

**Univerzita Karlova**  
**Přírodovědecká fakulta**

Studijní program: Hydrologie a hydrogeologie



**Kateřina Hajníková**

Problematika mikroplastů ve vodním prostředí  
The issue of microplastics in the aquatic environment

Bakalářská práce

Vedoucí práce: doc. RNDr. Zbyněk Hrkal, CSc.

Praha, 2025

**Prohlášení:**

Prohlašuji, že jsem závěrečnou práci zpracovala samostatně a že jsem uvedla všechny použité informační zdroje a literaturu. Tato práce ani její podstatná část nebyla předložena k získání jiného nebo stejného akademického titulu.

V Praze, 28. 4. 2025

Kateřina Hajníková

**Poděkování:**

Především bych chtěla poděkovat mému vedoucímu práce doc. RNDr. Zbyňku Hrkalovi, CSc. za odborné vedení práce, pomoc s výběrem studijních materiálů a celkovou pomoc, kterou mi poskytl. Dále bych ráda poděkovala všem, kteří mi byli oporou při psaní této práce.

## **Abstrakt**

Tato práce podává odborný přehled o problematice mikroplastů v povrchových a podzemních vodách se zaměřením se na nejnovější poznatky výzkumu. Práce nejprve nastiňuje charakteristiku mikroplastů jakožto zdroje nového typu znečištění, stručnou historii této problematiky, dále přehled aktuálních metod detekce a kvantifikace a následně shrnuje také aktuální stav evropské legislativy, která se již snaží regulovat znečištění plasty i mikroplasty. Největší část práce je pak věnována přímo rozboru studií výskytu mikroplastů v jednotlivých vodních prostředích (oceány a moře, řeky a jezera, podzemní vody), jejich cestám šíření, včetně významu čistíren odpadních vod (ČOV) v koloběhu mikroplastů. V neposlední řadě práce nastiňuje potenciální dopady mikroplastů na vodní ekosystémy, živé organismy a lidské zdraví. Závěr je pak věnován popisu toho, jaké jsou očekávané trendy výzkumu a které oblasti je ještě potřeba prozkoumat.

## **Abstract**

This thesis provides an expert overview of the issue of microplastics in surface and groundwater, focusing on the latest research findings. The thesis first outlines the characteristics of microplastics as a source of a new type of pollution, a brief history of this issue, an overview of current methods of detection and quantification, and then summarizes the current state of European legislation, which is already trying to regulate both plastic and microplastic pollution. The largest part of the thesis is then dedicated directly to the analysis of studies of the occurrence of microplastics in individual aquatic environments (oceans and seas, rivers and lakes, groundwater), their distribution routes, including the importance of wastewater treatment plants (WWTP) in the microplastic cycle. Last but not least, the work outlines the potential impacts of microplastics on aquatic ecosystems, living organisms and human health. The conclusion is then dedicated to describing what the expected research trends are and which areas still need to be explored.

## Obsah

1. Úvod.....	1
2. Charakteristika mikroplastů jako zdroje nového typu znečištění.....	2
3. Historie této problematiky.....	4
3.1 Výroba polymerů v minulosti .....	4
3.2 První zájmy o problematiku mikroplastů .....	4
4. Aktuální laboratorní způsoby detekce, přesnost stanovení .....	5
4.1 Mikroskopie .....	6
4.2 Spektroskopie .....	7
4.3 Další používané metody .....	9
5. Aktuální stav evropské legislativy .....	9
5.1 Evropská agentura pro chemické látky (ECHA).....	9
5.2 Zelená dohoda pro Evropu (2019) .....	10
5.3 Směrnice o omezení dopadu některých plastových výrobků na životní prostředí (Directive (EU) 2019/904).....	10
5.4 Směrnice Evropského parlamentu a Rady (EU) 2020/2184 o jakosti vody určené k lidské spotřebě .....	11
5.5 Strategický rámec EU pro plasty v oběhovém hospodářství.....	12
5.6 Cesta ke zdravé planetě pro všechny: akční plán EU: „Vstřícnost nulovému znečištění ovzduší, vod a půdy,“ (Evropská komise, 2021) .....	12
5.7 Nařízení o registraci, hodnocení, povolování a omezování chemických látek (REACH).13	
6. Přehled znalostí o obsazích mikroplastů v povrchových vodách.....	13
6.1 Oceány a moře.....	13
6.2 Řeky a jezera .....	15
6.3 Úpravný vod a čistírny odpadních vod .....	18
7. Přehled znalostí o obsazích mikroplastů v podzemních vodách .....	21
7.1 Pohyb mikroplastů v podzemních vodách .....	22

7.2 Detekce a koncentrace.....	23
8. Informace o dopadu zvýšených obsahů mikroplastů ve vodách na různé sféry životního prostředí.....	24
8.1 Toxicita.....	25
8.2 Dopad na vodní ekosystém a jeho organismy .....	26
9. Informace o dopadu zvýšených obsahů mikroplastů ve vodách na lidské zdraví.....	27
9.1 Jak se mikroplasty dostávají do těla .....	27
9.2 Přítomnost a vliv mikroplastů v jednotlivých orgánových soustavách .....	29
10. Shrnutí: očekávané trendy výzkumu .....	31
11. Literatura .....	33

## Seznam obrázků

Obr. 1: Různé tvary mikroplastů (upraveno dle Yang et al., 2022).....	3
Obr. 2: Prostorové rozložení středních koncentrací mikroplastů <300 μm (částice na m <sup>3</sup> ) a oceánských proudů (podle Cenedese, Claudia a Gordon, Arnold L. „ocean current“. Encyclopedia Britannica, 2021 upravili Hansen et al., 2023).....	15
Obr. 3: Grafické znázornění koloběhu mikroplastů ve vodním prostředí (upraveno dle Novotná et al., 2019).....	18
Obr. 4: Cesty mikroplastů do životního prostředí, jejich distribuce a případný dopad na organismy (upraveno dle Pan et al., 2023).....	24
Obr. 5: Potenciální cesty transportu mikroplastů ve vodním prostředí (upraveno dle Jiang et al., 2018).....	26
Obr. 6: Průměrná hodnota a směrodatná odchylka koncentrace mikroplastů z jednotlivých zdrojů požitých částic mikroplastů (MP), (upraveno dle Cox et al., 2019).....	29

## Seznam tabulek

Tab. 1: Přehled některých studií o mikroplastech v povrchových vodách.....	20
----------------------------------------------------------------------------	----

### **Seznam použitých zkratk:**

ABS – akrylonitrilbutadienstyren

AFM – mikroskopie atomárních sil

BEPP – základní enzymatický purifikační protokol

BFR – bromované zpomalovače hoření

BPA – bisfenol A

CLSM – konfokální laserová skenovací mikroskopie

ČOV – čistírna odpadních vod

DDT – dichlorodifenyltrichlorethan

ECHA – Evropská agentura pro chemické látky

EPS – expandovaný polystyren

EU – Evropská unie

FTIR – Fourierova transformační infračervená spektroskopie

HDPE – vysokohustotní polyetylen

ICP-MS – hmotnostní spektrometrie s indukčně vázaným plazmatem

LDPE – nízkohustotní polyetylen

NIR – spektroskopie v blízké infračervené oblasti

NMR spektroskopie – spektroskopie nukleární magnetické rezonance

PA – polyamid

PAH – polycyklické aromatické uhlovodíky

PBAT – kopolymer butylen adipátu a butylen tereftalátu

PBS – polybutylensukcinát

PC – polykarbonát

PCB – polychlorované bifenyly

PE – polyethylen

PES – polyester

PET – polyethylentereftalát

PLA – kyselina polymléčná

PMMA – polymethylmetakrylát

POPs – persistentní organické látky

PP – polypropylen

PPC – polypropylenkarbonát

PPCP – léčiva a produkty osobní péče

PPVE – perfluorpropylvinylether

PS – polystyren

PTFE – polytetrafluoretylen

PUR – polyuretan

PVC – polyvinylchlorid

Py-GC-MS – pyrolýza s plynovou chromatografií a hmotnostní spektrometrií

RAC – Výbor pro hodnocení rizik

ROS – reaktivní formy kyslíku

SEM – skenovací elektronová mikroskopie

TEM – transmisivní elektronová mikroskopie

TFE – tetrafluorethylen

ÚV – úpravny vod

UV-vis – ultrafialovo-viditelná spektroskopie

XPS – rentgenová fotoelektronová spektroskopie

# 1. Úvod

V posledních letech je výskyt mikroplastů v životním prostředí čím dál častěji diskutovanou problematikou. S lidskou produkcí plastů různých druhů je spojen nejen výskyt viditelného plastového odpadu (ať už na skládkách či dokonce ve formě velké tichomořské odpadkové skvrny), ale také monitorovatelný výskyt mikroplastů v životním prostředí.

Celosvětová produkce plastů od roku 1950 stoupla z 1,5 milionu tun na 359 milionů tun v roce 2018 (Evropský parlament, 2018) a v roce 2023 stoupla produkce na zhruba 413 milionů tun (Plastics Europe, 2024). V členských státech EU se odhadem 40 % vyrobených plastů využije na obaly, 20 % ve stavebnictví, 10 % v automobilovém průmyslu, 6 % na elektrická a elektronická zařízení, 4 % v domácnostech, na volný čas a sport, 3 % v zemědělství a 17 % na ostatní využití (např. ve zdravotnictví, spotřebiče, nábytek) a z vyprodukovaného plastového odpadu má 42,6 % energetické využití (ve spalovnách), 24,9 % se uloží na skládkách a 32,5 % se recykluje (Evropský parlament, 2018). Právě zvyšující se produkce plastů a tím pádem i plastového odpadu vyvolala otázky ohledně dopadu znečištění na životní prostředí a lidské zdraví.

Vzhledem k rostoucí popularitě tohoto tématu není překvapivé, že již byly napsány bakalářské a diplomové práce právě o mikroplastech. Proto je zde chci zmínit (bakalářské práce: Mikroplasty a metody jejich analýzy, Klára Nováková, 2021; Analýza mikroplastových částic v balených nápojích, Petra Horáková, 2020; Mikroplasty a jejich vliv na životní prostředí, Jan Šmídek, 2023; Mikroplasty v podzemních vodách, Natálie Slezáčková, 2022; Mikroplasty ve vodním prostředí, srovnání metod separace mikroplastů z biomasy vodních bezobratlých, Helena Marie-Anna Szostková, 2021; Detekce mikroplastů v životním prostředí, Lucie Havlíčková, 2018; diplomová práce: Mikroplasty ve vodách, Silvie Mrkvová, 2018) a zároveň chci také dodat, že většina těchto prací se důkladně věnuje některým konkrétním a úzce zaměřeným aspektům této problematiky, zatímco v mé práci bych se chtěla zaměřit na přehlednější současných poznatků v širším kontextu.

V této práci bych se tedy chtěla zaměřit na nejnovější poznatky o mikroplastech především v povrchových a podzemních vodách. Vytvořit přehled současného stavu výzkumu v několika různých oblastech: od kvantifikace až po mechanismy transportu či toxicity. Následně také popsat jaké jsou zatím známé dopady přítomnosti mikroplastů nejen na vodní ekosystém, ale i na lidské zdraví. Mimo to bych ráda zahrнула také přehled laboratorních způsobů detekce, neboť jsou nutným základem studia výskytu mikroplastů v přírodě. A v neposlední řadě bych také chtěla poskytnout přehled současného stavu evropské legislativy, protože právní kroky mají klíčový význam v cestě za snížením znečištění.

## 2. Charakteristika mikroplastů jako zdroje nového typu znečištění

Mikroplasty jsou pevné částice různých druhů polymerů, mohou se lišit barvou, tvarem a velikostí (Adegoke et al. 2023). Pro studium mikroplastů je tedy důležité rozlišování jednotlivých typů polymerů, protože se liší svými vlastnostmi a budou se v prostředí chovat různě.

### **Polymery**

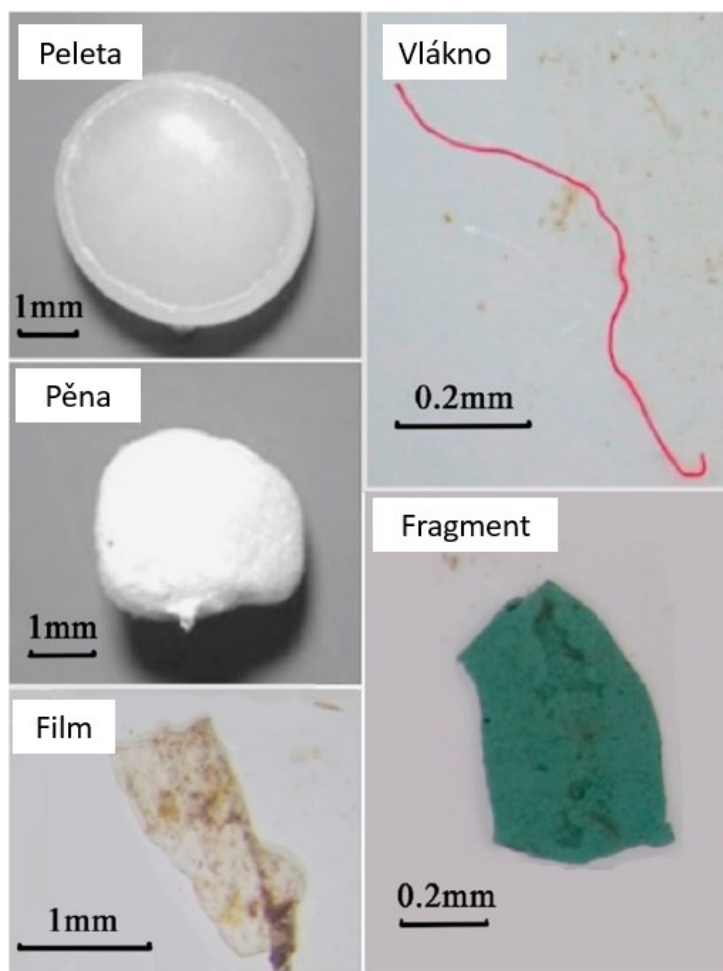
Jedná se o látky tvořené makromolekulami charakteristickými opakováním strukturních jednotek (takzvaných „merů,“ většinou se jedná o monomery nebo oligomery) v dlouhém řetězci (Andrady, 2017). Plastem pak rozumíme kombinaci polymeru a aditiv (například stabilizátory, pigmenty, plniva, změkčovadla).

Polymery lze dělit několika způsoby do různých skupin, nejběžněji se dělí do tří hlavních skupin a to na: termoplasty, reaktoplasty a elastomery (Ducháček, 2006).

Charakteristickou vlastností termoplastů je to, že mohou být opakovaně převedeny do taveniny a ochlazením opět do tuhého stavu; řadí se mezi ně například polyethylen (PE), polypropylen (PP), polystyren (PS), polyvinylchlorid (PVC), polymethylmetakrylát (PMMA), polyamid (PA), polykarbonát (PC), polyethyltereftalát (PET), akrylonitrilbutadienstyren (ABS) a další. Naopak reaktoplasty jsou vlivem hustého zesílení nerozpustné. Řadí se mezi ně například epoxidové a fenolické pryskyřice, nenasyčené polyestery nebo třeba polyuretan (PUR). Pro elastomery (mezi něž patří také kaučuky) je typický rychlý návrat do původního tvaru a rozměru po deformaci (Ducháček 2006).

### **Mikroplasty**

Mikroplasty jsou částice plastového původu – poměrně rychle se ujala horní hranice limitující velikosti pro definici mikroplastů a to 5 mm, naopak plastové částice větší než pět milimetrů a menší než 2,5 cm jsou často označovány jako mezoplasty a ty, co jsou větší než 2,5 cm jsou makroplasty. Vedle pojmu mikroplastů se začaly v některých studiích také samostatně vyčleňovat částice menší než 1  $\mu\text{m}$  a jsou pak označovány jako nanoplasty. Obecně se ale žádný spodní limit velikosti mikroplastů neurčil (Koelmans et al. 2019).



Obr. 1: Různé tvary mikroplastů (upraveno dle Yang et al., 2022)

Mikroplasty se mohou dělit do různých skupin, například podle typu polymeru, kterým jsou tvořeny, nebo podle tvaru (Obr. 1) (nejčastěji se jedná o vlákna, fragmenty, pelety, mikrokuličky, pěny, fólie či filmy), ale především se dělí podle původu na primární a sekundární:

Primární mikroplasty se dostávají do životního prostředí už jako malé částice – tedy jsou už vyráběny v mikroskopické velikosti, nejčastěji pochází z produktů osobní hygieny (například peelingy, zubní pasty, makeup, třpytky), barev a laků, uvolňováním vláken z textilií, průmyslových plniv, nebo jako plastové pelety pro následné zpracování do plastových produktů (Andrady, 2017).

Sekundární mikroplasty vznikají degradací makroplastů, ale také další degradací mikroplastů.

Degradace je proces, který způsobuje nevratnou změnu chemické struktury a vlastností polymeru. Většinou se jedná o působení tepelného záření, UV záření, oxidačních procesů nebo například i o biofilm na povrchu plastů. Následkem pak může být zežloutnutí, morfologické změny povrchu, které vedou k redukci velikosti částic, také může docházet ke změnám krystalinity polymerů nebo ke změnám hustoty (Issac et al., 2021).

### 3. Historie této problematiky

#### 3.1 Výroba polymerů v minulosti

Mikroplasty jsou v našem životním prostředí už pár desítek let, ale jejich výzkum je poměrně novou záležitostí, pro lepší pochopení jejich původu, je tedy dobré zmínit také historii výroby polymerů.

Lidé začali vyrábět polymery už v 2. polovině 19. století. Prvním impulzem byl roku 1844 Goodyearův objev vulkanizace kaučuku (ten byl sice lidstvu znám už od konce 15. století, ale doposud se využíval v nezesíťované formě, například pro impregnování plachet, pytlů atp.), což hned vzápětí vedlo k vynálezu pneumatiky. První syntetický kaučuk byl vyvinut roku 1914 a od 2. poloviny 20. století se začaly vyrábět silikonové a termoplastické kaučuky (Ducháček, 2006).

V 60. letech 19. století byl vyvinut první termoplast (modifikovaný a přírodního původu) – celuloid, který vznikl přidáním kafru do nitrocelulózy a používal se řadu let pro filmové pásy (Feldman 2008).

Příprava PVC byla objevena sice už v roce 1835, avšak jeho komerční výroba nastala až téměř o sto let později – roku 1925 v Německu, kde byl vyráběn pod obchodním názvem Igelit (Ducháček, 2006).

První syntetický polymer, který byl hned komerčně vyráběn a používán byl roku 1907 Bakelit (fenolformaldehydová pryskyřice), který se získal polykondenzací fenolu s formaldehydem (Ducháček, 2006).

Od té doby dále rostl zájem o vývoj polymerů a jejich využívání – 20. století nám přineslo většinu dnes známých a používaných plastů jako například PET, PS, PP, polyamidové pryskyřice (PI), PUR, PC, PMMA, polyester (PES), vysokohustotní polyethylen (HDPE), nízkohustotní polyethylen (LDPE) a další.

#### 3.2 První zájmy o problematiku mikroplastů

Obecně se za odstartování zájmu této problematiky považuje článek *Lost at Sea: Where Is All the Plastic?* od Thompsona a kolektivu autorů, který byl publikovaný v časopise *Science* v roce 2004. Do té doby se vědecký výzkum i veřejnost už zabývala plastovým odpadem v životním prostředí, avšak termín „mikroplast“ nebyl dosud zaveden a oficiálně používán (Schmid et al., 2021).

Zájem o znečištění plasty má kořeny ještě o něco hlouběji v minulosti – už od 60. let 20. století byla pozorována přítomnost plastů převážně v mořském prostředí, na plážích nebo i v mořských organismech (především mořští ptáci, želvy, ploutvonožci) (Schmid et al., 2021). Za jeden z významných milníků se dá také považovat výzkum od Carpentera et al. z roku 1972, kterým prokázali přítomnost polystyrenových kuliček o velikostech od 0,1 do 2 mm ve vodách při pobřeží Velké Británie (Carpenter et al., 1972). Během 80. let se pak začaly rozlišovat typy plastového odpadu, a hlavně došlo k zaznamenání výrazně zvýšeného výskytu znečištění plasty oproti minulosti (Schmid et al., 2021).

Od roku 2004, kdy se oficiálně začalo hovořit o mikroplastech, jak je již zmíněno výše, se začalo objevovat stále více studií na toto téma – od roku 2004 do roku 2010 bylo studií relativně málo, po roce 2010 začíná jejich počet stoupat a od roku 2018 se nárůst zájmu výrazně zvýšil; ve většině případů se jedná o publikace především z Velké Británie a USA, ale v posledních letech významně stoupl také počet Čínských publikací (Zhou et al., 2022).

Postupně se také zájem výzkumu rozšířil z pouhých kvantifikačních studií (převážně v mořském prostředí) na výzkum případných dopadů mikroplastů na životní prostředí, lidské zdraví, na výskyt v jednotlivých složkách životního prostředí (půda, voda, atmosféra, biota), také se stále více pozornosti věnuje mikroplastům přítomným ve zdrojích pitné vody – včetně podzemních vod, kterým se studie začaly věnovat zhruba od roku 2019.

#### 4. Aktuální laboratorní způsoby detekce, přesnost stanovení

Obecně se dá říct, že právě detekce mikroplastů je klíčová v jejich výzkumu. Kvůli jejich malé velikosti a různorodému složení je ale náročné přesné stanovování, což komplikuje výzkum.

Proces začíná při odběru vzorků ze zájmové lokality. Přestože jsou mikroplasty tématem studií už řadu let, stále nejsou žádné standardizované postupy pro odběry vzorků, jejich předúpravu, ani kvantifikaci a identifikaci (Li et al., 2018).

Dalším důležitým krokem je předúprava vzorků, která se volí podle toho, jaká bude použita následná analýza (některé analýzy vyžadují složitější předúpravy vzorků – například důkladnější odstranění anorganických a neplastových organických částic).

## 4.1 Mikroskopie

Mikroskopické metody jsou v analýze vzorků využívány především pro vizualizaci a kvantifikaci mikročástic. Je možné rozlišování na základě tvarů, tedy jestli se jedná o fragmenty, vlákna, fólie nebo i expandovaný polystyren (EPS) (Song et al., 2015).

### **Optická mikroskopie**

Jedna z nejrozšířenějších a nejvyužívanějších metod pro svou jednoduchost. Analýza probíhá pomocí mikroskopů a nasvícení vzorku. Často se používají stereomikroskopy, které mají sice nižší zvětšení, ale umožňují trojrozměrné zobrazení vzorků. Nejčastější limit pro morfologický popis je 50  $\mu\text{m}$ , analýzu ovšem komplikuje organický materiál a malé transparentní částice a vlákna – bez dalších analytických metod se těžko určuje, zda je jejich charakter polymerní či nikoli (Kalaronis et al., 2022).

### **Fluorescenční mikroskopie**

Tento druh optické mikroskopie využívá fluorescenčních barviv, které se naváží na určité molekuly, následně se vzorky osvětlí světlem specifické vlnové délky a mikroskopicky se analyzuje. Analýza je poměrně jednoduchá a rychlá, ale má nižší účinnost – například pro PP byla detekční účinnost 83,5 % a pro PE 16,2 %, účinnost je vyšší pro hydrofobní plasty – malá tedy je především pro PVC, PC, PET a PUR (Kumar et al., 2024).

### **Elektronová mikroskopie (SEM a TEM)**

Na rozdíl od optické mikroskopie využívá proud elektronů místo světla, což umožňuje získat vyšší rozlišení. Elektronová mikroskopie se dělí na dvě různé techniky, a to na skenovací (SEM) a transmisivní (TEM).

SEM pomocí elektronů skenuje částice a poskytuje tak podrobné snímky morfologické struktury jejich povrchu. Rozlišovací schopnost je okolo 0,5 nm a je tak také možné rozlišit organické a anorganické prvky na povrchu mikroplastů (Kalaronis et al., 2022).

TEM poskytuje pohled na vnitřní strukturu mikročástic díky průchodu elektronů skrze vzorek. Rozlišení je až 0,1 nm, je tedy vhodný pro analýzu nanoplastů a obraz poskytuje i chemické informace díky obrazu na atomární úrovni rozlišení (Kalaronis et al., 2022).

### **Konfokální laserová skenovací mikroskopie (CLSM)**

Postup zahrnuje reakci mikroplastů s mikroorganismy (bakterie, mikrořasy), také se může vzorek obarvit fluorescenčním barvivem pro lepší vizualizaci. Rozlišení je do 200 až 100 nm a je to vhodná metoda pro určování typů polymerů – především PE, PP, PVC, PA a PS (Kalaronis et al., 2022).

### **Mikroskopie atomárních sil (AFM)**

Tato analýza popisuje povrchové vlastnosti částic a poskytuje 3D obraz jejich povrchu ve vysokém rozlišení (až 0,3 nm) (Kalaronis et al., 2022). Analýza nevyžaduje speciální předúpravu vzorků, většinou se kombinuje ještě z dalšími metodami, například pro určení typů polymerů ve vzorku.

## **4.2 Spektroskopie**

Tato metoda využívá interakci elektromagnetického záření a zkoumané látky ve vzorku.

### **Fourierova transformační infračervená spektroskopie (FTIR)**

FTIR je jednou z nejpoužívanějších metod pro analýzu mikroplastů. Pracuje na principu rozlišování schopnosti pohlcování infračervené části spektra jednotlivými molekulami ve vzorku. Pro zlepšení účinnosti této metody se mohou užívat různé modifikace – například laserová přímá infračervená FTIR, mikro-FTIR, FTIR s utlumenou úplnou reflexí (FTIR-IR ATR) nebo FTIR v kombinaci s rastrovací elektronovou mikroskopií (SEM) (Kumar et al., 2024).

Velikosti měřitelných částic se pohybuje od 5 mm až po 500  $\mu\text{m}$  a zahrnují řadu typů polymerů: PE, PP, PVC, PA, polytetrafluorethylen (PTFE) (Jia et al., 2022).

### **Ramanova spektroskopie**

Spolu s FTIR se řadí do vibračních molekulových spektroskopií – funguje tedy na principu měření změn vlnové délky světla rozptýleného molekulami, které tak způsobují vibrace chemických vazeb. Ramanova spektroskopie je hojně používána pro její schopnost rozlišovat částice o velmi malých velikostech – pomocí povrchově zesílené Ramanovy spektroskopie (SERS) byly detekovány částice PS o velikosti 350 nm a PE o velikostech 1–4  $\mu\text{m}$  (Kumar et al., 2024).

## **Impedanční spektroskopie**

Měří závislost impedance (míra odporu, který je kladen průchodu střídavého elektrického proudu) vzorku na frekvenci, díky čemuž se dají určit některé elektrické vlastnosti zkoumaných materiálů – většinou kapacita, resistance, indukčnost. Schopnost detekce je pro mikroplasty o velikostech zhruba 1000-300  $\mu\text{m}$  a schopnost obnovy je až 90 % (Kumar et al., 2024).

## **Spektroskopie v blízké infračervené oblasti (NIR)**

Princip je obdobný jako u infračervené spektroskopie, akorát NIR využívá blízké infračervené záření; je to metoda vhodná pro rozlišování typů polymerů (rozliší i PE a PP), pro lepší výsledky je možné kombinovat NIR s jinými metodami např. s HSI (hyperspektrální zobrazování) (Serranti et al., 2012).

## **Ultrafialovo-viditelná spektroskopie (UV-vis)**

Měří se zde množství absorbovaného nebo propouštěného světla (buďto UV nebo z viditelného spektra), je to vhodná metoda pro identifikaci jednotlivých polymerů i pro jejich kvantifikaci a hranice detekce bývá okolo 1  $\mu\text{g/ml}$  (Tang et al., 2023).

## **Rentgenová fotoelektronová spektroskopie (XPS)**

Využívá ionizace povrchu materiálu pomocí elektronů. Ve velmi omezené míře dovede rozlišit typy polymerů, ale například PE a PP nerozliší; je to vhodná metoda pro detailní analýzu povrchu mikročástic (Hernandez et al., 2017).

## **Hmotnostní spektrometrie s indukčně vázaným plazmatem (ICP-MS)**

Velice přesná (ale nákladná) metoda, je schopná identifikovat různé prvky ve vzorku včetně stopových prvků přítomných v mikroplastech – například kovy, aromatické uhlovodíky pesticidy, organochlorové sloučeniny či aditiva (Schmid et al., 2021). Analýza probíhá po rozpuštění vzorku, obnovitelnost se potom tedy liší pro jednotlivé stopové prvky (Prunier et al., 2019).

## **Spektroskopie nukleární magnetické rezonance (NMR spektroskopie)**

Princip spočívá ve vystavení vzorku silnému magnetickému poli a následné generaci NMR pole. Jedná se o metodu vhodnou pro identifikaci i kvantifikaci mikroplastů o velikostech od 5 mm do 1  $\mu\text{m}$ , rozlišuje především PET, PE a PS. Limit detekce se pohybuje v rozmezí 19-21  $\mu\text{g/ml}$  a limit kvantifikace v rozmezí 74-85  $\text{mg/ml}$  (Peez et al., 2019).

## 4.3 Další používané metody

### **Pyrolýza s plynovou chromatografií a hmotnostní spektrometrií (Py-GC-MS)**

Stejně jako všechny metody na principu pyrolýzy dochází k cílené tepelné degradaci vzorku a následnému vyhodnocování částic pomocí plynové chromatografie a hmotnostní spektrometrie. Tato metoda je považována za jednu z neefektivnějších při kvantifikačních analýzách – sice pro vzorky s částicemi různých velikostí by byla vhodnější například Ramanova spektroskopie nebo FTIR, ale tyto metody jsou časově náročné, a proto se často využívá Py-GC-MS s náležitou předúpravou vzorků pro dosažení stejných výsledků (Kumar et al. 2024). Pro představu při analyzování mikroplastů v krmivě pro krysy a jejich exkrementech byla hranice detekce PA 1,4 µg/g a PE 11,8 µg/g vzorku a hranice kvantifikace pro PA pak byla 4,5 µg/g a PE 38,9 µg/g vzorku (Toto et al., 2023).

### **Základní enzymatický purifikační protokol (z angličtiny BEPP)**

Jedná se o speciální předúpravu vzorků, k samotné analýze se pak většinou používají spektroskopické metody – například FTIR. Postup této předúpravy využívá technické enzymy, které jsou ke vzorkům šetrnější. Kvůli nízké koncentraci mikroplastů životním prostředím se totiž často musí odebírat velké vzorky a u nich je pak nutná separace od ostatních složek (od anorganických poměrně snadno pomocí hustotní separace, pro organické se využívaly většinou separace pomocí kyselé nebo zásadité úpravy, což mohlo vést i k degradaci mikroplastů); zatímco enzymy jsou šetrné k syntetickým polymerům. BEPP prokázal vysokou účinnost – odstranil až 98,3 % nepolymerní organiky ze vzorků – výsledné koncentrace mikroplastů při průkopnickém použití BEPP na vzorky ze Severního moře byly od 0,5 do 4,42 částic na metr krychlový (Löder et al., 2017).

## 5. Aktuální stav evropské legislativy

*„V současné době neexistuje žádný zákon EU, který by se komplexně zabýval Mikroplasty“* (Evropská komise, 2023).

### 5.1 Evropská agentura pro chemické látky (ECHA)

Ovšem o problematiku mikroplastů se začala zajímat Evropská komise v lednu roku 2018, kdy požádala ECHA, aby připravila návrhy na omezení oxoplastů (které svou urychlenou oxidací způsobují vyšší uvolňování mikroplastů do prostředí) a přidávání mikroplastů do produktů. V březnu roku 2018 shromažďovala ECHA informace pro přípravu omezení úmyslného používání

mikroplastových částic ve výrobcích jakéhokoli druhu. A v listopadu 2018 projevila ECHA zájem o problematiku hromadění mikroplastů v terestrickém a sladkovodním prostředí (do té doby se kladl větší důraz spíše na mořské prostředí) (ECHA, 2018).

V roce 2020 přijal Výbor pro socioekonomickou analýzu (SEAC) návrh na omezení mikroplastů přidávaných do kosmetických produktů, detergentů, hnojiv atp., po tom, co byl návrh schválen také Výborem pro hodnocení rizik (RAC) (ECHA, 2020).

V prosinci roku 2023 přišla ECHA s identifikací rizik spojených s aditivou v PVC a uvolňováním mikročástic. Zaměřila se na 63 různých aditiv (změkčovadla, tepelné stabilizátory, zpomalovače hoření atp.) – výsledkem šetření byl komplexní rozbor rizik spojených s PVC a jeho aditivou a zároveň, jaké společenské dopady by mělo zavedení opatření na řízení rizik. Výsledkem šetření se bude dále zabývat Evropská komise (ECHA, 2023).

## 5.2 Zelená dohoda pro Evropu (2019)

Jedná se o strategii Evropské unie, jak docílit klimatické neutrality do roku 2050. Mikroplasty tedy nejsou jejím hlavním cílem, ale druhotně se jich také dotýká – především v souvislosti s akčním plánem pro oběhové hospodářství (viz kapitolu 5.4), opatřením proti záměrnému přidávání mikroplastů do jakýchkoli produktů, do budoucna také vytvořením regulačního rámce pro biodegradovatelné plasty a plasty na biologické bázi (Evropská komise, 2019).

Dalším bodem, který bude pro mikroplasty významný, je snaha o dosažení životního prostředí bez toxických látek; obnovit přirozené funkce povrchových a podzemních vod, navrhnout opatření k řešení znečištění vod (převážně ve městech) mikroplasty, chemikáliemi a léčivými. (Evropská komise, 2019).

## 5.3 Směrnice o omezení dopadu některých plastových výrobků na životní prostředí (Directive (EU) 2019/904)

*„Cíli této směrnice je předcházet dopadu některých plastových výrobků na životní prostředí, zejména na vodní prostředí, a na lidské zdraví a snižovat jej, jakož i podporovat přechod k oběhovému hospodářství pomocí inovativních a udržitelných obchodních modelů, výrobků a materiálů, a tím též přispívat k účinnému fungování vnitřního trhu,“* (Směrnice Evropského parlamentu a Rady (EU) 2019/904, článek 1).

Tato směrnice se zabývá především redukcí plastového odpadu, omezení znečištění mikroplasty tedy není primárním cílem, avšak směrnice významně omezuje používání oxo-rozložitelných plastů, které se nedají recyklovat spolu s ostatními plasty a často končí na skládkách nebo se dostávají do životního prostředí, kde svou degradací značně přispívají ke znečištění sekundárními mikroplasty.

Směrnice ukládá členským státům EU, aby zakázaly na svém trhu plastové výrobky na jedno použití (jako například vatové tyčinky, příbory, talíře, nádoby na jídlo či pití vyrobené z expandovaného PS atp.) a také výrobky z oxo-rozložitelných plastů.

Dále uvádí také požadavky na výrobky, jako třeba povinnost připevnění plastových víček a uzávěrů nebo náležité označování plastových výrobků na jedno použití.

#### 5.4 Směrnice Evropského parlamentu a Rady (EU) 2020/2184 o jakosti vody určené k lidské spotřebě

Nahrazuje původní směrnici o pitné vodě z roku 1998. Hlavním cílem je zajištění vysoké úrovně ochrany veřejného zdraví, zaručit občanům přístup k informacím o kvalitě vody, kterou spotřebovávají a také podpořit udržitelné využívání vodních zdrojů.

Směrnice vyžaduje pravidelný monitoring kvality vody – požadavky na kvalitu jsou dány seznamem parametrů, ty musí být sledovány a jejich naměřené hodnoty nesmí překročit stanovené limity. Měří se fyzikálně-chemické vlastnosti vody jako je třeba vodivost, pH, tvrdost, také obsah dusičnanů, pesticidů, těžkých kovů a jiných toxických látek, dále také mikrobiologické ukazatele (především *Escherichia coli*) a organické látky.

Evropská komise měla do ledna 2024 doplnit tuto směrnici o metodiku pro měření mikroplastů, které se tak stanou součástí měřených ukazatelů při pravidelném monitoringu.

Do roku 2029 předloží Evropská komise zprávu o tom, jak mikroplasty, zbytky léčiv a další nové škodlivé látky mohou ohrožovat pitnou vodu. Tyto zprávy budou určeny pro Evropský parlament a Radu a budou obsahovat informace o potenciálních zdravotních rizicích spojených s těmito kontaminanty (Směrnice EU 2020/2184, článek 19, odstavec 3).

## 5.5 Strategický rámec EU pro plasty v oběhovém hospodářství

Evropská unie si klade za cíl dosáhnout klimatické neutrality do roku 2050 a jedním z kroků, které k tomu momentálně podniká je snaha o postupný přechod na oběhový systém ve výrobě a spotřebě (Evropská rada, 2025). Koncept oběhového hospodářství se dotýká mnoha jednotlivých aspektů, jak dosáhnout snižování odpadů, maximalizaci zdrojů a udržitelný rozvoj. Zabývá se navrhováním udržitelných výrobků, právem na opravu vadných výrobků, oběhovostí už ve výrobních procesech, posílením práv spotřebitelů, a pak se zaměřuje už na jednotlivá klíčová odvětví hospodářství (na elektroniku, obaly, plasty, textil, stavebnictví a budovy) a jak v nich docílit ekologičtějších postupů, posledním bodem je přímo snižování množství odpadu (včetně snižování mezních koncentrací toxických látek v životním prostředí).

Důležitým nařízením v rámci akčního plánu pro oběhové hospodářství je: Nařízení Evropského parlamentu a rady o obalech a obalových odpadech, o změně nařízení (EU) 2019/1020 a směrnice (EU) 2019/904 a o zrušení směrnice 94/62/ES. Hlavními cíli je tedy redukce obalového odpadu a plastových odpadů, podpora recyklace a opakovaného používání výrobků, zvýšení podílů recyklátu v obalech atp. Všechna tato opatření by nepřímo měla vést ke snižování znečištění mikroplasty.

## 5.6 Cesta ke zdravé planetě pro všechny: akční plán EU: „Vstřícnému znečištění ovzduší, vod a půdy,“ (Evropská komise, 2021)

Plán, který je součástí Zelené dohody pro Evropu a dělí se na cíle pro rok 2030 (už ten zahrnuje bod, který hodlá snížit množství plastového odpadu v mořích o 50 % a mikroplasty uvolněné do životního prostředí snížit o 30 %) a pro rok 2050.

Prostředkem pro naplnění plánu bude mimo jiné také zavedení přísnějších regulací pro produkty, které obsahují mikroplasty (například kosmetiku, čisticí prostředky a průmyslové výrobky). Dále podporuje vývoj udržitelných výrobků, alternativních materiálů, efektivnější recyklaci a správné nakládání s odpadem.

## 5.7 Nařízení o registraci, hodnocení, povolování a omezování chemických látek (REACH)

Původní znění nařízení z roku 2006 ještě mikroplasty nezmiňovalo, avšak je upraveno Nařízením Komise (EU) 2023/2055 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.

Toto nařízení se zabývá mikroplasty zatím nejpodrobněji. Klade si za cíl minimalizovat uvolňování mikročástic, snížit znečištění a také chránit životní prostředí a lidské zdraví. Je zde uvedeno 62 důvodů, proč se toto nařízení zavádí. Hned prvním důvodem je to, že hromadění ve vodě nerozpustných a v životním prostředí persistentních polymerních mikročástic vyvolává obavy, neboť mohou mít negativní dopady na ekosystémy i na lidské zdraví a už byly nalezeny i v pitné vodě a potravinách. Jedním z dalších důvodů je výsledek šetření Evropské agentury pro chemické látky z roku 2019, který odhaduje roční přísun záměrně přítomných mikroplastů do životního prostředí na 42 000 tun (Nařízení Evropské komise, 2023).

Nařízení zakazuje na trh uvádět polymerní mikročástice ať už jako látky samotné nebo ve směsích (s koncentrací 0,01 % a vyšší). Dále dává lhůty jednotlivým odvětvím hospodářské výroby pro odstranění mikroplastů ze svých výrobků – například z kosmetiky a líčidel do roku 2028, z čistících prostředků do roku 2028, ze zahradnických produktů také do roku 2028 a ze sportovních povrchů syntetického původu do roku 2031.

## 6. Přehled znalostí o obsazích mikroplastů v povrchových vodách

Mikroplasty se vlivem transportních jevů (jako je například vítr, mořské proudy nebo splach z pevniny a distribuce prostřednictvím řek) mohou pohybovat po celém světě a hromadí se pak především v mořských ekosystémech nebo v pobřežních oblastech (Adegoke et al. 2023).

### 6.1 Oceány a moře

Výzkum mikroplastů v mořích a oceánech zahrnuje celou řadu rozmanitých postupů, které se odvíjejí podle toho, co konkrétně je cílem dané studie. Postupy se pak liší podle toho, jestli se zjišťují koncentrace mikroplastů, jejich transport a zdroje nebo dopad na ekosystém a živočichy.

Mikroplasty se dostávají do moří a oceánů z pevniny několika možnými cestami: buďto z atmosféry prouděním větru (především lehké fragmenty a vlákna), nebo povrchovým odtokem

(všechny typy mikročastic, včetně těch těžších) (Bao et al. 2024). Je diskutabilní, zda je větší význam přísunu mikroplastů ze vzduchu nebo řekami, protože pro úplné porovnání nejsou dostupná data, ale vzhledem k povaze mikročastic, které je schopný nést vítr – malá hmotnost a objem, se dá předpokládat, že mikroplasty, které se do oceánů dostávají povrchovým odtokem, budou mít větší celkový objem (Bao et al. 2024).

Není překvapivé, že se mikroplasty vyskytují v celém vodním sloupci, v mořském sedimentu i v mořských organismech, ale jejich koncentrace se velmi liší podle místa odběru vzorků (Kumar et al. 2024).

Výskyt mikroplastů v mořských a plážových sedimentech a jejich akumulaci zkoumal už Thompson et al. (2004) – vzorky odebírali na 17 různých plážích ve Velké Británii, výsledkem bylo zjištění, že v subtidálním sedimentu je plastových vláken více (5 vláken na 50 ml sedimentu) oproti vzorkům sedimentu z písčných pláží a estuárií.

Bao et al. (2024) uvádí výskyt mikroplastů v plážových sedimentech z pláží po celém světě na průměrných 4200 ( $\pm 1900$ ) částic na  $m^2$ . Dále uvádí právě pobřežní sediment jako významný zdroj mikroplastů do mořské vody; částice se na pobřeží zároveň akumulují a zároveň se mohou uvolňovat zpět do vody, či může docházet k degradaci větších plastových částic.

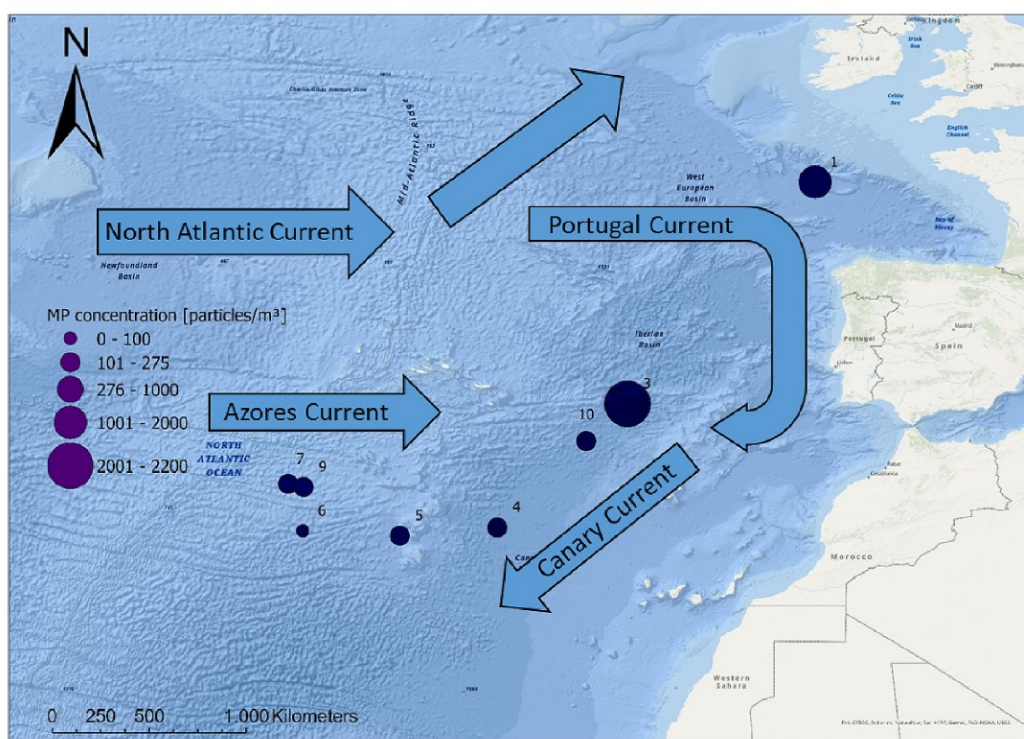
Plastové částice (různých typů – např. PVC, PA, PP, PS, PE, PET, PUR, ABS atd.) byly nalezeny také ve vodách hadální zóny a sedimentu v nejhlubších příkopech světových oceánů, včetně Mariánského příkopu (Peng et al. 2018). V sedimentu Mariánského příkopu byly naměřené koncentrace mikroplastů v rozsahu od 200 do 2200 částic na litr vzorku, ve vodách hadální zóny byly naměřené koncentrace od 2,06 do 13,51 částic na litr, v obou případech to jsou vyšší koncentrace ve srovnání se zbytkem volného oceánu (Peng et al. 2018).

Zkoumal se nejen výskyt mikroplastů v sedimentech, ale také v nejtěsnější vrstvě vody při hladině – například odběr vzorků z hloubky 150–400  $\mu m$  v Japonském moři v okolí ostrova Kodžedo na jihu Korejského poloostrova (Song et al. 2015). Nejhojněji byly zaznamenány alkydy ( $171 \pm 113$  částic na litr), polyakrylát a polystyren ( $24 \pm 21$  částic na litr), což činilo 81 a 11 % z celkového množství mikroplastů – Song et al. uvádí, že tyto částice pocházely z nátěrů lodí.

Na distribuci mikroplastů v oceánech mají přirozeně vliv oceánské proudy (hlubinné i povrchové), toto bylo dobře patrné ve studii od Hansen et al. (2023), kde odebírali vzorky vody ze severovýchodního Atlantiku (Obr. 2), kde na několika odběrových místech naměřili koncentrace od 47 do 2154 částic na  $m^3$  (s průměrem  $500 \pm 700$  částic na  $m^3$ ), nejčtenější byl výskyt částic PET

(20 %), ale PUR a akryláty byly také často pozorovány a zbytek mikročástic byl tvořen řadou různých typů polymerů jako například PE, PP, PA, PC, PVC nebo silikon (Hansen et al., 2023). V této studii (stejně jako v řadě jiných) bylo zastoupení malých částic v největším poměru: 72 % naměřených částic bylo o velikostech 20-50  $\mu\text{m}$  (Hansen et al., 2023).

Je patrné, že znečištění moří a oceánů mikroplastovými částicemi, je celosvětově rozšířené. Proto by bylo potřeba vyvinout mezinárodní spolupráci, a to nejen na poli vědeckého výzkumu, ale také v přístupech k řešení této problematiky.



Obr. 2: Prostorové rozložení středních koncentrací mikroplastů  $<300 \mu\text{m}$  (částice na  $\text{m}^3$ ) a oceánských proudů (podle Cenedese, Claudia a Gordon, Arnold L., „ocean current“. Encyclopedia Britannica, 2021 upravili Hansen et al., 2023)

## 6.2 Řeky a jezera

Řeky a jezera mají svou dynamikou velký význam v rámci transportu mikroplastů v životním prostředí – v řadě případů jsou mezistupněm mezi zdroji znečištění a oceány. Také jsou významným zdrojem pitné vody, což je dalším důvodem zvýšeného zájmu o porozumění problematice znečištění mikrolasty ve vodách.

Mikroplasty v řekách i jezerech fungují obdobně jako v oceánech – tedy mohou být unášeny proudy ve vodním prostředí, nebo se akumulovat v sedimentu u dna. Transport potom závisí na několika faktorech: na rychlosti proudění a na typu polymeru, který tvoří částice (například částice

s nižší hustotou – většinou PE a PP, budou snáze transportovány než částice s vyšší hustotou – například PA a PET, ty se budou spíš akumulovat u dna a budou ve větší blízkosti od svého zdroje) (He et al., 2021). Z toho tedy plyne, že v jezerech budou mít mikroplasty větší tendenci se ukládat do sedimentu, než v řekách (Adegoke et al., 2023).

Svůj význam v transportu mikroplastů do řek má také povrchový odtok ze zemědělských půd, který může vymývat plastové částice již přítomné v půdě nebo také může být problematické používání odpadních vod na zemědělské závlahy, jelikož tyto vody mívají vyšší koncentrace mikroplastů (Kumar et al., 2024).

Řada studií se zaměřuje na měření konkrétních koncentrací na konkrétních řekách, ale jen málo z nich se snaží popsat cesty mikroplastů do vodního prostředí a jejich následný pohyb v něm. Detekce výskytu mikroplastů se provádí jak v oblastech s předpokládaným vyšším znečištěním, jako jsou města a průmyslové zóny, tak v oblastech s nižším znečištěním, včetně venkova a odlehlých lokalit (Kunz et al., 2023). Toto rozdělení umožňuje porovnat rozdíly v koncentracích a identifikovat zdroje znečištění, což je důležité ve spojitosti se zdroji pitné vody.

Výzkum této problematiky v povodích světových veletoků je značně složitý kvůli velkým rozlohám povodí, ale má obrovský význam, jelikož právě tyto řeky svými velkými přítoky zásobují světový oceán přísunem mikroplastů.

Například výzkum výskytu mikroplastů v řece Jang-c'-ťiang ukázal nerovnoměrnou distribuci mikroplastů podél toku řeky: koncentrace se lišily v závislosti na vzdálenostech od zdrojů znečištění (průmyslové oblasti, zemědělské oblasti, výpustě ČOV) – ve výsledku to vypadalo tak, že byly na řece pozorovatelné určité *hotspoty*, v nichž byla koncentrace mikroplastů vyšší (Huang et al., 2023). Tyto *hotspoty* a nerovnoměrná distribuce byly patrné také na řece Ganze (Singh et al., 2021). Singh et al. ve své studii (která byla provedena na středním až dolním toku Gangy) uvádí koncentrace mikroplastů 380 až 684 částic na m<sup>3</sup> ve vzorku vody a 17 až 36 částic na kg suchého vzorku sedimentu. Pro porovnání koncentrace mikroplastů na horním toku Gangy byly 118,5 ± 49,65 částic na m<sup>3</sup> vzorku vody a 131,5 ± 53,60 částic na kg suchého vzorku sedimentu (Badola et al., 2023). Což je překvapivé, jelikož by byla očekávatelná vyšší koncentrace mikroplastů (v sedimentu) spíše v oblasti dolního toku oproti hornímu. Vliv na distribuci by zde mohly mít rozdílné hydrologické podmínky, například časté záplavy vlivem monzunu v oblasti dolního toku, nicméně je patrné, že by byl další výzkum potřebný, abychom mohli lépe porozumět procesům transportu.

Výrazně vyšší koncentrace mikroplastů byly naměřeny v řekách ve východní Asii oproti Asii střední (Lin et al., 2024), což bude pravděpodobně následkem rozložení obyvatelstva, průmyslu nebo i vzdáleností od oceánu.

V porovnání řeky (převážně střední) Evropy, mají koncentrace mikroplastů zhruba srovnatelné – alespoň co se velkých řek týče, podobné průměrné koncentrace vychází pro Dunaj, Rýn, Labe (Gao et al., 2023), ale rozpětí hodnot z jednotlivých studií je velké (vliv hraje místo odběru vzorku v rámci délky toku a vzdálenostech od zdrojů znečištění). Rozpětí koncentrací z jednotlivých studií je tak od 1 částice až po téměř 1 000 částic na m<sup>3</sup> vzorku vody (Gao et al., 2023). Například vzorky z Labe na soutoku s Muldou měly koncentrace 5,57 částic na m<sup>3</sup> vody (ale 3 350 000 částic na m<sup>3</sup> sedimentu) (Scherer et al., 2020), zatímco koncentrace v oblasti ústí Labe do Severního moře byly 193 až 2 072 částic na m<sup>3</sup> vody (Hildebrandt et al., 2021).

Koncentrace mikroplastů v řekách i jezerech rok od roku rostou (D'Avignon et al., 2021) a není nijak překvapivé, že oproti řekám, v jezerech dochází k výraznější akumulaci mikroplastů v sedimentech, to je dáno zejména omezenými hydrodynamickými procesy (Issac et al., 2021).

V jezerech stejně jako v řekách jsou nejčastěji přítomny částice PE, PP, PET, případně PS, PVC či PA, většinou vlákna a fragmenty, vyšší výskyt pelet byl zaznamenán v Afrických jezerech (Yang et al., 2022).

Roli zde hraje opět také urbanizace – zdroje se budou lišit v urbanizovaných oblastech (převážně ČOV, skládky, průmysl), v suburbánních a venkovských oblastech (zemědělství, rybářství) a v odlehlých horských (alpských) jezerech (transport atmosférou, povrchovým odtokem, hlavní zdroj z turistické aktivity) (Pan et al., 2023).

Co se týče světové distribuce mikroplastů v jezerech, většina studií prokázala podstatně vyšší koncentrace v jezerech východní Asie (převážně v Číně) a také na Arabském poloostrově (Yang et al., 2022, Sun et al., 2022). V Číně tak koncentrace dosahovaly od 2 až do 34 000 částic na m<sup>3</sup> a nejvyšší koncentrace byly naměřeny v jezeru Pcho-jang-chu (Yang et al., 2022), kde ale dochází k velkým variacím naměřených hodnot vlivem častých záplav – což funguje tak, že při vyšší hladině dochází k odlivu mikroplastů do řeky Jang-c'-t'iang a koncentrace jsou nižší, zatímco při sušším období se akumulují v jezeru (Zhang et al., 2023). V jezerech Arabského poloostrova od 700 do 9 000 částic na m<sup>3</sup>, koncentrace v Indických jezerech pak byly nižší (Yang et al., 2022), což bude pravděpodobně dáno vyšší intenzitou monzunů. V Evropských jezerech byly koncentrace podstatně nižší – někde téměř nulové, jinde v řádu jednotek, až prvních desítek částic na m<sup>3</sup>, podobně na tom byly také jezera Severní Ameriky nebo například Keni v Africe, zatímco v Nigérii bylo naměřeno až

skoro 4 000 částic na m<sup>3</sup>. Překvapivě vysoká koncentrace byla naměřena také v Argentině, a to až necelých 200 částic na m<sup>3</sup> (Yang et al., 2022).

### 6.3 Úpravný vod a čistírny odpadních vod

Čistírny odpadních vod (ČOV) a úpravný vod (ÚV) hrají klíčovou roli v koloběhu vody (Obr. 3), jsou důležitou bariérou mezi zdroji plastového znečištění ve vodách a životním prostředím, proto je výzkum a zdokonalování jejich schopností odstraňovat mikroplasty z vod tak důležitý.

Význam ČOV je veliký, jelikož přes ně prochází vody z průmyslu, ale i z domácností – včetně vod z praček, a právě praní syntetických textilií je nejvýznamnějším zdrojem mikroplastových vláken (převážně se jedná o PA, PP, PES, recyklovaný PES a akryl) do životního prostředí (Akyildiz et al., 2024). Procesem čištění se odstraní většina velkých částic a makroplastů, ale mikročástice v určitém množství projdou skrze procesy a dostávají se tak až do výpustí z čistíren, a tak až do vodních toků.



Obr. 3: Grafické znázornění koloběhu mikroplastů ve vodním prostředí (upraveno dle Novotná et al., 2019)

Výzkum mikroplastů v pitné vodě na výstupech úpraven vod (ale také v surové vodě na vstupech) začali Pivokonský et al. (2018) a Mintenig et al. (2019).

Pivokonský et al. ve své studii prokázal, že procesy v úpravných vod (tři různé úpravný na území České republiky) mají účinnost na odstraňování mikroplastů v průměru 83 % (v surové vodě

byly koncentrace od  $1473 \pm 34$  do  $3605 \pm 497$  částic na litr a v upravené vodě pak od  $338 \pm 76$  až  $628 \pm 28$  částic), nejčastěji přítomné byly plasty jako PP, PET a PE, v menším zastoupení pak byly přítomné také PMMA, PS a PVC a až 95 % částic bylo menších než  $10 \mu\text{m}$  (Pivokonský et al., 2018). Ze studie tedy plyne, že mikroplasty jsou přítomné v pitné vodě a mohou představovat potenciální riziko pro lidské zdraví. A nebyly detekovány jen v kohoutkové vodě, ale nepřekvapivě i v balených vodách – koncentrace mikroplastových částic na litr byly výrazně vyšší v balených vodách oproti kohoutkové pitné vodě (Koelmans et al., 2019).

Na rozdíl od Pivokonského et al. se Mintening et al. zabýval podzemním zdrojem pitné vody. Tato studie detekovala pouze velmi nízké hodnoty mikroplastů (0 až 7 částic na  $\text{m}^3$ ) a rozdíl v koncentracích v surové vodě a v upravené vodě, nebyl skoro patrný (Mintening et al., 2019).

Další výzkum úpraven vod pro pitnou vodu byl v České republice na řece Úhlavě (Pivokonský et al., 2020). Srovnávaly se dvě úpravny vod na toku této řeky, přičemž první byla pod vodní nádrží Nýrsko a druhá dále po toku až před Plzní; mezi těmito dvěma úpravami se ovšem nacházely také tři čistírny odpadních vod, které byly významnými zdroji mikroplastů do říčního toku. Studie prokázala vyšší koncentrace mikroplastů na dolním toku ( $1296 \pm 35$  částic na litr v surové vodě a po úpravě  $151 \pm 4$  částic na litr) oproti toku hornímu (jen  $23 \pm 2$  částic na litr v surové vodě a  $14 \pm 1$  částic na litr ve vodě upravené) a opět byly nejvíce detekovány částice o velikostech pod  $10 \mu\text{m}$ , nejčastěji z PE, PP, PET nebo PVC (Pivokonský et al., 2020).

Naproti tomu ČOV mají o mnoho vyšší koncentrace mikroplastů na vstupu, a přestože bývá jejich schopnost odstranění částic 98 až 99,9 %, prochází přes ČOV denně tolik vody, že počty mikroplastových částic dostávajících se takto do přírody jsou stále vysoké (Novotná et al., 2019). Nejvyšší část mikroplastů přítomných v odpadní vodě se odstraní již během primárního (mechanického) a sekundárního (biologického, chemického) čištění (97,4-98,4 % částic), terciární dočištění už pak odstraní jen část zbývajících částic, ale většinou ne úplně všechny (Talvitie et al., 2017). Ve většině případů se snáze odstraňují větší částice oproti těm menším, ale například v případě mikrokuliček během sekundárního čištění v aktivovaném kalu, se odstranilo více malých částic ( $60\text{-}70 \mu\text{m}$ ), zatímco ty větší měly tendenci zůstat ve vodě, nicméně tato fáze čištění přesto odstranila 52 % mikrokuliček (Kalčíková et al., 2017).

Pro odstraňování mikroplastů z vod se používá řada konvenčních metod (jako je koagulace, flokulace, sedimentace, filtrace nebo aktivovaný kal), které mají poměrně vysokou účinnost, pro lepší efektivitu jsou pokročilé metody (jako například membránová filtrace – nanofiltrace, reverzní osmóza, pokročilé oxidační procesy, sol-gel techniky), nicméně stále malé množství částic pronikne

skrze tyto odstraňovací metody a efektivita odstraňování by se dala ještě zlepšit lepším kombinováním mechanických, chemických a biologických metod (Adegoke et al., 2023).

V následující tabulce (*Tab. 1*) je znázorněn přehled výsledků některých studií. Jedná se o studie z různých vodních prostředí, přičemž všechny detekovaly alespoň nějaké množství mikroplastů. Variability koncentrací jsou velké nejen mezi jednotlivými studiemi navzájem, ale ve většině případů i v rámci každé studie samostatně, to by mohlo značit nerovnoměrné rozložení mikroplastů v prostředí a tím pádem tedy vyšší koncentrace v některých vzorcích, zatímco v jiných budou nižší. Dále je patrná nejednotnost používaných koncentračních jednotek, což může komplikovat porovnávání napříč studiemi, a tedy i mezinárodní spolupráci při řešení problematiky. Naprostá většina výzkumů detekovala nejčastěji PE, PP, PET, což odráží to, že se jedná o nejčastěji používané typy polymerů – především na obalové materiály.

*Tab. 1: Přehled některých studií o mikroplastech v povrchových vodách*

Původ vzorku	Lokalita	Typ mikroplastu	Koncentrace	Velikosti částic	Zdroj
<b>Plážový sediment</b>	Velká Británie	Vlákná	0,5 až 6 částic na 50 ml	> 20 $\mu\text{m}$	Thompson et al., 2004
<b>Plážový sediment</b>	Norderney, Německo	PP, PE, PET, PVC, PS, PA	1,7 až 2,3 částic na kg	1 mm–100 $\mu\text{m}$	Dekiff et al., 2014
<b>Plážový sediment</b>	Pobřeží Goa, Indie	PE, PP	5–1705 částic na $\text{m}^3$	<350 $\mu\text{m}$	Veerasingam et al., 2017
<b>Plážový sediment (písek)</b>	Severní pobřeží Taiwanu	PE (44 %), PP (43 %), PS (12 %), ABS (1 %)	4–532 částic na 0,0125 $\text{m}^3$ vzorku písku	0,25 mm až $\geq 4$ mm	Kunz et al., 2016
<b>Hlubokomořský dnový sediment</b>	Mariánský příkop	PVC, PA, PP, PS, PE, PET, PUR, ABS	200–2000 částic na litr	20–5000 $\mu\text{m}$	Peng et al., 2018
<b>Mořská voda (při hladině)</b>	Kodžedo, Jižní Korea	Alkydy, polyakrylát, PS, PP, PE, PES, syntetická guma atd.	prům. 30 částic na litr (min 1,5 a max 170)	<50 až >1000 $\mu\text{m}$	Song et al., 2014
<b>Mořská voda</b>	Severovýchodní Atlantik	PET, PC, PUR, PA	47–2154 částic na $\text{m}^3$	20–5000 $\mu\text{m}$	Hansen et al., 2023

<b>Mořská voda</b>	Zátoka Jiaozhou, severní Čína	PE, PET, vlákna a fragменты	24,44 až 180,23 částic na m <sup>3</sup>	<0,5 - 5 mm	Liu et al., 2020
<b>Říční prostředí</b>	Žlutá řeka, Čína	PP, PBS, PET, PE, PUR, PA, PS, PPC, PVC, PBAT, PVC, PLA	<b>Mokré období:</b> <b>Povrchová voda:</b> 2510,83 ± 2971,27 částic na litr <b>Sediment:</b> 6166,67 ± 2914,56 částic na kilogram <b>Období sucha:</b> <b>Povrchová voda:</b> 432,5 ± 240,54 částic na litr <b>Sediment:</b> 3766,67 ± 1625,63 částic na kilogram	20–500 µm	Qian et al., 2023
<b>Říční prostředí</b>	Temže, Velká Británie	PE, PET, PVC, PP, PS, barvy	18,5–33,2 částic na 100 g	1–4 mm	Horton et al., 2017
<b>Čistírna odpadních vod</b>	Helsinky, Finsko	PE, PES, polyakryl, PS	<b>Přítok:</b> 380–686,7 částic na litr <b>Odtok:</b> 0,7–3,5 částic na litr	100–300 µm	Talvitie et al., 2017
<b>Čistírna odpadních vod</b>	Dolní Sasko, Německo	PP, PE, PA, PS, PUR, PVC, ABS, PET, barvy, silikony	<b>Přítok:</b> 10–900 částic na m <sup>3</sup> <b>Odtok:</b> 10–900 částic na m <sup>3</sup>	<500 - 20µm >500 µm	Mintenig et al., 2017
<b>Vstup a výstup úpravny vod</b>	Česká republika	PET, PE, PP	<b>Surová voda:</b> od 1473 ± 34 do 3605 ± 497 částic na litr <b>Upravená voda:</b> od 338 ± 76 do 628 ± 28 částic na litr	<1 µm	Pivokonský et al., 2018

## 7. Přehled znalostí o obsazích mikroplastů v podzemních vodách

Výskyt mikroplastů v podzemních vodách je jednou z nejnovějších oblastí výzkumu v rámci studia mikroplastů v životním prostředí, proto jsou znalosti zatím poměrně omezené.

Výzkum je většinou spojován se zjišťováním kvality podzemních vod jako zdroje pitné vody – měří se tedy převážně koncentrace a typy polymerů. Velký význam se tedy přikládá výzkumu této problematiky v krasových oblastech, protože podzemní vody z krasů zásobují až čtvrtinu světové populace pitnou vodou (Xu et al., 2024).

## 7.1 Pohyb mikroplastů v podzemních vodách

Částice se mohou dostávat do podzemních vod různými cestami, většinou se předpokládá, že pronikají skrze půdní póry nebo preferenční proudové kanály; vliv na transport může mít také bioturbace půdy hlavně v případě mělké podzemní vody, další možností je prosakování částic z povrchových vod (Xu et al., 2024). Avšak zatím nejsou studie, které by zkoumaly čistě jen cesty mikroplastů do podzemních kolektorů – vertikální transport částic přítomných v půdě je tedy jen předpokládaný, ale vysoce pravděpodobný (Lee et al., 2024).

Nejčastěji studie prokázaly přítomnost vláken a fragmentů oproti třeba peletám, filmu, pěně, mikrokuličkám nebo vločkám, důvodem je pravděpodobně lepší schopnost transportu porézním prostředím (Xu et al., 2024).

Pohyblivost mikroplastů v podzemní vodě také ovlivňují hydrochemické vlastnosti vodonosné vrstvy (jako je třeba iontové složení, iontová síla, pH nebo rozpuštěné organické látky) (Xu et al., 2024).

Vyšší pH může zvyšovat odpudivou sílu mezi mikroplasty a okolním geologickým prostředím (například částice PET a křemenný písek). Což má za následek zvýšení schopnosti transportu mikročástic, jelikož se z plastové částice uvolňují protony a ta tak získává záporný náboj (ionizuje se její povrch), díky čemuž se stává více hydrofilní. To umožňuje mikročásticím snazší interakce s molekulami vody, a tudíž tak zůstávají lépe rozptýlené a pohyblivé ve vodním prostředí (Dong et al., 2021).

Dalším významným faktorem je iontová síla (suma všech nabitých, kladně i záporně, částic v roztoku) – její zvýšení snižuje odpudivou sílu mikročástic a může tak vést k jejich ukládání na povrchu zvodně nebo může docházet k agregaci mikroplastů s koloidními částicemi, což bude snižovat jejich pohyblivost v horninovém prostředí (Xu et al., 2024). Vliv iontového složení na transport mikročástic je menší oproti vlivu iontové síly. Zatím je známo, že dvojmocné kationty mají oproti kationtům jednomocným větší schopnost vytvářet kationtové můstky mezi mikroplastem a okolním prostředím, což má za následek sníženou pohyblivost plastových částic v prostředí (Dong et al. 2021).

Na pohyblivost mikroplastů mají dále vliv také rozpuštěné organické látky, jako například huminové nebo fulvokyseliny, které svou přítomností mohou zvyšovat pohyblivost mikroplastů a to tak, že zvyšují jejich záporný náboj a vytvářejí ochrannou vrstvu, která posiluje odpudivé síly a brání jejich agregaci nebo interakci s okolními povrchy (Xu et al., 2024).

## 7.2 Detekce a koncentrace

Vlivem pomalé degradace v horninovém prostředí dochází ke zvýšené akumulaci mikroplastů, které se dostávají do podzemních vod. Degradace je tam totiž výrazně pomalejší oproti degradaci na povrchu, a to v důsledku nedostatku ultrafialového světla, kyslíku a tepla, které normálně urychlují degradační procesy (Xu et al., 2024).

Na množství mikroplastů v podzemních vodách má především vliv, kde se nachází zájmová oblast – vyšší koncentrace budou v místech blízko zdrojů znečištění (například městské aglomerace, průmyslové oblasti, skládky) oproti oblastem odlehlým od vlivů člověka.

Jednu z prvních studií, která detekovala přítomnost mikroplastů v podzemních vodách v roce 2019 v Německu provedli Mintenig et al. a jejich cílem byla především detekce mikroplastů v pitné vodě, kvůli potenciálním negativním dopadům na lidské zdraví. Výzkum probíhal v oblasti severozápadního Německa, kde pitnou vodu zajišťuje Oldenbursko-východofríské vodní sdružení, konkrétně se jednalo o vzorky z úpraven vod ve městech Nethen, Holdorf, Grossenkneten, Sandelermoens a Thuelsfelde a vzorky podzemní vody (z vrtů v Severoněmecké pánvi, hloubky okolo 30 m). Naměřené koncentrace nebyly příliš vysoké a ve 14 z 24 vzorků nebyly částice detekovány vůbec, ve zbytku vzorků byla prokázána přítomnost převážně polyesteru, dále PVC, PA a PP (Mintenig et al., 2019).

Na území České republiky byly polymerní mikročástice detekovány v důlní vodě a ve studnách v oblasti Ostravska v roce 2023. Jednalo se o první studii, která zaznamenala přítomnost mikroplastů v důlních vodách a také znečištění těmito částicemi až v hloubkách 700 m pod povrchem (Brožová et al., 2023). Nejčastěji byly detekovány vlákna a fragmenty, ale také byly zaznamenány částice plastem potaženého papíru; typy nalezených mikroplastů byly různé: PET, PES, PP, ale také TFE-PPVE což je kopolymer tvořený tetrafluorethylenem (TFE) a perfluorpropylvinyletherem (PPVE), jedná se o velmi odolný plast vůči vysokým teplotám, degradaci v prostředí a je odolný vůči různým chemikáliím, proto se často využívá na těsnění různých druhů. Koncentrace naměřených mikroplastů či jejich aditiv byla vyšší ve studnách oproti důlní vodě – v obou případech se ale pohybovala od 2,5 částic na litr a ve studnách hodnoty dosahovaly až 20 částic na litr, zatímco v důlní vodě jen do 17,5 částic na litr (Brožová et al., 2023). Tento rozdíl však není až tak veliký.

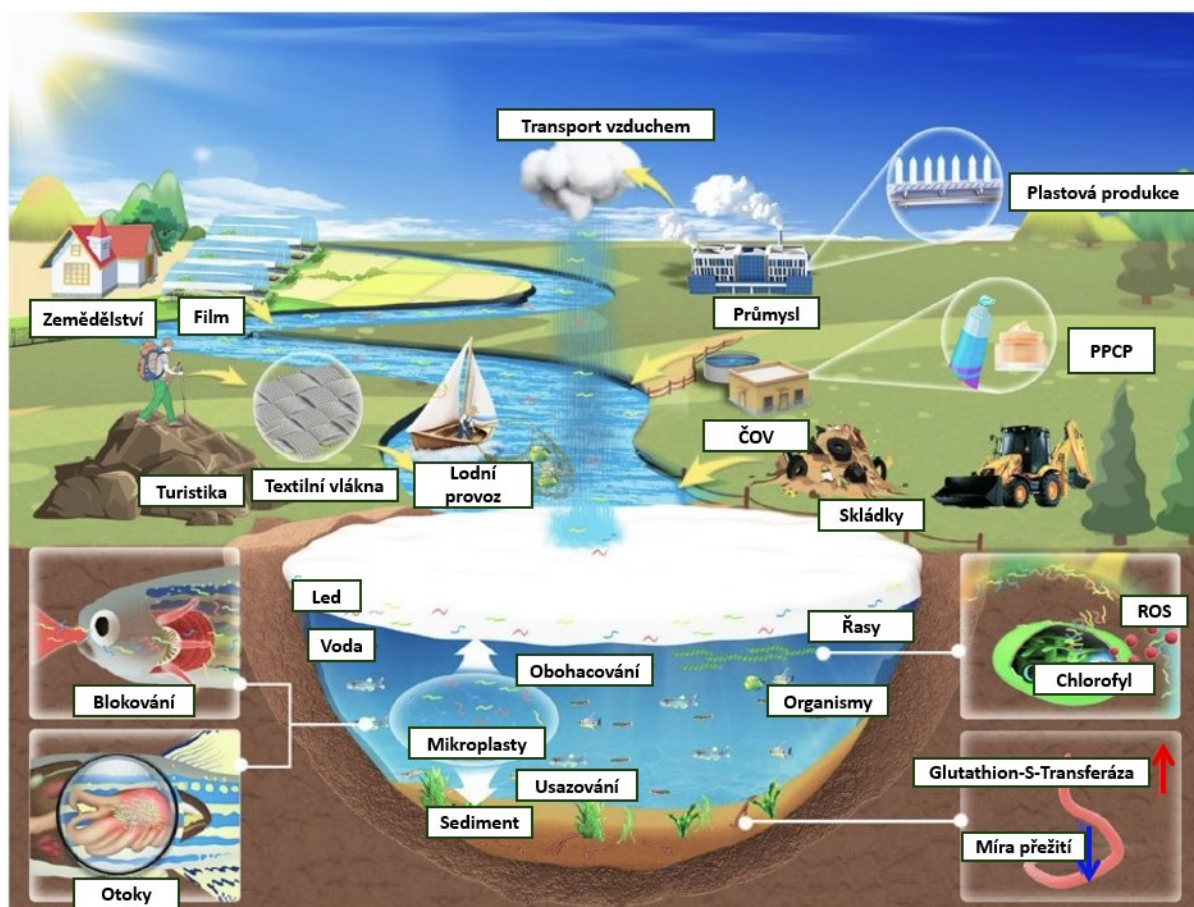
V posledních letech se také studie začaly zabývat výskytem mikroplastů v krasových oblastech, jelikož jsou tyto oblasti potenciálně náchylnější ke znečištění plastovými částicemi vlivem lepší propustnosti a interakcím s povrchovou vodou. První z těchto studií zkoumala výskyt mikroplastů v jeskyni Bossea (Piedmont, Itálie), jejich množství, velikosti a způsob transportu.

Naměřené koncentrace mikroplastů v jeskynní vodě se pohybovaly od 12 do 54 částic na litr a většina z nich byla tvořena PE a polyvinylalkoholem, zbytek pak tvořil PES, PVC a PE (Balestra et al., 2023).

Obecně většina doposud provedených výzkumů prokázala nejčastější přítomnost PE a PP částic, následovaly částice PET a PS (Lee et al., 2024, Xu et al., 2024). Jedná se totiž o nejrozšířenější druhy plastů, které se využívají hojně pro obalové materiály, a tudíž jich končí velké množství v životním prostředí, kde postupně degradují na menší částice, a tak se kumulují.

## 8. Informace o dopadu zvýšených obsahů mikroplastů ve vodách na různé sféry životního prostředí

Studie zatím prokázaly přítomnost mikroplastů ve všech sférách životního prostředí, avšak o dopadech na ekosystémy se toho ví relativně málo. Důležitým krokem bylo zjistit, jak se mikroplasty chovají v prostředí a jak se v něm distribuují (Obr. 4).



Obr. 4: Cesty mikroplastů do životního prostředí, jejich distribuce a případný dopad na organismy (upraveno dle Pan et al., 2023), ČOV – čistírna odpadních vod, PPCP – léčiva a produkty osobní péče, ROS – reaktivní forma kyslíku

## 8.1 Toxicita

Toxicita mikroplastů je jednou z hlavních otázek této problematiky. Přestože výzkum mikroplastů probíhá již dvě desetiletí, stále o jejich toxicitě nevíme zcela vše. Největším problémem se zatím prokázalo uvolňování aditiv z plastů (hlavně stabilizátory tepla, retardéry hoření, některá barviva atd.), další hrozbu představuje schopnost polymerních částic adsorbovat toxické látky z prostředí a distribuovat je do těl organismů (Thompson et al. 2004). Navíc jsou mikroplasty vysoce persistentní v prostředí a mají schopnost akumulovat se v tělech organismů.

Tang et al. (2021) uvádí tři skupiny látek, které se na mikroplasty sorbují – těžké kovy (konkrétně jejich ionty), persistentní organické látky (POPs – z anglického persistent organic pollutants) a antibiotika a dále upozorňuje na vlastnost mikroplastů (s ohledem na jejich fyzikálně-chemické vlastnosti) adsorbovat a opětovně desorbovat různé chemikálie z vodního prostředí. Při těchto procesech hraje roli také pH vody, slanost, teplota a další vlastnosti vody. Dále Tang uvádí, že kovy se nejlépe sorbují na PVC a PS (převážně se jedná o měď a zinek), antibiotika se nejlépe sorbují na PA a velmi časté je také kombinované znečištění antibiotiky a těžkými kovy adsorbovanými na mikroplastech. Kapacita adsorpce na jednotlivé částice polymerů pak závisí na jejich krystalinitě, specifickém povrchu, polaritě a případně i na dalších vlastnostech.

Sorpční vlastnost plastových fragmentů je prokazatelně vyšší oproti jiným malým komponentám v prostředí – například výzkum schopnosti sorbovat hydrofobní organické sloučeniny srovnával výsledky pro některé mikroplasty a křemenný písek a prokázalo se, že polystyren měl oproti křemennému písku lepší schopnost sorbovat testované chemické látky – například chlorpyrifos (organofosfátový insekticid) a benzo[a]pyren (polycyklický aromatický uhlovodík, produkt nedokonalého spalování například, je karcinogenní a mutagenní) (Asmonaite et al. 2020). Jako další významné perzistentní biologické kontaminanty, které se mohou sorbovat na mikroplastové částice jsou také dichlorodifenyltrichloetan (DDT), polychlorované bifenyly (PCB) a polycyklické aromatické uhlovodíky (PAH) (Adegoke et al. 2023).

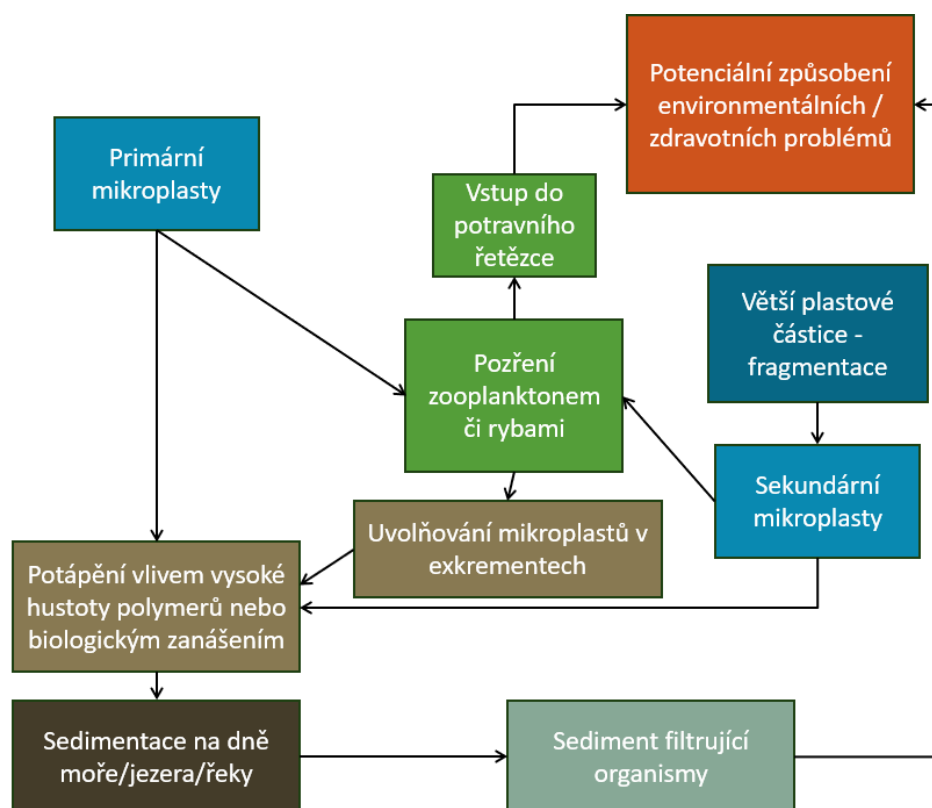
Svůj význam v kapitole o toxicitě mikroplastů mají ftaláty – používají se jako změkčovadlo do řady typů plastů. Ftaláty se mohou uvolňovat z plastových výrobků a jsou považovány za endokrinní disruptory, mohou být mutagenní, teratogenní a karcinogenní. Výzkum Liu et al. (2020) prokázal korelaci mezi výskytem ftalátů a mikroplastů (především PVC, PE, PET), přestože indikátor znečištění mikroplasty nebyl v zájmové oblasti (Zátoka Jiaozhou v severní Číně) tak vysoký, jak se očekávalo.

Obecně lze tedy říct, že v souvislosti s přítomností mikroplastů v životním prostředí, je nutné brát v úvahu převážně tyto dvě věci, a to potenciální uvolňování aditiv z mikroplastů a pak také schopnost mikroplastů na sebe sorbovat látky z okolí včetně toxických látek, které by se pak mohly lépe šířit prostředím.

## 8.2 Dopad na vodní ekosystém a jeho organismy

Některé studie se již zabývaly výzkumem dopadů mikroplastů na ekosystém a jednotlivé organismy, avšak jedná se komplexní a poměrně těžko zkoumatelnou problematiku, neboť mikroplasty přítomné ve vodním prostředí mohou mít vliv na vodní rostliny, mikroorganismy, i větší živočichy.

Je známo, že mikroplasty mohou vstupovat do potravního řetězce (Obr. 5), a to už na stupni primárních producentů – například mikrořasy nebo i vyšší cévnaté rostliny (Tang et al., 2021). Právě v případě mořských mikrořas (*Skeletonema costatum*) bylo zjištěno, že měly mikroplasty vliv na růst, ale také na fotosyntetické schopnosti mikrořas (Zhang et al., 2017).



Obr. 5: Potenciální cesty transportu mikroplastů ve vodním prostředí (upraveno dle Jiang et al., 2018)

Co se zooplanktonu týče, například studie Wimmerové et al. (2020) při sedmidenním testování ekotoxicity mikroplastů na perloočkách (konkrétně *Daphnia pulex*) nezaznamenala žádné negativní

vlivy částic na perloočky. Zatímco studie Guilhermino et al. (2021) prováděná po dobu 21 dní při mírně zvýšené teplotě a intenzitě světla na perloočkách *Daphnia magna*, zaznamenala negativní vliv na vývoj i reprodukci perlooček. V případě hád'átek v sedimentu (Obr. 4) zvýšené obsahy mikroplastů souvisely se zvýšenou hladinou enzymu glutathion-S-transferázy (GST), která snižovala míru přežití, rozmnožování, a dokonce i délku těla (Pan et al., 2023).

Další živočichové, výše postavení v potravním řetězci (býložravci, predátoři, vodní ptáci), potom mohou přijímat mikroplasty do těla společně s potravou. V jejich těle pak mohou menší částice prostupovat membránami a akumulovat se v orgánech, vyvolávat oxidační stres (nedostatek antioxidantů v těle a nadbytek volných radikálů – reaktivní forma kyslíku, může způsobovat poškození tkání a buněk), ovlivňovat hormonální systém a narušovat rozmnožovací funkce, mechanicky poškozovat buňky (časté ve střevě), narušovat trávení nebo funkci fotosyntézy (Tang et al., 2021). Výzkum také naznačuje, že ke snadnější bioakumulaci dochází u částic menších velikostí, protože větší částice se snáze vyloučí (Kumar et al., 2024). Význam hraje také způsob, jakým a v jaké míře organismy přijímají potravu – uvažuje se, že třeba některé velryby (například kepokak) mohou za den pozřít až tisíce částic mikroplastů (Tang et al., 2021).

Celkově je nedostatek studií, které by se věnovaly této problematice z širšího hlediska, většina se především zaměřuje na kvantifikaci mikroplastů přítomných v tělech konkrétních organismů a jen některé k tomu popisují také mechanismy toxicity. Ale zatím nedokážeme přesně popsat dlouhodobé účinky mikroplastů na životní prostředí. Výzkum také značně komplikuje to, že různé druhy organismů jsou různě citlivé vůči přítomnosti mikroplastů. Další komplikací je to, že jsou mikroplasty tak různorodé a závisí tedy na jejich typu, velikosti a tvaru, jak se budou chovat v prostředí a jestli budou představovat větší či menší hrozbu.

## 9. Informace o dopadu zvýšených obsahů mikroplastů ve vodách na lidské zdraví

### 9.1 Jak se mikroplasty dostávají do těla

Počet mikroplastových částic, které se za rok mohou dostat člověku do těla dosahují až 200 000 částic z čehož 39 000 až 52 000 částic je ze stravy a pitné vody a 74 000 až 121 000 částic vdechneme – v městském prostředí to budou spíše vyšší hodnoty (Li et al., 2023).

Cesty mikroplastů do lidského těla se klasicky dělí na tři možné způsoby: pozření (s potravou a pitím), vdechnutí a kontaktem s pokožkou (Mamun et al., 2023, Wu et al., 2022, Domenech a Marcos, 2021, Prata et al., 2020).

### **Inhalace**

Mikroplasty ve vzduchu mohou mít různý původ (významná část pochází ze syntetického textilu) (Prata et al., 2020) a jejich koncentrace se významně liší s ohledem na lokalitu; větší koncentrace byly zaznamenány ve vnitřních prostorách oproti venkovním a porovnávání koncentrací například z kancelářského prostředí během všedních dní a během víkendu prokázalo, že ve všedních dnech jsou koncentrace vyšší, což naznačuje souvislost mezi mírou lidské aktivity a množstvím mikroplastů ve vzduchu (Wu et al., 2022). V průměru více mikroplastů za den vdechují muži oproti ženám (Prata et al., 2020, Cox et al., 2019).

Odhaduje se, že zvýšené nošení roušek a respirátorů v souvislosti s opatřeními během pandemie COVID-19, vedlo k nárůstu vdechovaných mikroplastů (Domenech a Marcos, 2021).

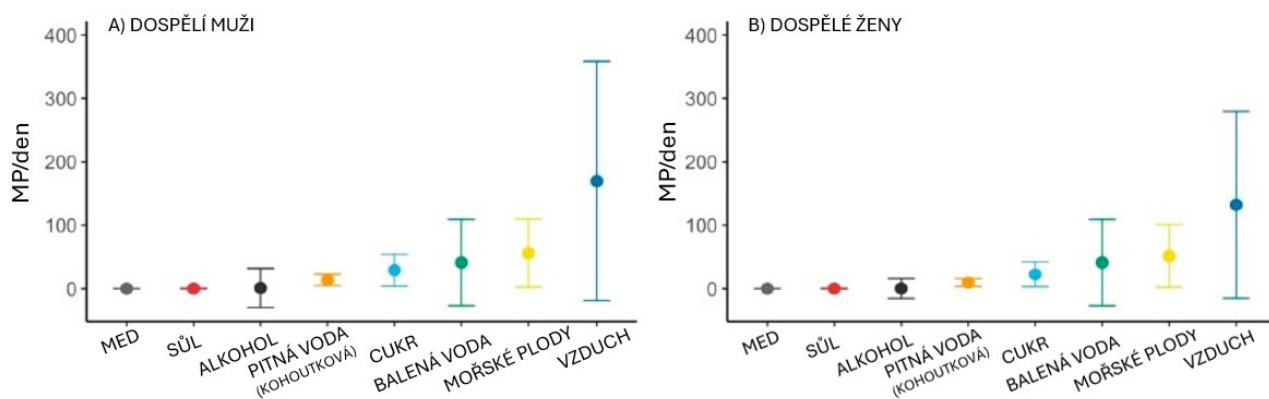
### **Dermální kontakt**

Kontakt s pokožkou je podstatně méně významný způsob přijímání mikroplastů do těla, většinou je za rizikové považované používání kosmetických produktů obsahujících mikroplasty (většinou se jedná o PE), nošení oblečení ze syntetických textilií nebo častý kontakt pokožky s plastovým krytem mobilního telefonu (Wu et al., 2022, Li et al., 2023). Větším rizikem je vstřebávání uvolňovaných aditiv z plastových produktů – například se může jednat o bisfenol A (BPA) a ftaláty, což jsou látky, které jsou prokazatelnými endokrinními disruptory (Prata et al., 2020). Mezi další riziková aditiva patří třeba bromované zpomalovače hoření (BFR), které jsou perzistentní a mají také negativní vliv na endokrinní systém, ale také na imunitní a reprodukční systém (Li et al., 2023).

### **Pozření**

Co se množství pozřených mikroplastů týče, je důležité brát v úvahu nejen o jaké potraviny se jedná, ale také to, jak jsou zabaleny, zpracovávány nebo servírovány, neboť je pravděpodobné, že i jen na talířích během servírování mohou být již přítomny mikroplasty (Prata et al., 2020).

Mikroplasty se hromadí v mořských plodech, které konzumujeme, protože se přenášejí potravním řetězcem z menších mořských živočichů na větší. Měkkýši jako různé druhy mušlí obsahují více mikroplastů než ryby, protože většinou filtrují vodu převážně u dna, kde jsou koncentrace částic vyšší (Wu et al., 2022). Cox et al. (2019) uvádí (Obr. 6) balené vody jako zhruba srovnatelný zdroj mikroplastů pro lidské tělo, jako třeba mořské plody; jako další zdroje uvádí sůl (převážně mořskou), cukr, med, alkohol a kohoutkovou pitnou vodu.



Obr. 6: Průměrná hodnota a směrodatná odchylka koncentrace mikroplastů z jednotlivých zdrojů požitých částic mikroplastů (MP), (upraveno dle Cox et al., 2019)

Dalším zdrojem mikroplastů, které pozřeme, jsou plastové obaly, ve kterých uchováváme potraviny a nápoje – jedná se tedy především o plastové krabičky, lahve, problematické jsou ale i kojenecké lahve nebo čajové sáčky a většinou zvýšené teploty (v případě horkých jídel a nápojů) mohou urychlit uvolňování mikroplastů (Wu et al., 2022). Což vyplývá i z výzkumu, který provedli Chen et al. (2023), kdy se zabývali uvolňováním mikroplastů z denně používaných plastových (PS, PP) či plastem potažených (PE) papírových kelímků a výzkumem zjistili, že množství uvolňovaných mikroplastů je nejvyšší při prvním použití, při vysokých teplotách nápojů, ale také v případě sycených limonád oproti obyčejné vodě.

## 9.2 Přítomnost a vliv mikroplastů v jednotlivých orgánových soustavách

Co se děje s mikroplasty, které se už dostaly do našeho těla? Do krevního oběhu mohou pronikat menší požití částice (většinou  $<1,09 \mu\text{m}$ ), které jsou schopny proniknout střevní stěnou. Zatímco větší částice se pak posouvají dále trávicím traktem a většinou jsou vyloučeny z těla ven. Vdechnuté mikroplasty se mohou usazovat v plicích a pak přecházet do krevního oběhu v rámci okysličování krve a čištění plic. Částice menší než  $0,1 \mu\text{m}$  mohou zůstat v krvi a potenciálně se hromadit v orgánech, jako jsou játra a ledviny (Wu et al., 2022).

Řada studií naznačuje souvislost mezi přítomností mikroplastů v těle a zvýšeným oxidačním stresem (dochází k větší tvorbě volných radikálů – reaktivní formy kyslíku, které jsou v nepoměru s množstvím antioxidantů), ten pak může přispívat k tvorbě zánětů, chronických onemocnění či imunitních reakcí (Wu et al., 2022). Také je vysoce pravděpodobná přímá souvislost mezi přítomností mikroplastů a zánětlivými reakcemi, které mohou být vyvolány jak fyzikálně chemickými vlastnostmi mikroplastů, tak i jejich zvýšenou koncentrací (to především v případě menších částic okolo 1  $\mu\text{m}$  a méně), jejich přítomnost v organismu může mechanicky poškodit buňky, což aktivuje obranu imunitního systému, který začne produkovat zánětlivé látky (Wu et al, 2022).

V trávicím traktu mohou mikroplasty reagovat s řadou látek, jako například s tuky, cukry, bílkovinami, ionty nebo vodou, což bude mít vliv na jejich transport v těle; jejich přítomnost ve střevě může narušit střevní mikroflóru a potenciálně tak vést až k chronickým zánětům střeva (Mamun et al., 2023).

Přítomnost mikroplastů byla zaznamenána v lidské krvi, kde byly nejčastěji detekovány částice PET (u 50 % testovaných), PS (u 36 %), PE (u 23 %) a PMMA (u 5 %), jednalo se o částice větší než 700 nm (Leslie et al., 2022), což je jedním z důkazů, nejen že se mikroplasty skutečně nacházejí v našem těle, ale že se také dostávají do naší oběhové soustavy, a tak mohou být distribuovány dále do jednotlivých orgánů. Klíčovým orgánem jsou tedy játra, neboť čistí naši krev od toxických látek a krev, která se do nich dostává, je právě rovnou z trávicího traktu. Výše zmíněný oxidační stres může narušit tvorbu enzymů v játrech, a dokonce vést až k poškození jater (Mamun et al., 2023).

V případě výskytu mikroplastů v mozku se zatím provádějí převážně jen kvantitativní studie, obdobně tomu je i u studií zaměřených na souvislost přítomnosti mikroplastů a vývoj plodu během těhotenství – například Halfar et al. (2023) z Ostravské univerzity našel mikroplasty a jejich aditiva (nejčastěji se jednalo o chlorovaný polyethylen a stabilizátory PVC) v plodové vodě a placentě v několika případech předčasně narozených dětí.

Diskutovaný je také případný vliv mikroplastů na vznik či průběh rakoviny – jelikož mikroplasty by potenciálně mohly tělem transportovat rakovinové buňky, a tak urychlovat metastázi rakoviny (Brynzak-Schreiber et al., 2024).

Domnívám se, že popsání vlivů mikroplastů na lidské zdraví je jedním z nejkomplicovanějších úkolů výzkumu chování těchto částic, neboť se pokusy musí provádět v laboratorních podmínkách (ať už na zvířatech nebo mimo živý organismus), a proto výsledky

nebudou schopny popsat přesné působení na lidský organismus, který bývá vystavován nepravidelně různě vysokým dávkám různých typů mikroplastů po velmi dlouhé období.

## 10. Shrnutí: očekávané trendy výzkumu

Výsledky řady kvantifikačních studií poukazují na to, že obavy ze znečištění mikroplasty jsou zcela oprávněné. Výzkumy zjistily, že jsou koncentrace částic velmi variabilní podle místa měření, tedy v intenzivně osídlených oblastech jsou podstatně vyšší, zatímco v odlehlých oblastech jsou nižší. Dalším obecným zjištěním bylo, že nejhojněji se v prostředí vyskytují částice PE, PP, PET a PS, což je odrazem toho, že se jedná o nejpoužívanější typy plastů (především pro obalové materiály). Co se rozložení velikostí částic týče, nejhojněji zastoupené bývají ve vodním prostředí částice o velikostech 20-50  $\mu\text{m}$ . Například v řekách to má souvislost s čistírnami odpadních vod (ČOV), které snáze zachytávají částice o větších velikostech. V neposlední řadě se dá z kvantifikačních studií vyvodit, že mají mikroplasty vysokou schopnost akumulovat se v prostředí, převážně v sedimentu. Vzhledem k tomu, že byly plastové částice nalezeny i v odlehlých a neosídlených oblastech, je naprosto nezbytné zabývat se nejen kvantifikací mikroplastů, ale také výzkumem mechanismů transportu.

Aby byly dosaženy co nejlepší výsledky výzkumu, je potřeba multidisciplinárního přístupu k celé problematice, tedy zahrnout odborníky z oborů od ekologie, polymerní chemie, biologie, technologií čištění odpadních vod až po medicínu či legislativu. Pravděpodobně největší výzvou bude výzkum dopadů dlouhodobých expozic mikroplastů na životní prostředí. V současnosti se výsledky studií mnohdy rozcházejí, což může být způsobeno různými metodikami. Zatím nebylo možné pozorovat vlivy působení samotných mikroplastů jako takových na organismy, neboť v běžných podmínkách budou vždy hrát roli i jiné potenciálně negativní faktory současně s působením mikroplastů – například adsorpce těžkých kovů, persistentních organických látek, léčiv či polycyklických aromatických uhlovodíků. Proto by laboratorní testy, které by uvažovaly pouze vliv mikroplastových částic, neodpovídaly realitě. Je tedy dost možné, že jednoznačných odpovědí ohledně působení mikroplastů, především na organismy a lidské zdraví, se jen tak nedočkáme.

Rostoucí tlak na odpovědi ohledně působení mikroplastů na lidské zdraví vede dnes především k častějším analýzám zdrojů pitné vody – i na žádost občanů, například občané města Brna si v roce 2018 odhlasovali projekt „Za zdravější a lepší vodu v Brně“, jehož součástí byly rozbory pitné vody, ale také vod na vstupech a výstupech čistírny odpadních vod (ČOV), jejichž součástí byla také analýza mikroplastů (Hlavínek a Krejza, 2022). Domnívám se, že tento tlak veřejnosti povede obecně k častějšímu monitoringu, nicméně by bylo také vhodné, aby měla veřejnost k dispozici

odborné přehledy o výsledcích studií o mikroplastech. Dále by také potřeba častějšího monitoringu mohla přispět do budoucna ke zlepšení metodiky, vývoji efektivnějších analytických metod pro rychlejší analýzy, nebo také k vývoji nových technologií pro odstraňování mikroplastů z vod.

S monitoringem také souvisí legislativní opatření. Většina zemí vyspělého světa začíná problematice mikroplastů věnovat pozornost – nejčastěji přijímá opatření na omezení plastových produktů, především těch na jedno použití (například v EU). Ale postupně různé státy světa začínají omezovat také využívání primárních mikroplastů (především v kosmetice), což je významným krokem, i když pravděpodobně ne všespásným, ke snížení přísunu mikroplastů do životního prostředí. Ale s tímto nárůstem legislativních opatření, také vzrůstá potřeba pravidelného monitoringu koncentrací polymerních částic ve vodním prostředí, abychom tak mohli posoudit účinnost zavedených opatření a na základě výsledků posoudit efektivitu zavedených opatření.

Počty vědeckých článků o této problematice rostou exponenciálně (Zhou et al., 2022). Získáváme tak tedy spoustu nových poznatků, ale zároveň dochází i k informačnímu přehlcení, a tím ztížené orientaci v problematice, což je věc, která by se snad do budoucna také mohla změnit. Začátkem by mohla být standardizace metod a postupů při výzkumech. O tu se pokusil už Koelmans et al. v roce 2019, ale stále ke sjednocení nedošlo. Právě standardizace by mohla pomoci k lepšímu porovnávání výsledků studií na globální úrovni a vést tak k častější mezinárodní spolupráci nejen v rovině výzkumu, ale také při hledání legislativních opatření.

## 11. Literatura

- ADEGOKE, Kayode Adesina, et al. Microplastics toxicity, detection, and removal from water/wastewater. *Marine pollution bulletin*, 2023, 187: 114546. Dostupné z doi: 10.1016/j.marpolbul.2022.114546
- AKYILDIZ, Sinem Hazal, et al. Release of microplastic fibers from synthetic textiles during household washing. *Environmental Pollution*, 2024, 357: 124455. Dostupné z doi: 10.1016/j.envpol.2024.124455
- AL MAMUN, Abdullah, et al. Microplastics in human food chains: Food becoming a threat to health safety. *Science of the Total Environment*, 2023, 858: 159834. Dostupné z doi: 10.1016/j.scitotenv.2022.159834
- ANDRADY, Anthony L. The plastic in microplastics: A review. *Marine pollution bulletin*, 2017, 119.1: 12-22. Dostupné z doi: 10.1016/j.marpolbul.2017.01.082
- AŠMONAITĖ, Giedrė, et al. Microplastics as a vector for exposure to hydrophobic organic chemicals in fish: a comparison of two polymers and silica particles spiked with three model compounds. *Frontiers in environmental science*, 2020, 8: 87. Dostupné z doi: 10.3389/fenvs.2020.00087
- BADOLA, Neha; SOBHAN, Faisal; CHAUHAN, Jaspal Singh. Microplastics in the River Ganga and its fishes: Study of a Himalayan River. *Science of The Total Environment*, 2023, 901: 165924. Dostupné z doi: 10.1016/j.scitotenv.2023.165924
- BALESTRA, Valentina, et al. Preliminary investigations of microplastic pollution in karst systems, from surface watercourses to cave waters. *Journal of Contaminant Hydrology*, 2023, 252: 104117. Dostupné z doi: 10.1016/j.jconhyd.2022.104117
- BAO, Lian-Jun, et al. Microplastics on the planet: current knowledge and challenges. *Environmental Science & Technology Letters*, 2024, 11.12: 1262-1271. Dostupné z doi: 10.1021/acs.estlett.4c00603
- BROŽOVÁ, Kateřina, et al. The first evidence of microplastic occurrence in mine water: the largest black coal mining area in the Czech Republic. *Water Research*, 2023, 244: 120538. Dostupné z doi: 10.1016/j.watres.2023.120538
- CARPENTER, Edward J., et al. Polystyrene spherules in coastal waters. *Science*, 1972, 178.4062: 749-750. Dostupné z doi: 10.1126/science.178.4062.749

D'AVIGNON, Genevieve; GREGORY-EAVES, Irene; RICCIARDI, Anthony. Microplastics in lakes and rivers: an issue of emerging significance to limnology. *Environmental Reviews*, 2022, 30.2: 228-244. Dostupné z doi: 10.1139/er-2021-0048

DEKIFF, Jens H., et al. Occurrence and spatial distribution of microplastics in sediments from Norderney. *Environmental Pollution*, 2014, 186: 248-256. Dostupné z doi: 10.1016/j.envpol.2013.11.019

DELFT, S. E.; HLAVÍNEK, Petr, KREJZA, Zdeněk. Za zdravější a lepší vodu v Brně [online]. 2022. Dostupné z: <https://paro.damenavas.cz/wp-content/uploads/2022/05/.pdf> [cit. 2025-04-20]

DOMENECH, Josefa; MARCOS, Ricard. Pathways of human exposure to microplastics, and estimation of the total burden. *Current Opinion in Food Science*, 2021, 39: 144-151. Dostupné z doi: 10.1016/j.cofs.2021.01.004

DONG, Shunan, et al. Transport characteristics of fragmental polyethylene glycol terephthalate (PET) microplastics in porous media under various chemical conditions. *Chemosphere*, 2021, 276: 130214. Dostupné z doi: 10.1016/j.chemosphere.2021.130214

DUCHÁČEK, Vratislav. *Polymery: výroba, vlastnosti, zpracování, použití*. 2. přeprac. vyd. Praha: Vysoká škola chemicko-technologická, 2006. ISBN 80-7080-617-6.

FELDMAN, Dorel. Polymer history. *Designed monomers and polymers*, 2008, 11.1: 1-15. Dostupné z doi: 10.1163/156855508X292383

GAO, Sijia, et al. A review on microplastics in major European rivers. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, 2024, 11.3: e1713. Dostupné z doi: 10.1002/wat2.1713

HANSEN, Jeannette, et al. Quantification and characterization of microplastics in surface water samples from the Northeast Atlantic Ocean using laser direct infrared imaging. *Marine Pollution Bulletin*, 2023, 190: 114880. Dostupné z doi: 10.1016/j.marpolbul.2023.114880

HE, Beibei, et al. Dispersal and transport of microplastics in river sediments. *Environmental pollution*, 2021, 279: 116884. Dostupné z doi: 10.1016/j.envpol.2021.116884

HERNANDEZ, Laura M.; YOUSEFI, Nariman; TUFENKJI, Nathalie. Are there nanoplastics in your personal care products?. *Environmental Science & Technology Letters*, 2017, 4.7: 280-285. Dostupné z doi: 10.1021/acs.estlett.7b00187

- HILDEBRANDT, Lars, et al. Comparison and uncertainty evaluation of two centrifugal separators for microplastic sampling. *Journal of hazardous materials*, 2021, 414: 125482. Dostupné z doi: 10.1016/j.jhazmat.2021.125482
- HORTON, Alice A., et al. Large microplastic particles in sediments of tributaries of the River Thames, UK—Abundance, sources and methods for effective quantification. *Marine pollution bulletin*, 2017, 114.1: 218-226. Dostupné z doi: 10.1016/j.marpolbul.2016.09.004
- HUANG, Qian'en, et al. Occurrence of microplastics pollution in the Yangtze River: Distinct characteristics of spatial distribution and basin-wide ecological risk assessment. *Water Research*, 2023, 229: 119431. Dostupné z doi: 10.1016/j.watres.2022.119431
- ISSAC, Merlin N.; KANDASUBRAMANIAN, Balasubramanian. Effect of microplastics in water and aquatic systems. *Environmental Science and Pollution Research*, 2021, 28: 19544-19562. Dostupné z doi: 10.1007/s11356-021-13184-2
- JIA, Weiqian, et al. Automated identification and quantification of invisible microplastics in agricultural soils. *Science of the Total Environment*, 2022, 844: 156853. Dostupné z doi: 10.1016/j.scitotenv.2022.156853
- JIANG, Jia-Qian. Occurrence of microplastics and its pollution in the environment: A review. *Sustainable production and consumption*, 2018, 13: 16-23. Dostupné z doi: 10.1016/j.spc.2017.11.003
- KALARONIS, Dimitrios, et al. Microscopic techniques as means for the determination of microplastics and nanoplastics in the aquatic environment: A concise review. *Green Analytical Chemistry*, 2022, 3: 100036. Dostupné z doi: 10.1016/j.greeac.2022.100036
- KALČÍKOVÁ, Gabriela, et al. Wastewater treatment plant effluents as source of cosmetic polyethylene microbeads to freshwater. *Chemosphere*, 2017, 188: 25-31. Dostupné z doi: 10.1016/j.chemosphere.2017.08.131
- KOELMANS, Albert A., et al. Microplastics in freshwaters and drinking water: Critical review and assessment of data quality. *Water research*, 2019, 155: 410-422. Dostupné z doi: 10.1016/j.watres.2019.02.054
- KUMAR, Vinay, et al. Origin, ecotoxicity, and analytical methods for microplastic detection in aquatic systems. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 2024, 170: 117392. Dostupné z doi: 10.1016/j.trac.2023.117392

KUNZ, Alexander, et al. Distribution and quantity of microplastic on sandy beaches along the northern coast of Taiwan. *Marine Pollution Bulletin*, 2016, 111.1-2: 126-135. Dostupné z doi: 10.1016/j.marpolbul.2016.07.022

KUNZ, Alexander, et al. Microplastics in rivers along an urban-rural gradient in an urban agglomeration: correlation with land use, potential sources and pathways. *Environmental Pollution*, 2023, 321: 121096. Dostupné z doi: 10.1016/j.envpol.2023.121096

LEE, Jin-Yong, et al. Microplastic pollution in groundwater: a systematic review. *Environmental Pollutants and Bioavailability*, 2024, 36.1: 2299545. Dostupné z doi: 10.3349/ymj.2023.0048

LI, Jingyi; LIU, Huihui; CHEN, J. Paul. Microplastics in freshwater systems: A review on occurrence, environmental effects, and methods for microplastics detection. *Water research*, 2018, 137: 362-374. Dostupné z doi: 10.1016/j.watres.2017.12.056

LI, Yue, et al. Potential health impact of microplastics: a review of environmental distribution, human exposure, and toxic effects. *Environment & Health*, 2023, 1.4: 249-257. Dostupné z doi: 10.1021/envhealth.3c00052

LIN, Hsin-Tien, et al. Microplastics in Asian rivers: Geographical distribution, most detected types, and inconsistency in methodologies. *Environmental Pollution*, 2024, 123985. Dostupné z doi: 10.1016/j.envpol.2024.123985

LIU, Yandong, et al. Assessing the potential risk and relationship between microplastics and phthalates in surface seawater of a heavily human-impacted metropolitan bay in northern China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2020, 204: 111067. Dostupné z doi: 10.1016/j.ecoenv.2020.111067

LIU, Yuan, et al. Phthalates released from microplastics can't be ignored: Sources, fate, ecological risks, and human exposure risks. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 2024, 179: 117870. Dostupné z doi: 10.1016/j.trac.2024.117870

LÖDER, Martin GJ, et al. Enzymatic purification of microplastics in environmental samples. *Environmental science & technology*, 2017, 51.24: 14283-14292. Dostupné z doi: 10.1021/acs.est.7b03055

MINTENIG, Svenja M., et al. Identification of microplastic in effluents of waste water treatment plants using focal plane array-based micro-Fourier-transform infrared imaging. *Water research*, 2017, 108: 365-372. Dostupné z doi: 10.1016/j.watres.2016.11.015

MINTENIG, Svenja M., et al. Low numbers of microplastics detected in drinking water from ground water sources. *Science of the total environment*, 2019, 648: 631-635. Dostupné z doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.08.178

NOVOTNA, Katerina, et al. Microplastics in drinking water treatment—current knowledge and research needs. *Science of the total environment*, 2019, 667: 730-740. Dostupné z doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.02.431

PAN, Ting, et al. Review of microplastics in lakes: sources, distribution characteristics, and environmental effects. *Carbon Research*, 2023, 2.1: 25. Dostupné z doi: 10.1007/s44246-023-00057-1

PEEZ, Nadine; JANISKA, Marie-Christine; IMHOF, Wolfgang. The first application of quantitative <sup>1</sup>H NMR spectroscopy as a simple and fast method of identification and quantification of microplastic particles (PE, PET, and PS). *Analytical and bioanalytical chemistry*, 2019, 411: 823-833. Dostupné z doi: 10.1007/s00216-018-1510-z

PENG, Guyu, et al. Microplastics in freshwater river sediments in Shanghai, China: a case study of risk assessment in mega-cities. *Environmental Pollution*, 2018, 234: 448-456. Dostupné z doi: 10.1016/j.envpol.2017.11.034

PENG, X., et al. Microplastics contaminate the deepest part of the world's ocean. *Geochemical Perspectives Letters*, 2018, 9.1: 1-5. Dostupné z doi: 10.7185/geochemlet.1829

PIVOKONSKÝ, Martin, et al. Occurrence and fate of microplastics at two different drinking water treatment plants within a river catchment. *Science of the Total Environment*, 2020, 741: 140236. Dostupné z doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.140236

PIVOKONSKY, Martin, et al. Occurrence of microplastics in raw and treated drinking water. *Science of the total environment*, 2018, 643: 1644-1651. Dostupné z doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.08.102

PRATA, Joana Correia, et al. Environmental exposure to microplastics: An overview on possible human health effects. *Science of the total environment*, 2020, 702: 134455. Dostupné z doi: 10.1016/j.envpol.2017.11.043

PRUNIER, Jonathan, et al. Trace metals in polyethylene debris from the North Atlantic subtropical gyre. *Environmental Pollution*, 2019, 245: 371-379. Dostupné z doi: 10.1016/j.envpol.2018.10.043

SERRANTI, Silvia; GARGIULO, Aldo; BONIFAZI, Giuseppe. Classification of polyolefins from building and construction waste using NIR hyperspectral imaging system. *Resources, Conservation and Recycling*, 2012, 61: 52-58. Dostupné z doi: 10.1016/j.resconrec.2012.01.007

SCHERER, Christian, et al. Comparative assessment of microplastics in water and sediment of a large European river. *Science of the Total Environment*, 2020, 738: 139866. Dostupné z doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.139866

SCHMID, Chiara; COZZARINI, Luca; ZAMBELLO, Elena. Microplastic's story. *Marine pollution bulletin*, 2021, 162: 111820. Dostupné z doi: 10.1016/j.marpolbul.2020.111820

SINGH, Nisha, et al. Characteristics and spatial distribution of microplastics in the lower Ganga River water and sediment. *Marine Pollution Bulletin*, 2021, 163: 111960. Dostupné z doi: 10.1016/j.marpolbul.2020.111960

SONG, Young Kyung, et al. A comparison of microscopic and spectroscopic identification methods for analysis of microplastics in environmental samples. *Marine pollution bulletin*, 2015, 93.1-2: 202-209. Dostupné z doi: 10.1016/j.marpolbul.2015.01.015

SUN, Qinghui, et al. Research progress on distribution, sources, identification, toxicity, and biodegradation of microplastics in the ocean, freshwater, and soil environment. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, 2022, 16.1: 1. Dostupné z doi: 10.1007/s11783-021-1429-z

TALVITIE, Julia, et al. How well is microlitter purified from wastewater?—A detailed study on the stepwise removal of microlitter in a tertiary level wastewater treatment plant. *Water research*, 2017, 109: 164-172. Dostupné z doi: 10.1016/j.watres.2016.11.046

TANG, Yisha; HARDY, Trinity J.; YOON, Jeong-Yeol. Receptor-based detection of microplastics and nanoplastics: Current and future. *Biosensors and Bioelectronics*, 2023, 234: 115361. Dostupné z doi: 10.1016/j.bios.2023.115361

TANG, Yuanqiang, et al. A review: Research progress on microplastic pollutants in aquatic environments. *Science of the total environment*, 2021, 766: 142572. Dostupné z doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.142572

THOMPSON, Richard C., et al. Lost at sea: where is all the plastic?. *Science*, 2004, 304.5672: 838-838. Dostupné z doi: 10.1126/science.1094559

TOTO, Benuarda, et al. Efficient extraction of small microplastic particles from rat feed and feces for quantification. *Heliyon*, 2023, 9.1. Dostupné z doi: 10.1016/j.heliyon.2023.e12811

VEERASINGAM, S., et al. Characteristics, seasonal distribution and surface degradation features of microplastic pellets along the Goa coast, India. *Chemosphere*, 2016, 159: 496-505. Dostupné z doi: 10.1016/j.chemosphere.2016.06.056

WIMMEROVÁ, Lenka; HENZLOVÁ, Linda a LEXA, Martin. Mikroplasty ve vodách – jejich analýza a toxicita pro vodní organismy. *Vodní hospodářství*, 2022, 70: 4. Dostupné z: <https://vodnihospodarstvi.cz/mikroplasty-ve-vodach-jejich-analyza-a-%E2%80%AFtoxicita-pro-vodni-organismy/>

WU, Pengfei, et al. Absorption, distribution, metabolism, excretion and toxicity of microplastics in the human body and health implications. *Journal of Hazardous Materials*, 2022, 437: 129361. Dostupné z doi: 10.1016/j.jhazmat.2022.129361

XU, Jun, et al. Global distribution, drivers, and potential hazards of microplastics in groundwater: A review. *Science of The Total Environment*, 2024, 176194. Dostupné z doi: 10.1016/j.scitotenv.2024.176194

YANG, Siyuan, et al. A comparative review of microplastics in lake systems from different countries and regions. *Chemosphere*, 2022, 286: 131806. Dostupné z doi: 10.1016/j.chemosphere.2021.131806

ZHANG, Cai, et al. Toxic effects of microplastic on marine microalgae *Skeletonema costatum*: interactions between microplastic and algae. *Environmental pollution*, 2017, 220: 1282-1288. Dostupné z doi: 10.1016/j.envpol.2016.11.005

ZHANG, Ying; DAI, Wenhong; LIU, Xiang. Impact of water level fluctuation on microplastic transportation and redistribution in a floodplain Lake system. *Water*, 2023, 15.20: 3658. Dostupné z doi: 10.3390/w15203658

ZHOU, Chongyu, et al. The emerging issue of microplastics in marine environment: A bibliometric analysis from 2004 to 2020. *Marine Pollution Bulletin*, 2022, 179: 113712. Dostupné z doi: 10.1016/j.marpolbul.2022.113712

Legislativa:

CONSILIUM.EUROPA.EU. Oběhové hospodářství [online]. 2025. Dostupné z: <https://www.consilium.europa.eu/cs/policies/circular-economy/> [cit. 2025-04-10]

ECHA.EUROPA.EU. Call for evidence on possible restriction of microplastics [online]. 2018. Dostupné z: <https://echa.europa.eu/cs/-/call-for-evidence-on-possible-restriction-of-microplastics> [cit. 2025-04-10]

ECHA.EUROPA.EU. ECHA identifies risks from PVC additives and microparticle releases [online]. 2023. Dostupné z: <https://echa.europa.eu/cs/-/echa-identifies-risks-from-pvc-additives-and-microparticle-releases> [cit. 2025-04-10]

ECHA.EUROPA.EU. ECHA to consider restrictions on the use of oxo-plastics and microplastics [online]. 2018. Dostupné z: <https://echa.europa.eu/cs/-/echa-to-consider-restrictions-on-the-use-of-oxo-plastics-and-microplasti-1> [cit. 2025-04-10]

ECHA.EUROPA.EU. Intentionally added microplastics likely to accumulate in terrestrial and freshwater environments [online]. 2018. Dostupné z: <https://echa.europa.eu/cs/-/intentionally-added-microplastics-likely-to-accumulate-in-terrestrial-and-freshwater-environments> [cit. 2025-04-10]

ECHA.EUROPA.EU. Scientific committees: EU-wide restriction best way to reduce microplastic pollution [online]. 2020. Dostupné z: <https://echa.europa.eu/cs/-/scientific-committees-eu-wide-restriction-best-way-to-reduce-microplastic-pollution> [cit. 2025-04-10]

EUROPARL.EUROPA.EU. Plastový odpad a jeho recyklace v EU (infografika) [online]. 2018. Dostupné z: <https://www.europarl.europa.eu/topics/cs/article/20181212STO21610/plastovy-odpad-a-jeho-recyklace-v-eu-infografika> [cit. 2025-04-20]

EVROPSKÁ KOMISE. Cesta ke zdravé planetě pro všechny Akční plán EU: „Vstříc nulovému znečištění ovzduší, vod a půdy“. 2021

EVROPSKÁ KOMISE. Zelená dohoda pro Evropu. 2019

NAŘÍZENÍ EVROPSKÉHO PARLAMENTU A RADY (EU) o obalech a obalových odpadech, o změně nařízení (EU) 2019/1020 a směrnice (EU) 2019/904 a o zrušení směrnice 94/62/ES

NAŘÍZENÍ KOMISE (EU) 2023/2055 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

PLASTICSEUROPE.ORG. Plastics – the facts 2024 [online]. 2024. Dostupné z: <https://plasticseurope.org/knowledge-hub/plastics-the-fast-facts-2024/> [cit. 2025-04-20]

SMĚRNICE EVROPSKÉHO PARLAMENTU A RADY (EU) 2019/904 o omezení dopadu některých plastových výrobků na životní prostředí

SMĚRNICE EVROPSKÉHO PARLAMENTU A RADY (EU) 2020/2184 o jakosti vody určené k lidské spotřebě