes of synthetic clothes to microplastic pollution. *Scientific Reports*, 9, Article 6633. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-43023-x>
- De Frond, H. L., van Sebille, E., Parnis, J. M., Diamond, M. L., Mallos, N., Kingsbury, T., & Rochman, C. M. (2019). Estimating the mass of chemicals associated with ocean plastic pollution to inform mitigation efforts. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 15(4), 596–606. <https://doi.org/10.1002/ieam.4147>
- Di, M., & Wang, J. (2018). Microplastics in surface waters and sediments of the Three Gorges Reservoir, China. *Science of The Total Environment*, 616-617, 1620–1627. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.150>
- Di, M., Liu, X., Wang, W., & Wang, J. (2019). Pollution in drinking water source areas: Microplastics in the Danjiangkou Reservoir, China. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 65, 82–89. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2018.12.009>
- Diana, Z. T., Chen, Y., & Rochman, C. M. (2025). Paint: A ubiquitous yet disregarded piece of the microplastics puzzle. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 44(1), 26–44. <https://doi.org/10.1093/etojnl/vgae034>
- Do, A. T., Ha, Y., & Kwon, J. (2022). Leaching of microplastic-associated additives in aquatic environments: A critical review. *Environmental Pollution*, 305, Article 119258. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119258>
- Dris, R., Gasperi, J., Rocher, V., & Tassin, B. (2018). Synthetic and non-synthetic anthropogenic fibers in a river under the impact of Paris Megacity: Sampling methodological aspects and flux estimations. *Science of The Total Environment*, 618, 157–164. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.009>
- Dris, R., Gasperi, J., Rocher, V., Saad, M., Renault, N., & Tassin, B. (2015). Microplastic contamination in an urban area: A case study in Greater Paris. *Environmental Chemistry*, 12(5), 592–599. <https://doi.org/10.1071/EN14167>
- Dris, R., Gasperi, J., Saad, M., Mirande, C., & Tassin, B. (2016). Synthetic fibers in atmospheric fallout: A source of microplastics in the environment? *Marine Pollution Bulletin*, 104(1–2), 290–293. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.01.006>
- Drummond, J. D., Schneidewind, U., Li, A., Hoellein, T. J., Krause, S., & Packman, A. I. (2022). Microplastic accumulation in riverbed sediment via hyporheic exchange from headwaters to mainstems. *Science Advances*, 8(2), Article eabi9305. DOI: 10.1126/sciadv.abi9305
- Dümichen, E., Eisentraut, P., Bannick, C. G., Barthel, A., Senz, R., & Braun, U. (2017). Fast identification of microplastics in complex environmental samples by a thermal degradation method. *Chemosphere*, 174, 572–584. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.02.010>
- Edo, C., Gálvez-Blanca, V., González-Pleiter, M., Fernández-Piñas, F., & Rosal, R. (2025). Microplastics in sewage sludge and municipal solid waste. In J. Hernández-Borges & J. González-Sálamo (Eds.), *Microplastics in the Environment: Occurrence, Fate and Distribution* (Vol. 13, s. 201–234). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/bs.apmp.2024.10.001>
- EEB. (2022). *How EU policy can tackle microplastic pollution*. European Environmental Bureau. <https://seas-at-risk.org/wp-content/uploads/2022/01/1617-Microplastics-brochure-stage-7-LOW-RES.pdf>

- EFSA Panel on Food Contact Materials, Enzymes and Processing Aids (CEP), Lambré, C., Barat Baviera, J. M., Bolognesi, C., Chesson, A., Cocconcelli, P. S., Crebelli, R., Gott, D. M., Grob, K., Lampi, E., Mengelers, M., Mortensen, A., Rivièrè, G., Silano, V., Steffensen, I., Tlustos, C., Vernis, L., Zorn, H., Batke, M., & Van Loveren, H. (2023). Re-evaluation of the risks to public health related to the presence of bisphenol A (BPA) in foodstuffs. *EFSA Journal*, 21(4), Article e06857. doi: 10.2903/j.efsa.2023.6857
- Egle, L., Marschinski, R., Jones, A., Yunta Mezquita, F., & Schillaci, C. (2023). *Feasibility study in support of future policy developments of the Sewage Sludge Directive (86/278/EEC)*. Publications Office of the European Union. <https://data.europa.eu/doi/10.2760/305263>
- ECHA. (2025). *Microplastics*. Evropská agentura pro chemické látky. [echa.europa.eu](https://echa.europa.eu)
- El Hayany, B., El Fels, L., Quénéa, K., Dignac, M. F., Rumpel, C., Gupta, V. K., & Hafidi, M. (2020). Microplastics from lagooning sludge to composts as revealed by fluorescent staining- image analysis, Raman spectroscopy and pyrolysis-GC/MS. *Journal of Environmental Management*, 275, Article 111249. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111249>
- Endo, S., Takizawa, R., Okuda, K., Takada, H., Chiba, K., Kanehiro, H., Ogi, H., Yamashita, R., & Date, T. (2005). Concentration of polychlorinated biphenyls (PCBs) in beached resin pellets: Variability among individual particles and regional differences. *Marine Pollution Bulletin*, 50(10), 1103–1114. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2005.04.030>
- Eo, S., Hong, S. H., Song, Y. K., Han, G. M., & Shim, W. J. (2019). Spatiotemporal distribution and annual load of microplastics in the Nakdong River, South Korea. *Water Research*, 160, 228–237. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.05.053>
- Eriksen, M., Lebreton, L. C. M., Carson, H. S., Thiel, M., Moore, C. J., Borerro, J. C., Galgani, F., Ryan, P. G., Eriksen, M., & Reisser, J. (2014). Plastic pollution in the world's oceans: More than 5 trillion plastic pieces weighing over 250,000 tons afloat at sea. *PLOS ONE*, 9(12), Article e111913. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0111913>
- Erni-Cassola, G., Gibson, M. I., Thompson, R. C., & Christie-Oleza, J. A. (2017). Lost, but found with Nile Red: A novel method for detecting and quantifying small microplastics (1 mm to 20 µm) in environmental samples. *Environmental Science & Technology*, 51(23), 13641–13648. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b04512>
- Esfandiari, A., Abbasi, S., Peely, A. B., Mowla, D., Ghanbarian, M. A., Oleszczuk, P., & Turner, A. (2022). Distribution and transport of microplastics in groundwater (Shiraz aquifer, southwest Iran). *Water Research*, 220, Article 118622. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.118622>
- European Commission. (2019). *Commission staff working document: Executive summary of the evaluation of the Council Directive 91/271/EEC of 21 May 1991, concerning urban waste-water treatment (SWD(2019) 701 final)*. [https://commission.europa.eu/system/files/2020-04/swd\\_2019\\_0701\\_en.pdf](https://commission.europa.eu/system/files/2020-04/swd_2019_0701_en.pdf)
- European Commission. (2022). *Návrh směrnice Evropského parlamentu a Rady, kterou se mění směrnice 2000/60/ES... směrnice 2006/118/ES... a směrnice 2008/105/ES (COM/2022/540 final)*. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/CS/TXT/?uri=CELEX:52022PC0540>
- European Commission. (2023a). *EU action against microplastics*. Publications Office of the European Union. <https://maring.org/wp-content/uploads/2023/11/EU-Action-Against-Microplastics.pdf>
- European Commission. (2023b). *Commission staff working document: Evaluation of the Council Directive 86/278/EEC on the protection of the environment, and in particular of the soil, when sewage sludge is used in agriculture (SWD/2023/0157 final)*. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:52023SC0157>
- European Commission. (2023c). *Commission staff working document: Evaluation of the Council Directive 86/278/EEC on the protection of the environment, and in particular of the soil, when sewage sludge is used in agriculture (SWD(2023) 158 final)*. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=SWD%3A2023%3A158%3AFIN&qid=1684830815132>
- Evangelidou, N., Grythe, H., Klimont, Z., Heyes, C., Eckhardt, S., Lopez-Aparicio, S., & Stohl, A. (2020). Atmospheric transport is a major pathway of microplastics to remote regions. *Nature Communications*, 11(1), Article 3381. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-17201-9>
- Evropský parlament. (2018). *Mikroplasty: Původ, dopady a řešení*. <https://www.europarl.europa.eu/topics/cs/article/20181116STO19217/mikroplasty-puvod-dopady-a-reseni>
- Facciola, A., Visalli, G., Ciarello, M. P., & Di Pietro, A. (2021). Newly emerging airborne pollutants: Current knowledge of health impact of micro and nanoplastics. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 18(6), Article 2997. <https://doi.org/10.3390/ijerph18062997>
- Fan, Y. J., Zheng, K., Zhu, Z. W., Chen, G. S., & Peng, X. Z. (2019). Distribution, sedimentary record, and persistence of microplastics in the Pearl River catchment, China. *Environmental Pollution*, 251, 862–870. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.05.056>
- Fries, E., Dekiff, J. H., Willmeyer, J., Nuelle, M. T., Ebert, M., & Remy, D. (2013). Identification of polymer types and additives in marine microplastic particles using pyrolysis-GC/MS and scanning electron microscopy. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 15(10), 1949–1956. <https://doi.org/10.1039/C3EM00214D>

- Gao, W., Xu, M., Zhao, W., Yang, X., Xin, F., Dong, W., & Jia, H. (2024). Microbial degradation of (micro)plastics: Mechanisms, enhancements, and future directions. *Fermentation*, *10*(9), Article 441. <https://doi.org/10.3390/fermentation10090441>
- Geyer, R., Jambeck, J. R., & Law, K. L. (2017). Production, use, and fate of all plastics ever made. *Science Advances*, *3*(7), Article e1700782. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1700782>
- Giechaskiel, B., Grigoratos, T., Dilara, P., & Franco, V. (2024). Environmental and health benefits of reducing tyre wear emissions in preparation for the new Euro 7 standard. *Sustainability*, *16*(24), Article 10919. <https://doi.org/10.3390/su162410919>
- Gies, E. A., LeNoble, J. L., Noël, M., Etemadifar, A., Bishay, F., Hall, E. R., & Ross, P. S. (2018). Retention of microplastics in a major secondary wastewater treatment plant in Vancouver, Canada. *Marine Pollution Bulletin*, *133*, 553–561. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.06.006>
- Göppert, N., & Goldscheider, N. (2021). Experimental field evidence for transport of microplastic tracers over large distances in an alluvial aquifer. *Journal of Hazardous Materials*, *408*, Article 124844. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124844>
- Greenpeace Research Laboratories. (2019). A 'snapshot' survey of microplastics in surface waters of the Vltava and Labe (Elbe) Rivers in the Czech Republic (Analytical Results 2019-01). <https://www.greenpeace.org/static/planet4-czech-republic-stateless/2019/03/7ed26618-czechia-river-microplastics-analytical-results-report-050319-1.pdf>
- Gunaan, K., Fabbri, E., & Capolupo, M. (2020). The hidden threat of plastic leachates: A critical review on their impacts on aquatic organisms. *Water Research*, *184*, Article 116170. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116170>
- Guo, J. J., Huang, X. P., Xiang, L., Wang, Y. Z., Li, Y. W., Li, H., Cai, Q. Y., Mo, C. H., & Wong, M. H. (2020). Source, migration and toxicology of microplastics in soil. *Environment International*, *137*, Article 105263. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105263>
- Hahladakis, J. N., Velis, C. A., Weber, R., Iacovidou, E., & Purnell, P. (2018). An overview of chemical additives present in plastics: Migration, release, fate and environmental impact during their use, disposal and recycling. *Journal of Hazardous Materials*, *344*, 179–199. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2017.10.014>
- Hale, R. C., Seeley, M. E., La Guardia, M. J., Mai, L., & Zeng, E. Y. (2019). A global perspective on microplastics. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, *125*(1), Article e2018JC014719. <https://doi.org/10.1029/2018JC014719>
- Halfar, J., Brožová, K., Placová, K., & Kyncl, M. (2023). Determining the presence of micro-particles in drinking water in the Czech Republic—An exploratory study focusing on microplastics and additives. *Engineering Proceedings*, *57*(1), 16. <https://doi.org/10.3390/engproc2023057016>
- Halfar, J., Čabanová, K., Vávra, K., Delongová, P., Motyka, O., Špaček, R., ... & Heviánková, S. (2023). Microplastics and additives in patients with preterm birth: The first evidence of their presence in both human amniotic fluid and placenta. *Chemosphere*, *343*, Article 140301. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.140301>
- Halfar, J., Heviánková, S., Brožová, K., Čabanová, K., & Motyka, O. (2024). Microplastic contamination in Czech drinking water: Insights from comprehensive monitoring. *Environmental Sciences Europe*, *36*, 213. <https://doi.org/10.1186/s12302-024-01036-y>
- Hann, S., Sherrington, C., Jamieson, O., Hickman, M., Kershaw, P., Bapasola, A., & Cole, G. (2018). *Investigating options for reducing releases in the aquatic environment of microplastics emitted by products – Final report*. Eunomia Research & Consulting.
- Harris, P. T., Maes, T., Raubenheimer, K., & Walsh, J. P. (2023). A marine plastic cloud - Global mass balance assessment of oceanic plastic pollution. *Continental Shelf Research*, *255*, Article 104947. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2023.104947>
- Hartmann, N. B., Hüffer, T., Thompson, R. C., Hassellöv, M., Verschoor, A., Daugaard, A. E., Rist, S., Karlsson, T., Brennholt, N., Cole, M., Herrling, M. P., Hess, M. C., Ivleva, N. P., Lusher, A. L., & Wagner, M. (2019). Are we speaking the same language? Recommendations for a definition and categorization framework for plastic debris. *Environmental Science & Technology*, *53*(3), 1039–1047.
- He, M. J., Yang, T., Yang, Z. H., Zhao, X. M., Zhao, T. K., Huang, S. B., & Zhao, J. L. (2018). Current state, distribution, and sources of phthalate esters and organophosphate esters in soils of the Three Gorges Reservoir Region, China. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, *74*(4), 502–513. <https://doi.org/10.1007/s00244-017-0469-7>
- Hermsen, E., Mintenig, S. M., Besseling, E., & Koelmans, A. A. (2018). Quality criteria for the analysis of microplastic in biota samples: A critical review. *Environmental Science & Technology*, *52*(18), 10230–10240. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b01611>
- Hidayaturrehman, H., & Lee, T. (2019). A study on characteristics of microplastic in wastewater of South Korea: Identification, quantification, and fate of microplastics during treatment process. *Marine Pollution Bulletin*, *146*, 696–702. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.06.071>

- Horton, A. A., & Dixon, S. J. (2017). Microplastics: An introduction to environmental transport processes. *WIREs Water*, 5(2), Article e1268. <https://doi.org/10.1002/wat2.1268>
- Horton, A. A., Cross, R. K., Read, D. S., Jürgens, M. D., Ball, H. L., Svendsen, C., Vollertsen, J., & Johnson, A. C. (2021). Semi-automated analysis of microplastics in complex wastewater samples. *Environmental Pollution*, 268, Article 115841. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115841>
- Horton, A. A., Walton, A., Spurgeon, D. J., Lahive, E., & Svendsen, C. (2017). Microplastics in freshwater and terrestrial environments: Evaluating the current understanding to identify the knowledge gaps and future research priorities. *Science of The Total Environment*, 586, 127–141. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.190>
- Horvatits, T., Tamminga, M., Liu, B., Sebode, M., Carambia, A., Fischer, L., Püschel, K., Huber, S., & Fischer, E. K. (2022). Microplastics detected in cirrhotic liver tissue. *EBioMedicine*, 82, Article 104147.
- Hrkal, Z., & Poláček, M. (2025). *Plasty, mikroplasty, prokletí dnešní civilizace* [Plastics, microplastics, the bane of today's civilization]. Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka. <https://www.vuv.cz/wp-content/uploads/2025/09/Plasty-mikroplasty-prokleti-dnesni-civilizace.pdf>
- Huang, D., Wang, X., Yin, L., Chen, S., Tao, J., Zhou, W., Chen, H., Zhang, G., & Xiao, R. (2022). Research progress of microplastics in soil-plant system: Ecological effects and potential risks. *Science of The Total Environment*, 812, Article 151487. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151487>
- Hudcova, H., Vymazal, J., & Rozkosný, M. (2019). Present restrictions of sewage sludge application in agriculture within the European Union. *Soil and Water Research*, 14(2), 104–120. <https://doi.org/10.17221/36/2018-SWR>
- Hüffer, T., & Hofmann, T. (2016). Sorption of non-polar organic compounds by micro-sized plastic particles in aqueous solution. *Environmental Pollution*, 214, 194–201. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.04.018>
- Huppertsberg, S., & Knepper, T. P. (2018). Instrumental analysis of microplastics—benefits and challenges. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 410, 6343–6352.
- Hurley, R., Nizzetto, L., Lusher, A., Vogelsang, C., & Olsen, M. (2018). *Mapping microplastics in sludge* (Report M-907). Norwegian Institute for Water Research. <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/m907/m907.pdf>
- Chaïb, I., Doyen, P., Merveillie, P., Dehaut, A., & Duflos, G. (2025). Microplastic contaminations in a set of beverages sold in France. *Journal of Food Composition and Analysis*, 144, Article 107719. <https://doi.org/10.1016/j.jfca.2025.107719>
- Chand, R., Kohansal, K., Toor, S., Pedersen, T. H., & Vollertsen, J. (2022). Microplastics degradation through hydrothermal liquefaction of wastewater treatment sludge. *Journal of Cleaner Production*, 335, Article 130383.
- Chang, X., Xue, Y., Li, J., Zou, L., & Tang, M. (2020). Potential health impact of environmental micro- and nanoplastics pollution. *Journal of Applied Toxicology*, 40(1), 4–15.
- Chen, Y. Y., Cheng, X. T., & Zeng, Y. Q. (2023). The occurrence of microplastic in aquatic environment and toxic effects for organisms. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 20, 10477–10490. <https://doi.org/10.1007/s13762-023-04789-w>
- Cheng, Y. L., Kim, J., Kim, H., Choi, J. H., Tsang, Y. F., & Baek, K. (2021). Occurrence and removal of microplastics in wastewater treatment plants and drinking water purification facilities: A review. *Chemical Engineering Journal*, 410, Article 128381. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.128381>
- Chia, R. W., Lee, J. Y., Cha, J., & Jang, M. (2024). Methods of soil sampling for microplastic analysis: A review. *Environmental Chemistry Letters*, 22, 227–238. <https://doi.org/10.1007/s10311-023-01652-9>
- Ihsanullah, I., Khan, M. T., Hossain, M. F., Bilal, M., & Shah, I. A. (2024). Eco-friendly solutions to emerging contaminants: Unveiling the potential of bioremediation in tackling microplastic pollution in water. *Advanced Sustainable Systems*, 8(11), Article 2400172. <https://doi.org/10.1002/adsu.202400172>
- Interreg Danube. (b.r.). *Project MicroDrink: Preventing microplastic contamination of tap water and sources in the Danube region*. Citováno 21. ledna 2026 z <https://interreg-danube.eu/projects/microdrink>
- IUCN. (2017). *Primary microplastics in the oceans: A global evaluation of sources*. International Union for Conservation of Nature. doi.org
- Jacquín, J., Cheng, J., Odobel, C., Pandin, C., Conan, P., Pujo-Pay, M., Ter Halle, A., Rolland, J. L., Terzenbach, M., Itzenhäuser, I., Blanck, S., Zeisler-Diehl, V. V., Schreiber, L., & Ghiglione, J. F. (2019). Microbial ecotoxicology of marine plastic debris: A review on colonization and biodegradation by the “plastisphere”. *Frontiers in Microbiology*, 10, Article 865.
- Jambeck, J. R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T. S., Perryman, M., Andrady, A., Narayan, R., & Law, K. L. (2015). Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science*, 347(6223), 768–771.
- Jeong, E., Kim, Y., Lee, J., & Raza, M. (2023). Microplastic contamination in groundwater of rural area, eastern part of Korea. *Science of The Total Environment*, 895, Article 165006. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.165006>

- Johnson, A. C., Ball, H., Cross, R., Horton, A. A., Jürgens, M. D., Read, D. S., Vollertsen, J., & Svendsen, C. (2020). Identification and quantification of microplastics in potable water and their sources within water treatment works in England and Wales. *Environmental Science & Technology*, 54(19), 12326–12334. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c03211>
- Kadlčík, M. (2025). *Mikroplasty v pitných vodách* [Diplomová práce, Univerzita Karlova]. Digitální repozitář UK. [dspace.cuni.cz](https://dspace.cuni.cz)
- Kankanige, D., & Babel, S. (2021). Contamination by  $\geq 6.5$   $\mu\text{m}$ -sized microplastics and their removability in a conventional water treatment plant (WTP) in Thailand. *Journal of Water Process Engineering*, 40, Article 101765
- Kannan, K., & Vimalkumar, K. (2021). A review of human exposure to microplastics and insights into microplastics as obesogens. *Frontiers in Endocrinology*, 12, Article 724989. <https://doi.org/10.3389/fendo.2021.724989>
- Kappler, A., Fischer, D., Oberbeckmann, S., Schernewski, G., Labrenz, M., Eichhorn, K. J., & Voit, B. (2016). Analysis of environmental microplastics by vibrational microspectroscopy: FTIR, Raman or both? *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 408, 8377–8391.
- Käppler, A., Windrich, F., Löder, M. G. J., Malanin, M., Fischer, D., Labrenz, M., ... & Eichhorn, K. J. (2015). Identification of microplastics by FTIR and Raman microscopy: A novel silicon filter substrate opens the important spectral range below 1300  $\text{cm}^{-1}$  for FTIR transmission measurements. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 407, 6791–6801. <https://doi.org/10.1007/s00216-015-8850-8>
- Kärkkäinen, N., Selonen, S., Hartonen, K., Santasalo-Aarnio, A., & Sillanpää, M. (2025). Microplastic pollution via wastewater effluent and sewage sludge: Special focus on microplastic fibres in compost. *Water, Air, & Soil Pollution*, 236, Article 911. <https://doi.org/10.1007/s11270-025-08563-1>
- Khalid, N., Aqeel, M., & Noman, A. (2020). Microplastics could be a threat to plants in terrestrial systems directly or indirectly. *Environmental Pollution*, 267, Article 115653. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115653>
- Khoiriyah, S., & Syaputra, M. D. (2024). Bioremediation to overcome microplastic contamination in the water environment. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 1317(1), Article 012027.
- Kim, Y., Jeong, E., Lee, J., Chia, R. W., & Raza, M. (2023). Microplastic contamination in groundwater on a volcanic Jeju Island of Korea. *Environmental Research*, 226, Article 115682. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.115682>
- Kirstein, I. V., Hensel, F., Gomiero, A., Iordachescu, L., Vianello, A., Wittgren, H. B., ... & Vollertsen, J. (2021). Drinking plastics? - Quantification and qualification of microplastics in drinking water distribution systems by  $\mu\text{FTIR}$  and Py-GCMS. *Water Research*, 188, Article 116519. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116519>
- Kittner, M., Kerndorff, A., Ricking, M., Bednarz, M., Obermaier, N., Lukas, M., ... & Bannick, C. G. (2022). Microplastics in the Danube River Basin: A first comprehensive screening with a harmonized analytical approach. *ACS ES&T Water*, 2(7), 1174–1181.
- Koelmans, A. A., Kooi, M., Law, K. L., & Van Sebille, E. (2017). All is not lost: Deriving a top-down mass budget of plastic at sea. *Environmental Research Letters*, 12(11), Article 114028.
- Koelmans, A. A., Nor, N. H. M., Hermsen, E., Kooi, M., Mintenig, S. M., & De France, J. (2019). Microplastics in freshwaters and drinking water: Critical review and assessment of data quality. *Water Research*, 155, 410–422.
- Koelmans, A. A., Nor, N. H. M., Hermsen, E., Kooi, M., Mintenig, S. M., & De France, J. (2019). Microplastics in freshwaters and drinking water: Critical review and assessment of data quality. *Water Research*, 155, 410–422. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.02.054>
- Kole, P. J., Löhr, A. J., Van Belleghem, F. G. A. J., & Ragas, A. M. J. (2017). Wear and tear of tyres: A stealthy source of microplastics in the environment. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 14(10), Article 1265.
- Kooi, M., van Nes, E. H., Scheffer, M., & Koelmans, A. A. (2017). Ups and downs in the ocean: Effects of biofouling on vertical transport of microplastics. *Environmental Science & Technology*, 51(14), 7963–7971. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b04702>
- Kosuth, M., Mason, S. A., & Wattenberg, E. V. (2018). Anthropogenic contamination of tap water, beer, and sea salt. *PLOS ONE*, 13(4), Article e0194970.
- Kosuth, M., Mason, S., Wattenberg, E., Tyree, C., & Morrison, D. (2017). *Synthetic polymer contamination of global drinking water*. Orb Media.
- Kožíšek, F., & Kazmarová, H. (b.r.). *Mikroplasty v životním prostředí a zdraví*. Vodní hospodářství. Citováno 21. ledna 2026 z [vodnihospodarstvi.cz](https://vodnihospodarstvi.cz)
- Krystynik, P., Strunakova, K., Syc, M., & Kluson, P. (2021). Notes on common misconceptions in microplastics removal from water. *Applied Sciences*, 11(13), 5833. <https://doi.org/10.3390/app11135833>

- Kumar, V., Umesh, M., Chakraborty, P., Sharma, P., Sarojini, S., Thazeem, B., ... & Barceló, D. (2024). Origin, ecotoxicity, and analytical methods for microplastic detection in aquatic systems. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, *170*, Article 117392. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2023.117392>
- Kurzweg, L., Hauffe, M., Schirrmeyer, S., Adomat, Y., Socher, M., Grischek, T., Fery, A., & Harre, K. (2024). Microplastic analysis in sediments of the Elbe River by electrostatic separation and Raman microscopy. *Sci Total Environ*, *20*:930:172514. doi: 10.1016/j.scitotenv.2024.172514.
- Laermans, H., Reifferscheid, G., Kruse, J., Földi, C., Dierkes, G., Schaefer, D., Scherer, C., Bogner, C., & Stock, F. (2021). Microplastic in water and sediments at the confluence of the Elbe and Mulde Rivers in Germany. *Frontiers in Environmental Science*, *9*, Article 794895. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2021.794895>
- Lebreton, L. C., Van der Zwet, J., Damsteeg, J. W., Slat, B., Andrady, A., & Reisser, J. (2017). River plastic emissions to the world's oceans. *Nature Communications*, *8*, Article 15611.
- Lee, H., & Kim, Y. (2018). Treatment characteristics of microplastics at biological sewage treatment facilities in Korea. *Marine Pollution Bulletin*, *137*, 1–8.
- Lei, K., Qiao, F., Liu, Q., Wei, Z., Qi, H., Cui, S., ... & An, L. (2017). Microplastics releasing from personal care and cosmetic products in China. *Marine Pollution Bulletin*, *123*(1–2), 122–126. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.09.016>
- Lenaker, P. L., Baldwin, A. K., Corsi, S. R., Mason, S. A., Reneau, P. C., & Scott, J. W. (2019). Vertical distribution of microplastics in the water column and surficial sediment from the Milwaukee River Basin to Lake Michigan. *Environmental Science & Technology*, *53*(21), 12227–12237.
- Leslie, H. A., Brandsma, S. H., van Velzen, M. J. M., & Vethaak, A. D. (2017). Microplastics en route: Field measurements in the Dutch river delta and Amsterdam canals, wastewater treatment plants, North Sea sediments and biota. *Environment International*, *101*, 133–142. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2017.01.018>
- Li, H. X., Getzinger, G. J., Ferguson, P. L., Orihuela, B., Zhu, M., & Rittschof, D. (2016). Effects of toxic leachate from commercial plastics on larval survival and settlement of the barnacle *Amphibalanus amphitrite*. *Environmental Science & Technology*, *50*(2), 924–931.
- Li, H., Wang, F., Li, J., Deng, S., & Zhang, S. (2021). Adsorption of three pesticides on polyethylene microplastics in aqueous solutions: Kinetics, isotherms, thermodynamics, and molecular dynamics simulation. *Chemosphere*, *264*, Article 128556. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128556>
- Li, X., Chen, L., Mei Q., Dong, B., Dai, X., Ding, G., & Zeng, E. Y. (2018). Microplastics in sewage sludge from the wastewater treatment plants in China. *Water Research*, *142*, 75–85.
- Li, Y., Chen, P., Tang, Y., Yang, Y., Zhou, C., Bu, J., & Zhong, S. (2024). Microplastics in water: A review of characterization and removal methods. *Sustainability*, *16*(10), Article 4033. <https://doi.org/10.3390/su16104033>
- Li, Y., Shao, L., Wang, W., Zhang, M., Feng, X., Li, W., & Zhang, D. (2020). Airborne fiber particles: Types, size and concentration observed in Beijing. *Science of The Total Environment*, *705*, Article 135967. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135967>
- Liu, L., Yan, X., Feng, L., Jiang, S., Lu, Z., Xie, H., ... & Li, C. (2019). Challenge for the detection of microplastics in the environment. *Water Environment Research*, *93*(1), 5–15. <https://doi.org/10.1002/wer.1281>
- Liu, S., Chen, H., Wang, J., Su, L., Wang, X., Zhu, J., & Lan, W. (2021a). The distribution of microplastics in water, sediment, and fish of the Dafeng River, a remote river in China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *228*, Article 113009. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.113009>
- Liu, S., Shang, E., Liu, J., Wang, Y., Bolan, N., Kirkham, M. B., & Li, Y. (2021b). What have we known so far for fluorescence staining and quantification of microplastics: A tutorial review. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, *16*(1), Article 11.
- Liu, W., Zhang, J., Liu, H., Guo, X., Zhang, X., Yao, X., Cao, Z., & Zhang, T. (2021). A review of the removal of microplastics in global wastewater treatment plants: Characteristics and mechanisms. *Environment International*, *146*, Article 106277.
- Liu, X. N., Yuan, W. K., Di, M. X., Li, Z., & Wang, J. (2019). Transfer and fate of microplastics during the conventional activated sludge process in one wastewater treatment plant of China. *Chemical Engineering Journal*, *362*, 176–182.
- Liza, A. A., Ashrafy, A., Islam, M. N., Billah, M. M., Arafat, S. T., Rahman, M. M., ... & Rahman, S. M. (2024). Microplastic pollution: A review of techniques to identify microplastics and their threats to the aquatic ecosystem. *Environmental Monitoring and Assessment*, *196*(3), Article 259. <https://doi.org/10.1007/s10661-024-12441-4>
- Llorca, M., Schirrinzi, G., Martínez, M., Barceló, D., & Farré, M. (2018). Adsorption of perfluoroalkyl substances on microplastics under environmental conditions. *Environmental Pollution*, *235*, 680–691. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.12.075>
- Löder, M. G. J., & Gerdt, G. (2015). Methodology used for the detection and identification of microplastics—A critical appraisal. In M. Bergmann, L. Gutow, & M. Klages (Eds.), *Marine Anthropogenic Litter* (s. 201–227). Springer.

- Löder, M. G. J., Imhof, H. K., Ladehoff, M., Löschel, L. A., Lorenz, C., Mintenig, S., ... & Gerdts, G. (2017). Enzymatic purification of microplastics in environmental samples. *Environmental Science & Technology*, 51(24), 14283–14292.
- Löder, M. G. J., Kuczera, M., Mintenig, S., Lorenz, C., & Gerdts, G. (2015). Focal plane array detector-based micro-Fourier-transform infrared imaging for the analysis of microplastics in environmental samples. *Environmental Chemistry*, 12(5), 563–581. <https://doi.org/10.1071/EN14205>
- Lofty, J., Muhawenimana, V., Wilson, C. A. M. E., & Ouro, P. (2022). Microplastics removal from a primary settler tank in a wastewater treatment plant and estimations of contamination onto European agricultural land via sewage sludge recycling. *Environmental Pollution*, 304, Article 119198. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119198>
- Luo, H., Xiang, Y., He, D., Li, Y., Zhao, Y., Wang, S., & Pan, X. (2019). Leaching behavior of fluorescent additives from microplastics and the toxicity of leachate to *Chlorella vulgaris*. *Science of The Total Environment*, 678, 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.401>
- Luo, W., Su, L., Craig, N. J., Du, F., Wu, C., & Shi, H. (2019). Comparison of microplastic pollution in different water bodies from urban creeks to coastal waters. *Environmental Pollution*, 246, 174–182. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.11.081>
- Luo, Y., Li, L., Feng, Y., Li, R., Yang, J., Peijnenburg, W. J. G. M., & Tu, C. (2022). Quantitative tracing of uptake and transport of submicrometre plastics in crop plants using lanthanide chelates as a dual-functional tracer. *Nature Nanotechnology*, 17(3), 324–331.
- Macan, G. P. F., Munhoz, D. R., Willems, L. A. J., Monkley, C., Lloyd, C. E. M., Hageman, J., ... & Harkes, P. (2024). Macro- and microplastics leachates: Characterization and impact on seed germination. *Journal of Hazardous Materials*, 480, Article 136013. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2024.136013>
- Maddela, N. R., Kakarla, D., Venkateswarlu, K., & Megharaj, M. (2023). Additives of plastics: Entry into the environment and potential risks to human and ecological health. *Journal of Environmental Management*, 348, Article 119364. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.119364>
- Magni, S., Binelli, A., Pittura, L., Avio, C. G., Della Torre, C., Parenti, C. C., Gorbi, S., & Regoli, F. (2019). The fate of microplastics in an Italian wastewater treatment plant. *Science of The Total Environment*, 652, 602–610.
- Mai, L., Bao, L. J., Shi, L., Wong, C. S., & Zeng, E. Y. (2018). A review of methods for measuring microplastics in aquatic environments. *Environmental Science and Pollution Research*, 25, 11319–11332.
- Maqbool, A., Soriano, M. A., & Gomez, J. A. (2023). Macro-and micro-plastics change soil physical properties: A systematic review. *Environmental Research Letters*, 18, Article 123002. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ad0a1a>
- Mári, Á., Bordós, G., Gergely, S., Büki, M., Háhn, J., Palotai, Z., ... & Szoboszlai, S. (2021). Validation of microplastic sample preparation method for freshwater samples. *Water Research*, 202, Article 117409. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117409>
- Mariano, S., Tacconi, S., Fidaleo, M., Rossi, M., & Dini, L. (2021). Micro and nanoplastics identification: Classic methods and innovative detection techniques. *Frontiers in Toxicology*, 3, Article 636640. <https://doi.org/10.3389/ftox.2021.636640>
- Martin, E. C., Sorell, C., Avila, J., Behrens, S., Berry, D., Cona, L., Feldmann, A., Ghanchi, K., Hall, E., Hinderliter, J., Lane, T., LeMay, S., Loar, M., Loewen, K., Museousky, Z., Nelson, S., Ohlfs, B., Ortega, B., Ryan, C., Seidel, H., Straub, A., & Stucky, K. (2019). Assessment of microplastics in the Great Plains: Comparing densities in water and benthic sediment across Kansas. *Transactions of the Kansas Academy of Science*, 122(3–4), 281–287. <https://doi.org/10.1660/062.122.0315>
- Masura, J., Baker, J., Foster, G., & Arthur, C. (2015). *Laboratory methods for the analysis of microplastics in the marine environment: Recommendations for quantifying synthetic particles in waters and sediments* (NOAA Technical Memorandum NOS-OR&R-48). National Oceanic and Atmospheric Administration.
- Mbachu, O., Jenkins, G., Pratt, C., & Kaparaju, P. (2021). Enzymatic purification of microplastics in soil. *MethodsX*, 8, Article 101254. <https://doi.org/10.1016/j.mex.2021.101254>
- Mejías, C., Martín, J., Santos, J. L., Aparicio, I., & Alonso, E. (2022). Adsorption of perfluoroalkyl substances on polyamide microplastics: Effect of sorbent and influence of environmental factors. *Environmental Research*, 216, Article 114834. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.114834>
- Mennekes, D., & Nowack, B. (2022). Tire wear particle emissions: Measurement data where are you? *Science of The Total Environment*, 830, Article 154655.
- Mininni, G., Blanch, A. R., Lucena, F., & Berselli, S. (2015). EU policy on sewage sludge utilization and perspectives on new approaches of sludge management. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(10), 7361–7374.
- Mintenig, S. M., Löder, M. G. J., Primpke, S., & Gerdts, G. (2019). Low numbers of microplastics detected in drinking water from ground water sources. *Science of The Total Environment*, 648, 631–635. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.178>

- Mohajerani, A., & Karabatak, B. (2020). Microplastics and pollutants in biosolids have contaminated agricultural soils: An analytical study and a proposal to cease the use of biosolids in farmlands and utilise them in sustainable bricks. *Waste Management, 107*, 252–265.
- Motyl, L., & Fischer, E. K. (2025). Microplastics in the Hamburg port area—an analysis of sediment depth profiles along the upper Elbe river, Germany. *Environmental Science and Pollution Research, 32*, 4825–4840. <https://doi.org/10.1007/s11356-025-35972-w>
- MSFD Technical Subgroup on Marine Litter. (2013). *Guidance on monitoring of marine litter in European seas*. European Commission.
- Murphy, F., Ewins, C., Carbonnier, F., & Quinn, B. (2016). Wastewater Treatment Works (WwTW) as a source of microplastics in the aquatic environment. *Environmental Science & Technology, 50*(11), 5800–5808.
- Napper, I. E., & Thompson, R. C. (2016). Release of synthetic microplastic plastic fibres from domestic washing machines: Effects of fabric type and washing conditions. *Marine Pollution Bulletin, 112*(1–2), 39–45.
- Nguyen, M. K., Hadi, M., Lin, C., Nguyen, H. L., Thai, V. B., Hoang, H. G., Vo, D. V. N., & Tran, H. T. (2022). Microplastics in sewage sludge: Distribution, toxicity, identification methods, and engineered technologies. *Chemosphere, 308*, Article 136455.
- Ni, B. J., Zhu, Z. R., Li, W. H., Yan, X., Wei, W., Xu, Q., Xia, Z., Dai, X., & Sun, J. (2020). Microplastics mitigation in sewage sludge through pyrolysis: The role of pyrolysis temperature. *Environmental Science & Technology Letters, 7*(12), 961–967. <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.0c00740>
- Nizzetto, L., Futter, M., & Langaas, S. (2016). Are agricultural soils dumps for microplastics of urban origin? *Environmental Science & Technology, 50*(20), 10777–10779.
- Nkin, G. K. (2025). Microplastic pollution: An in-depth review of its sources, formation mechanisms, quantification techniques, environmental impacts, toxicological effects and remediation strategies. *World Journal of Advanced Research and Reviews, 27*(1), 228–262. <https://doi.org/10.30574/wjarr.2025.27.1.2483>
- NOAA. (2017). *Quantification of microplastics on national park beaches*. Marine Debris Program. <https://marinedebris.noaa.gov/microplastics/quantification-microplastics-national-park-beaches>
- Novotná, K., Čermáková, L., Pivokonský, M., Cajthaml, T., & Pivokonská, L. (2019). Microplastics in drinking water treatment – current knowledge and research needs. *Science of The Total Environment, 667*, 730–740. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.431>
- Novotna, K., Pivokonska, L., Cermakova, L., Prokopova, M., Fialova, K., & Pivokonsky, M. (2023). Continuous long-term monitoring of leaching from microplastics into ambient water – A multi-endpoint approach. *Journal of Hazardous Materials, 444*, Article 130424. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.130424>
- O'Connor, D., Pan, S., Shen, Z., Song, Y., Jin, Y., Wu, W. M., & Hou, D. (2019). Microplastics undergo accelerated vertical migration in sand soil due to small size and wet-dry cycles. *Environmental Pollution, 249*, 527–534. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.03.092>
- OECD. (2024). *Policy scenarios for eliminating plastic pollution by 2040*. OECD Publishing.
- Ortiz, D., Munoz, M., Nieto-Sandoval, J., Romera-Castillo, C., de Pedro, Z. M., & Casas, J. A. (2022). Insights into the degradation of microplastics by Fenton oxidation: From surface modification to mineralization. *Chemosphere, 309*, Article 136809. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.136809>
- Oßmann, B. E., Sarau, G., Schmitt, S. W., Holtmannspötter, H., Christiansen, S. H., & Dicke, W. (2017). Development of an optimal filter substrate for the identification of small microplastic particles in food by micro-Raman spectroscopy. *Analytical and Bioanalytical Chemistry, 409*, 4099–4109. <https://doi.org/10.1007/s00216-017-0358-y>
- Pabortsava, K., & Lampitt, R. S. (2020). High concentrations of plastic hidden beneath the surface of the Atlantic Ocean. *Nature Communications, 11*, Article 4073.
- Panno, S. V., Kelly, W. R., Scott, J., Zheng, W., McNeish, R. E., Timothy, N. H., Hoellein, J., & Baranski, E. L. (2019). Microplastic contamination in karst groundwater systems. *Groundwater, 57*(2), 189–196. <https://doi.org/10.1111/gwat.12862>
- Pittroff, M., Müller, Y. K., Witzig, C. S., Scheurer, M., Storck, F. R., & Zumbülte, N. (2021). Microplastic analysis in drinking water based on fractionated filtration sampling and Raman microspectroscopy. *Environmental Science and Pollution Research, 28*, 40141–40153. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-12467-y>
- Pivokonský, M., Čermáková, L., Novotná, K., Peer, P., Cajthaml, T., & Janda, V. (2018). Occurrence of microplastics in raw and treated drinking water. *Science of The Total Environment, 643*, 1644–1651. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.102>

- Pivokonsky, M., Pivokonska, L., Novotna, K., Cermakova, L., & Klimtova, M. (2020). Occurrence and fate of microplastics at two different drinking water treatment plants within a river catchment. *Science of The Total Environment*, *741*, Article 140236. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140236>
- Plastics Europe. (2022). *Plastics – The Facts 2022*. plasticseurope.org
- Pojar, I., Stănică, A., Stock, F., Kochleus, C., Lucke, N., Urbat, M., ... & Reifferscheid, G. (2021). Sedimentary microplastic concentrations from the Romanian Danube River to the Black Sea. *Scientific Reports*, *11*, Article 2000. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-81724-4>
- Porter, A., Godbold, J. A., Lewis, C. N., Savage, G., Solan, M., & Galloway, T. S. (2023). Microplastic burden in marine benthic invertebrates depends on species traits and feeding ecology within biogeographical provinces. *Nature Communications*, *14*(1), Article 8023. <https://doi.org/10.1038/s41467-023-43788-w>
- Pospíchalová, E. (2024). *Mikroplasty v pevných vzorcích životního prostředí* [Diplomová práce, Univerzita Karlova]. Digitální repozitář UK.
- Prata, J. C. (2018). Microplastics in wastewater: State of the knowledge on sources, fate and solutions. *Marine Pollution Bulletin*, *129*(1), 262–265.
- Prata, J. C., da Costa, J. P., Duarte, A. C., & Rocha-Santos, T. (2019). Methods for sampling and detection of microplastics in water and sediment: A critical review. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, *110*, 150–159. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.10.029>
- Praveena, S. M., Shamsul Ariffin, N. I., & Nafisyah, A. L. (2022). Microplastics in Malaysian bottled water brands: Occurrence and potential human exposure. *Environmental Pollution*, *315*, Article 120494.
- Primpke, S., Fischer, M., Lorenz, C., Gerdt, G., & Scholz-Böttcher, B. M. (2020). Comparison of pyrolysis gas chromatography/mass spectrometry and hyperspectral FTIR imaging spectroscopy for the analysis of microplastics. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, *412*(30), 8283–8298. <https://doi.org/10.1007/s00216-020-02979-w>
- Puteri, M. N., Gew, L. T., Ong, H. C., & Ming, L. C. (2025). Technologies to eliminate microplastic from water: Current approaches and future prospects. *Environment International*, *199*, Article 109397. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2025.109397>
- Qiao, R., Deng, Y., Zhang, S., Wolosker, M. B., Zhu, Q., Ren, H., & Zhang, Y. (2019). Accumulation of different shapes of microplastics initiates intestinal injury and gut microbiota dysbiosis in the gut of zebrafish. *Chemosphere*, *236*, Article 124334.
- Quigley, E., Patrício Silva, A. L., Chelinho, S., Cunha, L., Briones, M. J., & Sousa, J. P. (2024). Pristine and UV-aged polyethylene microplastics' impact on gut microbiome and reproduction of earthworm *Eisenia andrei*. *European Journal of Soil Biology*, *122*, Article 103640. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2024.103640>
- Radke, E. G., Glenn, B. S., Braun, J. M., & Cooper, G. S. (2019). Phthalate exposure and female reproductive and developmental outcomes: A systematic review of the human epidemiological evidence. *Environment International*, *130*, Article 104580.
- Radke, E. G., Yost, E. E., Roth, N., Sathyanarayana, S., & Whaley, P. (2020). Application of US EPA IRIS systematic review methods to the health effects of phthalates: Lessons learned and path forward. *Environment International*, *145*, Article 105820.
- Ramaremsa, G., Ndlovu, M., & Saad, D. (2022). Comparative assessment of microplastics in surface waters and sediments of the Vaal River, South Africa: Abundance, composition, and sources. *Environmental Toxicology and Chemistry*, *41*(12), 3029–3040. <https://doi.org/10.1002/etc.5482>
- Range, D., Scherer, C., Stock, F., Ternes, T. A., & Hoffmann, T. O. (2023). Hydro-geomorphic perspectives on microplastic distribution in freshwater river systems: A critical review. *Water Research*, *245*, Article 120567.
- Razanajatovo, R. M., Ding, J., Zhang, S., Jiang, H., & Zou, H. (2018). Sorption and desorption of selected pharmaceuticals by polyethylene microplastics. *Marine Pollution Bulletin*, *136*, 516–523. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.09.048>
- RECETOX. (2025, 15. ledna). *Alarmující výsledky týkající se mikroplastů v zemědělské půdě* [Tisková zpráva]. Masarykova univerzita. <https://www.recetox.muni.cz/o-nas/novinky/alarmujici-vysledky-tykajici-se-mikroplastu-v-zemedelske-pude>
- Renzi, M., Guerranti, C., & Blašković, A. (2018). Microplastic contents from maricultured and natural mussels. *Marine Pollution Bulletin*, *131*, 248–251. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.04.035>
- Rozhodnutí Komise v přenesené pravomoci (EU) 2024/1441 ze dne 11. března 2024, kterým se doplňuje směrnice Evropského parlamentu a Rady (EU) 2020/2184 stanovením metodiky pro měření mikroplastů ve vodě určené k lidské spotřebě. (2024). *Úřední věstník Evropské unie*. [https://eur-lex.europa.eu/eli/dec\\_del/2024/1441/oj](https://eur-lex.europa.eu/eli/dec_del/2024/1441/oj)
- Sacco, N. A., Zoppas, F. M., Devard, A., Muñoz, P. G., García, G., & Marchesini, F. A. (2023). Recent advances in microplastics removal from water with special attention given to photocatalytic degradation: Review of scientific research. *Microplastics*, *2*(3), 278–303. <https://doi.org/10.3390/microplastics2030023>

- Sakali, A., Egea-Corbacho, A., Coello, D., Albendín, G., Arellano, J., & Rodríguez-Barroso, R. (2024). Analysis of microplastics in the reuse of compost in three agricultural sites (Cádiz, Spain) as a circular economy strategy: Detection of micropollutants and incidence of plastic ingestion levels by annelids. *Environmental Science and Pollution Research*, 31(39), 51747–51759. <https://doi.org/10.1007/s11356-024-34615-w>
- Samandra, S., Johnston, J. M., Jaeger, J. E., Symons, B., Xie, S., Currell, M., Ellis, A. V., & Clarke, B. O. (2022). Microplastic contamination of an unconfined groundwater aquifer in Victoria, Australia. *Science of The Total Environment*, 802, Article 149727. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149727>
- Samandra, S., Mescall, O. J., Plaisted, K., Symons, B., Xie, S., Ellis, A. V., & Clarke, B. O. (2022). Assessing exposure of the Australian population to microplastics through bottled water consumption. *Science of The Total Environment*, 837, Article 155329.
- Santos, N., Clyde-Smith, D., Qi, Y., Gao, F., Busquets, R., & Campos, L. C. (2023). A study of microfiber phytoremediation in vertical hydroponics. *Sustainability*, 15(4), Article 2851. <https://doi.org/10.3390/su15042851>
- Selvam, S., Jesuraja, K., Venkatramanan, S., Roy, P. D., & Kumari, V. J. (2021). Hazardous microplastic characteristics and its role as a vector of heavy metal in groundwater and surface water of coastal South India. *Journal of Hazardous Materials*, 402, Article 123786. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123786>
- Semmouri, I., Vercauteren, M., Van Acker, E., Pequeur, E., Asselman, J., & Janssen, C. (2022). Presence of microplastics in drinking water from different freshwater sources in Flanders (Belgium), an urbanized region in Europe. *International Journal of Food Contamination*, 9, Article 6.
- Senathirajah, K., Attwood, S., Bhagwat, G., Carbery, M., Wilson, S., & Palanisami, T. (2021). Estimation of the mass of microplastics ingested – A pivotal first step towards human health risk assessment. *Journal of Hazardous Materials*, 404, Article 124004.
- Sfriso, A. A., Juhmani, A., Tomio, Y., Sfriso, A., Rizzolio, F., Adeel, M., Wahsha, M., Munari, C., & Mistri, M. (2024). Microplastic accumulation and ecological impacts on benthic invertebrates: Insights from a microcosm experiment. *Marine Pollution Bulletin*, 202, Article 116231. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.116231>
- Shen, M., Hu, T., Huang, W., Song, B., Qin, M., Yi, H., ... & Zhang, Y. (2021). Can incineration completely eliminate plastic wastes? An investigation of microplastics and heavy metals in the bottom ash and fly ash from an incineration plant. *Science of The Total Environment*, 779, Article 146528. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146528>
- Shu, X., Xu, L., Yang, M., Qin, Z., Zhang, Q., & Zhang, L. (2023). Spatial distribution characteristics and migration of microplastics in surface water, groundwater and sediment in karst areas: The case of Yulong River in Guilin, Southwest China. *Science of The Total Environment*, 868, Article 161578. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.161578>
- Scherer, C., Weber, A., Stock, F., Vurusic, S., Egerci, H., Kochleus, C., Arendt, N., Foeldi, C., Dierkes, G., Wagner, M., Brennholt, N., & Reifferscheid, G. (2020). Comparative assessment of microplastics in water and sediment of a large European river. *Science of The Total Environment*, 738, Article 139866. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139866>
- Schmidt, C., Krauth, T., & Wagner, S. (2017). Export of plastic debris by rivers into the sea. *Environmental Science & Technology*, 51(21), 12246–12253.
- Schymanski, D., Goldbeck, C., Humpf, H. U., & Fürst, P. (2018). Analysis of microplastics in water by micro-Raman spectroscopy: Release of plastic particles from different packaging into mineral water. *Water Research*, 129, 154–162. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.11.011>
- Schymanski, D., Oßmann, B. E., Benismail, N., Heller, C., Gillert, G., Kandaswamy, I. M., ... & Ivleva, N. P. (2021). Analysis of microplastics in drinking water and other clean water samples with micro-Raman and micro-infrared spectroscopy: Minimum requirements and best practice guidelines. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 413, 5969–5994. <https://doi.org/10.1007/s00216-021-03498-y>
- Silva, A. B., Bastos, A. S., Justino, C. I., Da Costa, J. P., Duarte, A. C., & Rocha-Santos, T. A. (2018). Microplastics in the environment: Challenges in analytical chemistry - A review. *Analytica Chimica Acta*, 1017, 1–19. <https://doi.org/10.1016/j.aca.2018.02.043>
- Sinha Ray, S., Zúmr, D., Wilken, F., Dostál, T., & Fiener, P. (2025). A cost-effective protocol for detecting fluorescent microplastics in arable soils to study redistribution processes. *Polymer Testing*, 147, Article 108824. <https://doi.org/10.1016/j.polymertesting.2025.108824>
- Skalska, K., Ockelford, A., Ebdon, J. E., & Cundy, A. B. (2020). Riverine microplastics: Behaviour, spatio-temporal variability, and recommendations for standardised sampling and monitoring. *Journal of Water Process Engineering*, 38, Article 101600.
- Smith, M., Love, D. C., Rochman, C. M., & Neff, R. A. (2018). Microplastics in seafood and the implications for human health. *Current Environmental Health Reports*, 5(3), 375–386.
- Song, X., Wu, X., Song, X., Shi, C., & Zhang, Z. (2021). Sorption and desorption of petroleum hydrocarbons on biodegradable and nondegradable microplastics. *Chemosphere*, 273, Article 128553. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128553>

- Stang, C., Mohamed, B. A., & Li, L. Y. (2022). Microplastic removal from urban stormwater: Current treatments and research gaps. *Journal of Environmental Management*, *317*, Article 115510.
- Su, L., Cai, H., Kolandhasamy, P., Wu, C., Rochman, C. M., & Shi, H. (2018). Using the Asian clam as an indicator of microplastic pollution in freshwater ecosystems. *Environmental Pollution*, *234*, 347–355. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.11.075>
- Su, L., Xue, Y., Li, L., Yang, D., Kolandhasamy, P., Li, D., & Shi, H. (2016). Microplastics in Taihu Lake, China. *Environmental Pollution*, *216*, 711–719. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.06.036>
- Su, T., Wang, H., Gu, X., Liu, S., Xiong, Y., Deng, S., & Li, S. (2025). Atmospheric microplastics emission from municipal solid waste incineration power plant: Field evidence and characterizations. *Journal of Hazardous Materials Letters*, *6*, Article 100149. <https://doi.org/10.1016/j.hazl.2025.100149>
- Subair, A., K L, P., Chellappan, S., Rahuman A, T., Hridya, J., Devi, P., Salkka S, M., Indu, M., Pugazhendhi, A., & Chinglenthioiba, C. (2024). Evaluating the performance of electrocoagulation system in the removal of polystyrene microplastics from water. *Environmental Research*, *243*, Article 117887. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.117887>
- Sudheshna, A. A., Srivastava, M., & Prakash, C. (2022). Characterization of microfibrils emission from textile washing from a domestic environment. *Science of The Total Environment*, *852*, Article 158511. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158511>
- Sun, A., & Wang, W. X. (2023). Human exposure to microplastics and its associated health risks. *Environment & Health*, *1*(3), 139–149.
- Sun, J., Dai, X., Wang, Q., van Loosdrecht, M. C. M., & Ni, B. J. (2019). Microplastics in wastewater treatment plants: Detection, occurrence and removal. *Water Research*, *152*, 21–37. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.12.050>
- Ter Halle, A., Ladirat, L., Gendre, X., Goudouneche, D., Boyron, O., Perez, E., & Maes, T. (2016). Understanding the fragmentation pattern of marine plastic debris. *Environmental Science & Technology*, *50*(11), 5668–5675.
- Thomas, D., Schütze, B., Heinze, W. M., & Steinmetz, Z. (2020). Sample preparation techniques for the analysis of microplastics in soil—A review. *Sustainability*, *12*(21), Article 9074.
- Thompson, R. C., Olsen, Y., Mitchell, R. P., Davis, A., Rowland, S. J., John, A. W., McGonigle, D., & Russell, A. E. (2004). Lost at sea: Where is all the plastic? *Science*, *304*(5672), 838–838.
- Tian, Z., Zhao, H., Peter, K. T., Gonzalez, M., Wetzel, J., Wu, C., Hu, X., Prat, J., Mudrock, E., Hettinger, R., Cortina, A. E., Biswas, R. G., Kock, F. V. C., Soong, R., Jenne, A., Du, B., Hou, F., He, H., Lundeen, R., ... Kolodziej, E. P. (2021). A ubiquitous tire rubber-derived chemical induces acute mortality in coho salmon. *Science*, *371*(6525), 185–189.
- Titov, I., Semerád, J., Boháčková, J., Beneš, H., & Cajthaml, T. (2024). Microplastics meet micropollutants in a central european river stream: Adsorption of pollutants to microplastics under environmentally relevant conditions. *Environmental Pollution*, *360*, Article 124616. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.124616>
- Tong, H., Hu, X., Zhong, X., & Jiang, Q. (2021). Adsorption and desorption of triclosan on biodegradable polyhydroxybutyrate microplastics. *Environmental Toxicology and Chemistry*, *40*(1), 72–78. <https://doi.org/10.1002/etc.4902>
- Tong, H., Jiang, Q., Hu, X., & Zhong, X. (2020). Occurrence and identification of microplastics in tap water from China. *Chemosphere*, *252*, Article 126493.
- Triebkorn, R., Braunbeck, T., Grummt, T., Hanslik, L., Huppertsberg, S., Jekel, M., Knepper, T. P., Krais, S., Müller, Y. K., Pittroff, M., Ruhl, A. S., Schmiege, H., Schür, C., Strobel, C., Wagner, M., Zumbülte, N., & Köhler, H. R. (2019). Relevance of nano- and microplastics for freshwater ecosystems: A critical review. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, *110*, 375–392. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.11.023>
- Unsbo, H., Rosengren, H., & Olshammar, M. (2022). *Indicators for microplastics flows* (SMED Report No 21). IVL Swedish Environmental Research Institute.
- Urbanus, J. H., Brunner, A., Boersma, A., Henke, S., Kooter, I., Lensen, S., ... & Wijngaard, M. (2022). *In the Netherlands, the main sources of microplastics are from tyre abrasion, packaging, and the use of agricultural foil* [Whitepaper]. TNO.
- Václavková, J. (2024). *Metody detekce mikroplastů v environmentálních vzorcích* [Bakalářská práce, Univerzita Karlova]. Digitální repozitář UK.
- Valsan, G., Warriar, A. K., Amrutha, K., Anusree, S., & Rangel-Buitrago, N. (2023). Exploring the presence and distribution of microplastics in subterranean estuaries from southwest India. *Marine Pollution Bulletin*, *190*, Article 114820. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.114820>
- 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.

- Van Daele, M., Van Bastelaere, B., De Clercq, J., Meyer, I., Vercauteren, M., & Asselman, J. (2024). Mud and organic content are strongly correlated with microplastic contamination in a meandering riverbed. *Communications Earth & Environment*, 5(1), Article 453. <https://doi.org/10.1038/s43247-024-01613-2>
- van den Berg, P., Huerta-Lwanga, E., Corradini, F., & Geissen, V. (2020). Sewage sludge application as a vehicle for microplastics in eastern Spanish agricultural soils. *Environmental Pollution*, 261, Article 114198.
- Van Sebille, E., Wilcox, C., Lebreton, L., Maximenko, N., Hardesty, B. D., Van Franeker, J. A., Eriksen, M., Siegel, D., Galgani, F., & Law, K. L. (2015). A global inventory of small floating plastic debris. *Environmental Research Letters*, 10(12), Article 124006. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/10/12/124006>
- 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.
- Vassilenko, E., Watkins, M., Chastain, S., Mertens, J., Posacka, A. M., Patankar, S., & Ross, P. S. (2021). Domestic laundry and microfiber pollution: Exploring fiber shedding from consumer apparel textiles. *PLOS ONE*, 16(7), Article e0250346. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0250346>
- Viaroli, S., Lancia, M., & Re, V. (2022). Microplastics contamination of groundwater: Current evidence and future perspectives. A review. *Science of The Total Environment*, 824, Article 153851. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153851>
- Viljoen, S. J., Brailsford, F. L., Murphy, D. V., Hoyle, F. C., Chadwick, D. R., & Jones, D. L. (2023). Leaching of phthalate acid esters from plastic mulch films and their degradation in response to UV irradiation and contrasting soil conditions. *Journal of Hazardous Materials*, 443, 130256. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.130256>
- Vithanage, M., Ramanayaka, S., Hasinthara, S., & Navaratne, A. (2021). Compost as a carrier for microplastics and plastic-bound toxic metals into agroecosystems. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 24, Article 100297.
- Vollertsen, J., & Hansen, A. A. (Eds.). (2017). *Microplastic in Danish wastewater: Sources, occurrences and fate* (Environmental Project Vol. 1906). The Danish Environmental Protection Agency. <http://mst.dk/service/publikationer/publikationsarkiv/2017/mar/mikroplast-i-renseanlaeg/>
- Waldschläger, K., Brückner, M. Z., Arevalo-Martinez, D. L., Biermann, L., Castagna, A., Cole, M. J., ... & Zhang, J. (2022). Learning from natural sediments to tackle microplastics challenges: A multidisciplinary perspective. *Earth-Science Reviews*, 228, Article 104021.
- Wang, L., Liu, J., & Li, H. (2023). Simultaneous degradation of microplastics and sludge during wet air oxidation. *Environmental Pollution*, 335, Article 122348. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.122348>
- Wang, M., Wang, R., Zhang, R., Jia, Y., & Xu, X. (2025). Occurrence and ecological risk of microplastics in soils and sediments in the Inner Mongolian Yellow River Basin: An analysis based on functional zoning. *Journal of Hazardous Materials*, 500, Article 140592. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2025.140592>
- Wang, S., Hadji-Thomas, A., Adekunle, A., & Raghavan, V. (2024). The exploitation of bio-electrochemical system and microplastics removal: Possibilities and perspectives. *Science of The Total Environment*, 930, Article 172737. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.172737>
- Wang, W., & Wang, J. (2018). Investigation of microplastics in aquatic environments: An overview of the methods used, from field sampling to laboratory analysis. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 108, 195–202.
- Wang, W., Ndungu, A. W., Li, Z., & Wang, J. (2017). Microplastics pollution in inland freshwaters of China: A case study in urban surface waters of Wuhan, China. *Science of The Total Environment*, 575, 1369–1374. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.213>
- Wang, W., Yuan, W., Chen, Y., & Wang, J. (2018). Microplastics in surface waters of Dongting Lake and Hong Lake, China. *Science of The Total Environment*, 633, 539–545. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.211>
- Wang, Y., Huang, J., Zhu, F., & Zhou, S. (2021). Airborne microplastics: A review on the occurrence, migration and risks to humans. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 107(4), 662–676. <https://doi.org/10.1007/s00128-021-03180-0>
- Wang, Z., Lin, T., & Chen, W. (2020). Occurrence and removal of microplastics in an advanced drinking water treatment plant (ADWTP). *Science of The Total Environment*, 700, Article 134520.
- Wanner, J. (2025, 2. prosince). *Aktuální a připravované předpisy v oblasti čištění a recyklace odpadních vod a ochrany vod před znečištěním*. TZB-info. <https://voda.tzb-info.cz/normy-a-pravni-predpisy-voda-kanalizace/29125-aktualni-a-pripravovane-predpisy-v-oblasti-cistení-a-recyklace-odpadnich-vod-a-ochrany-vod-pred-znečistením>
- Watson, H., & Turner, A. (2024). Contamination of consumer composts by metals, microplastics and other microscopic debris. *Environmental Science and Pollution Research*, 31, 58353–58362.

- Weber, F., Kerpen, J., Wolff, S., Langer, R., & Eschweiler, V. (2021). Investigation of microplastics contamination in drinking water of a German city. *Science of The Total Environment*, 755, Article 143421. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143421>
- Wesch, C., Elert, A. M., Wörner, M., Braun, U., Klein, R., & Paulus, M. (2017). Assuring quality in microplastic monitoring: About the value of clean-air devices as essentials for verified data. *Scientific Reports*, 7, Article 5445. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-05838-4>
- WHO. (2019). *Microplastics in drinking-water*. World Health Organization. [www.who.int](http://www.who.int)
- Wickramasinghe, N., Kumar, M., Navaratne, A., Vithanage, M., Al-Nuaimi, I., Smetana, S., & Bolan, N. (2024). Can pyrolysis and composting of sewage sludge reduce the release of traditional and emerging pollutants in agricultural soils? Insights from field and laboratory investigations. *Chemosphere*, 364, Article 143289.
- Wickramasinghe, N., Kumar, M., Navaratne, A., Vithanage, M., Al-Nuaimi, I., Smetana, S., & Bolan, N. (2024). Can pyrolysis and composting of sewage sludge reduce the release of traditional and emerging pollutants in agricultural soils? Insights from field and laboratory investigations. *Chemosphere*, 364, Article 143289.
- Wiesinger, H., Wang, Z., & Hellweg, S. (2021). Deep dive into plastic monomers, additives, and processing aids. *Environmental Science & Technology*, 55(13), 9339–9351.
- Wimmerová, L., Horáková, E., & Lexa, M. (2021). *Analýza mikroplastů v povrchových a odpadních vodách*. Vodní hospodářství. [vodnihospodarstvi.cz](http://vodnihospodarstvi.cz)
- Witzig, C. S., Földi, C., Wörle, K., Habermehl, P., Pittroff, M., Müller, Y. K., ... & Zumbülte, N. (2020). When good intentions go bad—false positive microplastic detection caused by disposable gloves. *Environmental Science & Technology*, 54(19), 12191–12199. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c03742>
- Woodall, L. C., Sanchez-Vidal, A., Canals, M., Paterson, G. L., Coppock, R., Sleight, V., Calafat, A., Rogers, A. D., Narayanaswamy, B. E., & Thompson, R. C. (2014). The deep sea is a major sink for microplastic debris. *Royal Society Open Science*, 1(4), Article 140317.
- Wright, S. L., & Kelly, F. J. (2017). Plastic and human health: A micro issue? *Environmental Science & Technology*, 51(12), 6634–6647. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b00423>
- Xia, B., Sui, Q., Du, Y., Wang, L., Jing, J., Zhu, L., Zhao, X., Sun, X., Booth, A. M., Chen, B., Qu, K., & Xing, B. (2022). Secondary PVC microplastics are more toxic than primary PVC microplastics to *Oryzias melastigma* embryos. *Journal of Hazardous Materials*, 424, Article 127421.
- Xu, A., Shi, M., Xing, X., Su, Y., Li, X., Liu, W., Mao, Y., Hu, T., & Qi, S. (2022). Status and prospects of atmospheric microplastics: A review of methods, occurrence, composition, source and health risks. *Environmental Pollution*, 303, Article 119173. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119173>
- Xu, P., Ge, W., Chai, C., Zhang, Y., Jiang, T., & Xia, B. (2019). Sorption of polybrominated diphenyl ethers by microplastics. *Marine Pollution Bulletin*, 145, 260–269. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.05.050>
- Xu, Z., & Bai, X. (2022). Microplastic degradation in sewage sludge by hydrothermal carbonization: Efficiency and mechanisms. *Chemosphere*, 297, Article 134203. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134203>
- Xu, Z., Bai, X., & Ye, Z. (2021). Removal and generation of microplastics in wastewater treatment plants: A review. *Journal of Cleaner Production*, 291, Article 125982.
- Yadav, H., Sethulekshmi, S., & Shrivastav, A. (2022). Estimation of microplastic exposure via the composite sampling of drinking water, respirable air, and cooked food from Mumbai, India. *Environmental Research*, 214, Article 113735.
- Yang, Z., Lü, F., Zhang, H., Wang, W., Shao, L., Ye, J., & He, P. (2021). Is incineration the terminator of plastics and microplastics? *Journal of Hazardous Materials*, 401, Article 123429. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123429>
- Yao, J., Wen, J., Li, H., & Yang, Y. (2022). Surface functional groups determine adsorption of pharmaceuticals and personal care products on polypropylene microplastics. *Journal of Hazardous Materials*, 423, Article 127131. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.127131>
- Yu, L., Zhang, J., Liu, Y., Chen, L., Tao, S., & Liu, W. (2021). Distribution characteristics of microplastics in agricultural soils from the largest vegetable production base in China. *Science of The Total Environment*, 756, Article 143860. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143860>
- Yuan, F., Zhao, H., Sun, H., Sun, Y., Zhao, J., & Xia, T. (2022). Investigation of microplastics in sludge from five wastewater treatment plants in Nanjing, China. *Journal of Environmental Management*, 301, Article 113793.
- Yuan, W., Liu, X., Wang, W., Di, M., & Wang, J. (2019). Microplastic abundance, distribution and composition in water, sediments, and wild fish from Poyang Lake, China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 170, 180–187. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.11.126>

- Zantis, L. J., Borchi, C., Vijver, M. G., Peijnenburg, W. J. G. M., Di Lonardo, S., & Bosker, T. (2023). Nano- and microplastics commonly cause adverse impacts on plants at environmentally relevant levels: A systematic review. *Science of The Total Environment*, 867, Article 161211. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.161211>
- Zeng, F., Cui, K., Xie, Z., Liu, M., Li, Y., Lin, Y., Zeng, Z., & Li, F. (2008). Occurrence of phthalate esters in water and sediment of urban lakes in a subtropical city, Guangzhou, South China. *Environment International*, 34(3), 372–380. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2007.09.002>
- Zhang, J., Wang, X., Xue, W., Xu, L., Ding, W., Zhao, M., Liu, S., Zou, G., & Chen, Y. (2022). Microplastics pollution in soil increases dramatically with long-term application of organic composts in a wheat–maize rotation. *Journal of Cleaner Production*, 356, Article 131889.
- Zhang, L., Xie, Y., Liu, J., Zhong, S., Qian, Y., & Gao, P. (2020). An overlooked entry pathway of microplastics into agricultural soils from application of sludge-based fertilizers. *Environmental Science & Technology*, 54(7), 4248–4255. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b07905>
- Zhang, Q., Xie, J., Ma, S., Chen, Y., Lin, F., & Diao, X. (2023). Occurrence and characteristics of microplastics in benthic species from mangrove wetlands of Hainan, South China. *Frontiers in Marine Science*, 10, Article 965059. <https://doi.org/10.3389/fmars.2023.965059>
- Zhang, Q., Xu, E. G., Li, J., Chen, Q., Ma, L., Zeng, E. Y., & Shi, H. (2020). A review of microplastics in table salt, drinking water, and air: Direct human exposure. *Environmental Science & Technology*, 54(7), 3740–3751. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b04535>
- Zhang, Y., Gao, T., Kang, S., & Sillanpää, M. (2019). Importance of atmospheric transport for microplastics deposited in remote areas. *Environmental Pollution*, 254, Article 112953. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.07.121>
- Zhao, M., Huang, L., Babu Arulmani, S. R., Yan, J., Wu, L., Wu, T., Zhang, H., & Xiao, T. (2022). Adsorption of different pollutants by using microplastic with different influencing factors and mechanisms in wastewater: A review. *Nanomaterials*, 12(13), Article 2256. <https://doi.org/10.3390/nano12132256>
- Zhao, S. Y., Wang, T., Zhu, L. X., Xu, P., Wang, X. H., Gao, L., & Li, D. J. (2019). Analysis of suspended microplastics in the Changjiang estuary: Implications for riverine plastic load to the ocean. *Water Research*, 161, 560–569.
- Zhao, S., Zhu, L., Wang, T., & Li, D. (2014). Suspended microplastics in the surface water of the Yangtze Estuary System, China: First observations on occurrence, distribution. *Marine Pollution Bulletin*, 86(1–2), 562–568. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.06.032>
- Zhao, X., Liu, Z., Cai, L., & Han, J. (2023). Occurrence and distribution of microplastics in surface sediments of a typical river with a highly eroded catchment, a case of the Yan River, a tributary of the Yellow River. *Science of The Total Environment*, 863, Article 160932. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160932>
- Ziajahromi, S., Lu, H. C., Drapper, D., Hornbuckle, A., & Leusch, F. D. L. (2023). Microplastics and tire wear particles in urban stormwater: Abundance, characteristics, and potential mitigation strategies. *Environmental Science & Technology*, 57(34), 12829–12837. <https://doi.org/10.1021/acs.est.3c03949>
- Ziajahromi, S., Neale, P. A., Telles Silveira, I., Chua, A., & Leusch, F. D. L. (2021). An audit of microplastic abundance throughout three Australian wastewater treatment plants. *Chemosphere*, 263, Article 128294.
- Ziembowicz, S., & Kida, M. (2024). The effect of water ozonation in the presence of microplastics on water quality and microplastics degradation. *Science of The Total Environment*, 929, Article 172595. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.172595>
- Zobkov, M. B., & Esiukova, E. E. (2018). Microplastics in a marine environment: Review of methods for sampling, processing, and analyzing microplastics in water, bottom sediments, and coastal deposits. *Oceanology*, 58(1), 137–143.