

**UNIVERZITA KARLOVA**

**Přírodovědecká fakulta**

Ústav pro životní prostředí

Ústav pro hydrodynamiku AV ČR, v. v. i.

Studijní program: **Ekologie a ochrana prostředí**

Studijní obor: **Ochrana životního prostředí**



**Andrea Skalníková**

**ODSTRAŇOVÁNÍ MIKROPLASTŮ Z VODY**

**REMOVAL OF MICROPLASTICS FROM WATER**

**Diplomová práce**

Vedoucí závěrečné práce: **doc. RNDr. Martin Pivokonský, Ph.D.**

Praha 2021

## **Prohlášení**

Prohlašuji, že jsem závěrečnou práci zpracovala samostatně s využitím uvedené literatury a informací, na něž odkazuji. Svoluji k jejímu zapůjčení s tím, že veškeré (i přejaté) informace budou řádně ocitovány. Rovněž prohlašuji, že předložená diplomová práce se shoduje s elektronickou verzí vloženou do SIS.

V Praze dne 4. 1. 2021

.....

podpis

## **Poděkování**

Děkuji panu doc. RNDr. Martinu Pivokonskému, Ph.D. za příležitost podílet se na novém projektu, za ochotu a odborné i přátelské vedení práce. Velmi děkuji Ing. Michaele Prokopové za čas, ochotu, spolupráci a podnětné připomínky, které mi pomohly k sepsání této práce. Děkuji také Mgr. Kateřině Fialové za podnětné připomínky k práci.

Dále děkuji pracovníkům Ústavu pro hydrodynamiku AV ČR v. v. i. za ochotu a spolupráci.

V neposlední řadě děkuji své rodině, která při mně stála a podporovala mě během studia a při psaní diplomové práce.

## Obsah

<b>Abstrakt</b> .....	6
<b>1. Úvod a cíl práce</b> .....	8
<b>2. Literární přehled</b> .....	10
2.1 Zdroje MP v životním prostředí .....	10
2.1.1 MP v povrchových vodách a ve zdrojích pitné vody .....	11
2.1.2 MP v pitné vodě .....	16
2.2 Druhy polymerů – složení a vlastnosti .....	19
2.3 Metody a principy odstraňování znečišťujících látek z vody .....	21
2.3.1 Koagulace/flokulace .....	21
2.3.1.1 Koagulace MP .....	22
2.3.2 Separace suspenze .....	25
2.3.2.1 Filtrace .....	26
<b>3. Materiály a metodika</b> .....	27
3.1 Polyvinylchlorid .....	27
3.2 Příprava vzorků .....	27
3.3 Stanovení náboje PVC .....	28
3.4 Optimalizační sklenicové zkoušky .....	28
3.5 Analýza rozpuštěného organického uhlíku (DOC) .....	30
3.6 Stanovení Fe .....	30
<b>4. Výsledky a diskuse</b> .....	31
4.1 Povrchový náboj PVC .....	31
4.2 Koagulace PVC síranem železitým .....	32
4.2.1 Výsledky optimalizačních sklenicových zkoušek .....	32
4.2.2 Mechanismus koagulace .....	36
4.3 Zbytková koncentrace Fe .....	37
4.3.1 Vliv hodnoty pH a dávky koagulačního činidla .....	37

4.3.2	Vliv PVC na zbytkovou koncentraci Fe .....	40
4.4	Sklenicová zkouška PVC bez koagulačního činidla.....	43
<b>5.</b>	<b>Závěr</b> .....	<b>45</b>
	<b>Seznam použitých veličin a zkratk</b> .....	<b>47</b>
	<b>Literatura</b> .....	<b>48</b>

## **Abstrakt**

Diplomová práce se zabývá zjištěním odstranitelnosti částic mikroplastů různých tvarů (fragmenty, vlákna, sférické částice) z vody pomocí standartních metod úpravy vody - koagulací, filtrací a sedimentací. K experimentům byl zvolen jako zástupce mikroplastů polyvinylchlorid s velikostí  $\leq 50 \mu\text{m}$  o objemové hmotnosti  $1,38 \text{ g/cm}^3$ . Koagulace za použití síranu železitého jako koagulačního činidla byla provedena v rozsahu pH 5, 6, 7 a 8 a dávek koagulačního činidla 20, 40 a 60 mg/l. Z výsledků této práce bylo zjištěno, že účinnost koagulace částic polyvinylchloridu je ovlivněna hodnotou pH. Optimální hodnota pH byla 7 při dávce koagulačního činidla 20, 40 a 60 mg/l. Přítomnost polyvinylchloridu měla na koagulaci pozitivní vliv, což se projevilo snížením zbytkové koncentrace železa po koagulaci, při hodnotě pH 5 - 7. V původním roztoku s obsahem polyvinylchloridu byla hodnota rozpuštěného organického uhlíku 1,2 mg/l, po filtraci došlo ke snížení obsahu rozpuštěného organického uhlíku až o 70 % při hodnotě pH 7 a dávce koagulačního činidla 40 a 60 mg/l. Z experimentů bylo zjištěno, že částice polyvinylchloridu jsou po koagulaci schopny rychlejší sedimentace. Vločky vznikající při koagulaci účinně zachytávají částice polyvinylchloridu a usnadňují jejich odstraňování z vody sedimentací. Účinné odstraňování částic polyvinylchloridu z vody pomocí koagulace, sedimentace a filtrace je pravděpodobně způsobeno objemovou hmotností částic, která je vyšší než objemová hmotnost vody.

## **Klíčová slova**

zdroje pitné vody, mikroplasty, kontaminace plasty, koagulace, filtrace, sedimentace, úprava vody

## **Abstract**

The aim of this diploma thesis is to investigate the removability of microplastic particles with different shapes (fragments, spheres, fibers) by standard water treatment process, such as coagulation, filtration and sedimentation. For the experimental purpose in this study, polyvinyl chloride with a size  $\leq 50 \mu\text{m}$  and a density of  $1.38 \text{ g/cm}^3$ , was used as a representative of microplastics. The coagulation has been provided by ferric sulphate in pH range 5, 6, 7 and 8 and at a different dose of coagulant 20, 40, and 60 mg/l. The study results has shown, that the coagulation efficiency of polyvinyl chloride particles were affected by pH. The optimal value of pH has been 7 at the coagulant dose of 20, 40 and 60 mg/l. The presence of polyvinyl chloride shown a positive effect on coagulation. It has been reflected in a reduction of the residuals of iron concentration after coagulation, at pH 5-7. Solution with polyvinyl chloride contained 1,2 mg/l dissolved organic carbon. After filtration the concentration decreased up to 70 % at pH 7 at dose of coagulant 40 and 60 mg/l. Experiments have shown that polyvinyl chloride particles are capable of faster sedimentation after coagulation. The flocs formed during coagulation interacted effectively with the polyvinyl chloride particles and facilitate their removal from the water by sedimentation. The efficient removal of polyvinyl chloride particles from water by coagulation, sedimentation and filtration is probably caused by a particle density, that is higher than the density of water.

## **Key words**

Drinking water sources, Microplastics, Plastic contamination, Coagulation, Filtration, Sedimentation, Water treatment

## 1. Úvod a cíl práce

Mikroplasty (dále MP) se staly v poslední době populárním tématem ve veřejných diskusích, odborných člancích i v populárně naučných textech. Toto téma rezonuje napříč všemi obory v důsledku narůstajícího znečištění životního prostředí (řek, moří, oceánů a půd) právě MP částicemi, které mohou mít negativní vliv na organismy potažmo na lidské zdraví (Barceló a Picó, 2019; Triebkorn a kol., 2019; Pervez a kol., 2020).

MP jsou obecně definovány jako částice do 5 mm (Andrady, 2011; Eerkes-Medrano a kol., 2015; Koelmans a kol., 2016), zatímco částice  $< 1 \mu\text{m}$  nebo částice  $< 100 \text{ nm}$  jsou označovány jako nanoplasty (Koelmans a kol., 2016; Gigault a kol., 2018; Hahladakis a kol., 2018; Rocha-Santos, 2018; Lee a Chae, 2021). Počet studií věnující se MP částicím, které jsou  $< 100 \mu\text{m}$  narůstá. Studie se zaměřují na obsah MP v různých složkách životního prostředí, jako jsou zdroje pitné vody (Zhao a kol., 2014; Pivokonský a kol., 2018a; Wang a kol., 2018; Mintenig a kol., 2019; Novotná a kol., 2019; Triebkorn a kol., 2019; Zhifeng Wang a kol., 2020), vody přečištěné na úpravárnách vody (Pivokonský a kol., 2018a; Pivokonský a kol., 2020; Rumeng Wang a kol., 2020; Zhang a kol., 2020), nebo jsou stanovovány koncentrace MP na výstupu z čistíren odpadních vod (Mintenig a kol., 2019; Cao a kol., 2020).

MP jsou částice nepodléhající degradaci, v důsledku toho v životním prostředí dochází k jejich bioakumulaci, akumulaci ve vodním prostředí (řek, nádrží, jezer, moří a oceánů) a ukládání do sedimentů (Martins a Sobral, 2011; Ziajahromi a kol., 2020; Maghsodian a kol., 2021). MP slouží jako nosiče patogenů do organismu. Jejich povrch tvoří ideální prostředí pro různé druhy bakterií, příkladem můžou být *V. parahaemoliticus*, *V. mimicus*, *V. vulnificus* a další bakterie z rodu *E. coli* (McCormick a kol., 2014; Viršek a kol., 2017; Eckert a kol., 2018; Imran a kol., 2019; Silva a kol., 2019; Wu a kol., 2019). Kromě patogenních látek MP adsorbují i látky toxické. Při analýze MP byl zjištěn obsah arsenu *As*, kadmia *Cd*, chromu *Cr*, mědi *Cu*, olova *Pb* (Massos a Turner, 2017; Mohsen a kol., 2019), dále látek jako jsou POPs (persistentní organické polutanty), PCBs (polychlorované bifenyly), PAHs (polycyklické aromatické uhlovodíky) (Endo a kol., 2005; Ogata a kol., 2009). Jedním z nejčastějších nežádoucích účinků takto obohacených MP je oxidativní stres, který může vést až ke kardiovaskulární fibróze a srdečním disfunkcím (C. Li a kol., 2020; Y. Li a kol., 2020).

Pitná voda představuje potenciální zdroj MP do lidského těla. Proto je třeba prozkoumat mechanismy jednotlivých kroků úpravy vody a zajistit jejich maximální

účinnost. Prací publikovaných na toto téma je jen velmi málo, a často jsou zaměřené na MP > 100 µm (Ma a kol., 2019a, 2019b). Bylo zjištěno, že při úpravě vody jsou nejproblematictější částice MP < 100 µm (Zhao a kol., 2014; Wang a kol., 2018; Pivokonský a kol., 2018a; Mintenig a kol., 2019; Triebskorn a kol., 2019; Novotná a kol., 2019; Zhifeng Wang a kol., 2020). Tato práce je proto zaměřena na MP < 100 µm a zkoumá procesy koagulace, sedimentace a filtrace. Koagulace je klíčový proces při úpravě vody, a proto je třeba zjistit jaká je účinnost koagulace při odstraňování MP z vody. Při procesu koagulace se používají různá koagulační činidla, jedním z nich je síran železitý, jemuž se věnuje tato práce.

### **Cílem této diplomové práce je:**

**Hlavní cíl:** Zjistit odstranitelnost MP částic standartními metodami úpravy vody

- Koagulací a filtrací
- Koagulací, sedimentací a filtrací

### **Předpoklady**

- Koagulace síranem železitým bude mít pozitivní vliv na účinnost odstranění částic polyvinylchloridu pomocí filtrace a sedimentace
- Účinnost odstranění částic polyvinylchloridu bude vyšší u filtrace než u sedimentace

## 2. Literární přehled

### 2.1 Zdroje MP v životním prostředí

Vytvoření prvního plastového materiálu sahá na počátek 19. století. Charles Goodyear v roce 1839 objevil proces vulkanizace kaučuku. Na tento objev navázal další výzkum, který dospěl až k objevení způsobu výroby syntetických polymerů (Stevenson a kol., 2008; Wagner a Lambert, 2018). Syntetické polymery jsou nedegradovatelné materiály, které se v životním prostředí rozpadají na menší a menší částice, čímž vznikají MP. Vstupy MP do životního prostředí lze rozdělit do dvou skupin, na primární a sekundární. Primární zdroje tvoří částice z průmyslové výroby, například použití MP ke kosmetickým účelům či do zubních past. Sekundární zdroje můžeme definovat jako zdroje nekontrolovatelné. Jedná se o částice MP vzniklé abrazí a degradací větších plastových těles, například otěrem pneumatik o vozovku vzniká nezanedbatelné množství MP částic. Tyto částice jsou splachem transportovány do povrchových vod (Pivokonský a kol., 2018a; Koelmans a kol., 2019; Pivokonský a kol., 2020). Na rozdíl od sekundární produkce lze primární produkci monitorovat, potažmo omezit a snížit vstupy nežádoucího materiálu do složek životního prostředí (Barnes a kol., 2009; Horton a kol., 2017; Tien a kol., 2020; Wagner a Lambert, 2018). Vyrůstající koncentrace MP v životním prostředí má negativní vliv na život vodních i suchozemských organismů a stává se jedním z hlavních polutantů antropocénu (Khan a kol., 2018; Wagner a Lambert, 2018).

Stálý nárůst množství plastových materiálů a jednorázových plastových obalů souvisí s moderním životním stylem obyvatelstva. MP byly detekovány na vstupech i výstupech z čistíren odpadních vod (ČOV). Nejčastějším materiálem na výstupu jsou zbytky vláken z praní textilií (Kyrikou a Briassoulis, 2007; Dris a kol., 2016; Wu a kol., 2016). I přes to, že účinnost ČOV byla zaznamenána až 98–99,9% odstranění MP (Carr a kol., 2016; Murphy a kol., 2016; Lares a kol., 2018; Simon a kol., 2018), mohou být čistírny odpadních vod stále významným zdrojem MP (Mason a kol., 2016; Murphy a kol., 2016; Leslie a kol., 2017; Talvitie a kol., 2017a, 2017b; Ziajahromi a kol., 2020). Dále je třeba věnovat pozornost také nakládání s odpady z ČOV. Jestliže se použije kal, který může obsahovat značné množství MP např. v zemědělství, mohou být MP přeneseny zpět do životního prostředí (Zubris a Richards, 2005; Leslie a kol., 2017; Talvitie a kol., 2017b; Novotná a kol., 2019).

### 2.1.1 MP v povrchových vodách a ve zdrojích pitné vody

Stále větší počet vědeckých studií výskytu MP se zaměřuje na sladkovodní povrchové zdroje vody, jezera a řeky, určené k úpravě na vodu pitnou (Pivokonský a kol., 2018a; Pico a kol., 2019; Johnson a kol., 2020; X. Meng a kol., 2020; Y. Meng a kol., 2020), zatímco pouze dvě studie byly zaměřeny na výskyt MP v podzemních vodách (Mintenig a kol., 2019; Lee a Kim, 2018). Na počátku se studie zaměřovaly spíše na částice MP > 0,5 mm, důvodem bylo ověření předpokladů, že MP se vyskytují nejen v mořích a oceánech, ale i ve sladkých vodách. Analýzy používané při detekci větších MP částic jsou méně technologicky náročné, než analýzy potřebné k detekci částic < 0,5 mm. S menší technologickou náročností souvisí i menší časová náročnost. Výzkum se postupem času zaměřoval na menší a menší částice a používal sofistikovanější metody detekce MP. Právě tyto malé částice byly identifikovány v jezerech a řekách po celém světě (Eriksen a kol., 2013; Free a kol., 2014; Wang a kol., 2017; Di a Wang., 2018; Heß a kol., 2018; Sighicelli a kol., 2018; Nan a kol., 2019; Egessa a kol., 2020; Rowley a kol., 2020). Ve studii Pivokonský a kol. (2018a) bylo poukázáno na to, že největší podíl částic tvoří MP < 100 µm. Avšak výsledky početnosti MP se v jednotlivých studiích významně liší. Důvodem je odlišnost velikostního limitu detekce MP. Výsledné počty MP se proto pohybují od nulových hodnot přes hodnoty < 10, až po hodnoty > 4000 MP částic/l (Zhao a kol., 2014; Wang a kol., 2018, 2017; Su a kol., 2018; Pivokonský a kol., 2018a; Bordós a kol., 2019; Mintenig a kol., 2019; Novotná a kol., 2019; Luo a kol., 2019; González-Pleiter a kol., 2020; Jian a kol., 2020; Johnson a kol., 2020; Nan a kol., 2020).

K používaným metodám určujících velikost MP patří skenovací elektronový mikroskop (SEM) a energiově disperzní spektrometrie (EDS) (Eriksen a kol., 2013; Free a kol., 2014), jež mají schopnost detekce částic > 350 µm. Ve studiích Heß a kol. (2018) a Sadri a Thompson, (2014) byl použit ATR (Attenuated Total Reflection) a µ-FTIR a FTR (Fourier Transform infrared spektroskopie) infračervená spektroskopie s Fourierovou transformací k detekci částic > 300 µm a > 270 µm. Ve studii Wang a kol. (2017) byla použita kombinace světelného mikroskopu + SEM + FTIR pro detekci částic > 50 µm. Mikroskop + RM (Ramanův spektrometr) byl použit k detekci částic > 30 µm (Karlsson a kol., 2017), µ-FTIR detekci > 20 µm (Su a kol., 2018), FTIR detekci > 10 µm (Leslie a kol., 2017). K detekci částic 1 – 10 µm byl ve studii Pivokonský a kol. (2018a) použit DXR2xi micro-Raman imaging microscope systém.

Mnoho studií prokázalo výskyt MP v jezerech a řekách, počty částic se výrazně liší v důsledku vzorkovacích metod, analýzy odebraných vzorků a v závislosti na lokalitě.

Rozšíření a velikostní distribuce MP v povrchových vodách (řek, jezer) a vodních zdrojích určených na vodu pitnou je zobrazena v tab. 1. Rozdíly v průměrném počtu částic jsou závislé i na lokalitě. V hustě osídlených oblastech je koncentrace MP mnohem vyšší, než je tomu mimo města a sídla (Sighicelli a kol., 2018; González-Pleiter a kol., 2020; Egessa a kol., 2020). V silně zalidněné oblasti Wuhanu je koncentrace MP v povrchových jezerech poměrně vysoká (1660 - 8925/m<sup>3</sup>) v porovnání s jezery v méně osídlených oblastech, jako je jezero Hong a Donting v Číně (2,9 MP/m<sup>3</sup>; < 1-2,8 MP/m<sup>3</sup>) nebo řekou Goulburn v Austrálii (0,4 MP/m<sup>3</sup>) (W. Wang a kol., 2017; W. Wang a kol., 2018; Nan a kol., 2019) (tab. 1). Dále je počet MP závislý na metodách odběru vzorků. Velikost ok filtru při odběru vzorku přímo ovlivňuje analýzu vzorků samotných. Ve všech studiích byly odběry prováděny opakovaně s různou velikostí ok filtru od 1 µm (Pivokonský a kol., 2018a; Ziheng Wang a kol., 2020) až po 5000 µm (Egessa a kol., 2020; Eriksen a kol., 2019; Mintenig a kol., 2019; Tribskorn a kol., 2019; Pivokonský a kol., 2018a; Sighicelli a kol., 2018; Wang a kol., 2018, 2017).

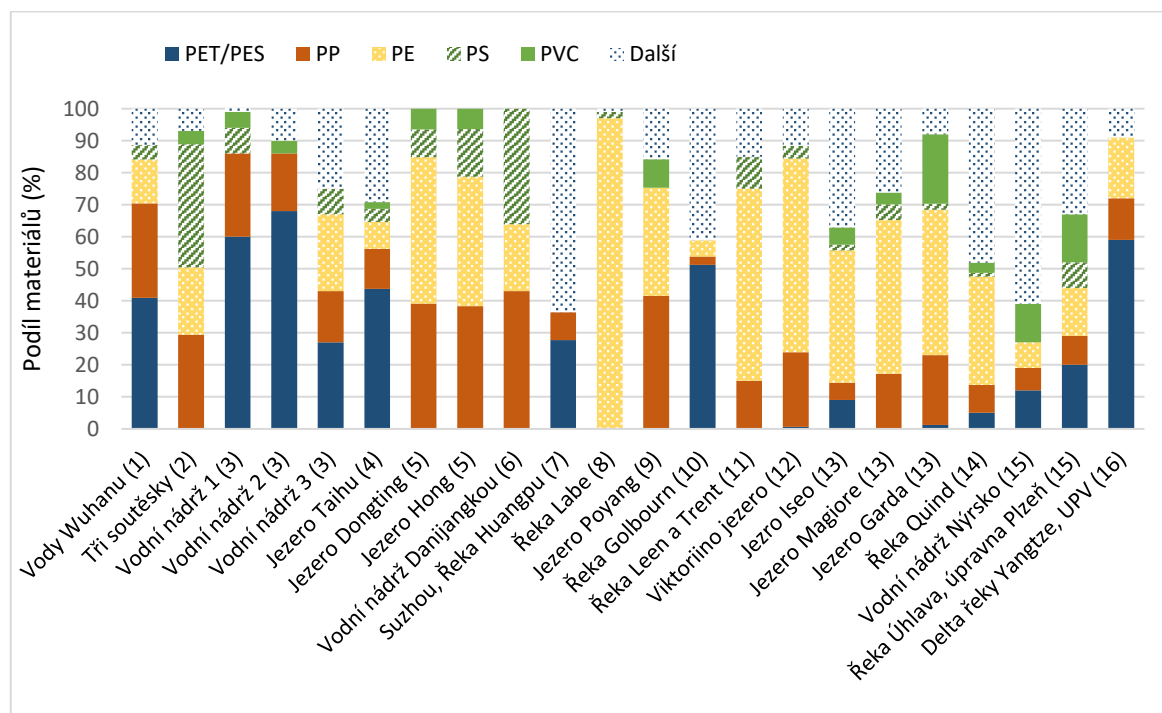
**Tabulka č. 1:** Rozšíření a velikostní distribuce mikroplastů v povrchových vodách (řek, jezer, nádrží) a zdrojích určených pro úpravu na vodu pitnou, napříč kontinenty. (Zdroje: Eriksen a kol., 2013; Free a kol., 2014; Su a kol., 2016, 2018; Heß a kol., 2018; Di a Wang, 2018; Wang a kol., 2017, 2018; Wang a kol., 2021; Sighicelli a kol., 2018; Tribskorn a kol., 2019; Nan a kol., 2019; Mintenig a kol., 2019; Ziheng Wang a kol., 2020; Egessa a kol., 2020; Jian a kol., 2020; Wang a kol., 2020; Stanton a kol., 2020; Rowley a kol., 2020; Pivokonský a kol., 2018a; 2020)

Lokalita	Velikostní limit µm	Počet částic Průměr
<b>Povrchová voda jezer a řek</b>		
Velká jezera, Severní Amerika	355	0.027/m <sup>3</sup>
Jezero Hovsgol, Mongolsko	355	0.012/m <sup>3</sup>
Jezero Taihu, Čína	5	3.4–25.8/m <sup>3</sup>
Jezera města Wuhan a řeka Yangtze, Čína	50	1660–8925/m <sup>3</sup>
Řeky Německa	>300	2.9-214/m <sup>3</sup>
	(>20)	
	>270	0,028/m <sup>3</sup>
Střední a spodní tok řeky Yangtze, Čína	20	500-3100/m <sup>3</sup>
Tři soutězký, Čína	48	4,7/m <sup>3</sup>
Jezero Dongting, Čína		< 1–2.8/m <sup>3</sup>

Jezero Hong, Čína	50	2,9/m <sup>3</sup>
Jezero Maggiore, Itálie	300	39000/km <sup>2</sup>
Jezero Garda, Itálie	300	25000/km <sup>2</sup>
Jezero Iseo, Itálie	300	40000/km <sup>2</sup>
Řeka Labe, Německo	4	100–900
Řeka Goulburn	20	0,4/m <sup>3</sup>
Viktoriino jezero, Afrika	300	0.02–2.19 /m <sup>3</sup>
Jezero Poyang, Čína	38	35-72/m <sup>3</sup>
Řeka Yangtze	38	289–1064/m <sup>3</sup>
Řeka Manas, Čína	<100	17 ± 4/m <sup>3</sup>
Řeka Leen a Trent	63	0,4/m <sup>3</sup>
Řeka Temže u Putney	32	24.8 /m <sup>3</sup>
Řeka Temže u Greenwich	32	14.2 /m <sup>3</sup>
<b>Surová voda pro UPV</b>		
<b>Česká Republika</b>		
Vodná nádrž 1, povrchová voda	1	1473/L
Vodní nádrž 2, povrchová voda	1	1812/L
Vodní nádrž 3, zásobována řekou	1	3605/L
Vodní nádrž Nýrsko, úpravna Milence	1	23 ± 2 /L
Řeka Úhlava, úpravna Plzeň	1	1296 ± 35/L
<b>Německo</b>		
Nethen zásobována podzemní vodou	20	<1/L
Holdorf zásobována podzemní vodou	20	<1/L
Drossenkneten zásobována podzemní vodou	20	0
Sandelermoens zásobována podzemní vodou	20	0
Thuelsfelde zásobována podzemní vodou	20	0
<b>Čína</b>		
Delta řeky Yangtze, zdroj pro úpravnu vody	1	6614±1132/L

Kromě počtu částic je určován typ polymerů. Nejtypičtější jsou ve studiích analyzovány částice polyethylenu (PE) a polypropylenu (PP), které jsou široce používány jako obalové materiály s rychlým obratem, což vede k jejich častému výskytu v životním prostředí (Y. Li a kol., 2020). Dále potom látky jako polyester (PES), polyethylentereftalát (PET), polystyren (PS), PVC, polyamidy (PA), acetát celulózy (CA) a další méně časté typy polymerních látek (Wang a kol., 2017; Pivokonský a kol., 2018a, Y. Li a kol., 2020).

Z vybraných studií od roku 2014 po rok 2020, které zkoumaly sladké vody a vodní zdroje pro úpravu na vodu pitnou, je zřejmé, že 94 % z testovaných lokalit obsahuje částice PP a 83 % obsahuje částice PE (obr. 1).



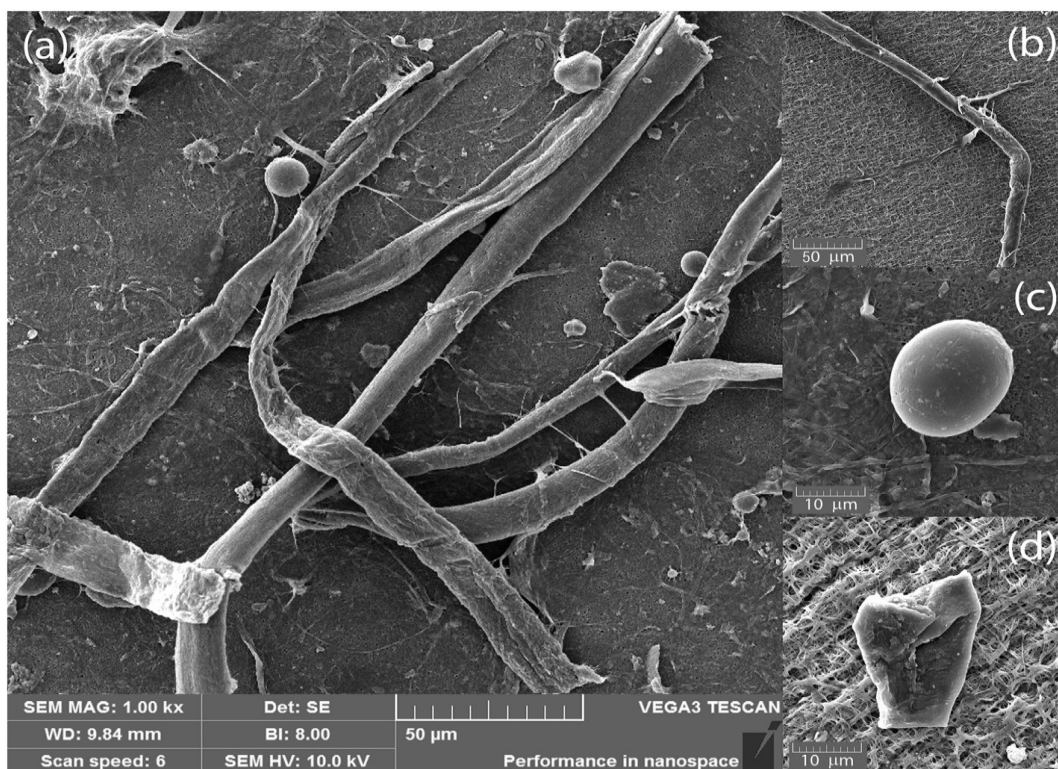
**Obrázek č. 1:** Zobrazení distribuce různých typů polymerů ve sladkých povrchových vodách a v surové vodě.

Zdroje: (1) Wang a kol. (2017); (2) Di a Wang (2018); (3) Pivokonský a kol (2018a); (4) Su a kol. (2018); (5) Wang a kol. (2018); (6) Di a kol. (2019); (7) Luo a kol. (2019); (8) Triebkorn a kol. (2019); (9) Yuan a kol. (2019); (10) Nan a kol. 2019; (11) Stanton a kol. (2020); (12) Egessa a kol., 2020; (13) Sighicelli a kol. (2018); (14) Chen Wang a kol. (2020); (15) Pivokonský a kol. (2020); (16) Zhifeng Wang a kol. (2020).

Většina studií determinuje tvar částic na fragmenty, vlákna a sférické částice, často označovány i jako pelety nebo granule (obr. 1) (Zhao a kol., 2014; Wang a kol., 2017; Di a Wang, 2018; Pivokonský a kol., 2018a; Triebkorn a kol., 2019). K určení tvaru se používá SEM. V některých studiích jsou určeny tvary částic a rozděleny do kategorií podle velikosti. Na základě tohoto rozdělení je pak určována abundance jednotlivých typů tvarů v jednotlivých velikostních kategoriích. V závislosti na velikosti částic můžeme pozorovat odlišné zastoupení fragmentů, sférických částic a vláken (Pivokonský a kol., 2020; Jian a

kol., 2020; Stanton a kol., 2020; Rowley a kol., 2020). V Australské řece Goulbourn byly objeveny částice MP o velikosti  $< 0,1$  mm, ze 70 % se jednalo o vláknité MP (Nan a kol., 2019). Podobné výsledky jsou uvedeny ve studii Pivokonský a kol. (2020), která uvádí že většina MP  $\geq 50$   $\mu\text{m}$  byly detekovány jako vlákna, také je zde uvedeno, že fragmenty převládaly ve velikostech  $< 5$   $\mu\text{m}$ .

Podobně jako je početnost a typ polymeru MP ovlivňována lokalitou, ve které se vodní zdroj (řeka, nádrž, jezero) nachází, je ovlivňován i tvar MP. Největší abundanci mají fragmenty a vlákna. V Arktickém jezeře v NyÅlesund na Špicberkách z 93,8 % převládají vlákna (González-Pleiter a kol., 2020), s méně výrazným přesahem převládají i v řece Goulbourn (Nan a kol., 2019), podobně je tomu i na spodním toku řeky Yangtze, s převahou vláknitých MP (Z. Wang a kol., 2019). Fragmenty jsou částice obtížně definovatelného tvaru (úločky, odštěpky), v jezeře Poyang v Číně (Yuan a kol., 2019), Viktoriině Jezeře v Africe (Egessa a kol., 2020), v řece Manas (Wang a kol., 2021) a ve vodních nádržích 1 a 2 v České republice (Pivokonský a kol., 2018a) fragmenty dominují.



**Obrázek č. 2:** Snímek ze SEM, (a) detail různých tvarů MP částic (b) vlákna (c) pelety (d) fragmenty (Pivokonský a kol., 2018a)

### 2.1.2 MP v pitné vodě

Negativní dopady MP na organismy a lidské tělo zatím zůstávají neobjasněné. Současné studie naznačují, že přenos patogenních látek do těl organismů pomocí MP je reálnou hrozbou (Silva a kol., 2019; Viršek a kol., 2017; Wu a kol., 2019; Ecker a kol., 2018; Imran a kol., 2019; McCormick a kol., 2014). Na druhou stranu množství patogenů na povrchu MP částicích je velmi malé a jejich negativní efekt je v současnosti přeceňován, jak tvrdí studie (Hanslik a kol., 2020; Li a kol., 2020; Scherer a kol., 2020). MP se vyskytují jednak v povrchové vodě, která slouží jako zdroj pro vodu pitnou (Zhao a kol., 2014; Wang a kol., 2017, 2018; Pivokonský a kol., 2018a; Su a kol., 2018; Bordós a kol., 2019; Luo a kol., 2019; Mintenig a kol., 2019; Novotná a kol., 2019; González-Pleiter a kol., 2020; Johnson a kol., 2020; Jian a kol., 2020; Nan a kol., 2020), tak i ve vodách balených (Schymanski a kol., 2018). Studie Schymanski a kol. (2018) potvrdila výskyt MP nejen v jednorázových plastových lahvích, ale i v lahvích skleněných a kartonových tetrapak obalech. Ve studii byl dále zjišťován počet částic a jejich velikostní rozhraní, 80 % z celkového počtu MP mělo velikost v rozmezí 5-20  $\mu\text{m}$ .

Zatím pouze tři studie analyzovaly částice  $\geq 1 \mu\text{m}$  v upravené vodě (Pivokonský a kol., 2018a; Pivokonský a kol., 2020; Zihfeng Wang a kol., 2020). V Německu byla publikována studie, která analyzovala částice MP v upravené vodě  $\geq 20 \mu\text{m}$  (Mintenig a kol., 2019) a ve studii Kosuth a kol. (2018), byly odebírány vzorky kohoutkové vody ze 159 míst ve 14 státech, hranice detekce se pohybovala od 0,1 – 5 mm.

Ve studii Pivokonský a kol. (2018a) byly sledovány 3 úpravny pitné vody značené číselně 1, 2, 3, s rozdílným zdrojem i kvalitou surové vody. Jednotlivé úpravny vody se lišily i technologiemi úpravy vody. Úpravna vody 1 zásobována z velké vodní nádrže používá technologie úpravy vody jako je koagulace/flokulace a písková filtrace. Úpravna vody 2 zásobována z menší vodní nádrže uplatňuje technologie úpravy vody jako je koagulace/flokulace, sedimentace, písková filtrace a filtrace přes vrstvu aktivního uhlí. Úpravna vody 3 používá řeku jako zdroj surové vody. Koagulace/flokulace, flotace, písková filtrace a filtrace přes vrstvu aktivního uhlí jsou technologie, které využívá k úpravě vody. Vzorky upravené vody byly odebírány na výstupu z úpravy při přechodu do zásobníků pitné vody. Sledovaný počet polymerů ve vzorcích upravené vody byl u úpraven vody 1-3,  $443 \pm 10$ ,  $338 \pm 76$  a  $628 \pm 28$  MP částic/l. Podle analýzy velikosti částic bylo zjištěno, že v upravené vodě se nevyskytují částice  $> 100 \mu\text{m}$ . Největší zastoupení MP bylo ve velikosti 1 – 5  $\mu\text{m}$  okolo 25 – 60 % a částic MP ve velikosti 5 – 10  $\mu\text{m}$  se zastoupením 30 – 50 %.

Ve studii Pivokonský a kol. (2020) byly sledovány dvě úpravní vody, obě na toku řeky Úhlava, úpravní vody Milence zásobována z vodní nádrže Nýrsko a úpravní vody Plzeň zásobována přímo z řeky Úhlava. Vzorování upravené vody i analýza jsou srovnatelné s předchozí studií Pivokonský a kol. (2018a). Úpravní vody Milence má stejné schéma úpravy vody jako úpravní vody 1 ze studie Pivokonský a kol. (2018a) koagulace/flokulace a písková filtrace. Úpravní vody Plzeň používá technologie koagulace/flokulace, sedimentace, písková filtrace, ozonizace a filtrace přes vrstvu aktivního uhlí. Počet částic MP na úpravní vody Milence klesl z původních  $23 \pm 12$  MP částic/l v surové vodě na  $14 \pm 1$  MP částic/l. Naproti tomu na úpravní vody Plzeň byl výsledný počet částic v upravené vodě  $151 \pm 4$  MP částic/l, z původního průměru počtu částic v surové vodě  $1296 \pm 35$  MP částic/l. Studie prokázala, že 40 – 60 % MP se pohybuje ve velikosti 1 – 5  $\mu\text{m}$  a 20 – 40 % ve velikosti 5 – 10  $\mu\text{m}$ .

Další studie, která prováděla analýzu částice  $\text{MP} \geq 1 \mu\text{m}$  byla studie Zhifeng Wang a kol. (2020). Úpravní vody vybraná pro tuto studii se nachází na deltě řeky Yangtze a jedná se o jednu z největších úpraven vody v Číně. Technologické schéma úpravní vody je koagulace/flokulace, sedimentace, písková filtrace, ozonizace a filtrace přes vrstvu aktivního uhlí, se shoduje s úpravnou vody Plzeň ze studie Pivokonský a kol. (2020). Průměrný počet částic analyzovaných z odebraných vzorků na výstupu z úpravní vody byl  $930 \pm 72$  MP částic/l. Účinnost odstranění MP na úpravní vody byla 82,1-88,6 %. Ve studii byla dále zkoumána velikost MP částic a bylo prokázáno, že 84,4 – 86,7 % MP částic je ve velikostech 1 - 5  $\mu\text{m}$ .

V Německé studii Mintenig a kol. (2019) byly analyzovány vzorky z pěti úpraven vody, jejichž zdrojem surové vody byla voda podzemní. Jednalo se o úpravní vody (1) Nethen, (2) Holdorf, (3) Grossenkneten, (4) Sandelermoens a (5) Thuelsfelde. Průměrný počet MP částic byl 0,7 částic/l a velikost částic se pohybovala od 50 – 150  $\mu\text{m}$ . Ve studii Kosuth a kol. (2018) byla zjištěna koncentrace MP od 0 – 62 MP částic/l v kohoutkové vodě, v průměru 5,45 MP částic/l.

Jak ukazují výsledky studií Zhifeng Wang a kol. (2020) a Pivokonský a kol. (2018a) a Pivokonský a kol. (2020), v surové i upravené vodě dominují MP velikosti od 1 – 5  $\mu\text{m}$  a 5 – 10  $\mu\text{m}$ . Dále bylo ve studiích zjištěno, že poměr 1 – 5  $\mu\text{m}$  MP částic k ostatním velikostním frakcím je vyšší v upravené vodě než ve vodě surové. Důvodem jejich proporcionálně vyššího počtu v upravené vodě je proces koagulace/flokulace, při kterém se lépe odstraňují  $\text{MP} > 10 \mu\text{m}$  (Katrivesis a kol., 2019; Lares a kol., 2018; Pivokonský a kol., 2018a; Zhifeng Wang a kol., 2020).

Kromě velikosti a počtu MP byl sledován i tvar částic (obr. 2) a jejich vliv na proces úpravy vody. Kvalitativní analýza pro určení tvaru částic MP (fragменты, vlákna, sférické částice) byla provedena pomocí RM. Ve studii Mintenig a kol. (2019) byly detekovány MP vlákna pouze v surové vodě, úpravou vody byly zcela odstraněny. Vlákna MP dominovala podle studie Kosuth a kol. (2018) z 98,3 % v kohoutkové vodě. V souladu se studií Zhifeng Wang a kol. (2020), která uvedla vlákna MP jako dominantní tvar,  $4295 \pm 1109$  MP vláken/l v surové vodě a  $620 \pm 88$  MP vláken/l ve vodě upravené. Naopak ve studiích Pivokonský a kol. (2018a) a Pivokonský a kol. (2020) fragmenty tvořily nejdominantnější složku tvaru MP v upravené i surové vodě. Bylo prokázáno, že fragmenty a sférické částice jsou koagulací/sedimentací odstraňovány s menší účinností než vlákna MP. Během procesu koagulace vlákna MP tvoří větší agregáty a zvyšují účinnost sedimentace (Katrivesis a kol., 2019; Lares a kol., 2018; Pivokonský a kol., 2018a; Zhifeng Wang a kol., 2020). Na úpravě vody 1 (Pivokonský a kol., 2018a) byla pozorována nižší účinnost odstranění vláken MP (o 25 %), na rozdíl od úpravny vody 2 a 3 kde byl pozorován pokles MP vláken o 80–90 %. Účinnost odstranění fragmentů a vláken MP byla sledována ve studii Pivokonský a kol. (2020) a Zhifeng Wang a kol. (2020) v jednotlivých technologických stupních úpravy vody. Na úpravě vody Plzeň bylo 62 % MP odstraněno koagulací/sedimentací (Pivokonský a kol., 2020), zatímco studie Zhifeng Wang a kol. (2020) ukazuje účinnost koagulace/sedimentace nižší okolo 50 % bez ohledu na tvar MP. Pískovou filtrací byly odstraňovány fragmenty MP  $< 50$  a  $\geq 50$   $\mu\text{m}$  (19 – 34 %) lépe než vlákna (Pivokonský a kol., 2020). Naopak Zhifeng Wang a kol. (2020) uvádí účinnost odstranění fragmentů 18,9 – 27,5 % a vláken 30,9 – 49,3 %. Množství MP po ozonizaci bylo u obou studií srovnatelné s počty po pískové filtraci, naopak filtrace přes vrstvu aktivního uhlí výrazně přispěla k odstranění fragmentů MP  $> 1$  a  $< 10$   $\mu\text{m}$ . studie Pivokonský a kol. 2020 uvádí, že při filtraci přes aktivní uhlí bylo odstraněno dalších 6 % MP, Zhifeng Wang a kol. (2020) uvádí až dalších 17,2 – 22,2 % MP.

Typy polymerů ve vodách jsou determinovány v kapitole 2.1.1. Ve studiích Zhifeng Wang a kol. (2020) a Pivokonský a kol. (2018a) bylo poukázáno na změnu poměru jednotlivých typů polymerů po úpravě vody. Například až trojnásobný nárůst poměru částic polyakrylamidu (PAM) k ostatním částicím MP. Nárůst PAM v upravené vodě je vysvětlován používáním pomocného polymerního koagulačního činidla s obsahem PAM (Pivokonský a kol., 2018a). Převažujícími polymery v upravené vodě jsou obdobně jako ve vodě surové PET, PE, PP, PVC a CA (Mintenig a kol., 2019; Pivokonský a kol., 2018a; Pivokonský a kol., 2020; Zhifeng Wang a kol., 2020).

## 2.2 Druhy polymerů – složení a vlastnosti

Podobně jako ostatní organické látky i MP mají různé vlastnosti a chemické složení, které ovlivňuje jejich chování ve vodním prostředí potažmo chování v jednotlivých procesech úpravy vody. Znalost těchto vlastností je klíčová k ideálnímu nastavení parametrů při úpravě vody a predikci chování látek. Podobně jako tvar a objemová hmotnost MP ovlivňuje koagulaci/sedimentaci a filtraci (Lagarde a kol., 2016; Pivokonský a kol., 2020; Skaf a kol., 2020; Zhifeng Wang a kol., 2020).

MP jsou částice silně hydrofobní povahy s velkým specifickým povrchem (Mato a kol., 2001; Ashton a kol., 2010; Koelmans a kol., 2016). Jedná se o částice nepolární nebo se slabou polaritou, proto na jejich povrchu dochází k hydrofobní sorpci hydrofobních polutantů (Mato a kol., 2001; Rice a Gold, 1984). Základní vlastnosti pěti nejčastěji se vyskytujících polymerů jsou uvedeny v tab 2.

**Tabulka č. 2:** Vlastnosti vybraných nejčastěji se vyskytujících polymerů ve vodním prostředí

Polymer	Zkratka	Objemová hmotnost [g/cm <sup>3</sup> ]	Navlhavost [%]	Teplota tání [°C]
Polyethyltereftalát	PET	1,27-1,37	0,1	250-260
Polypropylen (izotaktický)	PP	0,905-0,920	-	160-176
Vysokohustotní polyethylen	PE-HD	65-90	-	130-135
Nízkohustotní polyethylen	PE-LD	50-70	-	105-115
Polystyren	PS	1,05	0,03	-
Měkčený polyvinylchlorid	PVC-P	1,16-1,35	0,15-0,75	-
Neměkčený polyvinylchlorid	PVC-U	1,38-1,55	0,04-0,40	-

PVC patří k tzv. termoplastům, má velmi širokou škálu použití a nízkou cenu. V roce 2015 byl celosvětový podíl produkce PVC 12% (Geyer a kol., 2017). Primárně zpracovaný polymer je ve formě více či méně porézního bílého prášku, v porovnání s PP, PE a PS se jedná o těžce zpracovatelný termoplast. PVC má totiž velmi nízkou teplotu stability do 65 °C, při vyšších teplotách měkne a při 100 °C se začíná rozkládat a uvolňovat kyselinu chlorovodíkovou (HCl). Aby k tomu nedocházelo, používají se při zpracování maziva a změkčovadla i stabilizátory. PVC zpracovaný se stabilizátory, mazivy a modifikátory je

pevný a používá se téměř ve všech průmyslových oborech k výrobě desek, trubek na pitnou i odpadní vodu, nádrží, profilů apod. Měkčený polyvinylchlorid se používá k výrobě elastických materiálů, folií, nádob či ochranných rukavic. PVC je špatně hořlavý (Meissner a Zilvar, 1987; Mleziva a Šňupárek, 2000; Ducháček, 2006).

## 2.3 Metody a principy odstraňování znečišťujících látek z vody

Jedná se o procesy, které odstraňují organické i anorganické látky ze surové vody. Tradičním způsobem úpravy vody je koagulace, sedimentace a filtrace. Ke koagulaci při úpravě vody se používají činidla na bázi kovů (hliníku nebo železa) nebo pomocná flokulační činidla na bázi polymerů. Koagulace efektivně odstraňuje jíly, koloidní částice i rozpuštěnou organickou hmotu (Stumm a Morgan, 1996; Gregor a kol., 1997; Duan a Gregory, 2003; Li a kol., 2006; Lin a kol., 2008; Ghernaout, 2014, 2015; Matilainen a kol., 2010; Shen a kol., 2014; John Bratby, 2016; Sillanpää a kol., 2018; Katrivesis a kol., 2019) V dnešní době je technologie úpravy vody doplněna o procesy membránové filtrace, adsorpce na aktivním uhlí či jiných sorbentech (Amend a Helgeson, 1997; Moreno-Castilla, 2004; Gupta a kol., 2011; El Maguana a kol., 2020; Moreno-Castilla, 2004; Rabe a kol., 2011; Enfrin a kol., 2020; Srivastava a kol., 2020; Shen a kol., 2020).

### 2.3.1 Koagulace/flokulace

Při koagulaci dochází k odstraňování znečišťujících látek jako jsou jíly, koloidní částice, syntetické organické látky, přírodní organické látky různého původu i vlastností a metabolitů sinic a řas, z vody. Látky jsou pomocí koagulačních činidel destabilizovány a agregují do větších odstranitelných celků, vloček (Stumm a Morgan, 1996; Gregor a kol., 1997; Duan a Gregory, 2003; Ghernaout, 2014; Pivokonský a kol., 2018b; Shen a kol., 2020). Vzniklé vločky mají různou velikost, strukturu a pevnost. Vzhledem k tomu, že lze vločkovité agregáty považovat za fraktální objekty, je časté, že vločky větších rozměrů mají tendenci mít otevřenější strukturu a nižší hustotu (Filipenská a kol., 2019).

V přirozeném pH vody má většina koloidních látek záporný povrchový náboj, což vede k jejich koloidní stabilitě v důsledku elektrostatických repulzí (Duan a Gregory, 2003; Ghernaout, 2014; Bratby, 2016). Koagulace je ovlivňována charakterem znečišťujících látek, hodnotou pH vody (Gregor a kol., 1997; Ma a kol., 2019; Shen a kol., 2020) a typem a množstvím použitého koagulačního činidla (Katrivesis a kol., 2019). Dávkováním koagulačních činidel (síran hlinitý, chlorid hlinitý, síran železitý, chlorid železitý) dochází k destabilizaci znečišťujících příměsí (Matilainen a kol., 2010; Ghernaout, 2015). Kationty hlinité ( $\text{Al}^{3+}$ ) a železité ( $\text{Fe}^{3+}$ ), které jsou z koagulačního činidla uvolňovány disociací, podléhají hydrolyze. Průběh hydrolyzy je závislý na hodnotě pH. Dochází k tvorbě mononukleárních hydroxokomplexů, dalšími polymeračními reakcemi dochází k tvorbě polymerních hydroxokomplexů, popřípadě k tvorbě amorfni sraženiny (Stumm a Morgan, 1996; Duan a Gregory, 2003; Lin a kol., 2008). Vedle tradičních koagulantů se používají

ještě i tzv. předpolymerizovaná činidla, používané ve formě polyaluminium chloridu (PACl), polyakrylátu sodného (PAS) a síranu polyželezitého (PFS). Podle některých studií mají vyšší účinnost odstranění daných znečišťujících látek. Jejich největší výhodou je, že jsou méně závislé na hodnotách pH a  $KNK_{4,5}$ , a reakce probíhají i při nižších teplotách (Duan a Gregory, 2003; Lin a kol., 2008; Ghernaout, 2015).

Destabilizace suspendovaných částic je popsána dvěma vzájemně odlišnými mechanismy (1) adsorpcí a nábojovou neutralizací a (2) enmeshmentem, také *sweep coagulation* (Duan a Gregory, 2003; Lin a kol., 2008). Obvykle se nábojová neutralizace objevuje při nižších dávkách koagulačního činidla okolo neutrálního pH (Duan a Gregory, 2003; Ghernaout, 2015). Při procesu nábojové neutralizace dochází k adsorpci solí na povrchu koloidů, záporný povrchový náboj koloidu je postupně neutralizován a dochází k destabilizaci. Při určitých vyšších dávkách koagulačního činidla poté dochází ke změně povrchového náboje na kladný, k tzv. restabilizaci, která zabraňuje agregaci. Optimální dávka koagulačního činidla závisí na charakteru a koncentraci znečišťujících látek. (Duan a Gregory, 2003; Katrivesis a kol., 2019).

Druhým procesem může být enmeshment/*sweep coagulation* (Gregor a kol., 1997; Duan a Gregory, 2003; Ghernaout, 2015). Jedná se o efektivní proces odstraňování suspendovaných koloidních částic, které jsou zachycovány ve sraženině hydroxidu kovu. Při procesu *sweep coagulation* vzniká velký objem agregátů, které mají otevřenější strukturu, což zvyšuje pravděpodobnost zachytávání částic. Je také možné, že díky částicím vázaným ve sraženině hydroxidu mohou vznikat pevnější agregáty (Duan a Gregory, 2003). Tento proces se uplatňuje při zvýšených dávkách koagulačního činidla, předchází tak problémům s přesným dávkováním při nábojové neutralizaci. Výhodou je i nezávislost procesu na typu znečišťujících látek. Naopak nevýhodou *sweep coagulation* procesu je vysoká produkce kalu (Gregor a kol., 1997; Duan a Gregory, 2003; Lin a kol., 2008; Ghernaout, 2014).

### **2.3.1.1 Koagulace MP**

Při koagulaci MP záleží na typu polymeru. Podle toho se následně mohou uplatňovat mechanismy nábojové neutralizace nebo *sweep coagulation* (Ma a kol., 2019b, 2019a). Důvodem je, že ne všechny typy MP mají povrchový náboj, v takovém případě se nemůže uplatnit nábojová neutralizace. Většina publikovaných studií testovala koagulaci MP pomocí koagulačních činidel na bázi hliníku (Shahi a kol., 2020; Skaf a kol., 2020; Zhang a kol., 2020; Zhou a kol., 2021), podle Ma a kol. (2019b) jsou koagulanty na bázi hlinitých solí účinnější při odstraňování MP nežli koagulanty na bázi železitých solí.

Studie Ma a kol. (2019a) byla jedna z prvních studií na toto téma. Bylo v ní sledováno chování PE částic MP o velikostech od 0,5 – 5 mm při koagulaci chloridem železitým a dále vliv pomocného koagulačního činidla PAM na účinnost odstranění MP částic. Stejný typ MP byl sledován i ve studii Ma a kol. (2019b), bylo zde použito koagulační činidlo na bázi železa i koagulační činidlo na bázi hliníku, které se ukázalo jako efektivnější než chlorid železitý. V obou studiích byl sledován vliv pH a dávky koagulačního činidla na průběh koagulace. Obě studie Ma a kol. (2019a, 2019b) se shodují na tom, že pH roztoku má minimální vliv na průběh koagulace. Naopak, byl sledován pozitivní vliv na koagulaci přidáním pomocného koagulačního činidla PAM, které zvyšuje adsorpční schopnost vzniklých vloček a tím i schopnost odstraňování PE částic. Dále bylo zjištěno, že s klesající velikostí PE částic roste účinnost odstranění MP částic z vody (Ma a kol., 2019a, 2019b). Další studie se proto zaměřují na MP menší než 500  $\mu\text{m}$  (Shahi a kol., 2020; Skaf a kol., 2020; Zhang a kol., 2020; Zhou a kol., 2021).

Studie Shahi a kol. (2020) sledovala schopnost odstranění MP z vody při koagulaci koagulačním činidlem na bázi hliníku při dávkách 10, 20, 30, 40 a 50 mg/l Al. Přidáním pomocného koagulačního činidla ve formě písku potaženého vrstvou PA (tzv. PC sand) vzrostla účinnost odstranění MP o 26,8% v porovnání s koagulací pouze se solemi hliníku. Konkrétně byl testován PE o velikosti 10 – 100  $\mu\text{m}$ . Pro částice o velikosti 10 - 30  $\mu\text{m}$  byla pozorována nejnižší schopnost odstranění. Při dávkách 30 mg/l Al byly takto velké částice odstraněny z 52 %. Studie Pivokonský a kol. (2018a) potvrzuje nižší schopnost odstranění malých částic MP. Výsledky ukazují, že se vzrůstající velikostí a zvyšující se dávkou koagulačního činidla roste poměr odstraněných MP, pro MP 70 – 100  $\mu\text{m}$  dosahuje až 100% (Shahi a kol., 2020). Při dávkách 30 mg/l Al byla pozorována největší účinnost odstraňování PE částic až 70,7%, srovnatelné s dávkou 20 mg/l pozorovaná účinnost byla 65,9%. Při zvyšování dávek koagulačního činidla až na 50 mg/l došlo k inhibici účinnosti. Tento jev je vysvětlován restabilizací náboje PE částic. Bylo zjištěno, že proces nábojové neutralizace by měl být dominantní při dávkách 13,49 mg/l Al. Při dávkách 30 a 20 mg/l bylo zjištěno, že nedochází k restabilizaci náboje PE a za tvorbou větších vloček při těchto dávkách koagulačního činidla je proces *sweep flocculation* (Shahi a kol., 2020).

Ve studii Zhou a kol. (2021) byl testován PE a částice PS menší než 500  $\mu\text{m}$ . Jako koagulační činidlo byl použit PACl a chlorid železitý ( $\text{FeCl}_3$ ). Podobně jako ve studii Shahi a kol. (2020), byl ve studii Zhou a kol. (2021) pozorován nárůst účinnosti odstranění MP se zvyšující se dávkou koagulačního činidla až po dávku 90 mg/l PACl, při překročení této dávky zůstávala účinnost stejná spíše mírně klesající. Pokles účinnosti při vyšších dávkách

koagulačního činidla je vysvětlován volnější strukturou vznikajících vloček a jejich snazším rozbitím (Wu a kol., 2011; Zhou a kol., 2021). V porovnání byl PACl pozorován při koagulaci PS a PE jako lepší koagulační činidlo než  $\text{FeCl}_3$ . Částice PS byly odstraněny pomocí PACl až s 77,8 % účinností a částice PE s účinností až 29,7 %. PS částice jsou odstraňovány s vyšší účinností než PE, protože mají vyšší objemovou hmotnost. Zároveň pro PS platí, že se vzrůstající velikostí roste účinnost odstranění, na rozdíl od částic PE, kde je tomu opačně. Tento jev lze vysvětlit tím, že dochází k inhibici sedimentace malých PS částic vlivem povrchového napětí vody, větší částice PS snáze překonají sílu povrchového napětí vody a sedimentují (Lapointe a kol., 2020; Zhou a kol., 2021). Ve studii Zhou a kol. (2021) byla testována hodnota pH 5 – 9 při koagulaci. Bylo zjištěno, že při hodnotě pH 9 je účinnost odstranění PS i PE částic největší, bylo vypořazováno, že v alkalickém pH vznikají větší vločky než v acidickém pH a dochází k větší inkorporaci částic do vloček. V souladu se studií Shahi a kol. (2020) bylo zjištěno, že povrchový náboj PE má záporně nabitý povrch při pH 5 - 9. Ve studii Lapointe a kol. (2020) bylo zjištěno, že čistý PS má slabě záporný povrchový náboj a málo reaguje se solemi kovů, což potencionálně limituje odstranění PS z vody. Naopak ve studii Zhou a kol. (2021) byla pozorována síla povrchového náboje - 15,77mV.

Studie Lapointe a kol. (2020) testovala částice MP o velikosti 15 – 140  $\mu\text{m}$ , jako koagulační činidlo byl použit PACl při dávkách 0,45 - 3,64 mg/l Al a vysokomolekulární flokulant PAM při dávkách 0,05 – 0,30 mg/l. Při sklenicových zkouškách byla použita surová voda injektovaná 500 MP částic/l s hodnotou pH 7. Byla testována schopnost odstranění sférických částic PE a PS a vláken PES. Bylo zjištěno, že při dávkách 2,73 mg/l Al a 0,3 mg/l PAM, bylo odstraněno koagulací až 99 % PES a 82 % PE. Vysoká účinnost odstranění PES vláken je dána velikostí povrchu. Na rozdíl od sférických částic je specifický povrch vláken větší. Tvar a velikost povrchu usnadňuje ageragaci a zachytávání vláken MP na vzniklém hydroxidu kovu (Lapointe a kol., 2020; Shahi a kol., 2020). Sférické MP PE naopak vykazují odlišné chování při koagulaci, ve studii Lapointe a kol. (2020) je pozorováno stejné procento odstranění PE částic při vzrůstajících dávkách koagulačního činidla, ale ve studii Shahi a kol. (2020) je pozorován nárůst účinnosti odstranění při zvyšujících se dávkách koagulačního činidla až na 66,7 %. Lapointe a kol. (2020) zjistili, že koagulace není přilnavostí ke koagulantům, ale je naopak spíše jevem inkorporace PE částic do vloček. Platí, že maximální velikost částice, která může být inkorporována do vloček je úměrná velikosti vločky (Lapointe a Barbeau, 2016). Při snížení dávky koagulačního činidla

PAM došlo ke zmenšení velikosti vloček, a proto byly hůře odstraňovány PE částice 140  $\mu\text{m}$  než částice o velikosti 15  $\mu\text{m}$  (Lapointe a kol., 2020).

Ve studii Skaf a kol. (2020) byl obdobně jako v předchozích studiích jedním ze zkoumaných MP PE, konkrétně vlákna PE 5 – 100  $\mu\text{m}$  dlouhá. Vedle PE byla zkoumána PES vlákna o tloušťce 50,6  $\mu\text{m}$  a průměrné délce vřákna 3,175 mm a sférické částice MP o objemové hmotnosti 1,3  $\text{g}/\text{m}^3$  a velikosti 1 – 5  $\mu\text{m}$ . Jako koagulační činidlo byl použit sulfid hlinitý a pro simulaci anorganických látek, které jsou přítomné v přírodní vodě, byl zvolen kaolín. Koagulace vláken MP a sférických částic MP byla prováděna odděleně. Dávky koagulačního činidla byly od 2,5 – 40  $\text{mg}/\text{l}$  Al. Hodnota turbidity sloužila jako ukazatel účinnosti odstranění MP částic z vody. Koagulace při dávkách 5 – 10  $\text{mg}/\text{l}$  Al byla prokázána jako optimální, byl pozorován nejvyšší pokles turbidity z počátečních 16 NTU až na hodnoty < 1 NTU. Schopnost odstranění sférických částic v porovnání s kaolinovými částicemi byla ve všech dávkách koagulačního činidla srovnatelná. Bylo pozorováno, že se vzrůstající dávkou Al nad 10  $\text{mg}/\text{l}$  klesá účinnost odstranění částic. Sférické částice byly dominantně odstraňovány mechanismem *sweep coagulation*. Síla náboje sférických částic byla 1 – 5 mV. V souladu se studii (Shahi a kol., 2020; Zhou a kol., 2021) bylo prokázáno, že při vyšších dávkách koagulačního činidla vznikají vločky s volnějším otevřenější strukturou a mezi částicemi MP ve vločkách je větší disperzita (Skaf a kol., 2020).

Z výsledků jednotlivých studií (Lapointe a kol., 2020; Shahi a kol., 2020; Skaf a kol., 2020; Zhou a kol., 2021) je patrné, že různé tvary MP se chovají při koagulaci odlišně. Bylo zjištěno, že vlákna MP jsou efektivněji zabudována do vloček (Lapointe a kol., 2020; Shahi a kol., 2020). Nejenom tvar, ale i typ MP ovlivňuje svými vlastnostmi výsledky koagulace. Bylo prokázáno, že MP s vyšší objemovou hmotností než má voda jsou lépe odstraňovány (Lapointe a kol., 2020; Shahi a kol., 2020; Zhou a kol., 2021). Dále bylo zjištěno, že se zvyšující se dávkou koagulačního činidla klesá účinnost odstraňování zkoumaných MP (Lapointe a kol., 2020; Shahi a kol., 2020; Skaf a kol., 2020; Zhou a kol., 2021).

### 2.3.2 Separace suspenze

Separace suspenze se řadí za proces koagulace/flokulace a závisí na velikostní distribuci agregátů. Samotný proces tvorby agregátů a jejich velikost lze ovlivnit rychlostí míchání při flokulaci (Gregory, 1997; Francois, 1988; Spicer a kol., 1998; Coufort a kol., 2005; Pivokonský a kol., 2011; Pivokonský a kol., 2018b). Optimální velikost agregátů a jejich hustota je rozdílná pro dané technologické stupně odstranění suspenze na úpravě vody. Větší agregáty jsou odstraňovány sedimentací a menší filtrací. Částice o velikosti 100

– 10  $\mu\text{m}$  pyly, bakterie, viry, koloidní částice, organická hmota jsou odstraňovány pískovou filtrací, částice < 10  $\mu\text{m}$  jíly, bakterie, viry, proteiny, mono-, di- a polysacharidy, glukóza, polyvalentní anionty a aminokyseliny jsou odstraňovány membránovými procesy (Gregory, 1997; Sutherland, 2012).

### 2.3.2.1 Filtrace

Při úpravě vody se používá převážně objemová filtrace přes filtrační lože. Nejčastěji se jedná o pískovou filtraci, která probíhá ve filtračních cyklech filtrace/praní. Doba filtračního cyklu závisí na čistotě filtrované vody. Během filtrace dochází ke změnám tlaku ve filtračním loži, v důsledku zachytávání suspendovaných částic na povrchu zrn filtračního materiálu. Pokud jsou nesprávně nastaveny parametry agregačního míchání a na filtrační lože se dostanou agregáty příliš velkých rozměrů, dojde k přílišnému zatížení horní vrstvy náplně filtru a prudkému nárůstu tlakových ztrát, které vedou ke zkrácení doby filtračního cyklu (Gregory, 1997; Pivokonský, 2002). Ztráty tlaku způsobené zanášením filtru jsou kompenzovány zvětšováním výšky vodního sloupce nad filtračním ložem (Hereit, 1973; Dallas a kol., 2017).

Typy filtrů se liší velikostí zrn, (1) jemnozrné filtry s velikostí zrn  $d < 0,7$  mm a (2) hrubozrné filtry s velikostí zrn  $d > 0,7$  mm. Otevřené atmosférické rychlofiltry dělíme na evropské a americké. Evropské filtry jsou nejčastěji využívaným typem filtrů u nás, jsou určeny k procesu separace suspenze. Velikost zrn pískového lože je obvykle od 0,7 – 1,1 mm. Dalším typem otevřeného filtru jsou tzv. americký filtry, které se vyznačují jemností zrn písku od 0,4 - 0,7 mm (Hereit, 1973).

### 3. Materiály a metodika

#### 3.1 Polyvinylchlorid

Jako látka reprezentující MP byl zvolen PVC. Řadí se mezi pět nejvíce se vyskytujících MP v surové vodě určené k úpravě na vodu pitnou (Egessa a kol., 2020; Koelmans a kol., 2019; Novotná a kol., 2019; Pivokonský a kol., 2018a; Triebkorn a kol., 2019; Wang a kol., 2017, 2018; Zhang a kol., 2020; Zhao a kol., 2014).

V této práci byl použit práškový PVC od německé firmy Werth Metallpulver. Výrobce deklaruje velikost MP částic  $< 50 \mu\text{m}$  a čistotu materiálu  $> 99,7 \%$ . Objemová hmotnost PVC je  $1,38 \text{ g/cm}^3$ . Navážením příslušného množství vzorku polyvinylchloridu a jeho rozmícháním v daném objemu demineralizované vody bylo dosaženo optimální koncentrace PVC (více v kapitole 3.2). Obsah PVC byl měřen jako koncentrace rozpuštěného organického uhlíku (DOC). PVC jsou částice hydrofobní povahy, velikost povrchového náboje byla zjištěna potenciometrickou titrací roztoku s PVC (podrobněji v kapitole 3.3).

#### 3.2 Příprava vzorků

Pro přípravu jednoho vzorku bylo použito  $0,02000 \text{ g}$  PVC. Navážka byla provedena na analytických vahách, (Sartorius Quintix) s automatickou kalibrací. PVC bylo přesušeno v sušárně při teplotě  $60^\circ\text{C}$  po dobu 60 min. Navážený vzorek byl kvantitativně převeden 2 litry demineralizované vody do kádinky. Pro zajištění homogenizace PVC částic do celého objemu byl vzorek míchán na magnetickém míchadle (Heidolph MR Hei-Tec) rychlostí 175 ot/min po dobu 30 minut. Rychlost míchání byla stanovena podle Německé normy DIN 38402-30 zabývající se homogenizací vzorků. Optimální parametry při míchání zabraňují sedimentaci částic nebo nehomogennímu rozmístění částic v důsledku odstředivé síly. Hladina při míchání zaujme konický tvar, jehož centrum by mělo být 10 % pod úroveň hladiny vzhledem k celkové výšce vodního sloupce v kádince. Stejně parametry míchání byly uplatněny při měření odebraných vzorků na analyzátoru Shimadzu TOC-V<sub>CPH</sub> (Shimadzu Corporation, Japonsko). Po ukončení homogenizačního míchání byl odebrán vzorek 20 ml určený k měření na analyzátoru Shimadzu TOC-V<sub>CPH</sub> (Shimadzu Corporation, Japonsko). Vzorek byl odebírán ve třech čtvrtinách hloubky objemu kádinky automatickou pipetou, dva centimetry od skleněného okraje kádinky. Zbylý objem vzorku byl použit při sklenicových zkouškách.

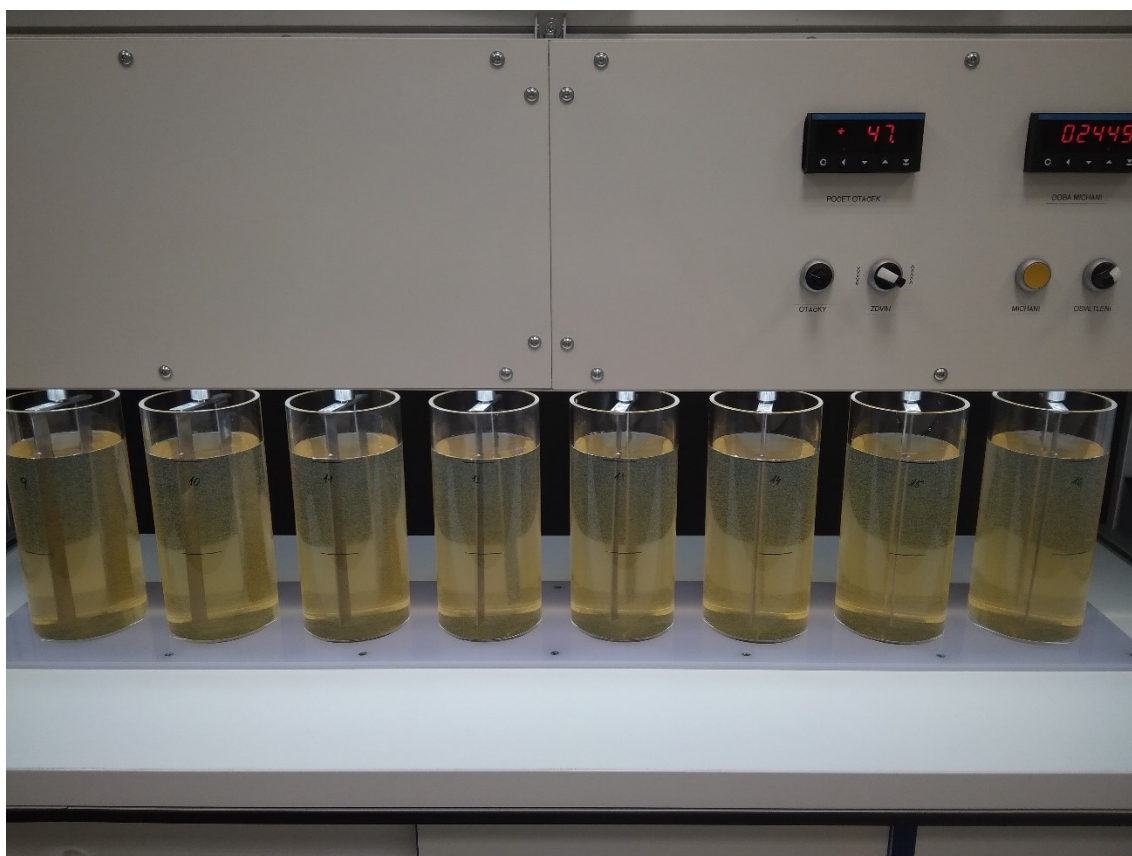
Kalibrace vzorku byla provedena ředěním roztoku vzorku o koncentraci 25 mg/l PVC ve dvou litrech demineralizované vody. Ředění roztoku bylo provedeno demineralizovanou vodou do objemu 20 ml v poměru 1:1, 1:3 a 1:9.

### 3.3 Stanovení náboje PVC

Pro stanovení povrchového náboje částic PVC byla sestrojena titrační křivka. Titrace byla provedena v dusíkové atmosféře, k zamezení vlivu vzdušného CO<sub>2</sub> při konstantní teplotě 23°C. Vzorek byl připraven navážením 1 g PVC, který byl kvantitativně převeden 400 ml roztoku 0,01 M NaCl do kádinky. Po ustálení hodnoty pH byl vzorek titrován roztokem 0,1 M NaOH nebo 0,1 M HCl pomocí automatické byrety (Flaschenaufsatz-Büretten Titrette, Německo), v rozsahu hodnot pH 3 - 11. Titrace vzorku byla provedena za stálého míchání při 175 ot/min. Za stejných podmínek byla provedena titrace slepého vzorku bez přídavku PVC. Postup a metodika titrace byla provedena podle studie (Álvarez-Merino a kol., 2008)

### 3.4 Optimalizační sklenicové zkoušky

Koagulační pokusy byly prováděny na osmimístné míchací koloně (LMK 8, Ústav pro hydrodynamiku AV ČR, v.v.i.) (obr. 3). Jako koagulační činidlo byl použit 1% roztok síranu železitého – Fe<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub>. Sklenicové zkoušky byly provedeny ve třech variantách: 1) PVC + Fe<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub> 2) PVC bez Fe<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub> a 3) Fe<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub> bez PVC. Sklenicové zkoušky byly provedeny při hodnotě pH 5, 6, 7 a 8; dávka koagulačního činidla byla 20, 40 a 60 mg/l. Při sklenicových zkouškách byla použita demineralizovaná voda, jejíž celková kyselinová neutralizační kapacita (KNK<sub>4,5</sub>) byla upravena pomocí 0,125 M NaHCO<sub>3</sub> na hodnotu 1 mmol/l. Pro dosažení požadovaných hodnot pH byl použit roztok 0,1 M HCl a 0,1 M NaOH podle (Pivokonský a kol., 2009), přesné dávkování (tab. 3). Gradienty rychlosti míchání byly stanoveny pro 1) homogenizační míchání při gradientu rychlosti  $\bar{G} = 175 \text{ s}^{-1}$  po dobu 1 min, 2) agregačním mícháním při  $\bar{G} = 47 \text{ s}^{-1}$  po dobu 30 min.



**Obrázek č. 3:** Optimalizační sklenicové zkoušky na osmimístné míchací koloně, koagulace prováděná síranem železitým s již viditelnými vločkami v objemu sklenic

**Tabulka č. 3:** Přesné dávky koagulačního činidla pro koncentrace 20, 40 a 60 mg/l  $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$  a přídavky 0,1 M NaOH nebo 0,1 M HCl pro úpravu pH, ve kterém probíhaly optimalizační sklenicové zkoušky

pH	Koncentrace $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ [mg/l]	Dávka $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ [ml]	Objem 0,1 M HCl [ml]	Objem 0,1 M NaOH [ml]
5	20	3,688	13,7	-
	40	7,380	8,0	-
	60	11,064	4,5	-
6	20	3,688	9,0	-
	40	7,380	3,3	-
	60	11,064	-	3,00
7	20	3,688	-	1,50
	40	7,380	-	7,00
	60	11,064	-	11,20
8	20	3,688	-	5,68
	40	7,380	-	10,50
	60	11,064	-	16,00

Koncentrace DOC byla analyzována ve vzorcích 1) bezprostředně po koagulaci s následným odstředěním, 2) po 1 h sedimentace, 3) po 2 h sedimentace a 4) v odstředěném vzorku po 2 h sedimentace. Před analýzou DOC byl vzorek okyselen 38% kyselinou HCl, pro snížení hodnoty anorganického uhlíku. Odstředění bylo provedeno v odstředivce po dobu 20 minut, při 3000 RPM. Hodnoty DOC, které vyjadřují kvalitu vody po separaci agregátů filtrací na úpravně vody, jsou v laboratorních podmínkách měřeny po odstředění bezprostředně po koagulaci. Zbytková koncentrace Fe byla stanovena ve vzorcích bezprostředně po koagulaci s následným odstředěním.

### **3.5 Analýza rozpuštěného organického uhlíku (DOC)**

Koncentrace rozpuštěného organického uhlíku byla stanovena pomocí analyzátoru Shimadzu TOC-V<sub>CPH</sub> (Shimadzu Corporation, Japonsko). Principem analyzátoru je spalování, oxidace organického uhlíku na CO<sub>2</sub> při teplotě 680°C. Stanovení koncentrace DOC probíhá z rozdílu koncentrace celkového uhlíku a anorganického uhlíku: TC (Total Carbon) – IC (Inorganic Carbon). Hydrogenftalát draselný byl použit jako kalibrační standard pro TC, hydrogenuhličitan sodný a bezvodý uhličitan sodný jako kalibrační standard pro IC. Jako slepý vzorek pro všechna měření byla použita demineralizovaná voda. Měření byla prováděna minimálně ve třech sériích s chybou do 3 %.

### **3.6 Stanovení Fe**

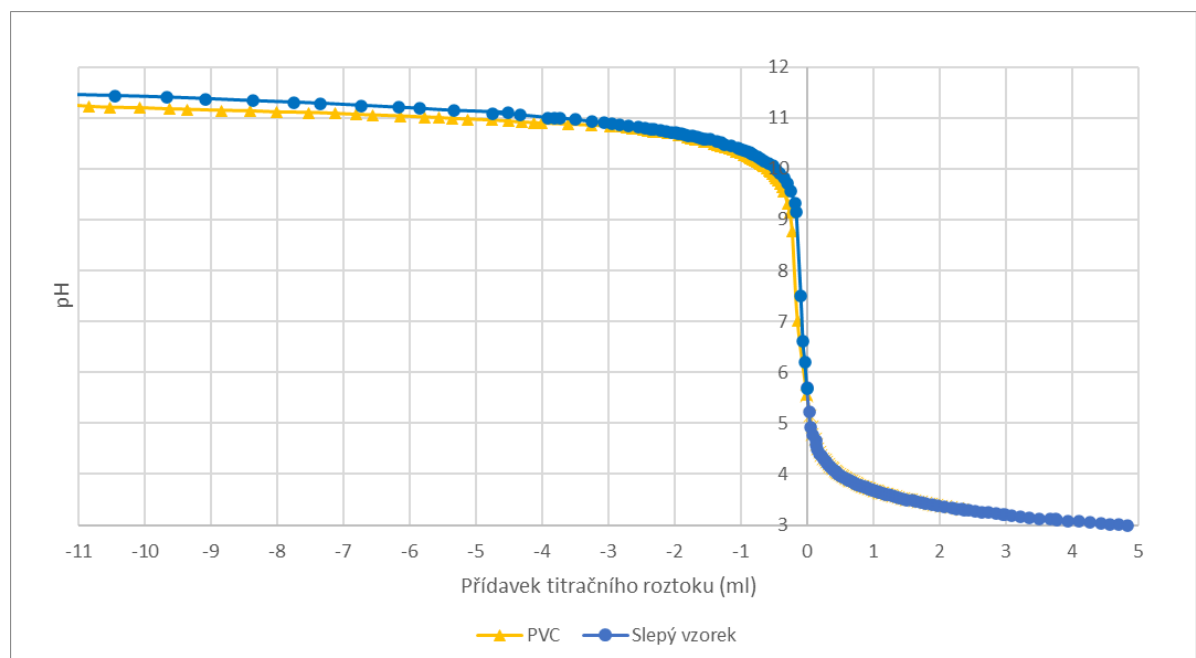
Zbytkové koncentrace Fe byly stanoveny z odstředěných vzorků po sklenicových zkouškách pomocí ICP-OES – Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectrometry (5110 Series, Agilent Technologies, USA), po reakci s 1% kyselinou dusičnou v poměru 1:1. Stanovení byla prováděna minimálně třikrát.

## 4. Výsledky a diskuse

### 4.1 Povrchový náboj PVC

Měření povrchového náboje potenciometrickou titrací bylo provedeno podle metodiky (Álvarez-Merino a kol., 2008). Z grafu titrace PVC roztokem 0,01M NaCl (obr. 4) je patrné, že titrační křivka se téměř shoduje s titrační křivkou slepého roztoku 0,01M NaCl. Titrační křivkou nebyl prokázán povrchový náboj částic PVC.

Ve studii Shahi a kol. (2020) byl měřen zeta potenciál PE částic s velikostí do 100  $\mu\text{m}$  při hodnotě pH 7. Hodnota zeta potenciálu PE částic byla zjištěna -14,2 mV. Lze předpokládat, že přidáním kladně nabitých surfaktantů může dojít ke zvýšení účinnosti odstranění PE částic se záporným povrchovým náboje pomocí koagulace (Shahi a kol., 2020). Ve studii Skaf a kol. (2020) byl sledován zeta potenciál sférických částic MP v ultra čisté vodě, titrací roztokem NaOH a HCl, v rozmezí hodnot pH 5 – 10. Byl pozorován rovnoměrný pokles zeta potenciálu z -14mV při hodnotách pH 5 na -35 mV při hodnotách pH 10. Dále byl sledován vliv koagulačního činidla na bázi hlinitých solí na velikost zeta potenciálu. Bylo zjištěno, že při dávkách 2,5 – 5 mg/l Al, což odpovídá hodnotám pH 7, dochází k neutralizaci povrchového náboje sférických částic MP (Skaf a kol., 2020).



**Obrázek č. 4:** Titrační křivka roztoku PVC a slepého vzorku roztoku 0,01 M NaCl

## 4.2 Koagulace PVC síranem železitým

Abychom zjistili vliv dávky koagulačního činidla na účinnost odstranění PVC, byly provedeny sklenicové zkoušky při různých dávkách 1% síranu železitého odpovídající 20, 40 a 60 mg/l  $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ , při hodnotách pH 5 - 8. Při procesu koagulace byla sledována tvorba vloček a zbytková koncentrace Fe. Počáteční množství PVC ve vzorcích určených ke koagulaci se pohybovala okolo 1,2 mg/l DOC.

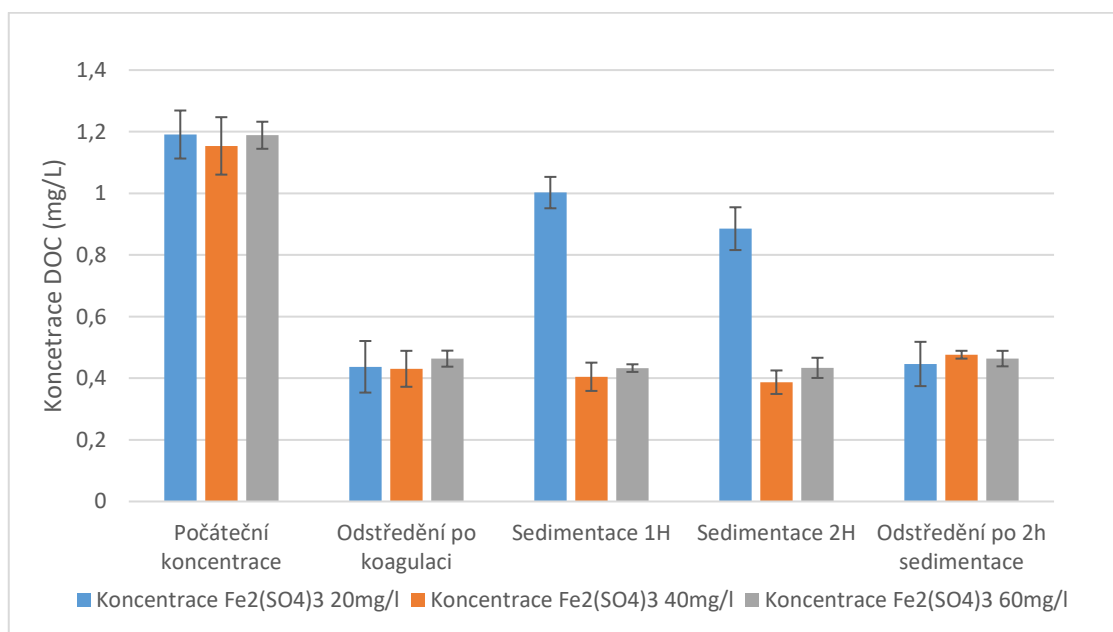
### 4.2.1 Výsledky optimalizačních sklenicových zkoušek

Bylo zjištěno, že účinnost odstranění PVC při různých hodnotách pH 6 - 8 a při dávce koagulačního činidla 20 mg/l  $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$  vzrůstá (obr. 5 - 8). Respektive je 59, 67 a 75% účinnost odstranění PVC z vody. Naopak při hodnotě pH 5 - 8 a vyšších dávkách koagulačního činidla 40 a 60 mg/l je účinnost odstranění PVC částic srovnatelná v rozmezí 60 až 70 %. Rozdílné výsledky byly pozorovány ve studii Ma a kol. (2019a), ve které bylo zjištěno, že při vyšších dávkách koagulačního činidla 112 mg/l  $\text{FeCl}_3$  byl pozorován nárůst účinnosti odstranění PE částic se vzrůstajícím pH až o 6 %. Naopak při nízkých dávkách koagulačního činidla 11,2 mg/l  $\text{FeCl}_3$  byla účinnost odstranění PE částic při hodnotách pH 6, 7, 8 srovnatelná (Ma a kol., 2019a). Ve studii Zhou a kol. (2021) bylo zjištěno, že v alkalickém prostředí je účinnost odstranění PS a PE částic vyšší než v kyselém prostředí až o 20 %. Ve studii Shahi a kol. (2020), byla pozorována vzrůstající účinnost odstranění částic PE až 70,7 % při dávce 30 mg/l Al.

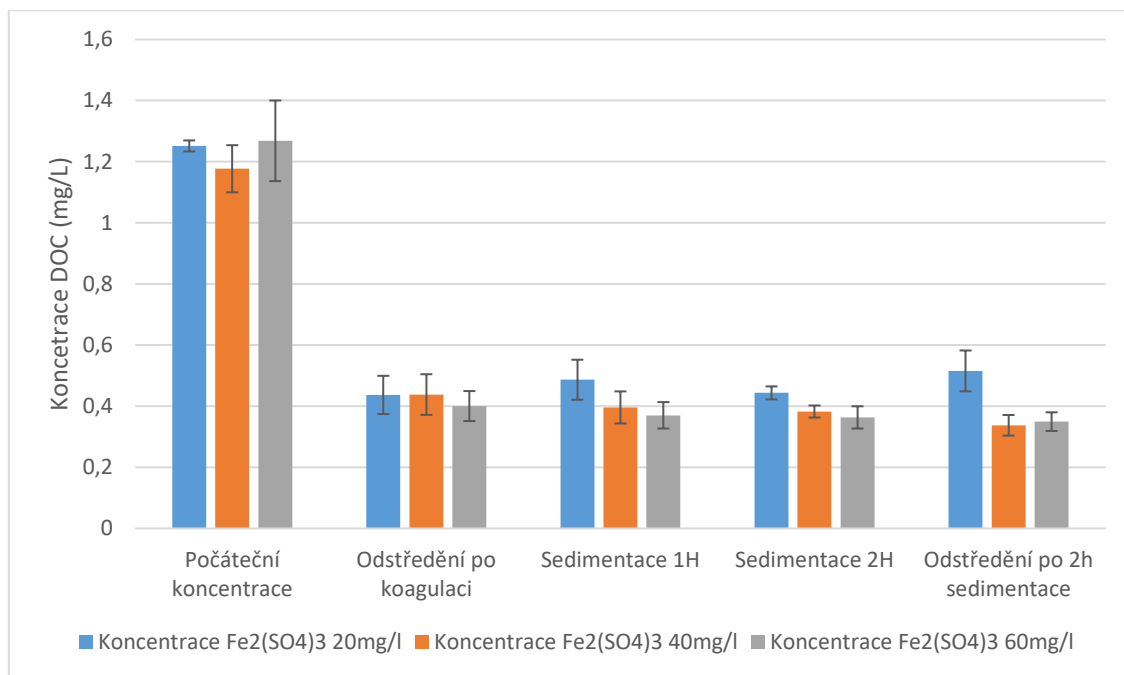
Bylo zjištěno, že tvorba vloček při koagulaci je silně závislá na dávce koagulačního činidla i hodnotách pH. Při hodnotě pH 5 a koncentraci koagulačního činidla 20 mg/l nedocházelo k tvorbě vloček, pouze k zákalu, protože při nízkých hodnotách pH a nízkých dávkách koagulačního činidla probíhá hydrolyza solí železa jen velmi pomalu a nedochází k vysrážení železa do vloček (Pivokonský a kol., 2011). Sedimentace ve sklenicích při pH 5 a dávce koagulačního činidla 20 mg/l probíhala jen velice pomalu. Hodnoty DOC po 1h sedimentace klesly z původních 1,1909 mg/l na 1,0025 mg/l a po 2 h sedimentace na 0,8853 mg/l (obr. 5). Při vyšších dávkách koagulačního činidla (40 a 60 mg/l  $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ ) byla pozorována tvorba vloček během prvních 15 minut pomalého agregačního míchání. Za nejvyšší koncentrace 60 mg/l  $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$  byly pozorovány vločky větších rozměrů a vysoké abundance. Vločky mají během koagulace při hodnotě pH 5 a vyšší dávce koagulačního činidla 60 mg/l rozdílnou strukturu, vznikají vločky pórovité, které mají nízkou hustotu, takto vzniklé vločky hůře sedimentují a mohou zůstat na povrchové blance kapaliny

(Pivokonský a kol., 2011). Malé částice PVC uvolněné z takto vzniklých vloček již není možné odstředit.

Při pH 6 (obr. 6) v nejnižších dávkách koagulačního činidla docházelo zřídka k tvorbě malých křehkých vloček, zbytkové hodnoty DOC po dvou hodinách sedimentace činily 0,4436; 0,3826 a 0,3633 mg/l. Hodnota DOC po odstředění/filtraci bezprostředně po koagulaci se téměř shodovala s hodnotami po sedimentaci 0,4368; 0,4381 a 0,4005 mg/l při dávce koagulačního činidla 20, 40 a 60 mg/l. Při vyšších dávkách koagulačního činidla (40 a 60 mg/l) byla pozorována tvorba vloček. Ve studii Skaf a kol. (2020) byla pozorována tvorba vloček v závislosti na dávce koagulačního činidla a bylo zjištěno, že se zvyšující se dávkou koagulačního činidla roste i velikost vloček a zároveň klesá množství MP sférických částic zachycených do vločky.



**Obrázek č. 5:** Porovnání koagulace PVC při pH 5 při dávce koagulačního činidla Fe<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub> 20, 40 a 60 mg/l



**Obrázek č. 6:** Porovnání koagulace PVC při pH 6 při dávce koagulačního činidla Fe<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub> 20, 40 a 60 mg/l

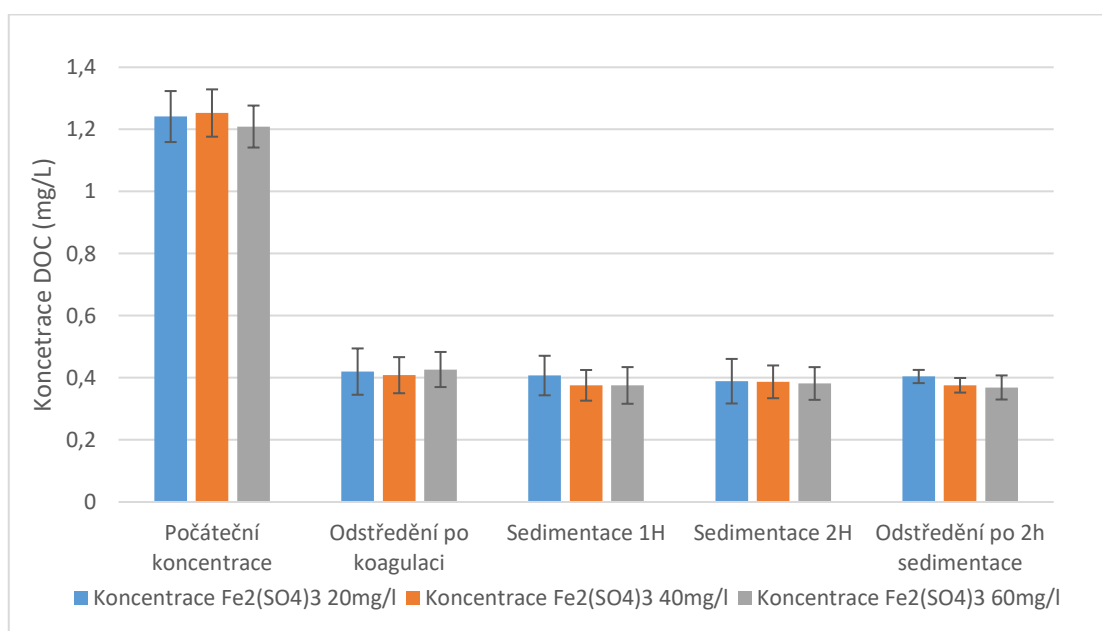
Nejkonstantnějších výsledků bylo dosaženo při pH 7 (obr. 7). Tvorba vloček probíhala i při nejnižších dávkách koagulačního činidla 20 mg/l. Zbytkové koncentrace DOC po sedimentaci a odstředění/filtraci byly 0,4041; 0,3758 a 0,3687 mg/l pro koncentrace koagulačního činidla 20, 40 a 60 mg/l. Přičemž nebyl pozorován významný rozdíl od hodnot DOC po odstředění/filtraci bezprostředně po koagulaci 0,4199; 0,4084 a 0,4266 mg/l pro koncentrace koagulačního činidla 20, 40 a 60 mg/l. Ve studii Lapointe a kol. (2020) byla testována koagulace při hodnotě pH 7 koagulačním činidlem PACl, bylo zjištěno, že při dávkách 0,45 - 3,64 mg/l Al bylo pozorováno stejné procento odstranění PE částic z vody, které činilo 82 %. Dále bylo zjištěno, že s navyšující se dávkou flokulantu PAM roste velikost vloček a jsou účinněji odstraňovány částice PS a PE i větších rozměrů ( $\leq 140 \mu\text{m}$ ) (Lapointe a kol., 2020).

Při koagulaci při pH 8 (obr. 8) byla pozorována zvýšená hustota vloček v objemu sklenic. Rychlá sedimentace vloček větších rozměrů způsobila, že ve sklenicích došlo k redistribuci částic PVC v celém objemu a menší nesedimentující částice zůstávaly v celém objemu sklenice. Množství PVC ve sklenicích i po dvou hodinách sedimentace proto dosahovalo vyjádřeno v DOC 0,7760 a 0,6399 mg/l pro koncentrace koagulačního činidla 20 a 40 mg/l. Při koncentraci 60 mg/l Fe<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub> byla pozorována rychlá sedimentace velkých vloček, makro-agregátů, s vysokou abundancí. Výsledky odstředění/filtrace po

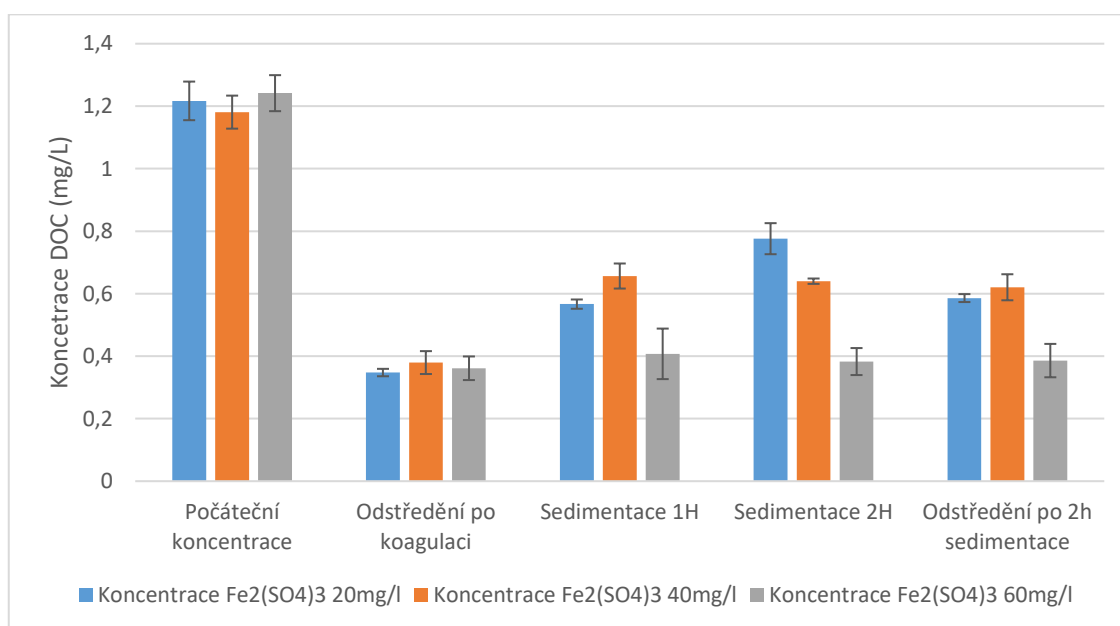
koagulaci ukazují ale až 74% účinnost odstranění PVC. Tento výsledek je v souladu se studií Zhou a kol. (2021), ve které bylo zjištěno, že při vzrůstajícím pH až na pH 9 vzrostla účinnost odstranění MP částic až na 64,58 %.

Dále bylo zjištěno že objemová hmotnost PVC ovlivňuje pozitivně schopnost odstranění. Částice PVC, které jsou součástí vloček, vzniklé vločky zatíží a podporují rychlejší sedimentaci. Zkoumané částice < 50 µm mají vyšší objemovou hmotnost než voda a jsou proto snáze odstraňovány. Výsledky ukazují, že při sedimentaci je dosaženo téměř stejné účinnosti odstranění částic PVC, jako při odstředění/filtraci. Při hodnotách pH 5, 6, 7 a 8 a dávce koagulačního činidla 40 mg/l  $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$  (obr. 5 - 8) je patrné, že výsledky jsou srovnatelné. Potvrzuje to výzkum Zhou a kol. (2021), který prováděl odděleně koagulaci částic PS s velikostí částic > 500 µm a < 500 µm, které mají nižší objemovou hmotnost než PVC, ale vyšší objemovou hmotnost než voda. Bylo prokázáno, že jsou lépe koagulovány částice > 500 µm, protože mají vyšší hmotnost a lépe sedimentují. Zároveň bylo v této studii zjištěno, že částice PS byly o 47 % účinněji odstraňovány než částice PE, jejichž objemová hmotnost je 0,91 g/cm<sup>3</sup> (Zhou a kol., 2021). Optimální podmínky pro koagulaci jsou určeny především pomocí zbytkových koncentrací DOC (PVC), a zbytkových koncentrací Fe, podrobněji v kapitole 4.3.

Z výsledků je patrné, že účinnost odstranění PVC při pH 5 – 7, koagulací a filtrací a koagulací, sedimentací a filtrací je srovnatelná.



**Obrázek č. 7:** Porovnání koagulace PVC při pH 7 při dávce koagulačního činidla  $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$  20, 40 a 60 mg/l



**Obrázek č. 8:** Porovnání koagulace PVC při pH 8 při dávce koagulačního činidla Fe<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub> 20, 40 a 60 mg/l

#### 4.2.2 Mechanismus koagulace

Hodnota pH, dávka koagulačního činidla a povaha znečišťujících látek hraje velkou roli v určení hlavního mechanismu koagulace (Duan a Gregory, 2003). Při koagulaci podléhá koagulační činidlo na bázi železa hydrolyze za vzniku kladně nabitých kationtů železa. Hydrolyza je proces silně závislý na pH, při skutečně zvýšených hodnotách pH je upřednostňována disociace a naopak (Ghernaout, 2015).

V kapitole 4.1 bylo stanoveno, že u částice PVC nebyl potvrzen výskyt povrchového náboje. Podobně jako ve studii Zafish a kol. (2020), ve které bylo uvedeno, že hustota povrchového náboje mikročástic písku je velmi nízká v porovnání s běžně se vyskytujícími koloidy ve vodě. Zároveň bylo ve studii Zafisah a kol. (2020) zjištěno, že při koagulaci mikročástic písku pomocí chloridu železitého během pomalého agregačního míchání dochází ke tvorbě vloček, které zachycují zbytkové částice nerozpuštěných látek a současně dochází ke srážkám vzniklých vloček, které se spojují do větších agregátů. Dále bylo zjištěno, že při procesu tvorby větších agregátů při odstraňování mikročástic písku se uplatňuje mechanismus *sweep coagulation* a van der Waalovy interakce doprovázely tvorbu vloček (Zafisah a kol., 2020).

Během pomalého agregačního míchání při koagulaci PVC byla pozorována tvorba vloček, při hodnotách pH 5 - 9 a dávkách koagulačního činidla 20, 40 a 60 mg/l Fe<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub>.

Při hodnotách pH 5 a dávce koagulačního činidla 20 mg/l, došlo pouze k zákalu, nikoli ke tvorbě vloček. Při vyšších dávkách koagulačního činidla a vzrůstajícím pH byla pozorována tvorba velkých vloček křehké struktury, což je v souladu se studií Ma a kol., 2019a, která prokázala, že velikost agregátů roste se stoupajícím pH. Při hodnotě pH 6 byla velikost vloček  $d_{50} 69,3 \pm 13,2 \mu\text{m}$ , při hodnotě pH 8 dosahovala velikost vloček až  $d_{50} 422 \pm 23 \mu\text{m}$  (Ma a kol., 2019a).

Ve studii Skaf a kol. (2020) je *sweep coagulation* určen jako hlavní proces koagulace na základě analýzy vloček po koagulaci. Při vyšších dávkách koagulačního činidla byla zjištěna přítomnost hydroxidu hlinitého, který obalil menší vločky a spojil je do větších agregátů. Na základě těchto údajů ve studii Skaf a kol. (2020) určili mechanismus *sweep coagulation/enmeshment* jako dominantní. Naproti tomu ve studii Zhou a kol. (2021) bylo na základě měření zeta potenciálu před koagulací PS a PE částic a po koagulaci pomocí koagulačního činidla  $\text{FeCl}_3$  a PAC, zjištěno, že nábojová neutralizace se uplatňuje v obou systémech a proces *sweep coagulation* je méně významný.

Zároveň se jako důležitým faktorem koagulace jeví proces adsorpce MP na vzniklé vločky koagulačního činidla, nezávisle na jeho dávce (Zhou a kol., 2021). Protože MP vzniklé rozpadem z větších celků mohou mít na svém povrchu praskliny, které ovlivňují proces flokulace tím, že mají větší specifický povrch a adsorpční kapacitu (Ma a kol., 2019a; Skaf a kol., 2020; Zhou a kol., 2021).

Ve studii Ang a kol. (2015) byla testována koagulace přírodních organických látek pomocí chloridu železitého. Na základě měření zeta potenciálu před koagulací a po koagulaci bylo zjištěno, že nábojová neutralizace nebyla dominantním mechanismem koagulace. Při nižších dávkách koagulačního činidla  $< 7 \text{ mg/l } \text{FeCl}_3$  bylo zjištěno, že nedochází k efektivnímu zachycení přírodních organických látek do vloček. Dále byla sledována velikost vznikajících agregátů. Bylo zjištěno, že v důsledku mechanismu *sweep coagulation* vznikají větší vločky než při procesu nábojové neutralizace a jsou snadno odstranitelné sedimentací (Ang a kol., 2015).

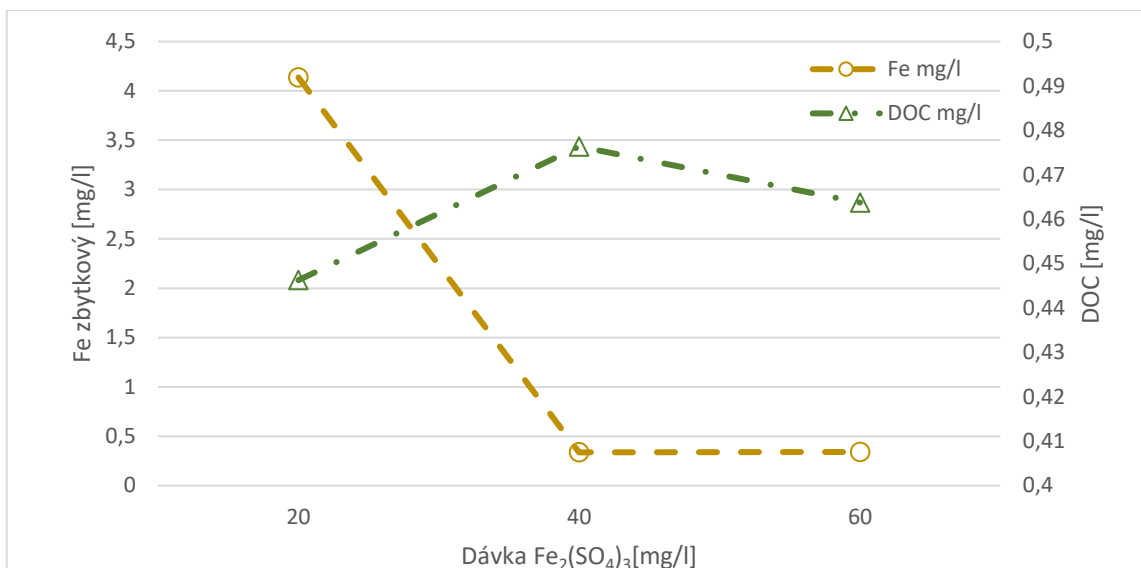
### **4.3 Zbytková koncentrace Fe**

#### **4.3.1 Vliv hodnoty pH a dávky koagulačního činidla**

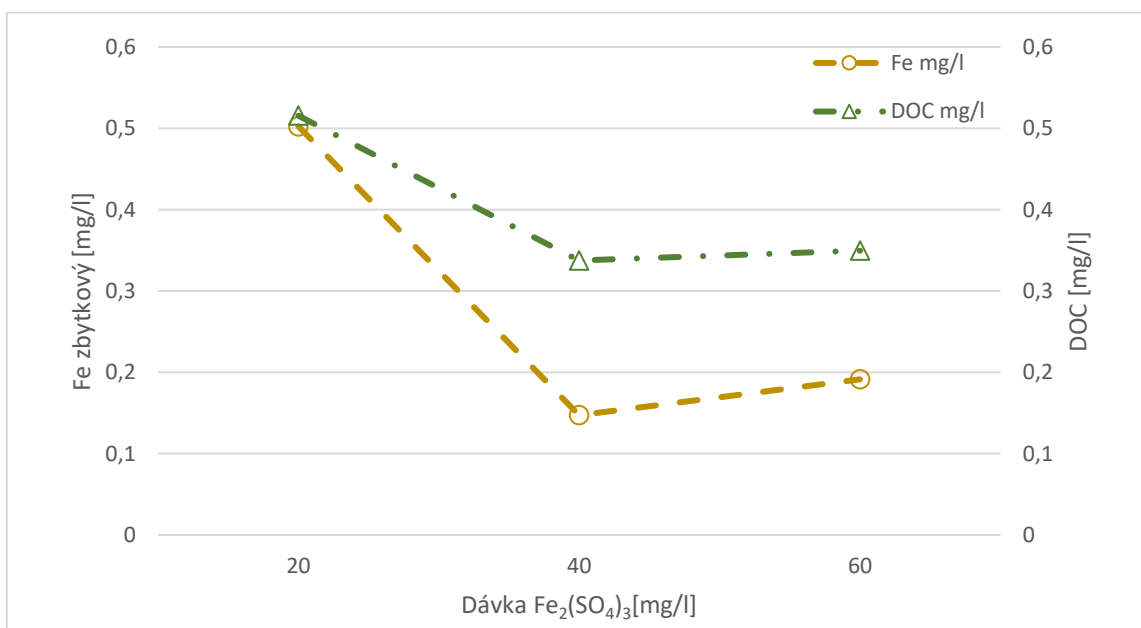
Při dávkách koagulačního činidla 20, 40 a 60 mg/l a pH 5, 6, 7 a 8, popsáno v kapitole 4.2.1, bylo zjištěno, že pH ovlivňuje množství zbytkového Fe po koagulaci. Ve studii Baresova a kol. (2017) byla prováděna koagulace COM (cellular organic matter) a buněk sinice *Merismopedia tenuissima* pomocí koagulačního činidla síranu železitého. Bylo

zjištěno že v kyselých hodnotách pH 3,4 – 3,9 dochází k poklesu DOC (COM i buněk sinice), i přesto, že zbytkové hodnoty Fe jsou téměř stejné jako počáteční koncentrace Fe, což indikuje, že koagulační činidlo není odpovědné za snížení DOC (Baresova a kol., 2017). Naopak bylo zjištěno, že vznikají interakce mezi COM a buňkami sinic, které snižují hodnoty DOC (Baresova a kol., 2017). Okolo hodnot pH 4,5 – 5 železo podléhá hydrolyze a tvoří z počátku stabilní koloidní sraženiny, zvýšením dávky koagulačního činidla se zvyšuje množství koloidního Fe a snižují se hodnoty zbytkového Fe (Duan a Gregory, 2003). Tím lze vysvětlit pokles zbytkového Fe se vzrůstající dávkou koagulačního činidla při koagulaci PVC při hodnotě pH 5 z 4,136 mg/l zbytkového Fe při dávce koagulačního činidla 20 mg/l na 0,337 a 0,343 mg/l Fe při dávce koagulačního činidla 40 a 60 mg/l (obr. 9).

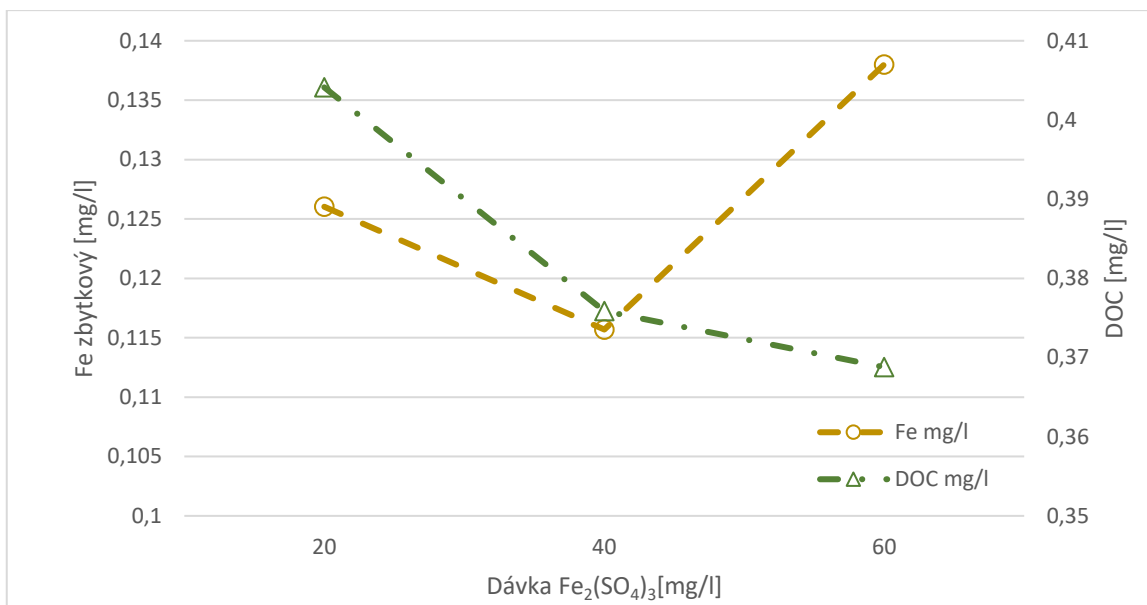
Okolo neutrálního pH 6 – 8 je hydroxid železitý pod a nebo blízko bodu nulového náboje, částice Fe se stávají méně stabilními a agregují (Duan a Gregory, 2003). Při hodnotách pH 6 bylo dosaženo nejnižší hodnoty zbytkového Fe 0,147 mg/l při dávce koagulačního činidla 40 mg/l (obr. 10). Z výsledků lze zjistit, že při neutrálním pH 7 byly zbytkové hodnoty Fe nejnižší, protože při dávce koagulačního činidla 20, 40 i 60 mg/l činily zbytkové hodnoty Fe 0,119; 0,115 a 0,138 mg/l (obr. 11). Ve studii Pivokonský a kol. (2012) byly sledovány zbytkové koncentrace Fe, po koagulaci COM síranem železitým, bylo zjištěno, že zbytkové hodnoty Fe i DOC při pH 8 prudce stoupají, protože při pH 8 vznikají záporně nabitě hydroxidy železa  $[\text{Fe}(\text{OH})_4]^-$ . K redukci koagulace při hodnotě pH 8 vede ale i výskyt kladně nabitých hydroxidů železitých a záporně nabitých oxo-hydroxidů železa. Při hodnotě pH 8 byla hodnota zbytkového Fe 0,366, 0,687 a 0,130 mg/l při dávce 20, 40 a 60 mg/l  $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$  (obr. 12).



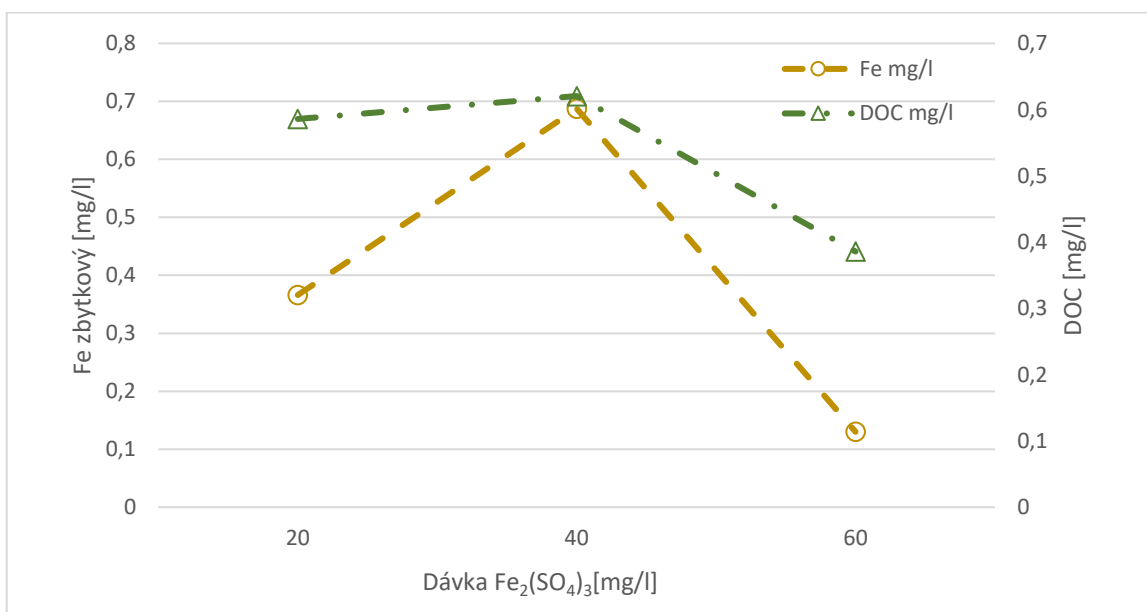
**Obrázek č. 9:** pH5 – Zbytkové koncentrace PVC vyjádřené v koncentraci DOC a zbytková koncentrace Fe v mg/l, při pH 5 při dávkách koagulačního činidla 20, 40 a 60 mg/l  $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$



**Obrázek č. 10:** pH6 – Zbytkové koncentrace PVC vyjádřené v koncentraci DOC a zbytková koncentrace Fe v mg/l, při pH 6 při dávkách koagulačního činidla 20, 40 a 60 mg/l  $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$



**Obrázek č. 11:** pH7 - Zbytkové koncentrace PVC vyjádřené v koncentraci DOC a zbytková koncentrace Fe v mg/l, při pH 7 při dávkách koagulačního činidla 20, 40 a 60 mg/l  $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$



**Obrázek č. 12:** pH8 – Zbytkové koncentrace PVC vyjádřené v koncentraci DOC a zbytková koncentrace Fe v mg/l, při pH 8 při dávkách koagulačního činidla 20, 40 a 60 mg/l  $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$

#### 4.3.2 Vliv PVC na zbytkovou koncentraci Fe

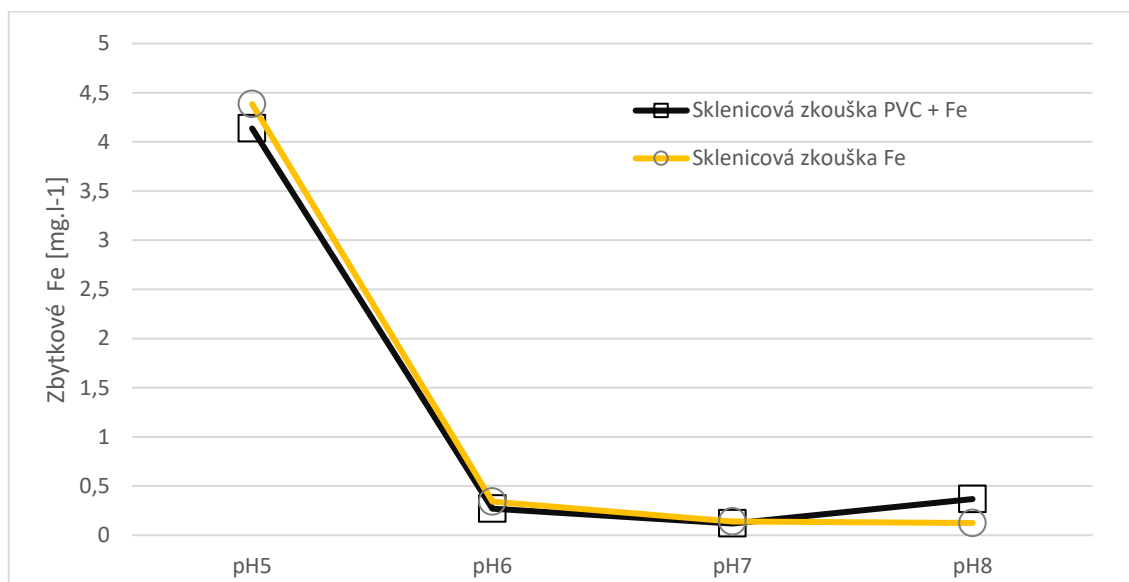
Byla sledována zbytková koncentrace Fe po koagulaci PVC síranem železitým a zbytkové koncentrace Fe po koagulaci bez přídavku PVC. Zbytkové hodnoty Fe měřené v mg/l se u jednotlivých pokusů liší. Průběh koagulace a zbytkové koncentrace Fe mohou

být ovlivněny přítomností některých iontů, např.  $\text{HCO}_3^-$  a  $\text{SO}_4^{2-}$ , přítomnost hydrogen uhličitanu při koagulaci a flokulaci hydrolyzovaných koagulantů zvyšuje tlumivou kapacitu vody. Pokud roztok nemá požadovanou hodnotu alkalinity po přidání koagulačního činidla, dojde k výraznému poklesu pH, což výrazně ovlivní tvorbu stabilní koloidní sraženiny (Duan a Gregory, 2003). Zbytkové koncentrace Fe jsou vyšší po koagulaci bez PVC pro hodnoty pH 5 - 7 při všech testovaných dávkách koagulačního činidla (obr. 13-15).

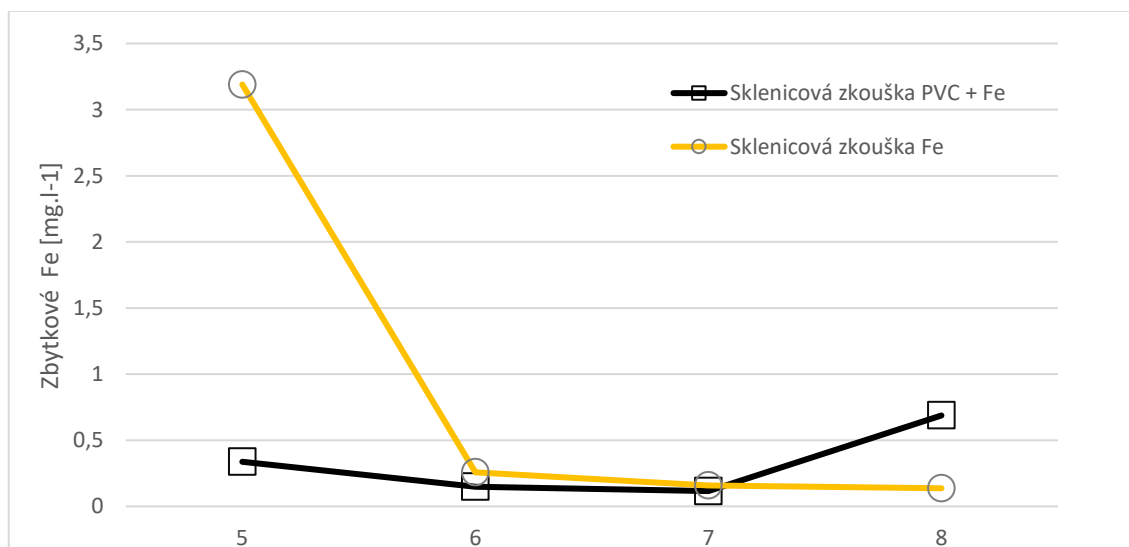
Kolem hodnoty pH 5 byl pozorován největší pokles zbytkového Fe při koagulaci s PVC (obr. 13 - 15), nejvýrazněji při koncentraci koagulačního činidla 40 mg/l (obr. 14) až o 90 % oproti koagulaci bez PVC. V přítomnosti PVC došlo během koagulace k tvorbě vloček, naproti tomu bez PVC se vločky během koagulace vůbec nevytvořily. Částice PVC mohly posloužit jako precipitační jádra k zachycení vysráženého amorfního hydroxidu a zatížit vzniklé vločky a urychlit jejich sedimentaci. Ve studii Duan a Gregory, (2003) je uvedeno, že při hodnotě pH 4,5 – 5 podléhá Fe hydrolyze a tvoří malé stabilní koloidní sraženiny. Podobně tomu bylo u počátečních koncentrací koagulačního činidla 60 mg/l a při hodnotě pH 5 (obr. 15). Nejnižší pokles zbytkového Fe oproti koagulaci bez PVC byl zaznamenán při hodnotách pH 5 a počáteční koncentraci síranu železitého 20 mg/l z 4,136 mg/l na 4,384 mg/l Fe (obr. 13). Při této dávce koagulačního činidla nebyl zaznamenán výrazný pokles ani při pH 6 a 7 z 0,502 a 0,126 mg/l Fe na 0,340 a 0,139 mg/l Fe.

Rozdílné hodnoty byly pozorovány při hodnotách pH 8 a dávce koagulačního činidla 20 a 40 mg/l, kde dochází k nárůstu zbytkového Fe po koagulaci s PVC na 0,366 a 0,687 mg/l Fe, oproti sklenicovým zkouškám s koagulačním činidlem bez přídavku PVC, kde hodnoty dosahují 0,124 a 0,136 mg/l Fe. Nárůst zbytkových koncentrací Fe při hodnotě pH 8 lze vysvětlit nárůstem záporně nabitých hydroxokomplexů železa a snížením množství kladně nabitých hydroxidů železitých (Duan a Gregory, 2003). Ve studii Pivokonský a kol. (2012) bylo také zjištěno, že při pH 8 dochází k nárůstu zbytkového Fe v důsledku nevhodných podmínek pro koagulaci peptidů a proteinů z COM, které mají při pH 8 záporný náboj. V určitých hodnotách pH, dávky koagulačního činidla a typu znečišťující příměsi může dojít ke shodnosti náboje znečišťující příměsi s hydroxokomplexy železa a nárůstu elektrostatických odpuzivých sil, které vedou k inhibici koagulace (Pivokonský a kol., 2011). Při hodnotě pH 8 za přítomnosti PVC docházelo vlivem pomalého míchání k většímu počtu srážek částic PVC s již vytvořenými vločkami. Zvýšené hodnoty zbytkového Fe mohou být dány strukturou vloček, která je popsána podrobněji v kapitole 4.2.1. Jejich struktura usnadnila rozpad při srážce s částicí PVC a pórovitost zpomalila sedimentaci (Matilainen a kol., 2010; Ghernaout, 2015; Filipenská a kol., 2019; Ma a kol., 2019b, 2019a).

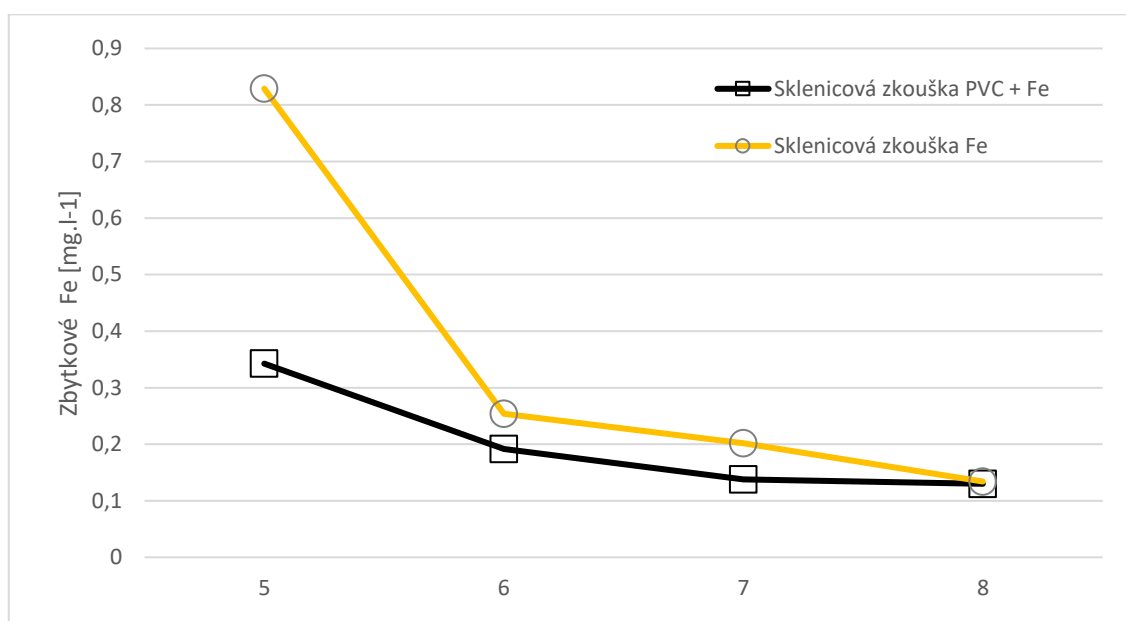
Během koagulace bez PVC bylo zaznamenáno, že nejnižší sledované hodnoty Fe se vyskytují při pH 8 (obr. 13-15). Z distribučního diagramu hydroxoželezitanů je patrné, že při pH 8 se železo vyskytuje převážně jako amorfni sraženina hydroxidu železitého -  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  a dále jsou přítomny kationt  $\text{FeO}(\text{OH})_3^+$  a anion  $[\text{Fe}(\text{OH})_4]^-$ , železo je z roztoku vysráženo. (Stumm a Morgan, 1996; Pivokonský a kol., 2011).



**Obrázek č. 13:** Zbytkové koncentrace Fe [mg/l] v závislosti na pH, po sklenicové zkoušce bez obsahu PVC a po sklenicové zkoušce PVC s Fe koagulantem. Dávka koagulačního činidla 20 mg/l.



**Obrázek č. 14:** Zbytkové koncentrace Fe [mg/l] v závislosti na pH, po sklenicové zkoušce bez obsahu PVC a po sklenicové zkoušce PVC s Fe koagulantem. Dávka koagulačního činidla 40 mg/l.



**Obrázek č. 15:** Zbytkové koncentrace Fe [mg/l] v závislosti na pH, po sklenicové zkoušce bez obsahu PVC a po sklenicové zkoušce PVC s Fe koagulantem. Dávka koagulačního činidla 60 mg/l.

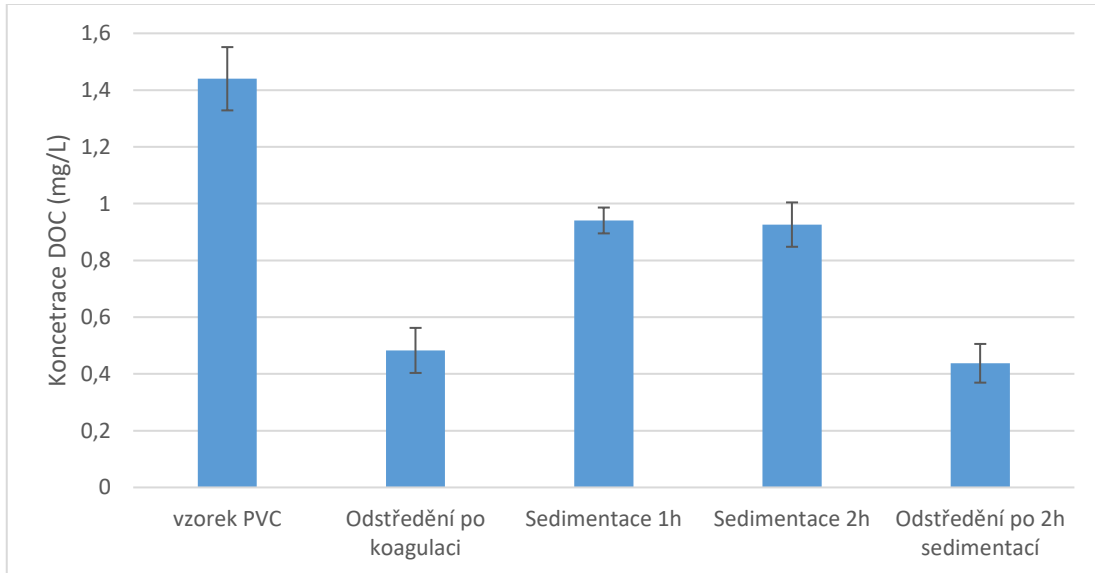
#### 4.4 Sklenicová zkouška PVC bez koagulačního činidla

Pro srovnání byl proveden pokus bez koagulačního činidla, což mělo za cíl zjistit schopnost sedimentace PVC a odstředění/filtrace.

Počáteční koncentrace PVC vyjádřena koncentrací rozpuštěného organického uhlíku byla 1,44 mg/l DOC. Po odstředění bylo dosaženo hodnot 0,4828 mg/l DOC (obr. 16). Účinnost odstředění byla 67 %. Ve studii Zhou a kol. (2021) byla testována schopnost odstranění PS a PE částic < 500  $\mu\text{m}$  bez přídavku koagulačního činidla. Bylo zjištěno, že z celkového obsahu PE částic bylo odstraněno pouze 3,19 %, naopak u částic PS bylo dosaženo účinnosti odstranění až 50,78 % (Zhou a kol., 2021). Objemová hmotnost PE, PS a PVC částic je 0,91; 1,05 a 1,38 g/cm<sup>3</sup>. Z výsledků studie Zhou a kol. (2021) a výsledků pozorovaných při odstředění částic PVC je patrné, že objemová hmotnost je důležitý faktor při odstraňování MP částic.

Dále bylo zjištěno, že sedimentace má bez přítomnosti koagulačního činidla výrazně nižší účinnost. Během první a druhé hodiny sedimentace došlo ke snížení hodnot DOC na 0,940 a 0,9261 mg/l tedy o 35 a 36 % (obr. 16). Pokles z původní hodnoty byl zapříčiněn sedimentací větších částic PVC z použité směsi částic PVC < 50  $\mu\text{m}$ , které snáze podléhají

účinkům gravitačního pole. Naopak zbylé částice PVC, které během prvních dvou hodin sedimentace nesedimentovaly, si zachovaly v roztoku určitou míru disperzity (Polášek a Mutl, 1995).



**Obrázek č. 16:** Zbytkové koncentrace PVC jsou vyjádřeny v mg/l DOC, zobrazena je počáteční koncentrace DOC, koncentrace odstředění po koagulaci, koncentrace po sedimentaci první a druhé hodiny a koncentrace DOC po odstředění po dvou hodinách sedimentace

## 5. Závěr

Hlavním cílem práce bylo zjistit odstranitelnost MP částic standartními metodami úpravy vody – koagulací a filtrací, koagulací, sedimentací a filtrací. Koagulace byla prováděna při odlišných hodnotách pH 5, 6, 7 a 8 a různých dávek koagulačního činidla 20, 40 a 60 mg/l. Jako koagulační činidlo byl zvolen síran železitý, který se běžně používá na úpravách vody.

Z literární rešerše je patrné, že koagulace a filtrace jsou hlavní mechanismy používané při úpravě vody. Při odstraňování MP z vody hrají nemalou roli. Dále bylo zjištěno, že při procesu koagulace MP se uplatňují mechanismy nábojové neutralizace a *sweep coagulation*. V závislosti na typu MP, velikosti náboje, hodnotách pH při koagulaci a množství koagulačního činidla, převládá jeden mechanismus nad druhým. Při koagulaci PVC se proces nábojové neutralizace uplatňovat nemohl, protože povrchový náboj částic PVC nebyl pomocí metodiky titrace Álvarez-Merino a kol. (2008) prokázán.

Při experimentech byl jako zástupce MP zvolen práškový PVC od německé firmy Werth Metallpulver. Velikost PVC částic byla  $< 50 \mu\text{m}$  a čistota materiálu  $> 99,7 \%$ .

Na základě výsledů sklenicových zkoušek bylo zjištěno, že koagulace má na odstraňování částic PVC malý vliv. Podle vyhlášky 252/2004 Sb. jsou stanoveny hygienické požadavky na pitnou a teplou vodu a četnost a rozsah kontroly pitné vody. Dle této vyhlášky je stanovena mezní hodnota pro Fe v pitné vodě na 0,2 mg/l. Na základě tohoto limitu byla vyhodnocena data z optimalizačních sklenicových zkoušek. Bylo zjištěno, že optimální pH pro koagulaci PVC síranem železitým je pH 7. Při dávkách koagulačního činidla 20, 40 i 60 mg/l  $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$  činily zbytkové hodnoty Fe 0,119; 0,115 a 0,138 mg/l a účinnost odstranění PVC byla 67, 70 a 70 %. Přičemž koncentrace koagulačních činidel běžně používaných na úpravách vody je obvykle pod 20 mg/l (Sillanpää a kol., 2018). Při vzrůstající hodnotě pH 5 - 7 a s rostoucí dávkou koagulačního činidla, byl pozorován pokles koncentrace zbytkového Fe po koagulaci.

Bylo prokázáno, že filtrace hraje při odstraňování částic PVC z vody velkou roli. Účinnost filtrace aplikované při testech bez koagulačního činidla činila až 67 %. Naopak sedimentace byla při odstraňování částic PVC méně úspěšná, okolo 36 %. Po sklenicových zkouškách s přidáním koagulačního činidla se účinnost sedimentace výrazně zvyšuje v závislosti na pH i dávkách koagulačního činidla. Po koagulaci při pH 7 byla úspěšnost sedimentace srovnatelná s výsledky z filtrace bezprostředně po koagulaci. Z výsledků a

diskuse bylo zjištěno, že se zvyšující se objemovou hmotností MP nad objemovou hmotností vody roste účinnost odstranění MP částic pomocí koagulace, sedimentace a filtrace.

Předpoklady definované na začátku práce byly potvrzeny. Koagulace síranem železitým má pozitivní vliv na účinnost odstranění částic PVC pomocí filtrace a sedimentace. Přičemž filtrace byla účinnější než sedimentace.

## Seznam použitých veličin a zkratek

ATR (Attenuated Total Reflection) – Zeslabený úplný odraz

CA – acetát celulózy

COM (Cellular Organic Matter) – celulární organická hmota

ČOV – čistírna odpadních vod

DOC (Dissolved Organic Carbon) – rozpuštěný organický uhlík

EDS – Energiově disperzní spektrometrie

FTR (Fourier Transform Infrared Spektroskopy) – Infračervená spektroskopie s Fourierovou transformací

$\bar{G}$  – střední gradient rychlosti [ $s^{-1}$ ]

IC (Inorganic Carbon) - anorganický uhlík

KNK4,5 – celková kyselinová neutralizační kapacita [ $mmol.l^{-1}$ ]

M molární

MP – mikroplast

PA – polyamid

PACl (Polyaluminum Chloride) – polyaluminiumchlorid

PAHs (Polycyclic Aromatic Hydrocarbons) – Polycyklické aromatické uhlovodíky

PAM – polyakrylamid

PAS – polyakrylát sodný

PCBs – polychlorované bifenyly

PE – polyethylen

PES – polyester/tereftalátové vlákno

PET – polyethylentereftalát

PFS (Polyferric Sulphate) – polymerní síran železitý

POPs – persistentní organické polutanty

PP – polypropylen

PS – polystyren

PVC – polyvinylchlorid

RM – Ramanův spektrometr

RPM (Revolutions per Minute) – otáček za minutu

SEM – skenovací elektronová mikroskopie

TC (Total Carbon) – celkový uhlík

## Literatura

- Álvarez-Merino, M. A.; Fontecha-Cámara, M. A.; López-Ramón, M. V.; Moreno-Castilla, C., 2008. *Temperature dependence of the point of zero charge of oxidized and non-oxidized activated carbons*. Carbon N. Y. 46(5), 778–787.  
<https://doi.org/10.1016/j.carbon.2008.02.002>
- Amend, J. P.; Helgeson, H. C., 1997. *Solubilities of the common L- $\alpha$ -amino acids as a function of temperature and solution pH*. Pure Appl. Chem. 69(5), 935–942.  
<https://doi.org/10.1351/pac199769050935>
- Andrady, A. L., 2011. *Microplastics in the marine environment*. Mar. Pollut. Bull. 62(8), 1596–1605. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.05.030>
- Ang, W. L.; Mohammad, A. W.; Teow, Y. H.; Benamor, A.; Hilal, N., 2015. *Hybrid chitosan/FeCl<sub>3</sub> coagulation-membrane processes: Performance evaluation and membrane fouling study in removing natural organic matter*. Sep. Purif. Technol. 152, 23–31. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2015.07.053>
- Ashton, K.; Holmes, L.; Turner, A., 2010. *Association of metals with plastic production pellets in the marine environment*. Mar. Pollut. Bull. 60(11), 2050–2055.  
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.07.014>
- Barceló, D.; Picó, Y., 2019. *Microplastics in the global aquatic environment: Analysis, effects, remediation and policy solutions*. J. Environ. Chem. Eng. 7(5).  
<https://doi.org/10.1016/j.jece.2019.103421>
- Baresova, M.; Pivokonsky, M.; Novotna, K.; Naceradska, J.; Branyik, T., 2017. *An application of cellular organic matter to coagulation of cyanobacterial cells (Merismopedia tenuissima)*. Water Res. 122, 70–77.  
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.05.070>
- Barnes, D. K. A.; Galgani, F.; Thompson, R. C.; Barlaz, M., 2009. *Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments*. Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci. 364(1526), 1985–1998. <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0205>
- Becker, R.; Altmann, K.; Sommerfeld, T.; Braun, U., 2020. *Quantification of microplastics in a freshwater suspended organic matter using different thermoanalytical methods – outcome of an interlaboratory comparison*. J. Anal. Appl. Pyrolysis 148(December 2019). <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2020.104829>
- Berglund, E.; Fogelberg, V.; Nilsson, P. A.; Hollander, J., 2019. *Microplastics in a freshwater mussel (Anodonta anatina) in Northern Europe*. Sci. Total Environ. 697.

- <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134192>
- Cao, Y.; Wang, Q.; Ruan, Y.; Wu, R.; Chen, L.; Zhang, K.; Lam, P. K. S., 2020. *Intra-day microplastic variations in wastewater: A case study of a sewage treatment plant in Hong Kong*. Mar. Pollut. Bull. 160(April).
- <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111535>
- Carr, S. A.; Liu, J.; Tesoro, A. G., 2016. *Transport and fate of microplastic particles in wastewater treatment plants*. Water Res. 91, 174–182.
- <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.01.002>
- Coufort, C.; Bouyer, D.; Liné, A., 2005. *Flocculation related to local hydrodynamics in a Taylor-Couette reactor and in a jar*. Chem. Eng. Sci. 60(8-9 SPEC. ISS.), 2179–2192.
- <https://doi.org/10.1016/j.ces.2004.10.038>
- Dallas Andrew; Tucker, B.; Yang, C.; Wilfong, D.; Hacker, J.; Johnson, P.; Yang, T., 2017. *the International Journal for Filtration and Separation*. Filtration 17(4).
- Di, M.; Liu, X.; Wang, W.; Wang, J., 2019. *Manuscript prepared for submission to environmental toxicology and pharmacology pollution in drinking water source areas: Microplastics in the Danjiangkou Reservoir, China*. Environ. Toxicol. Pharmacol. 65(December 2018), 82–89. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2018.12.009>
- Di, M.; Wang, J., 2018. *Microplastics in surface waters and sediments of the Three Gorges Reservoir, China*. Sci. Total Environ. 616–617, 1620–1627.
- <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.150>
- Dris, R.; Gasperi, J.; Saad, M.; Mirande, C.; Tassin, B., 2016. *Synthetic fibers in atmospheric fallout: A source of microplastics in the environment?* Mar. Pollut. Bull. 104(1–2), 290–293. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.01.006>
- Duan, J.; Gregory, J., 2003. *Coagulation by hydrolysing metal salts*. Adv. Colloid Interface Sci. 100–102(SUPPL.), 475–502. [https://doi.org/10.1016/S0001-8686\(02\)00067-2](https://doi.org/10.1016/S0001-8686(02)00067-2)
- Ducháček, V., 2006. *Polymery - Výroba, vlastnosti, zpracování, použití*, 2. vydání. ed. VSCHT, Praha.
- Eckert, E. M.; Di Cesare, A.; Kettner, M. T.; Arias-Andres, M.; Fontaneto, D.; Grossart, H. P.; Corno, G., 2018. *Microplastics increase impact of treated wastewater on freshwater microbial community*. Environ. Pollut. 234, 495–502.
- <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.11.070>
- Eerkes-Medrano, D.; Thompson, R. C.; Aldridge, D. C., 2015. *Microplastics in freshwater systems: A review of the emerging threats, identification of knowledge gaps and prioritisation of research needs*. Water Res. 75, 63–82.

- <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.02.012>
- Egessa, R.; Nankabirwa, A.; Ocaya, H.; Pabire, W. G., 2020. *Microplastic pollution in surface water of Lake Victoria*. *Sci. Total Environ.* 741.
- <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140201>
- El Maguana, Y.; Elhadiri, N.; Benchanaa, M.; Chikri, R., 2020. *Activated Carbon for Dyes Removal: Modeling and Understanding the Adsorption Process*. *J. Chem.* 2020.
- <https://doi.org/10.1155/2020/2096834>
- Endo, S.; Takizawa, R.; Okuda, K.; Takada, H.; Chiba, K.; Kanehiro, H.; Ogi, H.; Yamashita, R.; Date, T., 2005. *Concentration of polychlorinated biphenyls (PCBs) in beached resin pellets: Variability among individual particles and regional differences*. *Mar. Pollut. Bull.* 50(10), 1103–1114.
- <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2005.04.030>
- Eriksen, M. K.; Christiansen, J. D.; Daugaard, A. E.; Astrup, T. F., 2019. *Closing the loop for PET, PE and PP waste from households: Influence of material properties and product design for plastic recycling*. *Waste Manag.* 96, 75–85.
- <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.07.005>
- Eriksen, M.; Mason, S.; Wilson, S.; Box, C.; Zellers, A.; Edwards, W.; Farley, H.; Amato, S., 2013. *Microplastic pollution in the surface waters of the Laurentian Great Lakes*. *Mar. Pollut. Bull.* <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.10.007>
- Filipenská, M.; Vasatova, P.; Pivokonska, L.; Cermakova, L.; Gonzalez-Torres, A.; Henderson, R. K.; Naceradska, J.; Pivokonsky, M., 2019. *Influence of COM-peptides/proteins on the properties of flocs formed at different shear rates*. *J. Environ. Sci. (China)* 80, 116–127. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2018.11.025>
- Francois, R. J., 1988. *Growth Kinetics of Hydroxide Flocs*. *Am. Water Work. Assoc. World Water* 80(6), 92–96.
- Free, C. M.; Jensen, O. P.; Mason, S. A.; Eriksen, M.; Williamson, N. J.; Boldgiv, B., 2014. *High-levels of microplastic pollution in a large, remote, mountain lake*. *Mar. Pollut. Bull.* 85(1), 156–163. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.06.001>
- Geyer, R.; Jambeck, J. R.; Law, K. L., 2017. *Production, use, and fate of all plastics ever made*. *Sci. Adv.* 3(7). <https://doi.org/10.1126/sciadv.1700782>
- Ghernaout, D., 2015. *Brownian Motion and Coagulation Process*. *Am. J. Environ. Prot.* 4(5), 1. <https://doi.org/10.11648/j.ajeps.s.2015040501.11>
- Ghernaout, D., 2014. *The hydrophilic/hydrophobic ratio vs. dissolved organics removal by coagulation - A review*. *J. King Saud Univ. - Sci.* 26(3), 169–180.

- <https://doi.org/10.1016/j.jksus.2013.09.005>
- Gigault, J.; Halle, A. ter; Baudrimont, M.; Pascal, P. Y.; Gauffre, F.; Phi, T. L.; El Hadri, H.; Grassl, B.; Reynaud, S., 2018. *Current opinion: What is a nanoplastic?* Environ. González-Pleiter, M.; Velázquez, D.; Edo, C.; Carretero, O.; Gago, J.; Barón-Sola, Á.; Hernández, L. E.; Yousef, I.; Quesada, A.; Leganés, F.; Rosal, R.; Fernández-Piñas, F., 2020. *Fibers spreading worldwide: Microplastics and other anthropogenic litter in an Arctic freshwater lake.* Sci. Total Environ. 722, 1–8.
- <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137904>
- Grbić, J.; Helm, P.; Athey, S.; Rochman, C. M., 2020. *Microplastics entering northwestern Lake Ontario are diverse and linked to urban sources.* Water Res. 174.
- <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115623>
- Gregor, J. E.; Nokes, C. J.; Fenton, E., 1997. *Optimising natural organic matter removal from low turbidity waters by controlled pH adjustment of aluminium coagulation.* Water Res. 31(12), 2949–2958. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(97\)00154-1](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(97)00154-1)
- Gregory, J., 1997. *The Role of Floe Density in Solid-liquid Separation.*
- Hanslik, L.; Sommer, C.; Huppertsberg, S.; Dittmar, S.; Knepper, T. P.; Braunbeck, T., 2020. *Microplastic-associated trophic transfer of benzo(k)fluoranthene in a limnic food web: Effects in two freshwater invertebrates (Daphnia magna, Chironomus riparius) and zebrafish (Danio rerio).* Comp. Biochem. Physiol. Part - C Toxicol. Pharmacol. 237(August). <https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2020.108849>
- Hereit, F., 1973. *Filtrace vody ve vodárenství Metodická příručka č. 6.* MLVH ČSR, Praha.
- Horton, A. A.; Walton, A.; Spurgeon, D. J.; Lahive, E.; Svendsen, C., 2017. *Microplastics in freshwater and terrestrial environments: Evaluating the current understanding to identify the knowledge gaps and future research priorities.* Sci. Total Environ. 586, 127–141. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.190>
- Imran, M.; Das, K. R.; Naik, M. M., 2019. *Co-selection of multi-antibiotic resistance in bacterial pathogens in metal and microplastic contaminated environments: An emerging health threat.* Chemosphere 215, 846–857.
- <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.10.114>
- Jian, M.; Zhang, Y.; Yang, W.; Zhou, L.; Liu, S.; Xu, E. G., 2020. *Occurrence and distribution of microplastics in China's largest freshwater lake system.* Chemosphere 261. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128186>
- John Bratby, 2016. *Coagulation and Flocculation in Water and Wastewater Treatment –*

*Third Edition*, IWA Publishing.

- Johnson, A. C.; Ball, H.; Cross, R.; Horton, A. A.; Jürgens, M. D.; Read, D. S.; Vollertsen, J.; Svendsen, C., 2020. *Identification and Quantification of Microplastics in Potable Water and Their Sources within Water Treatment Works in England and Wales*. *Environ. Sci. Technol.* 54(19), 12326–12334. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c03211>
- Katrivesis, F. K.; Karela, A. D.; Papadakis, V. G.; Paraskeva, C. A., 2019. *Revisiting of coagulation-flocculation processes in the production of potable water*. *J. Water Process Eng.* 27(January), 193–204. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2018.12.007>
- Khan, F. R.; Mayoma, B. S.; Biginagwa, F. J.; Syberg, K., 2018. *Microplastics in Inland African waters: Presence, sources, and fate*, In: *Handbook of Environmental Chemistry*. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-61615-5\\_6](https://doi.org/10.1007/978-3-319-61615-5_6)
- Koelmans, A. A.; Bakir, A.; Burton, G. A.; Janssen, C. R., 2016. *Microplastic as a Vector for Chemicals in the Aquatic Environment: Critical Review and Model-Supported Reinterpretation of Empirical Studies*. *Environ. Sci. Technol.* 50(7), 3315–3326. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b06069>
- Koelmans, A. A.; Mohamed Nor, N. H.; Hermsen, E.; Kooi, M.; Mintenig, S. M.; De France, J., 2019. *Microplastics in freshwaters and drinking water: Critical review and assessment of data quality*. *Water Res.* 155, 410–422. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.02.054>
- Kosuth, M.; Mason, S. A.; Wattenberg, E. V., 2018. *Anthropogenic contamination of tap water, beer, and sea salt*. *PLoS One* 13(4). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0194970>
- Kyrikou, I.; Briassoulis, D., 2007. *Biodegradation of agricultural plastic films: A critical review*. *J. Polym. Environ.* <https://doi.org/10.1007/s10924-007-0053-8>
- Lagarde, F.; Olivier, O.; Zanella, M.; Daniel, P.; Hiard, S.; Caruso, A., 2016. *Microplastic interactions with freshwater microalgae: Hetero-aggregation and changes in plastic density appear strongly dependent on polymer type*. *Environ. Pollut.* 215, 331–339. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.05.006>
- Lapointe, M.; Barbeau, B., 2016. *Characterization of ballasted flocs in water treatment using microscopy*. *Water Res.* <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.12.018>
- Lapointe, M.; Farner, J. M.; Hernandez, L. M.; Tufenkji, N., 2020. *Understanding and Improving Microplastic Removal during Water Treatment: Impact of Coagulation and Flocculation*. *Environ. Sci. Technol.* 54(14), 8719–8727. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c00712>

- Lares, M.; Ncibi, M. C.; Sillanpää, Markus; Sillanpää, Mika, 2018. *Occurrence, identification and removal of microplastic particles and fibers in conventional activated sludge process and advanced MBR technology*. *Water Res.* 133, 236–246. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.01.049>
- Lee, H.; Kim, Y., 2018. *Treatment characteristics of microplastics at biological sewage treatment facilities in Korea*. *Mar. Pollut. Bull.* 137(October), 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.09.050>
- Lee, J.; Chae, K. J., 2021. *A systematic protocol of microplastics analysis from their identification to quantification in water environment: A comprehensive review*. *J. Hazard. Mater.* 403(September 2020), 124049. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124049>
- Leiser, R.; Wu, G. M.; Neu, T. R.; Wendt-Potthoff, K., 2020. *Biofouling, metal sorption and aggregation are related to sinking of microplastics in a stratified reservoir*. *Water Res.* 176. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115748>
- Leslie, H. A.; Brandsma, S. H.; van Velzen, M. J. M.; Vethaak, A. D., 2017. *Microplastics en route: Field measurements in the Dutch river delta and Amsterdam canals, wastewater treatment plants, North Sea sediments and biota*. *Environ. Int.* 101, 133–142. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2017.01.018>
- Li, C.; Busquets, R.; Campos, L. C., 2020. *Assessment of microplastics in freshwater systems: A review*. *Sci. Total Environ.* 707. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135578>
- Li, T.; Zhu, Z.; Wang, D.; Yao, C.; Tang, H., 2006. *Characterization of floc size, strength and structure under various coagulation mechanisms*. *Powder Technol.* 168(2), 104–110. <https://doi.org/10.1016/j.powtec.2006.07.003>
- Li, Y.; Li, W.; Jarvis, P.; Zhou, W.; Zhang, J.; Chen, J.; Tan, Q.; Tian, Y., 2020. *Occurrence, removal and potential threats associated with microplastics in drinking water sources*. *J. Environ. Chem. Eng.* 8(6), 104527. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.104527>
- Lin, J. L.; Huang, C.; Chin, C. J. M.; Pan, J. R., 2008. *Coagulation dynamics of fractal flocs induced by enmeshment and electrostatic patch mechanisms*. *Water Res.* 42(17), 4457–4466. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.07.043>
- Luo, W.; Su, L.; Craig, N. J.; Du, F.; Wu, C.; Shi, H., 2019. *Comparison of microplastic pollution in different water bodies from urban creeks to coastal waters*. *Environ. Pollut.* 246, 174–182. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.11.081>

- Ma, B.; Xue, W.; Ding, Y.; Hu, C.; Liu, H.; Qu, J., 2019a. *Removal characteristics of microplastics by Fe-based coagulants during drinking water treatment*. J. Environ. Sci. (China) 78, 267–275. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2018.10.006>
- Ma, B.; Xue, W.; Hu, C.; Liu, H.; Qu, J.; Li, L., 2019b. *Characteristics of microplastic removal via coagulation and ultrafiltration during drinking water treatment*. Chem. Eng. J. 359(September 2018), 159–167. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.11.155>
- Maghsodian, Z.; Sanati, A. M.; Ramavandi, B.; Ghasemi, A.; Sorial, G. A., 2021. *Microplastics accumulation in sediments and Periophthalmus waltoni fish, mangrove forests in southern Iran*. Chemosphere 264. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128543>
- Martins, J.; Sobral, P., 2011. *Plastic marine debris on the Portuguese coastline: A matter of size?* Mar. Pollut. Bull. 62(12), 2649–2653. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.09.028>
- Mason, S. A.; Welch, V. G.; Neratko, J., 2018. *Synthetic Polymer Contamination in Bottled Water*. Front. Chem. 6(September). <https://doi.org/10.3389/fchem.2018.00407>
- Massos, A.; Turner, A., 2017. *Cadmium, lead and bromine in beached microplastics*. Environ. Pollut. 227, 139–145. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.04.034>
- Matilainen, A.; Vepsäläinen, M.; Sillanpää, M., 2010. *Natural organic matter removal by coagulation during drinking water treatment: A review*. Adv. Colloid Interface Sci. <https://doi.org/10.1016/j.cis.2010.06.007>
- Mato, Y.; Isobe, T.; Takada, H.; Kanehiro, H.; Ohtake, C.; Kaminuma, T., 2001. *Plastic resin pellets as a transport medium for toxic chemicals in the marine environment*. Environ. Sci. Technol. 35(2), 318–324. <https://doi.org/10.1021/es0010498>
- McCormick, A.; Hoellein, T. J.; Mason, S. A.; Schluep, J.; Kelly, J. J., 2014. *Microplastic is an abundant and distinct microbial habitat in an urban river*. Environ. Sci. Technol. 48(20), 11863–11871. <https://doi.org/10.1021/es503610r>
- Meissner, B.; Zilvar, V., 1987. *Fyzika polymerů - Struktura a vlastnosti polymerních materiálů*, Vydání prv. ed. SNTL, Bratislava.
- Meng, X.; Shi, L.; Yao, L.; Zhang, Y.; Cui, L., 2020. *Environmental Source, Fate, and Toxicity of Microplastics*. Colloids Surfaces A Physicochem. Eng. Asp. (Iii), 124658. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124357>
- Meng, Y.; Kelly, F. J.; Wright, S. L., 2020. *Advances and challenges of microplastic pollution in freshwater ecosystems: A UK perspective*. Environ. Pollut. 256. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113445>

- Mintenig, S. M.; Löder, M. G. J.; Primpke, S.; Gerds, G., 2019. *Low numbers of microplastics detected in drinking water from ground water sources*. *Sci. Total Environ.* 648, 631–635. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.178>
- Mleziva, J.; Šňupárek, J., 2000. *Polymery-výroba, struktura, vlastnosti a použití*, 2. vydání. ed. Sobotáles, Brno.
- Mohsen, M.; Wang, Q.; Zhang, L.; Sun, L.; Lin, C.; Yang, H., 2019. *Microplastic ingestion by the farmed sea cucumber *Apostichopus japonicus* in China*. *Environ. Pollut.* 245, 1071–1078. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.11.083>
- Moreno-Castilla, C., 2004. *Adsorption of organic molecules from aqueous solutions on carbon materials*. *Carbon N. Y.* 42(1), 83–94. <https://doi.org/10.1016/j.carbon.2003.09.022>
- Murphy, F.; Ewins, C.; Carbonnier, F.; Quinn, B., 2016. *Wastewater Treatment Works (WwTW) as a Source of Microplastics in the Aquatic Environment*. *Environ. Sci. Technol.* 50(11), 5800–5808. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b05416>
- Nan, B.; Su, L.; Kellar, C.; Craig, N. J.; Keough, M. J.; Pettigrove, V., 2020. *Identification of microplastics in surface water and Australian freshwater shrimp *Paratya australiensis* in Victoria, Australia*. *Environ. Pollut.* 259. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113865>
- Novotná, K.; Cermakova, L.; Pivokonska, L.; Cajthaml, T.; Pivokonsky, M., 2019. *Microplastics in drinking water treatment – Current knowledge and research needs*. *Sci. Total Environ.* 667, 730–740. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.431>
- Ogata, Y.; Takada, H.; Mizukawa, K.; Hirai, H.; Iwasa, S.; Endo, S.; Mato, Y.; Saha, M.; Okuda, K.; Nakashima, A.; Murakami, M.; Zurcher, N.; Booyatumanondo, R.; Zakaria, M. P.; Dung, L. Q.; Gordon, M.; Miguez, C.; Suzuki, S.; Moore, C.; Karapanagioti, H. K.; Weerts, S.; McClurg, T.; Burrell, E.; Smith, W.; Velkenburg, M. Van; Lang, J. S.; Lang, R. C.; Laursen, D.; Danner, B.; Stewardson, N.; Thompson, R. C., 2009. *International Pellet Watch: Global monitoring of persistent organic pollutants (POPs) in coastal waters. 1. Initial phase data on PCBs, DDTs, and HCHs*. *Mar. Pollut. Bull.* 58(10), 1437–1446. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.06.014>
- Pervez, R.; Wang, Y.; Mahmood, Q.; Jattak, Z., 2020. *Stereomicroscopic and Fourier Transform Infrared (FTIR) Spectroscopic Characterization of the Abundance, Distribution and Composition of Microplastics in the Beaches of Qingdao, China*. *Anal. Lett.* 53(18), 2960–2977. <https://doi.org/10.1080/00032719.2020.1763379>

- Pico, Y.; Alfarhan, A.; Barcelo, D., 2019. *Nano- and microplastic analysis: Focus on their occurrence in freshwater ecosystems and remediation technologies*. TrAC - Trends Anal. Chem. 113, 409–425. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.08.022>
- Pivokonský, M., 2002. *Vliv intenzity a doby míchání na morfologické vlastnosti agregátů tvořených při úpravě vody*. Přf UK, Praha.
- Pivokonský, M.; Bubakova, P.; Hnatukova, P.; Knesl, B., 2011. *A fluidized layer of granular material used for the separation of particulate impurities in drinking water treatment*. J. Hydrol. Hydromechanics 59(2), 95–106. <https://doi.org/10.2478/v10098-011-0008-6>
- Pivokonský, M.; Bubáková, P.; Pivokonská, L.; Knesl, B., 2011. *Tvorba suspenze při úpravě vody - Teorie a praxe*. Medim, spol. s.r.o, Líbeznice.
- Pivokonský, M.; Cermakova, L.; Novotna, K.; Peer, P.; Cajthaml, T.; Janda, V., 2018a. *Occurrence of microplastics in raw and treated drinking water*. Sci. Total Environ. 643, 1644–1651. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.102>
- Pivokonský, M.; Pivokonská, L.; Bumeltová, J.; Bubáková, P., 2009. *The effect of cellular organic matter produced by cyanobacteria microcystis aeruginosa on water purification*. J. Hydrol. Hydromechanics 57(2), 121–129. <https://doi.org/10.2478/v10098-009-0011-3>
- Pivokonský, M.; Pivokonská, L.; Novotná, K.; Čermáková, L.; Klimtová, M., 2020. *Occurrence and fate of microplastics at two different drinking water treatment plants within a river catchment*. Sci. Total Environ. 741. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140236>
- Pivokonský, M.; Safarikova, J.; Bubakova, P.; Pivokonska, L., 2012. *Coagulation of peptides and proteins produced by Microcystis aeruginosa: Interaction mechanisms and the effect of Fe-peptide/protein complexes formation*. Water Res. 46(17), 5583–5590. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.07.040>
- Pivokonský, M.; Vašatová, P.; Pivokonská, L.; Petříček, R.; Filipenská, M., 2018b. *Vliv podmínek flokulace (intenzita míchání a doba zdržení) na tvar a strukturu tvořených agregátů a účinnost jejich separace sedimentací a filtrací* 1–20.
- Polášek, P.; Mutl, S., 1995. *Guidelines to Coagulation and Flocculation for Surface Waters*, Desing Principles fo Coagulation and Flocculation Systems.
- Rabe, M.; Verdes, D.; Seeger, S., 2011. *Understanding protein adsorption phenomena at solid surfaces*. Adv. Colloid Interface Sci. 162(1–2), 87–106. <https://doi.org/10.1016/j.cis.2010.12.007>

- Rice, M. R.; Gold, H. S., 1984. *Polypropylene as an Adsorbent for Trace Organics in Water*. Anal. Chem. 56(8), 1436–1440. <https://doi.org/10.1021/ac00272a052>
- Rocha-Santos, T. A. P., 2018. *Editorial overview: Micro and nano-plastics*. Curr. Opin. Environ. Sci. Heal. 1, 52–54. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2018.01.003>
- Rowley, K. H.; Cucknell, A. C.; Smith, B. D.; Clark, P. F.; Morrirt, D., 2020. *London's river of plastic: High levels of microplastics in the Thames water column*. Sci. Total Environ. 740. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140018>
- Scherer, C.; Wolf, R.; Völker, J.; Stock, F.; Brennhold, N.; Reifferscheid, G.; Wagner, M., 2020. *Toxicity of microplastics and natural particles in the freshwater dipteran Chironomus riparius: Same same but different?* Sci. Total Environ. 711. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134604>
- Schymanski, D.; Goldbeck, C.; Humpf, H. U.; Fürst, P., 2018. *Analysis of microplastics in water by micro-Raman spectroscopy: Release of plastic particles from different packaging into mineral water*. Water Res. 129, 154–162. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.11.011>
- Shahi, N. K.; Maeng, M.; Kim, D.; Dockko, S., 2020. *Removal behavior of microplastics using alum coagulant and its enhancement using polyamine-coated sand*. Process Saf. Environ. Prot. 141, 9–17. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2020.05.020>
- Shen, M.; Song, B.; Zhu, Y.; Zeng, G.; Zhang, Y.; Yang, Y.; Wen, X.; Chen, M.; Yi, H., 2020. *Removal of microplastics via drinking water treatment: Current knowledge and future directions*. Chemosphere 251, 1–13. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126612>
- Shen, M.; Song, B.; Zhu, Y.; Zeng, G.; Zhang, Y.; Yang, Y.; Wen, X.; Chen, M.; Yi, H.; Ghernaout, D., 2014. *The hydrophilic/hydrophobic ratio vs. dissolved organics removal by coagulation - A review*. J. King Saud Univ. - Sci. 26(3), 169–180. <https://doi.org/10.1016/j.jksus.2013.09.005>
- Sighicelli, M.; Pietrelli, L.; Lecce, F.; Iannilli, V.; Falconieri, M.; Coscia, L.; Di Vito, S.; Nuglio, S.; Zampetti, G., 2018. *Microplastic pollution in the surface waters of Italian Subalpine Lakes*. Environ. Pollut. 236, 645–651. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.02.008>
- Sillanpää, M.; Ncibi, M. C.; Matilainen, A.; Vepsäläinen, M., 2018. *Removal of natural organic matter in drinking water treatment by coagulation: A comprehensive review*. Chemosphere 190, 54–71. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.09.113>
- Silva, C. J. M.; Silva, A. L. P.; Gravato, C.; Pestana, J. L. T., 2019. *Ingestion of small-sized*

- and irregularly shaped polyethylene microplastics affect Chironomus riparius life-history traits.* Sci. Total Environ. 672, 862–868.  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.017>
- Simon, M.; van Alst, N.; Vollertsen, J., 2018. *Quantification of microplastic mass and removal rates at wastewater treatment plants applying Focal Plane Array (FPA)-based Fourier Transform Infrared (FT-IR) imaging.* Water Res.  
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.05.019>
- Skaf, D. W.; Punzi, V. L.; Rolle, J. T.; Kleinberg, K. A., 2020. *Removal of micron-sized microplastic particles from simulated drinking water via alum coagulation.* Chem. Eng. J. 386(November 2019), 123807. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.123807>
- Spicer, P. T.; Pratsinis, S. E.; Raper, J.; Amal, R.; Bushell, G.; Meesters, G., 1998. *Effect of shear schedule on particle size, density, and structure during flocculation in stirred tanks.* Powder Technol. 97(1), 26–34. [https://doi.org/10.1016/S0032-5910\(97\)03389-5](https://doi.org/10.1016/S0032-5910(97)03389-5)
- Stanton, T.; Johnson, M.; Nathanail, P.; MacNaughtan, W.; Gomes, R. L., 2020. *Freshwater microplastic concentrations vary through both space and time.* Environ. Pollut. 263, 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114481>
- Stevenson, K.; Stallwood, B.; Hart, A. G., 2008. *Tire rubber recycling and bioremediation: A review.* Bioremediat. J.  
<https://doi.org/10.1080/10889860701866263>
- Su, L.; Cai, H.; Kolandhasamy, P.; Wu, C.; Rochman, C. M.; Shi, H., 2018. *Using the Asian clam as an indicator of microplastic pollution in freshwater ecosystems.* Environ. Pollut. 234, 347–355. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.11.075>
- Su, L.; Xue, Y.; Li, L.; Yang, D.; Kolandhasamy, P.; Li, D.; Shi, H., 2016. *Microplastics in Taihu Lake, China.* Environ. Pollut. 216, 711–719.  
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.06.036>
- Sutherland, K., 2012. *Filters and Filtration Handbook*, Elsevier Limited.
- Švorčík, V., b.r. *Struktura a vlastnosti polymerů.Sweep coagulation, Bache 1989.pdf*, b.r.
- Szymańska, M.; Obolewski, K., 2020. *Microplastics as contaminants in freshwater environments: A multidisciplinary review.* Ecohydrol. Hydrobiol. 20, 333–345.  
<https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2020.05.001>
- Talvitie, J.; Mikola, A.; Koistinen, A.; Setälä, O., 2017a. *Solutions to microplastic pollution – Removal of microplastics from wastewater effluent with advanced wastewater treatment technologies.* Water Res. 123, 401–407.

- <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.07.005>
- Talvitie, J.; Mikola, A.; Setälä, O.; Heinonen, M.; Koistinen, A., 2017b. *How well is microlitter purified from wastewater? – A detailed study on the stepwise removal of microlitter in a tertiary level wastewater treatment plant*. *Water Res.* 109, 164–172. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.11.046>
- Tien, C. J.; Wang, Z. X.; Chen, C. S., 2020. *Microplastics in water, sediment and fish from the Fengshan River system: Relationship to aquatic factors and accumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons by fish*. *Environ. Pollut.* 265, 114962. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114962>
- Triebkorn, R.; Braunbeck, T.; Grummt, T.; Hanslik, L.; Huppertsberg, S.; Jekel, M.; Knepper, T. P.; Kraus, S.; Müller, Y. K.; Pittroff, M.; Ruhl, A. S.; Schmieg, H.; Schür, C.; Strobel, C.; Wagner, M.; Zumbülte, N.; Köhler, H. R., 2019. *Relevance of nano- and microplastics for freshwater ecosystems: A critical review*. *TrAC - Trends Anal. Chem.* 110, 375–392. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.11.023>
- Viršek, M. K.; Lovšin, M. N.; Koren, Š.; Kržan, A.; Peterlin, M., 2017. *Microplastics as a vector for the transport of the bacterial fish pathogen species *Aeromonas salmonicida**. *Mar. Pollut. Bull.* 125(1–2), 301–309. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.08.024>
- Wagner, M.; Lambert, S., 2018. *Freshwater Microplastics - The Handbook of Environmental Chemistry* 58 302. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-61615-5>
- Wang, C.; Xing, R.; Sun, M.; Ling, W.; Shi, W.; Cui, S.; An, L., 2020. *Microplastics profile in a typical urban river in Beijing*. *Sci. Total Environ.* 743. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140708>
- Wang, G.; Lu, J.; Li, W.; Ning, J.; Zhou, L.; Tong, Y.; Liu, Z.; Zhou, H.; Xiayihazi, N., 2021. *Seasonal variation and risk assessment of microplastics in surface water of the Manas River Basin, China*. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 208, 111477.
- Wang, R.; Ji, M.; Zhai, H.; Liu, Y., 2020. *Occurrence of phthalate esters and microplastics in urban secondary effluents, receiving water bodies and reclaimed water treatment processes*. *Sci. Total Environ.* 737, 140219. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140219>
- Wang, W.; Ndungu, A. W.; Li, Z.; Wang, J., 2017. *Microplastics pollution in inland freshwaters of China: A case study in urban surface waters of Wuhan, China*. *Sci. Total Environ.* 575, 1369–1374. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.213>
- Wang, W.; Yuan, W.; Chen, Y.; Wang, J., 2018. *Microplastics in surface waters of*

- Dongting Lake and Hong Lake, China*. *Sci. Total Environ.* 633, 539–545.  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.211>
- Wang, Zhifeng; Lin, T.; Chen, W., 2020. *Occurrence and removal of microplastics in an advanced drinking water treatment plant (ADWTP)*. *Sci. Total Environ.* 700, 134520.  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134520>
- Wang, Ziheng; Sedighi, M.; Lea-Langton, A., 2020. *Filtration of microplastic spheres by biochar: removal efficiency and immobilisation mechanisms*. *Water Res.* 184, 116165. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116165>
- Wong, J. K. H.; Lee, K. K.; Tang, K. H. D.; Yap, P. S., 2020. *Microplastics in the freshwater and terrestrial environments: Prevalence, fates, impacts and sustainable solutions*. *Sci. Total Environ.* 719, 137512.  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137512>
- Wu, C. C.; Bao, L. J.; Tao, S.; Zeng, E. Y., 2016. *Significance of antifouling paint flakes to the distribution of dichlorodiphenyltrichloroethanes (DDTs) in estuarine sediment*. *Environ. Pollut.* 210, 253–260. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.12.012>
- Wu, K.; Wang, H.; Liu, R.; Zhao, X.; Liu, H.; Qu, J., 2011. *Arsenic removal from a high-arsenic wastewater using in situ formed Fe-Mn binary oxide combined with coagulation by poly-aluminum chloride*. *J. Hazard. Mater.* 185(2–3), 990–995.  
<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.10.003>
- Wu, Y.; Guo, P.; Zhang, X.; Zhang, Y.; Xie, S.; Deng, J., 2019. *Effect of microplastics exposure on the photosynthesis system of freshwater algae*. *J. Hazard. Mater.* 374(March), 219–227. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.04.039>
- Xu, Z.; Sui, Q.; Li, A.; Sun, M.; Zhang, L.; Lyu, S.; Zhao, W., 2020. *How to detect small microplastics (20–100 µm) in freshwater, municipal wastewaters and landfill leachates? A trial from sampling to identification*. *Sci. Total Environ.* 733.  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139218>
- Yuan, W.; Liu, X.; Wang, W.; Di, M.; Wang, J., 2019. *Microplastic abundance, distribution and composition in water, sediments, and wild fish from Poyang Lake, China*. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 170(December 2018), 180–187.  
<https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.11.126>
- Zafisah, N. S.; Ang, W. L.; Mohammad, A. W.; Hilal, N.; Johnson, D. J., 2020. *Interaction between ballasting agent and flocs in ballasted flocculation for the removal of suspended solids in water*. *J. Water Process Eng.* 33(July 2019), 1–6.  
<https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2019.101028>

- Zhang, Y.; Diehl, A.; Lewandowski, A.; Gopalakrishnan, K.; Baker, T., 2020. *Removal efficiency of micro- and nanoplastics (180 nm–125 µm) during drinking water treatment*. *Sci. Total Environ.* 720, 137383.  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137383>
- Zhao, S.; Zhu, L.; Wang, T.; Li, D., 2014. *Suspended microplastics in the surface water of the Yangtze Estuary System, China: First observations on occurrence, distribution*. *Mar. Pollut. Bull.* 86(1–2), 562–568. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.06.032>
- Zhou, G.; Wang, Q.; Li, J.; Li, Q.; Xu, H.; Ye, Q.; Wang, Y.; Shu, S.; Zhang, J., 2021. *Removal of polystyrene and polyethylene microplastics using PAC and FeCl<sub>3</sub> coagulation: Performance and mechanism*. *Sci. Total Environ.* 752(2), 141837.  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141837>
- Ziajahromi, S.; Drapper, D.; Hornbuckle, A.; Rintoul, L.; Leusch, F. D. L., 2020. *Microplastic pollution in a stormwater floating treatment wetland: Detection of tyre particles in sediment*. *Sci. Total Environ.* 713, 136356.  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136356>
- Zubris, K. A. V.; Richards, B. K., 2005. *Synthetic fibers as an indicator of land application of sludge*. *Environ. Pollut.* 138(2), 201–211.  
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2005.04.013>