Univerzita Pardubice Fakulta chemicko-technologická Ústav environmentálního a chemického inženýrství

Studium fotokatalytické degradace organického znečištění UV zářením

Bc. Jarmila Češková

Diplomová práce 2017 University of Pardubice Faculty of Chemical Technology Department of Environmental and Chemical Engineering

Study of photocatalytic degradation of organic pollution by UV radiation

Bc. Jarmila Češková

Master's Thesis 2017 Univerzita Pardubice Fakulta chemicko-technologická Akademický rok: 2016/2017

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

(PROJEKTU, UMĚLECKÉHO DÍLA, UMĚLECKÉHO VÝKONU)

Jméno a příjmení:	Bc. Jarmila Češková
Osobní číslo:	C14550
Studijní program:	N2807 Chemické a procesní inženýrství
Studijní obor:	Chemické inženýrství
Název tématu:	Studium fotokatalytické degradace organického znečištění UV zářením
Zadávající katedra:	Ústav environmentálního a chemického inženýrství

Zásady pro vypracování:

1. Zpracujte literární rešerši v oblasti využití fotokatalytické degradace UV zářením při odstraňování polutantů (barviv, léčiv) ze znečištěných vod. Porovnejte různé typy zařízení a způsoby provádění procesu fotodegradace. Specifikujte hlavní faktory ovlivňující účinnost procesu, jako jsou: uspořádání a geometrie zařízení, včetně umístění zdroje UV záření, druh a koncentrace katalyzátoru, míchání, provzdušňování apod.

2. Na základě literární rešerše vyberte vhodný polutant s ohledem na možnost analytického stanovení jeho koncentrace. Navrhněte laboratorní zařízení a proměřte kinetiku odbourávání zvoleného polutantu.

3. Výsledky experimentů vhodným způsobem zpracujte, proveďte jejich diskusi a pokuste se o vytvoření matematického modelu kinetiky fotodegradace. Zhodnoťte vliv jednotlivých parametrů ovlivňujících účinnost procesu.

4. Diplomovou práci zpracujte v souladu se Směrnicí UPa č. 9/2012 "Pravidla pro zveřejňování závěrečných prací a jejich základní jednotnou formální úpravu" v platném znění

Rozsah grafických prací:

Rozsah pracovní zprávy:

Forma zpracování diplomové práce: tištěná

Seznam odborné literatury:

Vedoucí diplomové práce:

doc. Ing. Petr Doleček, CSc. Ústav environmentálního a chemického inženýrství

Datum zadání diplomové práce: Termín odevzdání diplomové práce: 12. května 2017

25. ledna 2017

L.S.

prof. Ing. Petr Kalenda, CSc. děkan

V Pardubicích dne 25. ledna 2017

prof. Ing. Petr Mikulášek, CSc. vedoucí katedry

Prohlašuji:

Tuto práci jsem vypracovala samostatně. Veškeré literární prameny a informace, které jsem v práci využila, jsou uvedeny v seznamu použité literatury.

Byla jsem seznámena s tím, že se na moji práci vztahují práva a povinnosti vyplývající ze zákona č. 121/2000 Sb., autorský zákon, zejména se skutečností, že Univerzita Pardubice má právo na uzavření licenční smlouvy o užití této práce jako školního díla podle § 60 odst. 1 autorského zákona, a s tím, že pokud dojde k užití této práce mnou nebo bude poskytnuta licence o užití jinému subjektu, je Univerzita Pardubice oprávněna ode mne požadovat přiměřený příspěvek na úhradu nákladů, které na vytvoření díla vynaložila, a to podle okolností až do jejich skutečné výše.

Beru na vědomí, že v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb., o vysokých školách a o změně a doplnění dalších zákonů (zákon o vysokých školách), ve znění pozdějších předpisů, a směrnicí Univerzity Pardubice č. 9/2012, bude práce zveřejněna v Univerzitní knihovně a prostřednictvím Digitální knihovny Univerzity Pardubice.

V Pardubicích dne

Bc. Jarmila Češková

PODĚKOVÁNÍ:

Zde bych chtěla poděkovat panu doc. Ing. Petru Dolečkovi, CSc., za odborné vedení, pomoc a vstřícnost, které mi umožnily zpracování diplomové práce. Také bych chtěla poděkovat své rodině za podporu a pomoc při psaní mé diplomové práce

ANOTACE

Práce se zabývá studiem fotokatalytické degradace organických polutantů v odpadních vodách pomocí UV záření. Je zde shrnuto využití fotokatalytické degradace za přítomnosti oxidu titaničitého jako katalyzátoru pro odstraňování organického znečištění. Je popsán princip fotokatalytické degradace a vlivy různých parametrů na průběh reakce, dále jsou zde uvedeny některé návrhy na konstrukci fotoreaktorů. Experimentálně byla zkoumána a vzájemně porovnána fotokatalytická účinnost různých katalyzátorů na bázi oxidu titaničitého.

KLÍČOVÁ SLOVA

fotokatalýza, oxid titaničitý, organické znečištění

ANNOTATION

The thesis deals with photocatalytic degradation of organic pollutants in wastewater by using UV radiation. The paper summarizes the use of photocatalytic degradation in the presence of titanium dioxide as a catalyst for the removal of organic pollutants. There is described the principle of photocatalytic degradation and influences of various parameters on the reaction process, and some designs for the construction of photoreactors. The experiments examined the photocatalytic efficiency of the various titanium dioxide catalysts and compared to each other.

KEYWORDS

photocatalysis, titanium dioxide, organic pollution

OBSAH

0.	Úvod	
1.	Teoreti	cká a rešeršní část
1	.1 Fot	okatalytická degradace UV zářením15
	1.1.1	Fotokatalytická degradace za přítomnosti TiO ₂ 16
	1.1.2	Oxid titaničitý
1	.2 Org	ganické znečištění odpadních vod18
	1.2.1	Barviva18
	1.2.2	Léčiva
	1.2.3	Olejové a ropné látky18
1	.3 Fot	okatalytické reaktory
	1.3.1	Rozdělení fotokatalytických reaktorů
	1.3.2	Katalyzátor18
	1.3.3	Zdroj záření19
	1.3.4	Typy reaktorů
1	.4 Kir	netika fotokatalytické reakce
	1.4.1	Kinetika 0. řádu
	1.4.2	Kinetika 1. řádu
	1.4.3	Langmuir-Hinshelwoodův kinetický mechanismus
1	.5 Poo	dmínky ovlivňující průběh reakce
	1.5.1	Počáteční koncentrace polutantu
	1.5.2	Koncentrace katalyzátoru
	1.5.3	Provzdušňování
	1.5.4	Teplota
	1.5.5	Vliv pH
	1.5.6	UV záření
1	.6 Nás	sledná úprava čištěných vod

	1.6	.1	Mikrofiltrace, Ultrafiltrace	.31
	1.6	.2	Nanofiltrace	31
1.	.7	Sou	hrn rešeršní části a stanovení cílů	32
2.	Exp	perin	nentální část	34
2.	.1	Mo	delové znečištění	34
2.	.2	Kat	alyzátory	35
	2.2	.1	Aeroxide TiO ₂ P25	35
	2.2	.2	Aeroxide TiO ₂ P90	36
	2.2	.3	Hombikat UV 100	36
	2.2	.4	Peritox AV-01	36
2.	.3	Exp	erimentální zařízení	37
2.	.4	Dal	ší přístrojové vybavení	38
	2.4	.1	Měřič intenzity UV záření – YK-35UV	38
	2.4	.2	Ultrazvuková lázeň – DT-100	38
	2.4	.3	Váhy – SARTORIUS-CPA623S	38
	2.4	.4	Spektrofotometr – HACH-LANGE DR 6000	38
	2.4	.5	Mikrofiltrační zařízení	38
2.	.5	Výł	pěr vhodné separace katalyzátoru	38
2.	.6	Dist	tribuce záření UV-LED lampy	39
2.	.7	Prac	covní postup při fotodegradaci	39
	2.7	.1	Stanovení absorpčního maxima modelového znečištění	40
	2.7	.2	Stanovení adsorpční izotermy	.41
	2.7	.3	Fotokatalytické odbourávání modelového znečištění	.41
3.	Výs	sledk	zy a jejich diskuze	42
3.	.1	Star	novení adsorpčních izoterem	42
3.	.2	Foto	okatalytické odbourávání modelového znečištění	.43
4.	Záv	/ěr		.48

5.	Použitá literatura	.4	9
----	--------------------	----	---

SEZNAM ILUSTRACÍ

Obr 1.	Mechanismus fotokatalýzy16
Obr 2.	Krystalová struktura TiO2 – rutil, anatas, brookit17
Obr 3.	Porovnání rtuťové výbojky a LED diody20
Obr 4.	Schematické znázornění fotokatalytické jednotky s recirkulací suspenze21
Obr 5.	Schématické znázornění upflow reaktoru22
Obr 6. krokem	Schématické znázornění fotokatalytické jednotky s ultrafiltrací jako separačním
Obr 7.	Schématické znázornění simulace solárního fotokatalytického reaktoru
Obr 8.	Schématické znázornění vírového reaktoru24
Obr 9.	Schematické znázornění fotokatalytického reaktoru Photo-CREC Water-I25
Obr 15.	Strukturní vzorec methyloranže
Obr 16.	Závislost absorbance na koncentraci methyloranže při 464nm35
Obr 17.	Velikost a struktura katalyzátoru (AEROXIDE TiO2 P25, Evonik Industries, D)35
Obr 18. GmbH, I	Velikost a struktura katalyzátoru (HOMBIKAT UV-100, Sachtleben Chemie 2)
Obr 19.	Velikost a struktura katalyzátoru (PERITOX AV-01, Precheza, ČR)
Obr 20.	Experimentální zařízení pro fotokatalytický rozklad modelové látky
Obr 21.	Graf distribuce záření UV-LED lampy
Obr 22.	Graf závilosti absorbance roztoku metyloranže na vlnové délce40
Obr 23. 0,5 g/l	Závislost koncentrace modelového znečištění na čase, při koncentraci katalyzátoru
Obr 24. 5 g/l	Závislost koncentrace modelového znečištění na čase, při koncentraci katalyzátoru
Obr 25. znečištěr	Závislost koncentrace modelového znečištění na čase, při koncentraci modelového ú 40 mg/l44
Obr 26.	Závislost koncentrace modelového znečištění na čase, při koncentraci modelového
znečištěr	ú 80 mg/l44

Obr 27.	Závislost koncentrace modelového znečištění na čase, při koncentraci modelového
znečištění	160 mg/l
Obr 28.	Závislost koncentrace modelového znečištění na čase, při koncentraci modelového
znečištění	320 mg/l
Obr 29.	Závislost relativní koncentrace modelového znečištění na čase, pro různé počáteční
koncentrac	e modelového znečištění a katalyzátor AEROXIDE P2546
Obr 30.	Závislost koncentrace modelového znečištění na čase, pro počáteční koncentraci
modelovéh	o znečištění 160 mg/l a katalyzátor AEROXIDE P2547

SEZNAM SYMBOLŮ A ZKRATEK

LED	dioda emitující světlo
MO	methyloranž
UV	ultrafialové záření
VIS	viditelné záření
E_{ph}	energie fotonu [eV]
E_{vb}	energie valenčního pásu [eV]
E_{cb}	energie vodivostního pásu [eV]
E_{bg}	energie zakázaného pásu [eV]
τ	čas [s]
c	koncentrace složky [g/l]
c ₀	počáteční koncentrace složky [g/l]
k	rychlostní konstanta [s ⁻¹]
a	adsorbované množství složky [g/g]
a _{max}	parametr Langmuirovy izotermy [g/g]
θ	adsorbované množství složky na povrchu
b	parametr Langmuirovy izotermy [l/g]
Κ	adsorpční konstanta
А	absorbance [-]
3	molární absorpční koeficient [l/mol·cm]

0. Úvod

Je kladen čím dál větší důraz na čištění odpadních vod, v souvislosti se zpřísňujícími se předpisy a zvyšujícími se náklady na kvalitnější čištění odpadních vod a jejich regeneraci. Znečistění odpadních vod se tak stává předmětem studií, zvláště pak organické znečištění, které nelze odbourat biologickým čištěním, a proto se biologické čištění odpadních vod musí nahradit anebo doplnit chemickými či fyzikálními procesy např. srážením, adsorpcí, flotací apod. V posledních letech také se zvyšuje výzkum a použití tzv. pokročilých oxidačních procesů.

Těmito procesy lze biologicky neodbouratelné znečištění rozložit na biologicky odbouratelné látky, nebo celkově odstranit rozkladem až na oxid uhličitý, vodu a minerální soli. Mezi tyto procesy se řadí právě fotokatalytická degradace za přítomnosti UV záření.

1. TEORETICKÁ A REŠERŠNÍ ČÁST

V této části je shrnuto využití fotokatalytické degradace organických polutantů ze znečištěných vod při jejich odstraňování pomocí UV záření. Dále se zde porovnávají různé typy zařízení a jejich provozní podmínky. Na základě těchto údajů je následně navrženo zaměření experimentální části diplomové práce.

1.1 FOTOKATALYTICKÁ DEGRADACE UV ZÁŘENÍM

Fotochemická reakce je reakce, která je iniciována absorpcí záření a zahrnuje alespoň v jednom reakčním kroku excitovaný stav reaktantu. V nejjednodušším případě je reaktant převeden do excitovaného stavu. Přičemž chemické vlastnosti reaktantu se v excitovaném stavu zcela liší od základního stavu a lze jej považovat za zcela jinou sloučeninu. Takto pozměněná sloučenina pak dále může podstupovat monomolekulární dekompozici, přeskupení nebo bimolekulární reakci. Základním principem fotokatalýzy je oddělení absorpčního kroku od reakce, která vytváří produkt [1].

Pro průběh heterogenní fotokatalytické reakce musí být splněny tři podmínky: emitovaný foton (v příslušné vlnové délce), katalyzátor (obvykle polovodičový materiál), a silné oxidační činidlo (ve většině případů kyslík). Absorbované fotony by měly být považovány za nehmotný reaktant, které stejně jako ostatní reagující složky, musí být přítomny, aby došlo k reakci.

Reakce začíná, když foton s energií, která je rovna, nebo větší, než tzv. energie zakázaného pásu (E_{bg}) fotokatalyzátoru dosáhne na jeho povrch, což vede k molekulární excitaci. Energie E_{bg} je definována jako rozdíl energií mezi naplněným valenčním pásem (E_{vb}) a prázdným vodivostním pásem (E_{cb}) fotokatalyzátoru, v řádech několika elektronvoltů. Díky excitaci se generují pohyblivé elektrony v energeticky vyšším vodivostním pásmu a elektronové díry v nižším energetickém valenčním pásu katalyzátoru, dle rovnice 2-1 a reakce znázorněné na obrázku 1 [2].

$$fotokatalyz \acute{a}tor \xrightarrow{E_{ph} \ge E_{bg}} e^- + h^+$$
(2-1)



Obr 1. Mechanismus fotokatalýzy [3]

1.1.1 FOTOKATALYTICKÁ DEGRADACE ZA PŘÍTOMNOSTI TiO2

Heterogenní fotokatalytická reakce může být popsána jako stupňovitý proces, při kterém excitovaný TiO₂ vygeneruje elektron a elektronovou díru.

$$TiO_2 \xrightarrow{hv} e^- + h^+ \tag{2-2}$$

Druhým krokem je elektronový přenos z adsorbovaného substrátu (RX_{ad}), adsorbované vody nebo OH_{ad}^- iontu, na elektronovou díru.

$$h^+ + RX_{ad} \to RX_{ad}^+ \tag{2-3}$$

$$h^+ + H_2 O_{ad} \to OH^{\bullet}_{ad} + H^+ \tag{2-4}$$

$$h^+ + OH_{ad}^- \to OH_{ad}^{\bullet} \tag{2-5}$$

Třetím krokem je velmi důležitá, zejména v důsledku vysokých koncentrací OH⁻, disociace vody na ionty.

$$H_2 0 \to 0 H_{ad}^- + H^+ \tag{2-6}$$

Molekulární kyslík se chová jako akceptor při přenosu elektronu.

$$e^- + O_2 \to O_2^-$$
 (2-7)

Superoxidové anionty mohou být následně zapojeny do následujících reakce.

$$O_2^- + H^+ \to HO_2^\bullet \tag{2-8}$$

$$H^{+} + O_{2}^{-} + HO_{2}^{\bullet} \to H_{2}O_{2} + O_{2} \tag{2-9}$$

Fotokatalytická přeměna peroxidu vodíku pak poskytuje více volných OH' radikálů.

$$H_2 O_2 \xrightarrow{h\nu} 20H^{\bullet} \tag{2-10}$$

A konečně, OH[•] radikály oxidují adsorbované organické sloučeniny ze znečištění (RX_{ad}) na povrchu částic oxidu titaničitého.

$$OH_{ad}^{\bullet} + RX_{ad} \rightarrow meziprodukty$$
 (2-11)

OH[•] radikály, jak je popsáno v rovnici (2-11), jsou velmi reaktivní a napadají molekuly sloučenin tvořící znečištění a rozkládají je do minerálních kyselin, oxidu uhličitého a vody [2].

1.1.2 OXID TITANIČITÝ

Oxid titaničitý je přirozeně se vyskytující minerál, který se vyskytuje v řadě krystalických forem, z nichž nejdůležitější jsou rutil a anatas. Je to tuhá, netoxická, chemicky odolná látka nepodléhající degradaci. V práškové formě je nejčastěji používaný jako pigment a díky jeho fotokatalytické aktivitě i jako katalyzátor fotochemických reakcí. Díky svým jedinečným vlastnostem je oxid titaničitý široce používán v oblasti nanotechnologie. Byl jedním z prvních materiálů používaných v nanotechnologických výrobcích. Nicméně potenciální toxicita nanočástic oxidu titaničitého je kontroverzním tématem.

TiO₂ může být přítomen ve třech základních krystalových modifikacích: rutil, anatas a brookit, které se od sebe liší šířkou tzv. zakázaného pásu. Hodnota energie zakázaného pás u rutilu je 3,0 eV, anatasu 3,2 eV a brookitu 3,3 eV [4].



Obr 2. Krystalová struktura TiO2 – rutil, anatas, brookit [5]

1.2 ORGANICKÉ ZNEČIŠTĚNÍ ODPADNÍCH VOD

1.2.1 BARVIVA

V různých odvětvích průmyslu (textilní, papírenský, barvírenský apod.) se používají různé typy často toxických barviv. Odpadní vody, které obsahují barviva, jsou vysoce zbarvené a způsobují viditelné znečištění vody recipientu [6].

1.2.2 LÉČIVA

Léčiva jsou látky sloužící k předcházení, zmírnění projevů a léčení nemocí. Odpad z průmyslově vyráběných léčiv, i z jejich užívání, se tak musí projevit v životním prostředí jako špatně odbouratelné organické znečištění v odpadních vodách [7].

1.2.3 OLEJOVÉ A ROPNÉ LÁTKY

Odpadní vody s obsahem olejů a ropných látek představují především průmyslové odpadní vody z různých odvětví. Mezi hlavní producenty těchto odpadních vod patří petrochemický průmysl (rafinerie), potravinářský průmysl (jatka), strojírenství a automobilový průmysl[8].

1.3 FOTOKATALYTICKÉ REAKTORY

1.3.1 ROZDĚLENÍ FOTOKATALYTICKÝCH REAKTORŮ

Design fotokatalytických reaktorů pro úpravu vody lze klasifikovat podle těchto následujících charakteristik.

A) Forma katalyzátoru: katalyzátor může být buď v suspenzi, nebo imobilizovaný na povrchu:

- fotokatalytické suspenzní reaktory
- fotokatalytické reaktory s imobilizovaným katalyzátorem

B) <u>Typ osvětlení</u>: Typ ozařování je hlavním problémem pro fotokatalytické reaktory. Reaktory mohou být ozařovány použitím:

- UV polychromatické výbojky
- LED diody schopné emitovat UV záření
- slunečního světla

C) <u>Poloha zdroje ozařování</u>: Poloha lampy nebo zdroje ozařování je charakteristickým znakem fotokatalytického reaktoru. Polohu lampy určují různé konfigurace:

- reaktory s ponořeným světelným zdrojem
- reaktory s externím světelným zdrojem
- reaktory s distribuovanými zdroji světla [2]

1.3.2 KATALYZÁTOR

Katalyzátor může být použit ve dvou formách, buď jako suspenze, nebo jako imobilizovaný film. U reaktorů pracujících s částicemi katalyzátoru v suspenzní formě je reakční rychlost určena převážně intenzitou světla na povrchu, účinností katalyzátoru a adsorpčními vlastnostmi reakčních a nereagujících složek v systému. Použití suspenzí však vyžaduje následnou separaci a recyklaci velmi jemného katalyzátoru z čištěné kapaliny a může být složitým, časově náročným a nákladným procesem. Hloubka pronikání UV záření je navíc omezena díky silné absorpci jak katalyzátoru, tak rozpuštěných organických látek. Výše uvedené problémy by se mohly eliminovat v reaktorech s imobilizovaným katalyzátorem. Imobilizace polovodičů však vytváří jedinečný problém. Tím že reakce probíhá na rozhraní kapalina-pevná látka, bude v celkové rychlosti hrát důležitou roli přenos hmoty z kapaliny na povrch katalyzátoru [9].

1.3.2.1 Imobilizovaný na povrchu

Návrh reaktoru s imobilizovaným katalyzátorem obsahuje katalyzátor ukotvený na pevný nosič, nebo dispergovaný na stacionární fázi. Při použití imobilizovaného katalyzátoru se snižuje velikost povrchu katalyzátoru dostupného pro reakci. Kromě toho musí katalyzátor přilnout k nosiči v reaktoru, a pokud není nosič UV transparentní, je opticky omezena konstrukce reaktoru. Pro imobilizaci katalyzátoru na nosič existují různé metody (sol-gel metody, vytahováním z roztoků, práškové aerosolové povlaky, oxidace zdrojového kovu a další) pro různé nosiče (skleněné trubice, kuličky, deky, vlákna; titan a jeho slitiny, nerezová ocel, křemen a další) [10].

1.3.2.2 Dispergovaný v roztoku

V suspenzních reaktorech jsou částice katalyzátoru volně dispergovány v kapalině a fotokatalýza je plně integrována do mobilní fáze.

1.3.3 ZDROJ ZÁŘENÍ

Pro aktivaci katalyzátoru se nejvíce využívá blízká UV oblast spektra. Zdroje záření lze rozdělit na tepelné, luminiscenční a LED.

Typickými zdroji záření tedy jsou:

- sluneční světlo,
- obloukové výbojky,
- fluorescenční výbojky,
- žárovky,
- LED diody.

1.3.3.1 Obloukové výbojky

Mezi nejčastěji používané zdroje záření pro fotokatalytické reakce patří rtuťové výbojky. Rtuťové výbojky se dělí podle tlaku Hg par na nízkotlaké, střednětlaké a vysokotlaké. Střednětlaké výbojky emitují záření o vlnových délkách v rozsahu od 310 do 1000 nm, přičemž nejintenzivnější čáry jsou při 313, 366, 436, 576 a 578 nm. Výbojka má relativně vysokou intenzitu záření, ale kvůli krátké životnosti a vysokému tepelnému výkonu (potřeba chlazení), se hodí spíše pro experimentální použití než pro průmyslové použití [11, 12].

1.3.3.2 Fluorescenční výbojky

Zdrojem záření ve fluorescenční výbojce je speciální luminofor, kterým je zevnitř potažená skleněná trubice. Uvnitř trubice se nachází malé množství rtuti a elektrody na obou koncích. Rtuťový výboj vzniklý mezi elektrodami vydává záření, které je absorbováno luminoforem a v důsledku toho vyzařuje záření spojitého spektra ve viditelné oblasti. Na chemickém složení luminoforu pak závisí spektrální charakteristika záření. Zdroje dosahují obecně nižších intenzit záření [11, 12].

1.3.3.3 LED diody

V posledních letech se vývoj zabýval použitím diod jako zdrojů UV záření. Dioda je tvořená polovodičovým čipem, typu N-P. Při dostatečně vysokém napětí začne přes N-P rozhraní procházet proud, který je spojen s přechodem elektronů z oblasti N do oblasti P. V oblasti P se elektrony rekombinují s pozitivním nábojem a dojde k uvolnění kvanta elektromagnetické energie – fotonu. Vlnová délka uvolněného záření záleží na použitém materiálu polovodiče. Obrovskou výhodou tohoto zdroje je, že emituje záření v úzkém pásu vlnových délek (obr 2.3) [11].



Obr 3. Porovnání rtuťové výbojky a LED diody [13]

Reaktory lze z hlediska použití rozdělit na dva hlavní typy. První využívající sluneční záření se dělí na nekoncentrační a koncentrační reaktory. Nekoncentrační využívají intenzity záření stejné (nebo menší) než přirozené sluneční záření, zatímco koncentrační reaktory využívají intenzity záření větší, než odpovídá ekvivalentu přirozeného slunečního záření. Druhé jsou

reaktory, které jako zdroj záření využívají výbojky, lampy nebo diody. Tyto reaktory lze rozdělit pak podle umístění zdroje na:

- Reaktory s ponořeným světelným zdrojem, kde je lampa umístěna uvnitř jednotky.
- Fotokatalytické reaktory s vnějším zdrojem, které mají lampy umístěné mimo reaktorovou nádobu.
- Distribuované reaktory, kde se záření dopravuje ze zdroje do reaktoru optickými prostředky, jako jsou reflektory nebo světlovody [2].

1.3.4 TYPY REAKTORŮ

S ohledem na výše uvedené parametry reaktorů, bylo navrženo několik konfigurací pro fotokatalytické reaktory. Reaktory můžeme rozdělit do dvou hlavních kategorií s ohledem na formu použitého katalyzátoru a to na suspenzní reaktory a reaktory s imobilizovaným katalyzátorem. Konkrétní příklady navržených reaktorů jsou uvedeny níže.

1.3.4.1 Suspenzní reaktory

1.3.4.1.1 Kruhový suspenzní reaktor

Fotokatalytickou jednotku tvoří dva soustředné válce, kde vnitřní válec je transparentní vůči UV záření (sklo Pyrex). Suspenze TiO₂ protéká prstencovým kanálem vytvořeným dvěma trubicemi. Lampa je umístěna uvnitř vnitřní průhledné trubice. Tato geometrie poskytuje symetrické ozařovací pole. Tento typ se v rozsáhlých experimentech používá i ve velkém měřítku, reaktory jsou snadno ovladatelné a vhodné i pro průmyslové aplikace. Typickým příkladem tohoto reaktoru je reaktor Photo-CREC Water-II [2].



Obr 4. Schematické znázornění fotokatalytické jednotky s recirkulací suspenze. (1) Zdroj UV záření, (2) vnitřní válec, (3) vnější válec, (4) okna z taveného křemene, (5) míchaná nádrž, (6) odstředivé čerpadlo, (7) vstup vzduchu. (upraveno) [14]

1.3.4.1.2 Upflow reaktor

Symetrický prstencový reaktor s kuželovitým tvarem s centrálně umístěnou UV lampou. Čerpadlo zajišťuje oběhový a odtokový systém, který přečerpává suspenzi z horní části reaktoru a přivádí zpět dolů, těsně pod lampu. Tímto způsobem se promíchává suspenze a kolem zdroje dochází k fluidizaci částic katalyzátoru. Vzhledem k tomu, že fotokatalýza je podpořena přívodem kyslíku, je do reakčního systému přiváděn vzduch za použití kompresoru [15].



Obr 5. Schématické znázornění upflow reaktoru: (1) teploměr; (2) UV lampa; (3) křemenná trubice; (4) vzduchový kompresor; (5) čerpadlo; (6) ventil; (7) termostat [15]

1.3.4.1.3 Integrovaný fotokatalytický reaktor s membránovou jednotkou

Tento druh reaktoru spojuje průtočný fotokatalytický reaktor a membránovou jednotku. Membránový modul pak umožňuje separaci katalyzátoru z čisté procesní vody a zároveň recyklaci katalyzátoru zpět do reaktoru [2].



Obr 6. Schématické znázornění fotokatalytické jednotky s ultrafiltrací jako separačním krokem:
 (A) prstencový fotokatalytický reaktor, (B) ultrafiltrační jednotka; (1) přívod reakční vody, (2) zásobník, (3) přívod vzduchu, (4) UV zdroj záření, (5) čerpadla, (6) retentát, (7) permeát (upraveno) [16]

1.3.4.1.4 Photo-CREC Water-III

Tento reaktor se skládá z válcovité nádoby s vnějším osvětlením. Tento reaktor je navržen tak, aby simuloval reaktor využívající sluneční záření. Tato jednotka sdílí řadu vlastností s technologií Photo-CREC-Water II. Schematické znázornění tohoto reaktoru je na obr 2.7 [2].



Obr 7. Schématické znázornění simulace solárního fotokatalytického reaktoru: (1) vstup; (2) výstup; (3) vnější plášť s reflexní vrstvou; (4) UV lampy; (5) vnitřní trubice; (6) vnější trubice (upraveno) [2]

1.3.4.1.5 Taylorův vírový reaktor

Reaktor se skládá ze dvou koaxiálních válců a volně tekoucí suspenze částic, které cirkulují v prstencovitém kanálu. Lampa je uložena ve vnitřním válci. Vířivý tok tekutiny je zajištěn prostřednictvím otáčení vnitřního válce. Katalyzátor se ozařuje periodicky, protože částice katalyzátoru se pohybují k ozařované části reaktoru ve vírech [2].



Obr 8. Schématické znázornění vírového reaktoru: (1) oblast osvětlení, (2) oblast bez osvětlení, (3) vnitřní rotující válec, (4) vnější statický válec, (5) hloubka průniku světla, (6) rotující víry (upraveno) [2]

1.3.4.2 Reaktory s imobilizovaným katalyzátorem

Reaktory s imobilizovaným katalyzátorem mají většinou podobné uspořádání jako reaktory suspenzní pouze s tím rozdílem, že katalyzátor je umístěn na nosiči, který je obtékán reakční kapalinou.

1.3.4.2.1 Photo-CREC Water I

Kruhový kanál s koši (nosiče pro katalyzátor) umístěnými v úhlu 45 ° charakterizuje tento reaktor. Reaktor je nakonfigurován s nerezovými rozestupy umístěnými mezi koši. Tyto rozpěry zajišťují koš v dané poloze a zajišťují minimální ztrátu záření. V centrálním kanálu je umístěna UV lampa. Reakční voda stéká dolů. Voda opouštějící reaktor je přečerpána do zásobníku, kde probíhá okysličování. Čerpadlo slouží k vrácení vody do horní části jednotky reaktoru, čímž se uzavírá cyklus okysličení a recirkulace vody [2].



Obr 9. Schematické znázornění fotokatalytického reaktoru Photo-CREC Water-I: (a) stlačený vzduch, (b) regulátor přívodu vzduchu, (c) okysličování trubkovým rozdělovačem, (d) čerpadlo, (e) regulátor průtoku, (g) třícestný ventil, (h) lampa, (i) koš, (j) trubice z Pyrexového skla, (k) vnější trubice z plexiskla, (1) kruhový kanál [2]

1.3.4.2.2 Reaktor se stékajícím filmem kapaliny

V reaktoru jsou kaskádovitě seřazené desky s imobilizovaným katalyzátorem, po kterých stéká např. odpadní voda. Tento druh reaktoru je vhodný při použití slunečního záření jako zdroje UV záření.



Obr 10. Schematický znázornění kaskádového reaktoru: (A) desky s imobilizovaným katalyzátorem, (B) zásobník s vypouštěcím ventilem, (C) ventil; (D) odstředivé čerpadlo, (E) chlazení, (F) průtokoměr; (G) zásobník [17]

1.3.4.2.3 Reaktor s optickými vlákny

Reaktor je navržen se svazkem z optických vláken, které přenášejí záření k imobilizovanému TiO₂. Tento systém umožňuje ozařování ze vzdáleně umístěného zdroje záření od katalyzátoru s minimálním rozptylem a jednotným ozářením. Nevýhodami jsou náklady na optická vlákna a ztráty energie při zaostřování paprsku a přenosu fotonů.



Obr 11. Schematický diagram reaktoru s optickými vlákny (upraveno) [18]

1.3.4.2.4 Trubkový reaktor

Trubkový reaktor je navržen jako válcová nádoba, která obsahuje duté trubice z křemenného skla, vně pokryté katalyzátorem. Reaktor připomíná svazkový trubkový výměník tepla, přičemž kontaminovaná voda proudí v jeho plášti. Ozařování je distribuováno v dutých trubicích přes reflektor. Reaktor poskytuje velký aktivní povrch katalyzátoru na jednotku objemu [19].





1.3.4.2.5 Reaktor s náplní

Náplňový reaktor je kruhová jednotka ozařovaná centrální lampou. V prostoru mezi vnitřním a vnějším válcem je pak umístěna výplň, na které je imobilizován katalyzátor. Náplň může mít různé geometrické charakteristiky (např. Raschigovy kroužky, skleněná síťovina, kuličky apod.) Nevýhodou tohoto typu reaktoru může být nerovnoměrné, nebo částečné ozáření katalyzátoru. Nerovnoměrné rozložení průtoku také může omezit množství procesní vody, která je v kontaktu s ozařovaným TiO₂, a tím negativně ovlivňovat celkovou výkonnost jednotky.



Obr 13. Schématické znázornění reaktoru s náplní (upraveno) [20]

1.3.4.2.6 Vírový reaktor

Reaktor má podobné charakteristiky jako vírový reaktor s katalyzátorem ve formě suspenze. Zde je katalyzátor imobilizován na vnější straně vnitřní trubice.



Obr 14. Schématické znázornění vírového reaktoru: (1) motor, (2) regulátor rychlosti, (3) převodovka, (4) UV lampa, (5) odběr vzorků, (6) upevnění lampy, (7) vnější válec (8) vnitřní válec s imobilizovaným katalyzátorem (upraveno) [21]

1.4 KINETIKA FOTOKATALYTICKÉ REAKCE

Heterogenní fotokatalytické reakce v systému kapalina/pevná látka probíhají na rozhraní těchto fází. Heterogenní fotokatalýza probíhá několika dílčími ději. Reakce se skládá z pěti charakteristických kroků:

- transport reaktantů v kapalině na povrchu katalyzátoru,
- difúze reaktantů z vnějšího k vnitřnímu povrchu katalyzátoru,
- adsorpce reaktantů na povrchu katalyzátoru,
- chemická reakce na povrchu katalyzátoru,
- desorpce produktů zpět do kapaliny.

Výsledná rychlost celé reakce závisí na rychlosti jednotlivých kroků. Rychlost transportu výchozích látek a produktů mezi reakčním prostředím a povrchem katalyzátoru závisí na hydrodynamických a difuzních vlastnostech [22].

1.4.1 KINETIKA 0. ŘÁDU

Reakce nultého řádu jsou speciálním případem kinetických dějů, se složitým systémem souběžně probíhajících reakcí. Může nastat situace, kdy se na pravé straně rovnice nevyskytuje žádná koncentrace reagující složky, resp. vyskytují se na nultou mocninu. Kinetický součin se zredukuje pouze na rychlostní konstantu [23].

Kinetická rovnice má tvar:

$$-\frac{dc_A}{d\tau} = kc_A^0 = k \tag{2-12}$$

Po celou dobu reakce je rychlost konstantní. Dále můžeme kinetickou rovnici integrovat s výsledkem:

$$c_A = c_{A0} - k\tau \tag{2-13}$$

Poločas reakce je

$$\tau_{1/2} = \frac{c_{A0}}{2k} \tag{2-14}$$

1.4.2 KINETIKA 1. ŘÁDU

Kinetika prvního řádu popisuje reakce s jednou výchozí látkou.

$$A \rightarrow \text{produkty}$$
 (2-15)

Kinetická rovnice má tvar:

$$-\frac{dc_A}{d\tau} = kc_A \tag{2-16}$$

z rovnice vyplývá, že rychlost reakce je přímo úměrná koncentraci výchozí látky. Poločasreakce je dán vztahem:

$$\tau_{1/2} = \frac{ln2}{k}$$
(2-16)

1.4.3 LANGMUIR-HINSHELWOODŮV KINETICKÝ MECHANISMUS

Pro vysvětlení kinetiky heterogenních fotokatalytických procesů lze použít také Langmuir-Hinshelwoodův kinetický mechanismus. Tento kinetický mechanismus se používá pro popis reakcí probíhajících na rozhraní plynné a pevné fáze, ale lze ho použít i pro popis dějů na rozhraní kapalné a pevné fáze nahrazením parciálních tlaků látky za jejich koncentraci v roztoku.

Mechanismus povrchových reakcí je založen na reakci atomů adsorbovaných na povrchu katalyzátoru a molekulových fragmentů.

Pro reakci popsanou rovnicí:

$$A + B \rightarrow \text{produkty}$$
 (2-17)

Je rychlost reakce dána vztahem

$$-\frac{dc}{d\tau} = k\theta_A \theta_B \tag{2-18}$$

kde θ_A a θ_B je stupeň pokrytí povrchu katalyzátoru látkou A a B, k je rychlostní konstanta. Vyjádřením θ_A a θ_B pomocí Langmuirovy rovnice (2-19) a (2-20) vyjádříme reakční rychlost:

$$\theta_A = \frac{K_A c_A}{1 + K_A c_A + K_B c_B} \tag{2-19}$$

$$\theta_B = \frac{K_B c_B}{1 + K_A c_A + K_B c_B} \tag{2-20}$$

$$-\frac{dc}{d\tau} = k\theta_A\theta_B = \frac{kK_AK_Bc_Ac_B}{(1+K_Ac_A+K_Bc_B)^2}$$
(2-21)

kde K_A a K_B jsou Langmuirovi adsorpční konstanty, c_A a c_B jsou koncentrace látek A, B a k je rychlostní konstanta.

Pro popis kinetiky heterogenních fotokatalytických reakcí u vedené v rovnici (2-15) lze použít následující zjednodušený vztah reakční rychlosti:

$$-\frac{dc}{d\tau} = \frac{kK_A c_A}{1 + K_A c_A} \tag{2-22}$$

Při nízkých koncentracích lze ve jmenovateli zanedbat výraz K_Ac_A získáme vztah:

$$-\frac{dc}{d\tau} = kK_A c_A \tag{2-23}$$

Tímto zjednodušením se dostáváme zpět na kinetiku 1. řádu [24].

1.5 PODMÍNKY OVLIVŇUJÍCÍ PRŮBĚH REAKCE

1.5.1 POČÁTEČNÍ KONCENTRACE POLUTANTU

Rychlost reakce závisí na počáteční koncentraci rozpuštěné látky. Ačkoli při vysoké koncentraci je pozorovaná rychlost reakce nezávislá na koncentraci rozpuštěné látky, při nízkých koncentracích vykazuje závislost prvního řádu [25].

1.5.2 KONCENTRACE KATALYZÁTORU

Obecně se zvýšením koncentrace katalyzátoru, vzrůstá povrchová plocha katalyzátoru, který je k dispozici pro adsorpci a degradaci. Na druhé straně zvýšením koncentrace katalyzátoru se zvyšuje opacita systému, což vede k poklesu penetrace fotonového toku v reaktoru a vzniká tzv. "stínící efekt". Kromě toho je při vysoké koncentraci katalyzátoru pozorována také ztráta povrchové plochy částic v důsledku jejich aglomerace. Z tohoto důvodu je výchozí rychlost reakce přímo úměrná hmotnosti katalyzátoru v roztoku. Nicméně nad určitým zatížením se reakční rychlost stává nezávislá na množství katalyzátoru a zůstává konstantní, nebo se s rostoucí koncentrací katalyzátoru snižuje. Aby se zabránilo zbytečnému přebytku katalyzátoru a aby se zajistila celková absorpce účinných fotonů, je velmi důležité zvolit optimální hmotnost katalyzátoru pro dané použití [25, 26].

1.5.3 PROVZDUŠŇOVÁNÍ

Kyslík hraje pro rychlost reakce zásadní roli, působí totiž jako zachytávač elektronů, čímž se snižuje rychlost rekombinace elektron-díry. Bylo zjištěno, že přítomnost kyslíku může snížit, nebo zvýšit rychlost degradace v závislosti na mechanismu degradace polutantu [25, 26].

1.5.4 TEPLOTA

Fotokatalytické systémy nevyžadují ohřev a ve většině případů pracují při pokojové teplotě. Obecně se doporučuje udržovat systém při teplotách mezi 20-80°C. Při velmi nízkých teplotách se aktivita snižuje a rychlost reakce je omezena desorpcí konečného produktu z povrchu katalyzátoru. Naopak, když teplota stoupne nad 80°C a přibližuje se k bodu varu vody, exotermická adsorpce polutantu se stává se limitním krokem pro rychlost reakce. Výsledkem je pokles aktivity. Při teplotním rozmezí 20-60°C bylo pozorováno zvýšení rychlosti degradace při vyšších reakčních teplotách [26].

1.5.5 VLIV PH

Účinek pH na fotokatalytickou degradaci organických sloučenin ve vodě je spojen zejména s ionizačním stavem povrchu TiO₂, pozicí valenčních a vodivých pásem katalyzátoru, aglomerací částic TiO₂ a tvorbou hydroxylových radikálů. Vzhledem k tomu, že účinek pH je velmi komplikovaný a složitý, optimální hodnota pH pro konkrétní aplikaci by měla být vybrána na základě předběžných výzkumů [26].

1.5.6 UV ZÁŘENÍ

Vliv intenzity světla na kinetiku fotokatalytické reakce lze charakterizovat následovně:

- při nízké intenzitě světla (0-20 mW/cm²) se reakční rychlost zvyšuje lineárně se zvyšující se intenzitou světla, protože reakce zahrnující tvorbu elektronových děr převládají a rekombinace elektronových děr je zanedbatelná;
- při střední intenzitě světla (přibližně 25 mW/cm²), závisí rychlost reakce na druhé odmocnině intenzity světla, protože vzniku páru elektron-díra konkuruje rekombinace, což vede k nižší rychlosti reakce;
- při vysokých intenzitách světla je rychlost reakce nezávislá na intenzitě.

Zvýšení intenzity světla tedy vede k nárůstu reakční rychlosti, dokud nedojde k omezení limitu přenosu hmoty. Při vyšších intenzitách ozáření je tedy přenos elektronu z katalyzátoru na kyslík přítomný v systému, který vede k tvorbě $O_2^{\bullet-}$, krokem omezujícím rychlost reakce, zejména v případě větších částic TiO₂ a jeho aglomerátů [26].

1.6 NÁSLEDNÁ ÚPRAVA ČIŠTĚNÝCH VOD

Při použití katalyzátoru ve formě suspenze je potřeba ho následně odseparovat z přečištěných vod. Velikost katalyzátoru je řádově v desítkách nanometrů. Pro účinnou separaci se jeví vhodné použití tlakových membránových procesů. Společným znakem je použití polopropustné membrány jako separačního elementu a tlakového rozdílu jako hnací síly transportu přes membránu. Odlišnost spočívá ve velikostech použitého tlakového rozdílu, vlastností membrán a převažujícím transportním mechanismu. Tlakové membránové procesy se využívají ke koncentrování nebo čištění zředěných roztoků a disperzí. Velikost separovaných částic nebo molekul a chemické vlastnosti rozpouštědla jsou určujícími faktory pro výběr vhodného typu membrány [27].

1.6.1 MIKROFILTRACE, ULTRAFILTRACE

Řadí se mezi nízkotlaké membránové separace (do 10 barů). Principem separace je síťový mechanismus. Velikosti póru pro mikrofiltraci jsou 0,1μm až 10μm, pro ultrafiltraci pak 1 nm až 100 nm [27]. Účinné použití těchto procesů spočívá v oddělení katalyzátoru z vodné suspenze. Filtrát ale bude dále obsahovat zbytkové organické znečištění, které se i nadále musí odstranit např. biologickým čištěním.

1.6.2 NANOFILTRACE

Pracuje při tlacích až 25 barů, s kompozitní membránou. Principem separace je rozpouštěnídifúze a je účinná při separování organických, anorganických a mikrobiálních látek [27]. Použití této metody separace poskytuje již velmi čistý retentát, z důvodu separace i organických látek. Využití je tedy vhodné při celkové oxidaci organického znečištění [27].

1.7 SOUHRN REŠERŠNÍ ČÁSTI A STANOVENÍ CÍLŮ

Při čištění odpadních vod s organickým znečištěním se dnes běžně kombinuje chemické, fyzikální a biologické zpracování. Podle typu organického znečištění se používají různé typy čištění. Pro ve vodě nerozpustné látky (olejovité látky, ropa apod.) je příkladem čištění gravitační usazování, flokulace, apod. Pro ve vodě rozpustné látky je to například absorpce, srážení, apod. I po těchto úpravách v odpadní vodě zůstává vysoká koncentrace organického znečištění a následné biologické čištění nedokáže všechny tyto tzv. biologicky neodbouratelné látky odstranit. Předmětem výzkumu je tedy hlavně snížení obsahu organického znečištění a degradace biologicky neodbouratelných látek. Mezi průmyslově využitelné procesy se řadí i tzv. pokročilé oxidační procesy, do kterých spadá fotokatalytická degradace.

Fotokatalytická degradace pomocí UV záření v posledních několika desetiletích nabývá na důležitosti při hledání nových účinnějších a ekonomicky výhodnějších způsobů pro odstraňování organického znečištění z odpadních vod. Při hledání materiálů pro fotokatalytickou degradaci se nejlépe osvědčili polovodiče, které díky své vhodné elektronové struktuře jsou schopné absorbovat elektromagnetické záření, tak že se vytvoří elektronový pár elektron-díra s dostatečně dlouhou životností, aby mohli reagovat s okolními molekulami.

S vývojem nových zdrojů UV záření (LED diody) je fotokatalytické odbourávání s využitím oxidu titaničitého jako katalyzátoru zajímavým tématem ke studiu. Proces odbourávání může vést jak k úplnému rozkladu organických látek na oxid uhličitý vodu a anorganické soli, nebo jako částečná oxidace biologicky neodbouratelných látek za vzniku organických látek biologicky odbouratelných. S využitím LED diod jako zdroje záření se výrazně snižuje energetická náročnost procesu a intenzita emitovaného záření je vysoká.

Jako průmyslově využitelný katalyzátor pro fotokatalytické odbourávání organického znečištění se v dnešní době jeví oxid titaničitý, díky svým chemickým a fyzikálním vlastnostem. Spousta studií se zabývá právě návrhem reakčních jednotek obsahujících oxid titaničitý jako katalyzátoru. Konstrukce reaktorů se nejčastěji rozlišuje podle umístění katalyzátoru na suspenzní reaktory a reaktory s imobilizovaným katalyzátorem Většina konstrukcí pro suspenzní reaktory a rektory s imobilizovaným katalyzátorem jsou zaměnitelné Dalším bodem konstrukce použití zdroj UV záření, tento parametr se projevuje na ekonomické

32

a energetické náročnosti reaktoru. Zařazení fotoreaktorů v průmyslovém měřítku zatím ještě není velmi rozšířené a pro odbourávání organického znečištění se stále používá primárně biologické čištění a následné dočišťování biologicky neodbouratelných látek.

Při fotokatalytické degradaci se musí věnovat pozornost parametrům ovlivňující rychlost reakce. Mezi hlavní parametry patří počáteční koncentrace organického znečištění, koncentrace katalyzátoru a intenzita UV záření.

2. EXPERIMENTÁLNÍ ČÁST

Předmětem experimentální části bylo ověření funkčnosti laboratorního experimentálního zařízení navrženého pro fotokatalytické odbourávání organických polutantů a zároveň porovnání účinnosti různých druhů katalyzátorů na bázi TiO₂.

2.1 MODELOVÉ ZNEČIŠTĚNÍ

Jako modelové znečištění pro fotokatalytickou degradaci byla vybrána methyloranž (MO), pro svou jednoduchou strukturu a snadné stanovení koncentrace pomocí spektrofotometrie.



Obr 15. Strukturní vzorec methyloranže

Koncentrace MO v roztoku byla stanovována spektrofotometricky. Nejprve byl připraven zásobní roztok MO o přesné koncentraci 3,2726 g/l. Zásobní roztok byl používán pro všechny experimenty a pro vytvoření kalibrační řady absorbance MO v závislosti na koncentraci MO v roztoku. Tato řada se sestávala z pěti bodů. Bylo odváženo 0,75; 0,53; 0,305; 0,462; 0,608 a 0,769 g zásobního roztoku a zředěno demineralizovanou vodou na 50 g roztoku. Výsledné koncentrace roztoků byly 4,909; 10,014; 19,963; 30,165; 39,795 mg/l. U těchto roztoků byla změřena absorbance při vlnové délce 464 nm. Výsledná kalibrační závislost je znázorněna na obrázku 16.



Obr 16. Závislost absorbance na koncentraci methyloranže při 464nm

2.2 KATALYZÁTORY

Pro fotokatalytické odbourávání modelové látky byly použity katalyzátory na bázi TiO₂ s anatasovou strukturou. Základní charakteristiky jsou převzaté z volně dostupných informací od výrobce.

2.2.1 AEROXIDE TiO₂ P25

Produkt od firmy Evonik Industries, D. S doporučenou aplikací jako fotokatalyzátor tvořený jemnými částicemi TiO₂ (99,5 %) kombinující anatasovou a rutilovou strukturu. Specifický povrch je v rozmezí $55 \pm 15 \text{ m}^2/\text{g}$ a má znatelnou aglomerační strukturu.[28]



Obr 17. Velikost a struktura katalyzátoru (AEROXIDE TiO2 P25, Evonik Industries, D)[29]

2.2.2 AEROXIDE TiO₂ P90

Katalyzátor od firmy Evonik Industries, D, na bázi TiO₂ (99,5 %) se specifickým povrchem v rozmezí $90 \pm 20 \text{ m}^2/\text{g}$ [28].

2.2.3 HOMBIKAT UV 100

Katalyzátor od firmy Sachtleben Chemie GmbH, D, s uvedeným specifickým povrchem >250 m²/g [30].



Obr 18. Velikost a struktura katalyzátoru (HOMBIKAT UV-100, Sachtleben Chemie GmbH, D)[29]

2.2.4 PERITOX AV-01

Produkt od firmy Precheza a.s., ČR, je primárně vyráběn jako anatasový pigment (obsah TiO₂ 99,3%) a díky jeho krystalové modifikaci má též fotokatalytické vlastnosti [31].





2.3 EXPERIMENTÁLNÍ ZAŘÍZENÍ

Experimentální zařízení pro ověření účinnosti fotokatalytické degradace organických polutantů se sestávalo ze skleněné kádinky s maximálním pracovním objemem 250 ml, magnetického míchadla, a zdroje záření – UV-LED lampy. Zařízení je zobrazeno na obrázku 20.



Obr 20. Experimentální zařízení pro fotokatalytický rozklad modelové látky

Zdrojem záření byla UV-LED lampa CBM-120-UV-C14-FB365-21 od firmy Luminus Devices, USA. Základní charakteristiky dodané výrobcem: vložené napětí: 3,6 V provozní proud: 9 A vlnová délka záření: 365 nm tok záření: 6,8 W

UV zdroj: 12 x UV LED s životností cca 8 000 hodin

2.4 DALŠÍ PŘÍSTROJOVÉ VYBAVENÍ

2.4.1 MĚŘIČ INTENZITY UV ZÁŘENÍ – YK-35UV

Dodavatel zařízení je firma Lutron, ČR. Měřicí přístroj má výrobcem deklarovaný rozsah vlnových délek 290 – 390 nm a umožňuje měřit intenzitu světla ve dvou rozsazích 0-2 mW/cm² a 0-20 mW/cm².

2.4.2 ULTRAZVUKOVÁ LÁZEŇ – DT-100

Dodavatelem je firma Bandelin Electronic, D. Ultrazvuková lázeň byla používána pro dokonalé dispergování katalyzátoru v systému při pracovní frekvenci 35 kHz.

2.4.3 VÁHY – SARTORIUS-CPA623S

Dodavatelem je firma Sartorius, D. Váhy byly použity pro navažování katalyzátoru, zásobního roztoku a při ředění. Vážící rozsah je do 620 g, s rozlišením 0,001 g.

2.4.4 SPEKTROFOTOMETR – HACH-LANGE DR 6000

Výrobcem je fitma Hach-Lange, D. Plně automatizovaný přístroj vybavený wolframovou lampou (VIS) a deuteriovou lampou (UV). Byl používaný pro stanovení absorbance vzorků a absorpční křivku roztoku methyloranže.

2.4.5 MIKROFILTRAČNÍ ZAŘÍZENÍ

Pro separaci katalyzátoru z reakční směsi při odběru vzorku byly použity jednorázové nástavce na injekční stříkačky značky Minisart (Sartorius, D) osazené mikrofiltrační membránou o velikosti pórů 0,45 µm.

2.5 VÝBĚR VHODNÉ SEPARACE KATALYZÁTORU

Pro separaci katalyzátoru byly porovnávány dva způsoby separace. Prvním byla separace přes mikrofiltrační membránu s velikostí pórů 0,45 µm. Druhým způsobem bylo odstřeďováním v centrifuze po dobu deseti minut při otáčkách 10 000 rpm. Účinnost separace katalyzátoru byl stanovovaná turbidimetricky. Turbidimetr (výrobce Lovibond Water Testing, D, označení TB 210 IR) měl rozpětí 0,01-1100 NTU jednotek a je vhodný pro měření zbarvených roztoků. Výsledný zákal po separaci pro mikrofiltrační membránu byl 0,3 NTU a pro odstřeďování 35,7 NTU. Z výsledků je patrné, že mikrofiltrační membrána má větší separační účinek než odstřeďování. Další výhodou mikrofiltrační membrány je okamžitá separace katalyzátoru ihned po odebrání vzorku.

2.6 DISTRIBUCE ZÁŘENÍ UV-LED LAMPY

Při studiu distribuce záření použité UV-LED lampy se nad pomocný grafický rastr (čtvercová síť) umístila lampa tak aby záření dopadalo kolmo na tento povrch. Lampa se umístila do výšky 13 cm nad povrchem. Výška hlavice senzoru byla 3 cm, intenzita záření byla tedy měřena ze vzdálenosti 10 cm, které odpovídají výšce reakční nádoby použité k experimentům. Intenzita záření se měřila tak, že na průsečíky vodících čar buněk o rozměru 3x3 cm se přikládala hlavice senzoru. Takto se vytvořila síť, ve které je možné podle souřadnic určit polohu každého průsečíku.



Obr 21. Graf distribuce záření UV-LED lampy

2.7 PRACOVNÍ POSTUP PŘI FOTODEGRADACI

Při přípravě všech experimentů byl dodržen následující postup: do reakční kádinky byl navážen zásobní roztok modelového znečištění a zředěn demineralizovanou vodou na příslušný obsah znečištění a následně do ní bylo přidáno vypočtené množství katalyzátoru. Tato směs pak byla dispergovaná v ultrazvukové lázni po dobu třiceti minut. Množství jednotlivých složek reakčního systému byla stanovena tak, aby výsledná koncentrace katalyzátoru byla 0,5 g/l. Poté byl odebrán první vzorek, vloženo míchadlo a byla spuštěna UV LED lampa. V určených časových intervalech (obvykle 20 min) byly odebírány další vzorky k analýze. Ze vzorků byl nejdříve odstraněn katalyzátor, filtrací přes injekční filtr s velikostí pórů 0,45 µm. Takto

připravený vzorek byl předložen do jednorázové plastové kyvety a byla změřena absorbance při vlnové délce 464 nm.

2.7.1 STANOVENÍ ABSORPČNÍHO MAXIMA MODELOVÉHO ZNEČIŠTĚNÍ

Bylo připraveno 50 g roztoku o koncentraci 40 mg/l modelového znečištění a bylo proměřeno celé absorpční UV-VIS spektrum vzorku v křemenné kyvetě (obrázek 22). Maximum bylo stanoveno při vlnové délce 464nm.

Spektrofotometrie pracuje na principu měření energie pohlcené vzorkem při průchodu záření. Výsledkem měření jsou absorpční spektra, která jsou vyjádřena jako závislost absorbance na vlnové délce nebo hodnota absorbance při určité vlnové délce. Absorpcí elektromagnetického záření molekulou dojde ke změně elektronového stavu dané molekuly. Závislost absorbance závisí na koncentraci látky a tloušťce kyvety a je popsána rovnicí plynoucí z Lambert–Beerova zákona. Platnost zákona je omezena na zředěné roztoky, protože molární absorpční koeficient je nezávislý na koncentraci stanovované látky při dané vlnové délce, u zředěných roztoků do koncentrace cca 10⁻² mol/l. Molární absorpční koeficient je charakteristickým znakem každé látky.

$$A = \varepsilon . c . d \tag{4-24}$$

kde je A absorbance, ε molární absorpční koeficient, c látková koncentrace a d tloušťka kyvety.





40

2.7.2 STANOVENÍ ADSORPČNÍ IZOTERMY

Na povrchu pevných látek, které jsou ve styku s roztokem, dochází jak k adsorpci rozpouštědla, tak i rozpuštěné látky. O adsorpci rozpuštěné látky v užším slova smyslu mluvíme tehdy, pokud je rozpuštěná látka mnohem více adsorbována než rozpouštědlo.

Ke kvantitativnímu popisu se používá v jednoduchých případech Langmuirova izoterma ve tvaru:

$$a = a_{max} \frac{b \cdot c}{1 + b \cdot c} \tag{4-1}$$

kde, a_{max} a b jsou parametry závislé na teplotě a jsou charakteristické pro danou soustavu: rozpouštědlo, rozpuštěnou látku a adsorbát, a je množství rozpuštěné látky adsorbované jednotkovou hmotností adsorbentu [g/g], c je koncentrace rozpuštěné látky [g/l].

Do reakční kádinky bylo předloženo 250 g roztoku připraveného podle výše uvedeného postupu pro koncentrace katalyzátoru 0,5 g/l a 5g/l. Systém nebyl vystaven záření UV-LED lampy. Vzorky byly odebírány po 15 minutách a byla u nich stanovena absorbance při vlnové délce 464 nm.

2.7.3 FOTOKATALYTICKÉ ODBOURÁVÁNÍ MODELOVÉHO ZNEČIŠTĚNÍ

Při fotokatalytické degradaci bylo do reakční kádinky předloženo 250 g roztoku připraveného podle výše uvedeného postupu pro koncentraci katalyzátoru 0,5 g/l a počáteční koncentrací modelového znečištění: 40; 80; 160; 320 mg/l. Po dispergaci byl odebrán vzorek v čase t = 0, a spuštěn zdroj UV záření. Další vzorky by odebírány po 20 minutách po dobu tří hodin. U vzorků se stanovila absorbance při vlnové délce 464 nm.

Pro katalyzátor AEROXIDE P25 byl proveden experiment pro dvojnásobnou reakční dobu s počáteční koncentrací modelového znečištění 160 mg/l a koncentraci katalyzátoru 0,5 g/l. Vzorky byly odebírány po 30 minutách po dobu šesti hodin.

3. VÝSLEDKY A JEJICH DISKUZE

3.1 STANOVENÍ ADSORPČNÍCH IZOTEREM

Adsorpce modelové látky na katalyzátoru byla zkoumána z důvodu možného ovlivnění výsledné koncentrace modelového znečištění po odebrání vzorku. Pro každý katalyzátor byly provedeny dva experimenty s různou koncentrací katalyzátoru (0,5 g/l, 5 g/l). Poté se zkoumal pokles koncentrace modelového znečištění v čase.



Obr 23. Závislost koncentrace modelového znečištění na čase, při koncentraci katalyzátoru 0,5 g/l



Obr 24. Závislost koncentrace modelového znečištění na čase, při koncentraci katalyzátoru 5 g/l

Z grafů je patrné že adsorpční rovnováha se ustálí již na začátku experimentu. Při koncentraci 0,5, g/l adsorpce nijak významně neovlivňuje koncentraci modelové látky. Při vyšší koncentraci katalyzátoru je již změna koncentrace adsorpcí patrná pro katalyzátory AEROXIDE P25 a P90. Kolísání hodnot absorbance je pravděpodobně způsobeno chybami při odběru vzorků.

3.2 FOTOKATALYTICKÉ ODBOURÁVÁNÍ MODELOVÉHO ZNEČIŠTĚNÍ

Při fotokatalytickém odbourávání modelového znečištění byla sledována závislost poklesu koncentrace modelové látky v čase. Pro měření koncentrace byla zvolena UV/VIS spektrofotometrie.

Při experimentech se porovnávaly čtyři druhy katalyzátorů na bázi TiO₂, které mají různé charakteristické vlastnosti jako obsah anatasové a rutilové krystalické struktury, specifický povrch a velikost částic. Kromě porovnání účinnosti katalyzátorů, byla také sledována závislost fotokatalytické degradace na počáteční koncentraci modelového znečištění. Experimenty byly prováděny s koncentrací katalyzátoru 0,5 g/l a pro počáteční koncentrace modelového znečištění 40, 80, 160 a 320 mg/l.



Obr 25. Závislost koncentrace modelového znečištění na čase, při koncentraci modelového znečištění 40 mg/l



Obr 26. Závislost koncentrace modelového znečištění na čase, při koncentraci modelového znečištění 80 mg/l



Obr 27. Závislost koncentrace modelového znečištění na čase, při koncentraci modelového znečištění 160 mg/l



Obr 28. Závislost koncentrace modelového znečištění na čase, při koncentraci modelového znečištění 320 mg/l

Z uvedených výsledků lze seřadit katalyzátory podle účinnosti při odstraňování modelového znečištění následovně AEROXIDE P25, AEROXIDE P90, HOMBIKAT UV 100 a PERITOX AV-01. V literatuře je uváděno, že se zvýšením specifického povrchu by se měla fotokatalytická účinnost zvyšovat. Z tohoto hlediska by podle parametrů uvedených výrobcem katalyzátorů měl být nejúčinnějším katalyzátorem HOMBIKAT UV 100. Odpovědí na tuto nesrovnalost by mohla být, že metoda, kterou se specifický povrch zjišťuje (BET analýza) využívá jako adsorbent plyny. Diametrální rozlišnost mezi velikostí molekuly organického znečištění a molekuly plynu způsobí, že tam kam se dokáže adsorbovat molekula plynu, se nedokáže adsorbovat molekula organického znečištění.



Obr 29. Závislost relativní koncentrace modelového znečištění na čase, pro různé počáteční koncentrace modelového znečištění a katalyzátor AEROXIDE P25

Reakční kinetika fotokatalytické degradace je popisována jako reakce prvního řádu. Vliv počáteční koncentrace katalyzátoru tak ovlivňuje rychlost reakce, kdy se zvyšující se koncentrací rychlost reakce roste. Zároveň se ale se zvyšující koncentrací modelového znečištění zvyšuje i barevnost roztoku a tedy snižuje pronikání UV záření na povrch katalyzátoru. Oba tyto faktory se musí brát v potaz při modelování reakční kinetiky fotokatalytických reakcí. Závislosti na obrázku 29 ukazují, že vliv absorpce záření je výrazný. Pokud by nedocházelo ke snížení intenzity záření vlivem absorpce, měly by být všechny křivky relativní koncentrace c_{rel} stejné.



Obr 30. Závislost koncentrace modelového znečištění na čase, pro počáteční koncentraci modelového znečištění 160 mg/l a katalyzátor AEROXIDE P25

Při experimentu s dvojnásobnou reakční dobou pozorujeme téměř lineární závislost poklesu koncentrace modelového znečištění, která by odpovídala reakční kinetice nultého řádu. Tato závislost může být způsobena důsledkem snížené absorbance UV záření z důvodu vyšší počáteční koncentrace.

4. ZÁVĚR

Z provedených experimentů a jejich výsledků byly odvozeny následující závěry:

Vliv adsorpce modelového znečištění při nízkých koncentrací nemá vliv na experimentální hodnoty koncentrace z odebraných vzorků. Při vyšší koncentraci katalyzátoru je již změna koncentrace adsorpcí patrná pro katalyzátory AEROXIDE P25 a AEROXIDE P90.

Při porovnání účinnosti různých druhů katalyzátorů je lze seřadit následovně AEROXIDE P25, AEROXIDE P90, HOMBIKAT UV 100 a PERITOX AV-01. Z hlediska vyššího specifického povrchu by měl být nejúčinnějším katalyzátorem HOMBIKAT UV 100. Tato nesrovnalost by mohla ukazovat, že metoda, kterou se specifický povrch zjišťuje (BET analýza) není vhodná pro určení specifického povrchu pro katalyzátory využívaných ve vodných roztocích, kdy reagují značně větší molekuly látek. K tomuto přispívá i výsledek testu adsorpce kdy účinnější katalyzátory AEROXIDE P25 a AEROXIDE P90 při vyšších koncentracích zadržely značně větší množství modelového znečištění.

Při ovlivnění rychlosti reakce počáteční koncentrací katalyzátoru se prokázalo, že zvýšená barevnost roztoku, která zabraňuje účinnému pronikání UV záření k povrchu katalyzátoru, má větší vliv na rychlost reakce než zvyšující se počáteční koncentrace modelového znečištění.

Až na experimenty s počáteční koncentrací modelového znečištění 40 mg/l vykazují experimenty spíše lineární závislost poklesu koncentrace modelového znečištění na čase, což by odpovídalo reakcím nultého řádu, než ve většině literatuře uváděné reakce prvního řádu. To může být způsobeno již dříve zmíněním vlivem sníženého pronikání UV záření k povrchu katalyzátoru.

5. POUŽITÁ LITERATURA

- KÖNIG, Burkhard. *Chemical photocatalysis* [online]. 2013 [vid. 2017-04-28].
 ISBN 9781680152104.
 Dostupné z: https://app.knovel.com/web/toc.v/cid:kpCP000001/viewerType:toc/root_sl ug:chemical-photocatalysis/url_slug:kt00U4F651?b-q=Photocatalysis&b-facet-selected=item_type_nospace%3Abook&b-group-by=true&b-search-type=tech-reference&b-sort-on=default
- [2] LASA, Hugo De, Benito SERRANO a Miguel SALAICES. *Photocatalytic reaction engineering*. 2005. ISBN 0387234500.
- [3] GOMBAC, V., L. DE ROGATIS, A. GASPAROTTO, G. VICARIO, T. MONTINI, D. BARRECA, G. BALDUCCI, P. FORNASIERO, E. TONDELLO a M. GRAZIANI. TiO2 nanopowders doped with boron and nitrogen for photocatalytic applications. *Chemical Physics* [online]. 2007, **339**(1), 111–123 [vid. 2017-05-07]. ISSN 03010104. Dostupné z: doi:10.1016/j.chemphys.2007.05.024
- [4] ZHANG, Liwu, Hanan H. MOHAMED, Ralf DILLERT a Detlef BAHNEMANN. Kinetics and mechanisms of charge transfer processes in photocatalytic systems: A review. *Journal of Photochemistry and Photobiology C: Photochemistry Reviews* [online]. 2012, 13(4), 263–276 [vid. 2017-05-07]. ISSN 13895567. Dostupné z: doi:10.1016/j.jphotochemrev.2012.07.002
- [5] Crystal Structure [online]. [vid. 2017-05-07]. Dostupnéz: http://www.geocities.jp/ohba_lab_ob_page/structure6.html
- [6] PURKAIT, M.K, S. DASGUPTA a S. DE. Removal of dye from wastewater using micellar-enhanced ultrafiltration and recovery of surfactant. *Separation and Purification Technology* [online]. 2004, **37**(1), 81–92 [vid. 2017-05-07]. ISSN 13835866. Dostupné z: doi:10.1016/j.seppur.2003.08.005
- [7] KOTYZA, Jan, Petr SOUDEK, Zdeněk KAFKA a Tomáš VANĚK. LÉČIVA-,,Nový" environmentální polutant. *Chemické listy*. 2009, **103**, 540–547.
- [8] BARTOŠOVÁ, Lucie. *Odpadní vody (původ, zpracování a analýza)*. Pardubice: Univerzita Pardubice, 2012.
- [9] RAY, AK a AACM BEENACKERS. Development of a new photocatalytic reactor for water purification. *Catalysis Today* [online]. 1998, 40(1), 73–83 [vid. 2017-05-07].
 ISSN 09205861. Dostupné z: doi:10.1016/S0920-5861(97)00123-5
- [10] BYRNE, J.A., B.R. EGGINS, N.M.D. BROWN, B. MCKINNEY a M. ROUSE.

Immobilisation of TiO2 powder for the treatment of polluted water. *Applied Catalysis B: Environmental* [online]. 1998, **17**(1), 25–36 [vid. 2017-05-09]. ISSN 09263373. Dostupné z: doi:10.1016/S0926-3373(97)00101-X

- [11] SMOLNÝ, Marek. Zpracování průsakových vod ze skládek tuhých odpadů. Pardubice: Univerzita Pardubice, 2015.
- [12] ŠUPINOVÁ, LENKA. FOTOKATALYTICKÁ INAKTIVACE KVASINEK [online].
 Brno: Vysoké učení technické v Brně, 2013. ISBN 0824758498. Dostupné
 z: doi:10.1007/s13398-014-0173-7.2
- [13] CORTELYOU, Bill. UV LED Curing Technology Goes Mainstream [online]. nedatováno [vid. 2017-05-12]. Dostupné z: http://www.phoseon.com/uploads/pdfs/UV-LED-Curing-Goes-Mainstream.pdf
- [14] LING, Chin Mei, Abdul Rahman MOHAMED a Subhash BHATIA. Performance of photocatalytic reactors using immobilized TiO 2 film for the degradation of phenol and methylene blue dye present in water stream. *Chemosphere* [online]. 2004, 57(7), 547– 554. ISSN 00456535. Dostupné z: doi:10.1016/j.chemosphere.2004.07.011
- [15] SAIEN, J. a A.R. SOLEYMANI. Degradation and mineralization of Direct Blue 71 in a circulating upflow reactor by UV/TiO2 process and employing a new method in kinetic study. *Journal of Hazardous Materials* [online]. 2007, 144(1), 506–512
 [vid. 2017-05-12]. ISSN 03043894. Dostupné z: doi:10.1016/j.jhazmat.2006.10.065
- SOPAJAREE, K, S.A. QASIM, S. BASAK a K. RAJESHWAR. An integrated flow reactor-membrane filtration system for heterogeneous photocatalysis. Part I: Experiments and modelling of a batch-recirculated photoreactor. *Journal of applied electrochemistry* [online]. 1999, **29**(5), 533–539. ISSN 0021-891X. Dostupné z: doi:10.1023/A:1026418208733
- [17] CHAN, Alex H.C., Chak K. CHAN, John P. BARFORD a John F. PORTER. Solar photocatalytic thin film cascade reactor for treatment of benzoic acid containing wastewater. *Water Research* [online]. 2003, 37(5), 1125–1135 [vid. 2017-05-15]. ISSN 00431354. Dostupné z: doi:10.1016/S0043-1354(02)00465-7
- [18] LIN, Hongfei a Kalliat T VALSARAJ. Development of an optical fiber monolith reactor for photocatalytic wastewater Treatment. *Journal of Applied Electrochemistry* [online]. 2005, **35**(7), 699–708. ISSN 1572-8838. Dostupné z: doi:10.1007/s10800-005-1364-x
- [19] MUKHERJEE, Preety S. a Ajay K. RAY. Major Challenges in the Design of a Large-Scale Photocatalytic Reactor for Water Treatment. 1999, 22, 253–260.

- [20] ALEXIADIS, A. a I. MAZZARINO. Design guidelines for fixed-bed photocatalytic reactors. *Chemical Engineering and Processing: Process Intensification* [online]. 2005, 44(4), 453–459 [vid. 2017-05-15]. ISSN 02552701. Dostupné z: doi:10.1016/j.cep.2004.06.009
- [21] DUTTA, Paritam K. a Ajay K. RAY. Experimental investigation of Taylor vortex photocatalytic reactor for water purification. *Chemical Engineering Science* [online]. 2004, **59**(22), 5249–5259 [vid. 2017-05-14]. ISSN 00092509. Dostupné z: doi:10.1016/j.ces.2004.07.091
- [22] BARTOVSKÁ, Lidmila. *Chemická kinetika*. 1. vyd. Praha: VŠCHT, 2008. ISBN 978-80-7080-670-8.
- [23] ŠOLC, Zdeňek a Vratislav VELICH. Aplikovaná reakční kinetika. Pardubice: Vysoká škola chemicko-technologická v Pardubicích, 1989. ISBN 80-85113-04-X.
- [24] ATKINS, P., DE PAULA, J. Atkins' Physical Chemistry. Seventh Ed. Oxford: Oxford University Press, 2002. ISBN 0-19-879285-9.
- [25] MEHROTRA, Kanheya, Gregory S. YABLONSKY a Ajay K. RAY. Kinetic Studies of Photocatalytic Degradation in a TiO 2 Slurry System : Distinguishing Working Regimes and Determining Rate Dependences. *Society* [online]. 2003, 42(11), 2273–2281. ISSN 0888-5885. Dostupné z: doi:10.1021/ie0209881
- [26] MOZIA, Sylwia. Photocatalytic membrane reactors (PMRs) in water and wastewater treatment. A review. *Separation and Purification Technology* [online]. 2010, 73(2), 71–91. ISSN 13835866. Dostupné z: doi:10.1016/j.seppur.2010.03.021
- [27] PALATÝ, Zdeněk, ed. Membránové procesy. Praha: Vysoká škola chemickotechnologická v Praze, 2012.
- [28] INDUSTRIES, Evonik. Technical Information 1243: AEROXIDE®, AERODISP® and AEROPERL® - Titanium Dioxide as Photocatalyst [online]. nedatováno [vid. 2017-05-18]. Dostupné z: http://www.aerosil.com/sites/lists/RE/DocumentsSI/TI-1243-Titanium-Dioxide-as-Photocatalyst-EN.pdf
- [29] DITTRICH, Marcel, Svetlana POPOVIĆ, Jiří CAKL a Szaboles KERTESZ. Fotoktalytická aktivita a membránová filtrace vodných TiO2 disperzí. In: *Sbornák konference KSAPPM*, 16. ročník. B.m.: Univerzita Pardubice, 2014.
- [30] Technical Information/Sachtleben Chemie GmbH [online]. [vid. 2017-05-17].
 Dostupné z: http://kuroppe.tagen.tohoku.ac.jp/~dsc/0075e072.pdf
- [31] Technické listy PRECHEZA a.s. [online]. [vid. 2017-05-18]. Dostupné z: https://www.precheza.cz/technicke-listy/