



VYSOKÉ UČENÍ TECHNICKÉ V BRNĚ

BRNO UNIVERSITY OF TECHNOLOGY

FAKULTA STAVEBNÍ

FACULTY OF CIVIL ENGINEERING

ÚSTAV VODNÍHO HOSPODÁŘSTVÍ OBCÍ

INSTITUTE OF MUNICIPAL WATER MANAGEMENT

**VYBRANÁ LÉČIVA VE ZDROJÍCH PITNÉ VODY
A MOŽNOSTI JEJICH ODSTRANĚNÍ ADSORPCÍ**

SELECTED DRUGS IN DRINKING WATER SOURCES AND POSSIBILITIES OF THEIR REMOVAL
BY ADSORPTION

DISERTAČNÍ PRÁCE

DOCTORAL THESIS

AUTOR PRÁCE

AUTHOR

Ing. Daniela Lukášová

VEDOUCÍ PRÁCE

SUPERVISOR

Ing. Renata Biela, Ph.D.

BRNO 2023

ABSTRAKT A KLÍČOVÁ SLOVA

Abstrakt

Disertační práce se zabývá výskytem vybrané skupiny léčiv ve zdrojích pitné vody a jejich následným odstraněním. V práci jsou uvedeny informace o výskytu léčiv v životním prostředí, jejich spotřeba v posledních letech a jejich rozdělení do různých skupin. Dále jsou popsány různé možnosti vodárenských procesů, které léčiva z vody odstraňují. Pro experimentální část disertační práce byla jako odstraňující proces zvolena adsorpce na vybraných sorpčních materiálech. Odstraňování léčiv z vody bylo prováděno dvěma způsoby, a to statickou a dynamickou zkouškou. Na závěr práce jsou vyhodnoceny účinnosti sorpčních materiálu a další parametry související s adsorpcí.

Klíčová slova

mikropolutanty, léčiva, Ibuprofen, Naproxen, Diklofenak, Paracetamol, úprava pitné vody, adsorpce, adsorpční materiály, aktivní uhlí Filtrasorb, Bayoxide E33, GEH, vodárenské procesy

Abstract

The dissertation deals with the occurrence of a selected group of drugs in drinking water sources and their subsequent removal. The work presents information on the occurrence of pharmaceuticals in the environment, their consumption in recent years and their division into different groups. Various options for waterworks processes that remove drugs from water are also described. For the experimental part of the dissertation, adsorption on selected sorption materials was chosen as the removal process. The removal of drugs from water was carried out in two ways, a static and a dynamic test. At the end of the work, the efficiency of sorption materials and other parameters related to adsorption are evaluated.

Keywords

micropollutants, pharmaceuticals, Ibuprofen, Naproxen, Diclofenac, Paracetamol, drinking water treatment, adsorption, adsorption materials, activated carbon Filtrasorb, Bayoxide E33, GEH, waterworks processes

BIBLIOGRAFICKÁ CITACE VŠKP

LUKÁŠOVÁ, Daniela. *Vybraná léčiva ve zdrojích pitné vody a možnosti jejich odstranění adsorpcí*. Brno, 2023. 95 s., 11 s. příl. Disertační práce. Vysoké učení technické v Brně, Fakulta stavební, Ústav vodního hospodářství obcí. Vedoucí práce Ing. Renata Biela, PhD.

PROHLÁŠENÍ O SHODĚ LISTINNÉ A ELEKTRONICKÉ FORMY ZÁVĚREČNÉ PRÁCE

Prohlašuji, že elektronická forma odevzdané disertační práce s názvem *Vybraná léčiva ve zdrojích pitné vody a možnosti jejich odstranění adsorpcí* je shodná s odevzdanou listinnou formou.

.....

datum

.....

podpis autora

Ing. Daniela Lukášová

PROHLÁŠENÍ O PŮVODNOSTI ZÁVĚREČNÉ PRÁCE

Prohlašuji, že jsem disertační práci zpracovala samostatně a že jsem uvedla všechny použité informační zdroje.

.....

datum

.....

podpis autora

Ing. Daniela Lukášová

PODĚKOVÁNÍ

Na tomto místě bych ráda poděkovala vedoucí disertační práce Ing. Renatě Biele, Ph.D. za její cenné rady, připomínky, aktivní přístup a za poskytnuté materiály při zpracování této práce. Poděkování patří také paní Ing. Taťáně Halešové za vstřícnost a ochotu při vyhodnocování laboratorních vzorků. Dále bych chtěla poděkovat Ing. Světlaně Moravčíkové za pomoc při laboratorních pokusech a výzkumnému centru AdMaS za zapůjčení elektronového mikroskopu pro zpracování snímků sorpčních materiálů.

OBSAH

1	ÚVOD	3
2	PŘEDMĚT A CÍLE DISERTAČNÍ PRÁCE	4
3	SOUČASNÝ STAV POZNÁNÍ	5
3.1	Mikropolutanty obecně	5
3.1.1	Mikropolutanty a legislativa	6
3.1.2	Mikropolutanty a jejich vliv na životní prostředí	7
3.1.3	Vybrané mikropolutanty	7
3.2	Léčiva	8
3.2.1	Přísun léčiv do zdrojů pitné vody	8
3.2.2	Léčiva v organismu	8
	Absorpce léčiva	8
	Eliminace léčiv	8
3.2.3	Degradace léčiv v životním prostředí	9
3.2.4	Zvolená skupina léčiv – volně prodejná analgetika	9
	Nesteroidní protizánětlivá léčiva	9
	Anilidy	10
3.2.5	Spotřeba léčiv	10
3.3	Odstraňování mikropolutantů z pitné vody	13
3.3.1	Pokročilé oxidační procesy	13
3.3.2	Membránové procesy	14
	Mikrofiltrace	15
	Ultrafiltrace	16
	Nanofiltrace	16
	Reverzní osmóza	17
3.3.3	Dezinfekce vody UV zářením	18
3.3.4	Adsorpce	19
	Materiály vhodné pro adsorpci	21
	Závislost adsorpce na koncentraci	22
3.3.5	Aktivní uhlí jako konvenční materiál pro odstraňování mikropolutantů z vody	23
	Druhy aktivního uhlí	23
	Struktura aktivního uhlí	23
	Adsorpce na aktivním uhlí	24
	Výroba a reaktivace aktivního uhlí	25
3.4	Experimentální odstraňování mikropolutantů	26
3.5	Kritické zhodnocení dostupných podkladů	27
4	ZVOLENÁ METODIKA ŘEŠENÍ DISERTAČNÍ PRÁCE	28
5	VLASTNÍ ŘEŠENÍ DISERTAČNÍ PRÁCE	29
5.1	Výběr vhodných nekonvenčních adsorpčních MATERIÁLŮ PRO ODSTRAŇOVÁNÍ LÉČIV z vody	29
5.1.1	Multikriteriální hodnocení adsorpčních materiálů	29
5.1.2	Identifikace kritérií a jejich hodnocení	30
	Cena materiálu	30
	Specifický povrch adsorbentu	30
	Sypná výška materiálu	30
	Procento odstranění kovu z vody	30
	Procento odstranění zákalu	30

pH	31
Aktivace adsorpčního materiálu	31
5.1.3 Přidělení vah kritériím	31
5.1.4 Postup výpočtu ohodnocení	33
5.1.5 Aplikace metodiky na adsorpční materiály	33
Vybrané adsorpční materiály	33
Ohodnocení materiálů dle kritérií	34
Stanovení vah jednotlivých kritérií	35
Vyhodnocení adsorpčních materiálů	36
5.1.6 Zvolená léčiva	38
Ibuprofen	38
Diklofenak	38
Naproxen	38
Paracetamol	39
Spotřeba zvolených léčiv	40
Spotřeba léčiv v České republice	40
Spotřeba léčiv v zahraničí	41
5.1.7 Zvolené adsorpční materiály	43
Filtrisorb F100	43
Filtrisorb F400	44
Bayoxide E33	45
GEH (Granulated Eisen Hydroxide)	46
5.1.8 Statická zkouška	47
Průběh statické zkoušky	47
Naměřené koncentrace léčiv	49
Vyhodnocení účinnosti odstranění	51
Vyhodnocení adsorpční kapacity adsorbentů	56
Vyhodnocení adsorpce pomocí Langmuirovy a Freundlichovy izotermy	62
Vyhodnocení ostatních parametrů	68
Shrnutí výsledků statické zkoušky	69
Fotodokumentace statické zkoušky	70
5.1.9 Dynamická zkouška	71
Průběh dynamické zkoušky	71
Naměřené koncentrace léčiv	73
Vyhodnocení účinnosti odstranění	73
Vyhodnocení ostatních parametrů	74
Vyhodnocení parametrů adsorpce	76
Shrnutí výsledků dynamické zkoušky	77
Fotodokumentace dynamické zkoušky	78
5.2 Kritická diskuze	80
6 ZÁVĚRY A PŘÍNOS DISERTAČNÍ PRÁCE	81
CITOVANÁ LITERATURA	83
SEZNAM TABULEK	87
SEZNAM OBRÁZKŮ	89
SEZNAM POUŽITÝCH SYMBOLŮ	91
SUMMARY	93
SEZNAM PŘÍLOH	95

1 ÚVOD

Výskyt mikropolutantů ve zdrojích pitné vody byl zjištěn před několika lety, ale stále je aktuálním tématem. Mezi často sledované mikropolutanty patří zejména kovy, polycyklické aromatické uhlovodíky, pesticidy, xenobiotika, léčiva a další. Z důvodu nedostatečně navrženého vodárenského procesu úpravy vody se mohou tyto mikropolutanty dostat do pitné vody. I když je koncentrace tohoto druhu znečištění velmi malá, může mít na kvalitu pitné vody v některých případech velký vliv. Proto se požadavky na kvalitu pitné vody stále zpřísňují.

V disertační práci se budu zabývat konkrétní skupinou mikropolutantů, a to léčivy. Dalo by se říci, že léky nám pomáhají, ale zároveň škodí. Škodlivé jsou především proto, že některá léčiva jsou vyloučena z těla v nezměněné formě. Koncentrace léčiv se tedy mohou dostat do odpadní vody a následně na čistírnu odpadních vod, kde nemusí být odstraněny. Protože degradace léčiv není krátkodobá, vyskytují se rezidua léčiv nejen v životním prostředí, ale také ve zdrojích pitné vody.

V současné době se léčiva z vody odstraňují různými vodárenskými procesy, jako jsou membránová filtrace, oxidační procesy, ale také adsorpce. Většinou se jedná o adsorpci na aktivním uhlí, které je v posledních letech velice populární a pro odstraňování většiny mikropolutantů spolehlivé. Např. pro odstraňování kovů byly speciálně navrženy sorpční materiály, které nežádoucí koncentrace kovů z vody téměř odstraní. Je tedy otázkou, zda pro různé skupiny mikropolutantů vyvíjet konkrétní sorbenty nebo využít ty osvědčené, i když nebudou odstraňovat všechny sledované mikropolutanty.

Tématem disertační práce je odstraňování léčiv na konvenčních a nekonvenčních adsorbentech. Jedná se zejména o osvědčené aktivní uhlí a vybrané sorbenty pro odstraňování kovů. Podobným výzkumem na odstraňování léčiv pomocí těchto sorbentů se ve světě nikdo nezabýval. Pro provozovatele úpraven vod, kteří tyto sorbenty používají, může být takový výzkum zajímavý.

2 PŘEDMĚT A CÍLE DISERTAČNÍ PRÁCE

Předmětem disertační práce je shrnutí problematiky výskytu mikropolutantů ve zdrojích pitné vody a možností jejich odstranění adsorpcí. Jedná se zejména o možný výskyt léčiv ve vodách a odstraňování pomocí aktivního uhlí a jiných sorpčních materiálů, které se používají pro odstraňování kovů.

Cílem disertační práce je popsat problematiku odstraňování léčiv adsorpcí a ověřit účinnosti vybraných sorbentů při odstraňování konkrétních léčiv z vody.

Hlavní body zpracování disertační práce

- 1) Rešerše dostupné literatury a zajištění podkladů o současné problematice výskytu léčiv ve zdrojích pitné vody.
- 2) Definování vodárenských procesů pro odstraňování léčiv ze zdrojů pitné vody.
- 3) Popis sorpčních materiálů vhodných pro adsorpci léčiv.
- 4) Výběr vhodných sorpčních materiálů pomocí multikriteriálního hodnocení.
- 5) Laboratorní zpracování experimentů odstraňování léčiv z vody na vybraných sorpčních materiálech pomocí statické a dynamické zkoušky.
- 6) Vyhodnocení výsledků statické a dynamické zkoušky a zhodnocení vybraných sorpčních materiálů.

Výsledky disertační práce

- Statická zkouška – stanovení adsorpční kapacity vybraných sorbentů, vyhodnocení účinnosti odstranění zvolených léčiv z vody, vyhodnocení adsorpce pomocí Langmuirovy a Freundlichovy izotermy, vyhodnocení ostatních parametrů, výběr vhodných sorbentů pro dynamickou zkoušku.
- Dynamická zkouška – vyhodnocení účinnosti sorbentů při odstraňování léčiv z vody a vyhodnocení ostatních parametrů měřených při zkoušce.
- Souhrn poznatků z laboratorního odstraňování léčiv z vody adsorpcí.

3 SOUČASNÝ STAV POZNÁNÍ

3.1 MIKROPOLUTANTY OBECNĚ

Polutanty jsou škodlivé látky, které mají nežádoucí účinek na určitou složku životního prostředí. Protože se některé polutanty vyskytují v malém množství, říkáme jim mikropolutanty. Polutant může vznikat v přírodě přirozeným způsobem, ale také antropogenní (lidskou) činností, kterou se do určité složky životního prostředí může dostávat v nežádoucím množství. Pokud se jedná o látky cizorodé, nevznikající přírodní činností, ale pouze činností člověka, nazývají se xenobiotika. [1]

Mezi prioritní polutanty patří kovy, azbest, kyanidy, fenoly a kresoly, polycyklické aromatické uhlovodíky, nitrosaminy a další dusíkaté sloučeniny, ethery, estery kyseliny ftalové a další. [1]

Skupiny sloučenin, které se ve vodách vyskytují lze chápat a kontrolovat díky lepšímu zjišťování a zvyšování znalostí o environmentálních toxikologických a biologických účincích. Mezi tyto skupiny patří:

- *Emerging Pollutants (EPs)* – nově vznikající polutanty,
- *Contaminants of Emerging Concern (CECs)* – obávané znečišťující látky,
- *Micropollutants (MPs)* – mikropolutanty,
- *Priority Pollutants (PPs)* – prioritní polutanty,
- *Persistent Toxic Substances (PTS)* – persistentní toxické látky,
- *Substances of Very High Concern (SVHC)* – látky vzbuzující velmi velké obavy. [2]

Mezi nově vznikající polutanty jsou zařazeny zejména pesticidy, léčiva, PPCP (látky pro osobní péči), detergenty, dezinfekční prostředky, konzervační látky a drogy. Díky své přítomnosti ve vodě a bioakumulačním a degradačním vlastnostem mohou tyto polutanty ovlivňovat vodní biotu, ale také výkonnost a náklady na úpravu pitné vody. Dle dosud získaných poznatků neexistuje dokument, který by strukturoval výzkum související s osudem polutantů a dopady na proces úpravy pitné vody. [2]

3.1.1 Mikropolutanty a legislativa

V České republice jsou mikropolutanty v legislativě pro pitnou vodu zohledněny, ale pouze vybrané skupiny. Vyhláška č. 252/2004 Sb., kterou se stanoví hygienické požadavky na pitnou a teplou vodu a četnost a rozsah kontroly pitné vody, uvádí mezní limitní hodnoty např. pro kovy, pesticidní látky, polycyklické aromatické uhlovodíky a kyanidy. Pro pesticidní látky a jejich metabolity v roce 2014 vydal Státní zdravotní ústav Metodické doporučení pro hodnocení relevantnosti metabolitů pesticidů v pitné vodě. V metodice jsou uvedeny doporučené limitní hodnoty vybraných pesticidních látek vyskytujících se ve vodách na území České republiky. Pro nové mikropolutanty, jako jsou léčiva a drogy, limitní hodnoty zatím žádná vyhláška neuvádí.

Dle vyjádření společnosti Norman Network (Síť referenčních laboratoří, výzkumných center a souvisejících organizací pro monitorování vznikajících environmentálních látek) z roku 2016 jsou nově vznikající polutanty látkami detekovanými, ale v současné době nejsou zahrnuty do běžných programů monitorování životního prostředí a mohou být kandidáty pro doplnění do právních předpisů v důsledku nepříznivých účinků nebo jejich stálosti v životním prostředí. Prioritní polutanty jsou regulovány na mezinárodní úrovni kvůli jejich vysokému riziku pro vodní biotu a lidské zdraví, a to směrnici 2000/60/ES a rozhodnutím 2455/2001/ES. Analytické metody na sledování a odběry vzorků zahrnuje směrnice 2008/105/ES a technická zpráva 2009-025. Stockholmská úmluva z roku 2017 zahrnuje tzv. perzistentní organické látky (POPs), které jsou definovány jako látky přetrvávající v životním prostředí, bioakumulují se v potravinovém řetězci a představují riziko vzniku nežádoucích účinků na lidské zdraví a životní prostředí. V současné době úmluva zahrnuje 28 látek, které mohou do vodního prostředí vstupovat přes bodový nebo plošný zdroj. [2]

V roce 2012 byly do seznamu směrnice 2000/60/ES, která stanovuje limity vypouštění odpadních vod, navrženy látky, jako jsou Diklofenak a Estradiol. Následně byl seznam 46 prioritních látek vydán jako příloha 6 do NV č. 401/2015, avšak bez léčiv a hormonů. [3]

3.1.2 Mikropolutanty a jejich vliv na životní prostředí

Hlavním tématem ohledně mikropolutantů je také jejich dopad na životní prostředí a zdravotní rizika. V poslední době je rostoucí zájem vědců o prohloubení této oblasti znalostí. Během úpravy pitné vody může dojít k transformaci polutantu na různé sloučeniny, které mohou být toxické, přetrvávající a méně biologicky odbouratelné než původní polutanty. Některé polutanty mohou být škodlivé jak pro lidi, tak pro vodní organismy s endokrinními rušivými účinky. Způsobují narušení hormonů, malformace plodu nebo dokonce poškození DNA. Metody expozice člověka zahrnují požití, vdechnutí a kontakt s pokožkou přes vodu a potraviny. Mikropolutanty se tak mohou stát škodlivými pro zdraví lidí a zvířat, protože jejich zbytky mohou nakonec vstoupit a hromadit se v potravinovém řetězci. [2, 4]

Protože většina polutantů jsou organické sloučeniny a jejich koncentrace jsou velmi nízké, jejich analýza je náročná a souvisí s neustálou „aktualizací“ detekce sloučenin. Protože stále přibývají sloučeniny, které mají být detekovány, je nutné vylepšení citlivosti metod. [2]

Kvalita zdrojů vody se zhoršuje v důsledku populačního růstu a tím se zpřísnují i předpisy zahrnující přísnější limity koncentrací. Zlepšování úpravárenských procesů souvisí s rostoucí energetickou i chemickou spotřebou, což vede k vyšším nákladům na úpravu pitné vody a dalším dopadům na životní prostředí. Vzhledem k hydrofilnímu charakteru sloučenin je obtížné je zcela odstranit během procesu na ČOV, proto sloučeniny přetrvávají a vyskytují se i v pitné vodě. [2]

První prioritou v budoucím rozvoji služeb zásobování vodou je ochrana vodních zdrojů před kontaminací. Existují však omezené informace o mechanismech odstraňování léčiv na ČOV a na úpravárnách vody a jejich odpovídající inhibiční účinky v biologických procesech. [4]

3.1.3 Vybrané mikropolutanty

Pro praktickou část disertační práce byla vybrána jedna skupina mikropolutantů, a to léčiva. Proto v teoretické části práce je této skupině věnována celá kapitola.

Skupina léčiv byla vybrána z toho důvodu, že v posledních letech patří mezi nově monitorované mikropolutanty ve zdrojích pitné vody.

3.2 LÉČIVA

3.2.1 Přísun léčiv do zdrojů pitné vody

Léčiva se do zdrojů pitné vody mohou dostávat více způsoby. Povrchové vody mohou léčiva obsahovat především z čistíren odpadních vod, které léčiva nevyčistí nebo z veterinárních přípravků, které jsou živočichy vylučovány. Chování léčiv na ČOV závisí na jejich biologické rozložitelnosti a lipofilitě, ovlivňující jejich sorpční schopnost na čistírenském kalu, odkud pak mohou kontaminovat půdu. Další možností znečištění podzemní i povrchové vody je zemědělství, kde je zdrojem léčiv a látek podporujících produkci především chlévská mrva. V těchto případech přichází v úvahu i otázka biologické rozložitelnosti za anaerobních podmínek, která se může v některých případech značně lišit od rozložitelnosti za podmínek aerobních. [5]

3.2.2 Léčiva v organismu

Absorpce léčiva

Po aplikaci léčiva do organismu a po uvolnění léčivé látky z lékové formy dochází k procesům interakce léčiva s organismem. Při procesu absorpce léčiva proniká léčivo z místa podání do přilehlých krevních kapilár a následně do krevního oběhu. Absorpce léčiva je významně ovlivněna cestou jeho podání, vlastnostmi buněčné membrány a také fyzikálně chemickými vlastnostmi léčiva a okolního prostředí. V procesu absorpce léčiva z místa podání hraje významnou roli forma podání léčiva. Vodný roztok léčiva je absorbován rychleji v porovnání s olejovým roztokem, suspenzí či pevnou lékovou formou. [6]

Eliminace léčiv

Proces eliminace léčiva, umožňující jeho postupné odstranění z organismu, má vliv na ukončení jeho farmakologického účinku. Většina léčiv podstupuje proces biotransformace (metabolizace), který vede k přeměně původních látek na metabolity lépe rozpustné ve vodě. Eliminace léčiv z organismu probíhá obvykle dvoustupňově, biotransformací a exkrecí. Při biotransformaci je léčivo inaktivováno nebo aktivováno, tzn., že původně neúčinné léčivo se mění na účinné, popř. na toxický metabolit. Léčiva jsou z organismu vylučována buď v nezměněné podobě jako tzv. parentní molekuly, nebo jako metabolity původních sloučenin. Nejčastější cesta léčiva z organismu je prostřednictvím moče. [6]

3.2.3 Degradace léčiv v životním prostředí

V životním prostředí se mohou objevit různé degradační procesy: fotodegradace slunečním zářením, biologická degradace bakteriemi v aerobních a anaerobních podmínkách. Faktory, které mohou ovlivnit degradaci, jsou také fyzikálně-chemické podmínky vody (pH, kyslík, teplota, zakalení) a počasí (jas slunce). [7]

3.2.4 Zvolená skupina léčiv – volně prodejná analgetika

Pro disertační práci byla vybrána skupina léčiv, které jsou všem známé a dostupné. Jedná se o skupinu volně prodejných analgetik – Over the counter (OTC) analgetics, které se podle klinického účinku dělí na analgetika-antiflogistika (Ibuprofen, Naproxen, Diklofenak, dexketoprofen), analgetika-antipyretika (kyselina acetylsalicylová, Paracetamol, propyfenazon) a dle počtu látek na jednoduchá a kombinovaná analgetika [8]. Pro výzkum, o kterém pojednává tato disertační práce, byla použita čtyři jednoduchá analgetika, a to: **Ibuprofen, Diklofenak, Naproxen a Paracetamol**. Tato vybraná léčiva budou více popsána v kapitole č. 6.1.

Vybraná léčiva lze zařadit také do skupin dle klasifikace ATC (Anatomicko-terapeuticko-chemická klasifikace léčivých látek), což je mezinárodní systém třídění léčiv používaný od roku 1976 Světovou zdravotnickou organizací (WHO). V ATC systému klasifikace jsou účinné látky rozděleny do různých skupin podle orgánových systémů, na něž působí, a dále jejich terapeutických, farmakologických a chemických vlastností. Podle ATC klasifikace jsou léčiva Ibuprofen, Diklofenak a Naproxen zařazeny do skupiny M – muskuloskeletární systém, podskupina Nesteroidní protizánětlivá léčiva. Paracetamol je zařazen do skupiny N – nervový systém, podskupina Anilidy. [9]

Nesteroidní protizánětlivá léčiva

Skupina nesteroidních protizánětlivých léčiv (NSAIDs – non steroidal anti inflammatory drugs) zahrnuje léky na předpis, ale i bez předpisu, které mají analgetické, antipyretické a protizánětlivé účinky. [10]

Analgetické přípravky snižují vnímání bolesti, ale neodstraňují její příčinu. Antipyretika snižují zvýšenou teplotu. Mezi známé zástupce analgetik a antipyretik patří Ibuprofen, kyselina acetylsalicylová, kyselina salicylová, Diklofenak, Naproxen, Metamizol, Indometacin a další. [11]

Kromě žádoucích účinků mohou mít tato léčiva i nežádoucí účinky, jako například

bolesti hlavy, alergické reakce, žaludeční záněty, v případě většího předávkování i těžké poruchy ledvin. Ve velkém množství těchto přípravků můžeme nalézt také přísadu kofeinu. Tato kombinace má údajně zvyšovat analgetickou účinnosti, ale zvyšuje však vznik návyku, proto by se neměla užívat ve velkém množství. [12]

Anilidy

Anilidy zahrnují léčiva, která patří mezi analgetika a antipyretika, ale nemají protizánětlivý účinek. Tato skupina léčiv zahrnuje např. Paracetamol, Propacetamol, Bucetin, Fenacetin. Tato léčiva se používají proti bolestem a vysoké teplotě. [9]

Protože každé léčivo má jiné složení a účinek, jsou rozděleny do různých skupin a podskupin. Každá podskupina má své charakteristické vlastnosti, např. účinnou látku, způsob použití atd. Níže v kapitolách jsou uvedeny základní informace o léčivech a jejich provázanosti s danou tematikou.

3.2.5 Spotřeba léčiv

Podkapitola spotřeba léčiv je rozdělena na spotřebu léčiv v České republice a v zahraničí. Data, ze kterých bylo čerpáno pro níže uvedené srovnání spotřeby léčiv, jsou veřejně dostupné na webových stránkách Státního ústavu pro kontrolu léčiv – SÚKL. [12] Data uvedené v podkapitole Spotřeba léčiv v zahraničí jsou dostupné z webové databáze ClinCalc DrugStats Database. [13]

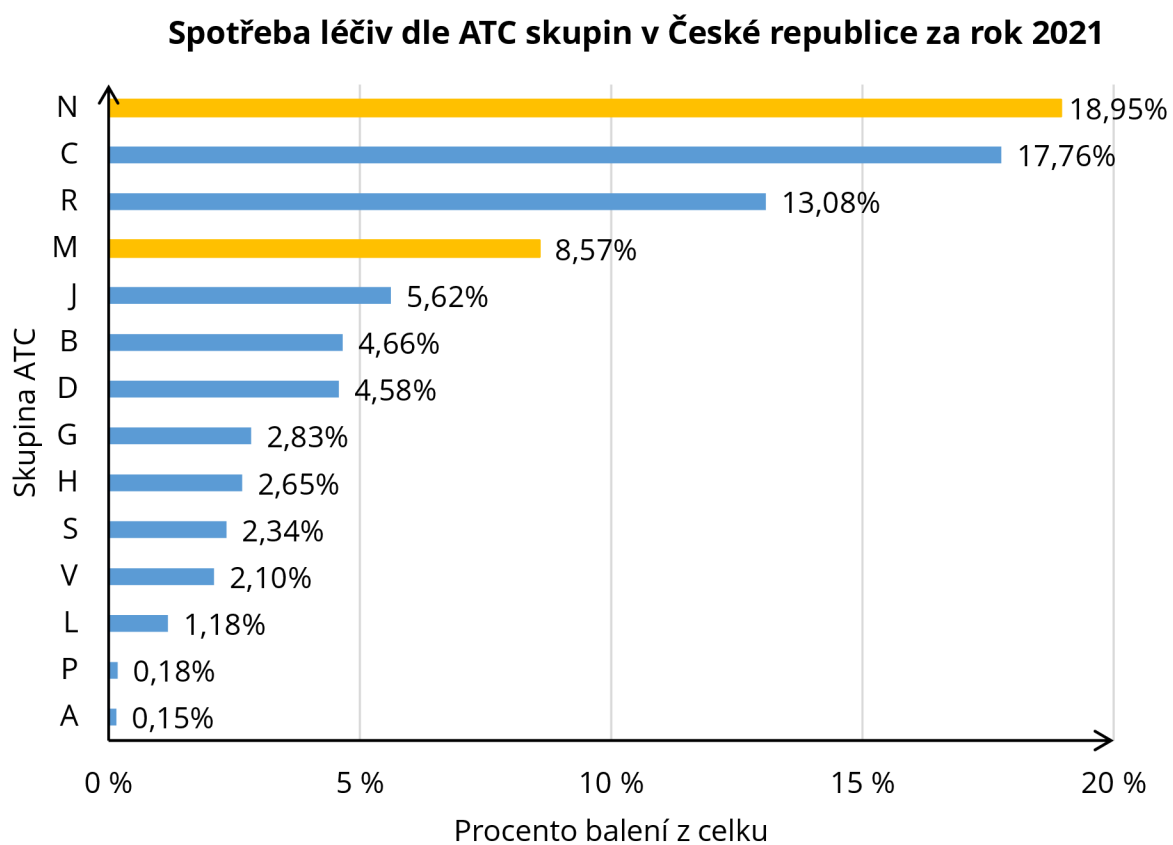
V následující tabulce je uvedena souhrnně dodávka počtu balení léčiv dle ATC skupin do lékáren a jiných zdravotnických zařízení. Následně je uvedeno, kolik procent z celku tvoří počet balení dané skupiny. Dále je u každé skupiny uveden nejvíce prodávaný lék z dané skupiny s počtem balení za rok 2021.

Nejvíce balení bylo dodáno ve skupině N – nervový systém. Nejvíce prodávaným lékem z této skupiny byl Paracetamol s počtem 6 789 495 balení. Celkové procento spotřeby této skupiny je 18,95 %. Na dalších místech s největší spotřebou léčiv je skupina C – kardiovaskulární systém a skupina R – respirační systém. Další skupina s nejvyšší spotřebou balení léčiv je M – Muskuloskeletární systém, kde je nejvíce prodávaným lékem Ibuprofen s počtem 8 055 631 balení. Skupina M tvoří 8,57 % z celku.

Tab. 1 Spotřeba léčiv dle ATC v roce 2021 [12]

Skupina		Celkem počet balení za rok	Procento z celku	Nejvíce prodávaný lék z dané skupiny	Celkem počet balení za rok
Ozn.	Název				
A	Trávicí trakt a metabolismus	38 701 250	0,15 %	Metformin	4 309 494
B	Krev a krve tvorné orgány	11 634 593	4,66 %	Kyselina acetylsalicylová	2 764 556
C	Kardiovaskulární systém	44 383 219	17,76 %	Atorvastatin	3 508 854
D	Detmatologika	11 449 359	4,58 %	Klotrimazol	1 448 052
G	Urogenitální trakt a pohlavní hormony	7 080 297	2,83 %	Tamsulosin	614 232
H	Systémová hormonální léčiva kromě pohlavních hormonů a inzulínů	6 633 803	2,65 %	Sodná sůl Levothyroxinu	2 718 361
J	Antiinfektiva pro systémovou aplikaci	14 035 726	5,62 %	Amoxicilin a inhibitor beta-laktamasy	1 707 941
L	Cytostatika a imunomodulační léčiva	2 952 299	1,18 %	Jiná imunostimulancia	227 428
M	Muskuloskeletární systém	21 426 188	8,57 %	Ibuprofen	8 055 631
N	Nervový systém	47 357 226	18,95 %	Paracetamol	6 789 495
P	Antiparazitika, insekticidy a repelenty	449 248	0,18 %	Metrodinazol	160 409
R	Respirační systém	32 675 223	13,08 %	Xylometazolin	4 225 782
S	Smyslové orgány	5 857 630	2,34 %	Dexamethason a antienfektiva	883 606
V	Různé přípravky	5 244 279	2,10 %	Fytofarmaka a živočišné produkty	1 782 295

Níže je graficky znázorněna spotřeba léčiv dle ATC skupin v roce 2021. Z grafu vyplývá, že nejvíce dodávanými léky do lékáren jsou léky ze skupiny N – nervový systém, mezi které patří např. podskupiny Anestetika, Analgetika, Psycholeptika a další. Nejméně dodávanými léky jsou léky skupiny A – trávicí trakt a metabolismus.



Obr. 1 Spotřeba léčiv dle ATC v roce 2021 [12]

3.3 ODSTRAŇOVÁNÍ MIKROPOLUTANTŮ Z PITNÉ VODY

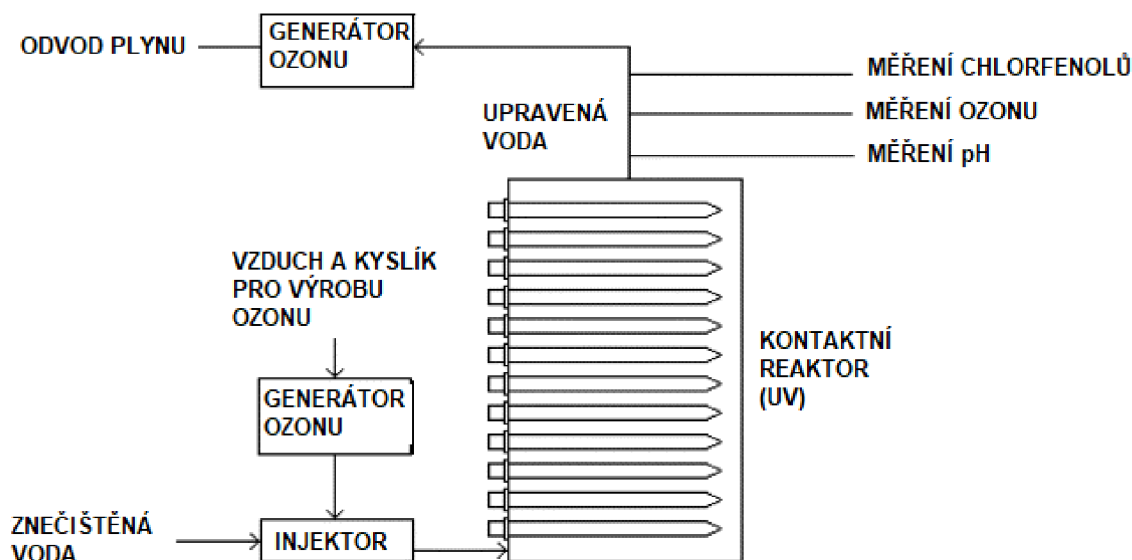
Mezi úpravárenské procesy, které odstraňují mikropolutanty z vody se používají pokročilé oxidační procesy, membránové procesy, dezinfekce UV zářením a adsorpce na aktivním uhlí. Níže v podkapitolách jsou uvedeny základní informace o těchto vodárenských procesech.

3.3.1 Pokročilé oxidační procesy

Pokročilé oxidační procesy (AOP-advanced oxidation process) působí prostřednictvím různých katalytických forem za použití oxidačních činidel za rozkladu či mineralizaci znečišťujících látek. Jako oxidační činidla může být použit ozon O_3 , peroxid vodíku H_2O_2 a UV záření. [14]

Pokročilý oxidační proces v kombinaci s peroxidem vodíku se nazývá „peroxon“ a vytváří tzv. volné radikály hydroxylů, které jsou silnými oxidanty. Dle studií je známo, že tento proces úpravy vody vhodně odstraňuje některé pesticidy, jako je atrazin. Odstranění pesticidů pokročilým oxidačním procesem je lepší při zásaditém pH (7-7,5). Proces peroxonu probíhá ve dvou nebo třech komorách. Do první komory je přidáván ozon, který rychle oxiduje reaktivní organické látky. Do druhé komory je přidáván peroxid vodíku, kdy je ozonizační účinnost vůči méně reaktivním látkám podstatně zvýšena. V procesu úpravy vody je vhodné pokročilé oxidační procesy používat po koagulaci a separaci pevných látek a po odstranění významného organického znečištění. Vhodné je za pokročilý oxidační proces zařadit reaktor s aktivním uhlím, aby byly odstraněny také žáruvzdorné organické látky, které ozon v procesu převádí. [15]

Hydroxylové volné radikály se také vytvářejí, když je peroxid vodíku a ozon spojen s UV zářením. Dávka UV záření bývá poměrně vysoká, a to 500-700 mj/cm^2 . Propustnost UV záření se měří extinkčním koeficientem (ES). ES je absorpance světla na jednotku délky dráhy (cm) na koncentraci jednotky (mol/l). Čím větší je ES, tím rychleji zhasne UV záření při ozáření vody. Výhodou procesu s UV zářením je, že ve srovnání s oxidací na bázi ozonu nevyvolává bromát. Tento proces je ale nákladný kvůli vysoké dávce UV záření, proto by měl být zaměřený jen na odstranění mikropolutantů. [15]



Obr. 2 Pokročilý oxidační proces ozonizace společně s UV zářením [16]

3.3.2 Membránové procesy

Do skupiny tlakových membránových procesů patří mikrofiltrace, ultrafiltrace, nanofiltrace a reverzní osmóza. Tyto procesy jsou založené na schopnosti semipermeabilních (polopropustných) membrán zachycovat ve vodě přítomné částice různých velikostí. [17]

Membrány separují na základě několika mechanismů, nebo jejich kombinací:

- na základě různé velikosti částic směsi (sítový mechanismus),
- na základě různé afinity složek směsi k materiálu membrány a jejich různé rychlosti difuze membránou (mechanismus rozpouštění-difuze),
- na základě elektrochemických interakcí mezi složkami směsi a materiálem membrány. [18]

Membrány se zhotovují buď z acetátové celulózy, nebo ze syntetických materiálu, jako jsou např. polyamidy. Pro ultrafiltraci se používají membrány keramické. Membrány dělíme na symetrické (membrány z acetátové celulózy), asymetrické, které jsou tvořené nosnou a filtrační vrstvou ze stejného materiálu, a kompozitní, složené z několika vrstev různých materiálů organického i anorganického původu. [17]

Přehled hlavních tlakových membránových procesů, jejich mechanismů a aplikací je uveden v následující tabulce.

Tab. 2 Hlavní membránové procesy [18]

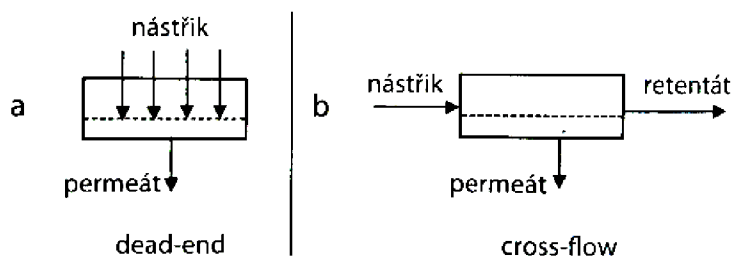
Membránový proces	Mechanismus dělicího účinku	Hnací síla	Aplikace	Velikost pórů v membráně
Mikrofiltrace	sítový efekt	tlakový rozdíl mezi oběma stranami membrány	zadržování mikročástic dispergovaných v kapalinách	0,05 až 10 μm
Ultrafiltrace	sítový efekt		separace nízkomolekulárních organických sloučenin z vodných roztoků	10 až 50 nm
Nanofiltrace	kombinace sítového efektu, mechanismus rozpouštění-difuze a odpuzování molekul s elektrickým nábojem materiálem membrány		změkčování vody, separace nízkomolekulárních organických sloučenin z vodných roztoků	~ 2 nm
Reverzní osmóza	rozpuštění-difuze		odsolování vody	0 nm

Mikrofiltrace

Mikrofiltrace je proces, který se nejvíce podobá klasické filtraci. Mikrofiltrační membrány se vyrábí jak z organických látek (polymerů), tak z anorganických látek (keramiky, skla, kovů) a jedná se nejčastěji zejména o symetrické, popř. kompozitní porézní membrány. [18] Z hlediska procesního uspořádání existují dva základní typy Mikrofiltrace (Obr. č. 3):

a) **dead-end** – nástřikový proud natéká na membránu kolmo a zachycené částice tvoří na jejím povrchu vrstvu (koláč). Tloušťka filtračního koláče s časem roste a úměrně tomu klesá průtok permeátu.

b) **cross-flow** – nástřik protéká podél povrchu membrány, na kterém se zachycuje jen část částic z roztoku. [18]



Obr. 3 Procesní uspořádání mikrofiltrace [18]

Ultrafiltrace

Rozdíl mezi mikrofiltrací a ultrafiltrací spočívá v menší velikosti pórů a menší porózitě ultrafiltračních membrán, tedy i ve vyšším hydrodynamickém odporu. Tloušťka aktivní vrstvy ultrafiltračních membrán je obvykle menší než 1 μm . [18]

Ultrafiltrace se používá pro zachyt makromolekulárních a koloidních látek z roztoků. Ultrafiltrační membrány, stejně jako mikrofiltrační lze považovat za čisté porézní membrány, jejichž neprůchodnost je dána poměrem velikosti a tvaru zachycovaných molekul a velikosti pórů. Transport částic je přímo úměrný velikosti působícího tlaku. [18]

Při návrhu a hodnocení procesu je třeba k zanášení membrán. V průběhu ultrafiltrace se často na povrchu membrány hromadí zachycované makromolekuly a jejich koncentrace v blízkosti membrány roste. Velkým zvyšováním tlaku intenzita toku permeátu již tolik neroste, protože se současně zvyšuje odpor mezní vrstvy. To pak významně ovlivňuje výkon zařízení. Vývoj membrán a membránových jednotek je tedy zaměřen na tepelnou a chemickou odolnost materiálu a schopnost snížit zanášení membrán. Velký důraz je také kladen na výběr vhodného typu modulu a konstrukci celého systému. [18]

Nanofiltrace

Nanofiltrace je tlakový membránový proces, při kterém jsou primárně oddělovány organické látky s nízkou molekulovou hmotností a vícevalentní soli od jednovalentních a molekul rozpouštědla. [18]

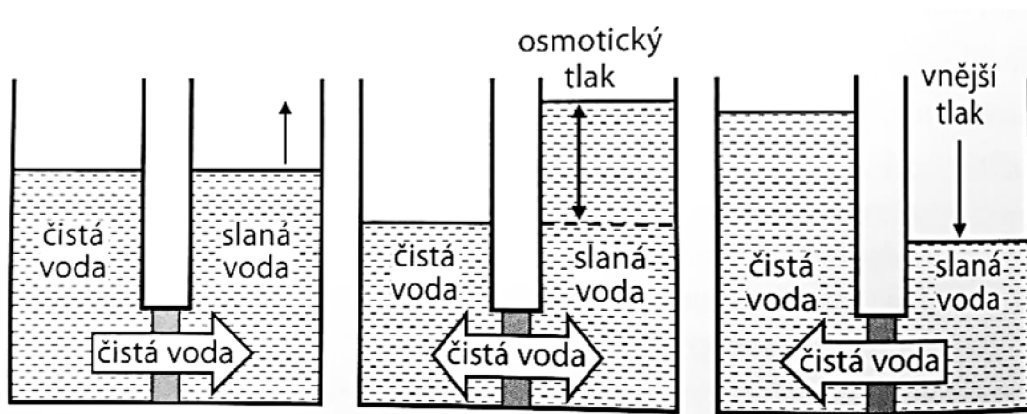
Velikost aplikovaných tlaků se pohybuje v rozmezí $10\text{-}40 \times 10^5$ Pa (je nutné překonat osmotický tlak). Protože intenzita toku permeátu je nepřímo úměrná tloušťce materiálu, je zřejmé, že důležitým požadavkem na nanofiltrační membrány

bude co nejmenší tloušťka aktivní vrstvy. Ta se pohybuje pod $1\mu\text{m}$, vrstva nosiče má obvykle tloušťku $50\text{-}150\mu\text{m}$. Na separační vlastnosti membrán pro nanofiltraci má výrazný vliv náboj membrány a současně i pH prostředí. Nanofiltrační membrány jsou schopné zachytit většinu nízkomolekulárních látek včetně herbicidů, pesticidů, barviv a cukrů. Dále se nanofiltrace využívá ke změkčování vody, eliminaci dusičnanů z pitné vody a k čištění vod z textilního a papírenského průmyslu. [18]

Reverzní osmóza

Reverzní osmóza je membránová separace schopná dělit nízkomolekulární látky. Používají se asymetrické membrány s vysokým hydrodynamickým odporem, aplikovaný tlak v rozmezí $20\text{-}100 \times 10^5 \text{ Pa}$ musí být větší než osmotický tlak systému. [18] Osmóza je děj, při kterém rozpouštědlo prochází vhodnou polopropustnou membránou, která odděluje dva prostory. V prvním prostoru je čisté rozpouštědlo (např. voda) a ve druhém prostoru je roztok nízkomolekulární látky. V důsledku rozdílu chemických potenciálů má rozpuštěná látka snahu proniknout do čistého rozpouštědla a naopak. Vlastnosti membrány neumožní proniknout rozpuštěné látce, ale pouze rozpouštědlu. Tím ve druhém prostoru přibývá rozpouštědlo, zvedá se hladina roztoku tak dlouho, až se ustaví rovnováha mezi osmotickým tlakem rozpouštědla a hydrostatickým tlakem sloupce roztoku. [18]

Využití reverzní osmózy je například pro odsolování mořské vody a brakické vody při výrobě pitné vody, výroba velmi čisté vody pro farmaceutický průmysl a pro výrobu vody pro oplachování chirurgických nástrojů před sterilizací. [18]



Obr. 4 Princip osmózy a reverzní osmózy [18]

3.3.3 Dezinfekce vody UV zářením

Dezinfekce pitné vody UV zářením patří mezi fyzikální metody úpravy pitné vody. Účinek tohoto záření spočívá v působení na disperzní systém protoplazmy mikroorganismů, v němž vyvolává změnu struktury, a to vede k jejich usmrcení. Zdrojem UV záření bývají rtuťové křemenné lampy, kolem nichž v tenké vrstvě proudí voda, která musí být průzračná, neboť zákal snižuje prostupnost záření o vlnové délce 260 nm. Výhodou této doupravy pitné vody je, že nejsou do vody vnášeny cizorodé látky a odpadá manipulace s chemikáliemi. Mezi nevýhody patří dočasný účinek dezinfekce, kdy v rozvodné síti může dojít k druhotné kontaminaci, proto se většinou kombinuje s chlorováním. Další nevýhodou ozařovacích lamp je životnost, která je poměrně krátká a náklady na energii. [19] Na obrázku níže je příklad instalace UV lampy při procesu úpravy vody.



Obr. 5 UV lampa pro dezinfekci vody [20]

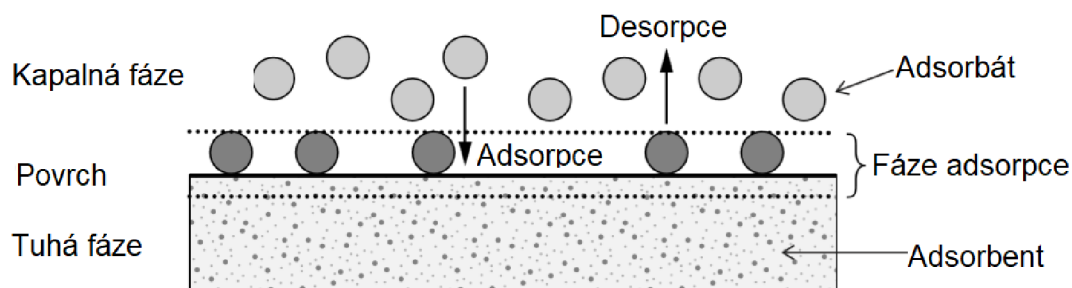
Metoda UV záření pro odstraňování léčiv se v praxi používá, ale většinou bývá doplněna ještě jinou metodou (ozonizace). V poslední době je také zkoumáno, jakým způsobem působí fotokatalytické metody na jednotlivé léky. Například bylo zjištěno, že Ibuprofen je méně fotochemicky stabilní než Paracetamol. [21]

3.3.4 Adsorpce

V hydrochemii i technologii vody má adsorpce mimořádný význam. Adsorpce a výměna iontů probíhající na povrchu tuhých fází se mohou podílet na dějích, jako je distribuce prvků mezi kapalnou a tuhou fází různých druhů vod, agregace a transport suspendovaných látek ve vodě, odstraňování anorganických i organických toxických látek z vody a další. [5]

Látka, která se adsorbuje, se nazývá adsorbát, na které probíhá adsorpce, se nazývá adsorbent. Rozlišujeme tři druhy adsorpce:

- **Fyzikální adsorpce** – podstatou jsou Van der Waalsovy mezimolekulové síly. Na tuhé fázi se může vytvořit i několik vrstev adsorbátu a může být dosaženo značné sorpční kapacity.
- **Chemisorpce** – podstatou je elektronová vazba. Na povrchu tuhé fáze se může vytvořit jen jedna vrstva adsorbátu, sorpční kapacita je tedy poměrně malá.
- **Elektrická adsorpce** – podstatou jsou Coulombovské síly. [5]



Obr. 6 Základní pojmy adsorpce [22]

Adsorbenty rozlišujeme podle polaritý nebo kyselosti. Mezi polární adsorbenty patří např. silikagely, hydratované oxidy a hlinitokřemičitany. Nepochární adsorbentem je např. aktivní uhlí. Polární adsorbenty lépe sorbují polární sloučeniny a naopak. Mezi zásadité adsorbenty řadíme hydratované oxidy a mezi kyselé adsorbenty silikagely a křemičitany. [5]

Podobný pojem adsorpci je **absorpce**, která je definována jako přenos látky z jedné objemové fáze do jiné objemové fáze. Absorpci rozumíme např. rozpuštění plynu v kapalině. Vzhledem k tomu, že v některých případech nelze rozlišit, zda se jedná o adsorpci nebo absorpci, např. příjem organických rozpuštěných látek organickými frakcemi půd a sedimentů, používáme obecnější termín, a to sorpci. Termín sorpce

tedy zahrnuje adsorpci i absorpci. [22]

Jedním z důležitých ukazatelů adsorbentu je specifický povrch. Vhodnými adsorbenty jsou typicky porézní materiály se specifickým povrchem v jednotkách 10^2 a 10^3 m^2/g . [22] Pro porovnání jsou níže v tabulce uvedeny vybrané adsorbenty a jejich specifický povrch.

Tab. 3 Specifický povrch vybraných adsorbentů [5]

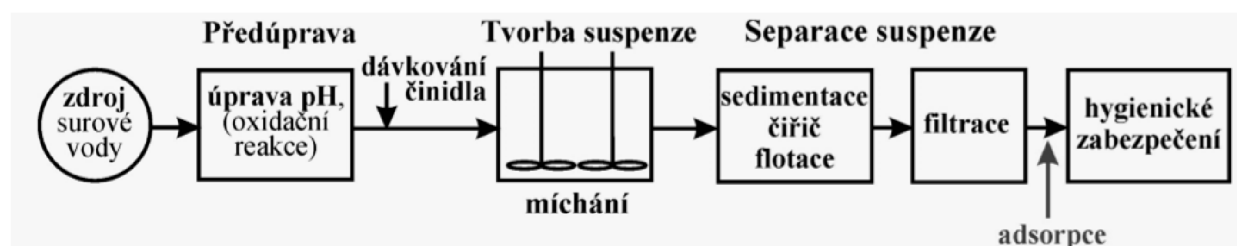
Adsorbent	Měrný povrch [$m^2 \cdot g^{-1}$]
písek	jednotky
huminové látky	~ 1000
kaolin	10 až 50
montmorilonit	50 až 150
Bayoxide E33	120 až 200
GEH	250 až 300
aktivní uhlí	500 až 2000

Faktory, které ovlivňují průběh adsorpce, jsou:

- **vlastnosti adsorbentu** – specifický povrch, pórovitá struktura, obsah povrchových funkčních skupin,
- **vlastnosti adsorbátu** – relativní molekulová hmotnost, polarita, rozpustnost, hydrofobicita, obsah funkčních skupin,
- **vlastnosti roztoku** – pH, iontová síla, teplota. [23]

Při úpravě vody probíhá tzv. adsorpce z kapalně fáze na tuhém adsorbentu, kde při styku kapaliny s tuhým adsorbentem se k povrchu sorbentu váže vrstva molekul kapaliny, kterou nazýváme **lyosféra**. Tato vrstva se při vzájemném pohybu kapaliny a adsorbentu nepohybuje s kapalinou, ale lpí na pevném povrchu. Molekuly kapaliny v této vrstvě mají sníženou pohyblivost, protože jsou ovlivňovány silovým polem adsorbentu. Rozhraní mezi lyosférou a pohyblivými molekulami okolní objemové fáze není ostré. [23]

V procesu úpravy vody může být adsorpce zařazena za separační stupeň, např. jako doúprava pitné vody, jak je znázorněno na obr. 2. Adsorpce se také používá pro odstraňování nebo recyklaci organických látek z průmyslu. [22, 23]



Obr. 7 Zařazení adsorpce do procesu úpravy vody [23]

Materiály vhodné pro adsorpci

Aktivní uhlí je jedním z nejčastějších materiálů používaných pro odstraňování mikropolutantů z vody, proto bude tomuto tradičnímu materiálu věnovaná následující kapitola.

Polymerní adsorbenty, někdy označované jako adsorpční pryskyřice, jsou porézní pevné látky se značným povrchem a charakteristickými adsorpčními vlastnostmi. Jejich struktura je srovnatelná s iontovými výměníky, ale na rozdíl od iontoměníčů neobsahují polymerní adsorbenty žádné nebo jen málo funkčních skupin a jsou nepolární nebo jen slabě polární. Vyrábějí se kopolymerací styrenu nebo někdy také kopolymerací estery kyseliny akrylové s divinylbenzenem jako zesíťovacím činidlem. Po polymeraci se inertní prostředí (prostředí nepodléhající chemickým reakcím) odstraní extrakcí nebo odpařením. Konvenční polymerní adsorbenty mají specifický povrch do 800 m²/g. Tyto adsorbenty vykazují typicky úzkou distribuci velikosti pórů a povrch adsorbentu je tedy relativně homogenní. S rostoucím stupněm zesíťováním struktury povrchu se velikost pórů zmenšuje a plocha povrchu zvětšuje. [22]

Adsorpce na **hydratovaných oxidech** se používá např. pro odstraňování hliníku a železa z vody. Proces adsorpce je založen na srážení hydroxidů a následnou dehydratací při vysokých teplotách. Hydratované oxidy jsou adsorbenty, které vykazují poměrně velké množství povrchových OH skupin, které podstatně určují jejich adsorpční vlastnosti. [22]

Adsorpční kapacita závisí na modifikaci a fyzikálně chemickém stavu hydratovaného oxidu, které lze ovlivnit způsobem přípravy (teplotou, hodnotou pH, celkovým složením média, stářím apod.) Během stárnutí sraženiny hydratovaného oxidu se adsorpční kapacita většinou zmenšuje, protože se zmenšuje měrný povrch a objem pórů. [5]

Adsorpce na **hlinitokřemičitanech** je další způsob, jakým se mohou z vody

odstraňovat nežádoucí látky, např. kovy. Hlinitokřemičitany dělíme na hlinitokřemičitany s vrstevnatou strukturou, kam patří především jíly a na hlinitokřemičitany s trojrozměrnou strukturou, kam řadíme zejména **zeolity**. V krystalové struktuře zeolitů vznikají poměrně velké dutiny spojené kanálky, čímž se měrný povrch mnohonásobně zvětšuje. Přírodní zeolity lze využít při odstraňování toxických kovů z vody. Zeolity se také vyrábějí synteticky tavením hlinitanů a křemičitany alkalických kovů. Tyto synteticky vyrobené zeolity bývají součástí bezfosforečnanových pracích prostředků. [5]

Mezi **přírodní a low-cost adsorbenty** patří jílovité minerály, jako je např. bentonit nebo montmorillonit. Adsorpční vlastnosti jílových minerálů nebo minerálních směsí souvisí s čistým záporným nábojem minerální struktury. Adsorpce na přírodních adsorbentech se používá pro odstraňování těžkých kovů a organických barviv v textilním průmyslu. Studií, zabývajících se přírodními adsorbenty, značně přibývá, a to především díky rychlému průmyslovému růstu doprovázeným rostoucím znečištěním životního prostředí a hledáním levných řešení těchto problémů. V těchto oblastech jsou často k dispozici přírodní minerály, např. odpady ze zemědělských nebo průmyslových procesů, které jsou považovány za potenciální adsorbenty. [22]

Závislost adsorpce na koncentraci

Vliv koncentrace na adsorpci popisují adsorpční izotermy. Pro adsorpci z vodných roztoků vyhovuje **Freundlichova** nebo **Langmuirova** izoterma. Freundlichova izoterma platí obvykle pro fyzikální adsorpci a pro adsorpci na heterogenních površích s různými aktivními místy. Langmuirova izoterma platí obvykle pro chemisorpci či elektrostatickou adsorpci, kdy se tvoří pouze monomolekulární vrstva na povrchu adsorbentu a všechna aktivní místa na povrchu jsou rovnocenná. [5]

Podrobnější popis Freundlichovy a Langmuirovy adsorpční izotermy je uveden v praktické části disertační práce v kapitole č. 6.3.5, která se zabývá vyhodnocením naměřených hodnot v laboratoři.

3.3.5 Aktivní uhlí jako konvenční materiál pro odstraňování mikropolutantů z vody

Adsorpční vlastnosti uhlíkatých sorbentů jsou známé již tisíciletí, ale až od počátku 20. století se tyto materiály začaly upravovat aktivací a došlo tak ke zlepšení a stabilizaci jejich sorpčních vlastností. Aktivní uhlí může být vyrobeno z různých surovin, jako jsou dřevo, kokosové skořápky, černé uhlí a koks, asfaltové uhlí, piliny, ale také plastové zbytky. Aktivní uhlí vyrobené z přírodních materiálů vyžaduje výrobní proces karbonizace. [22]

Druhy aktivního uhlí

Aktivní uhlí se vyrábí ve třech různých formách, a to extrudované, granulované a práškové aktivní uhlí. Popis jednotlivých druhů aktivního uhlí je uveden v následující tabulce.

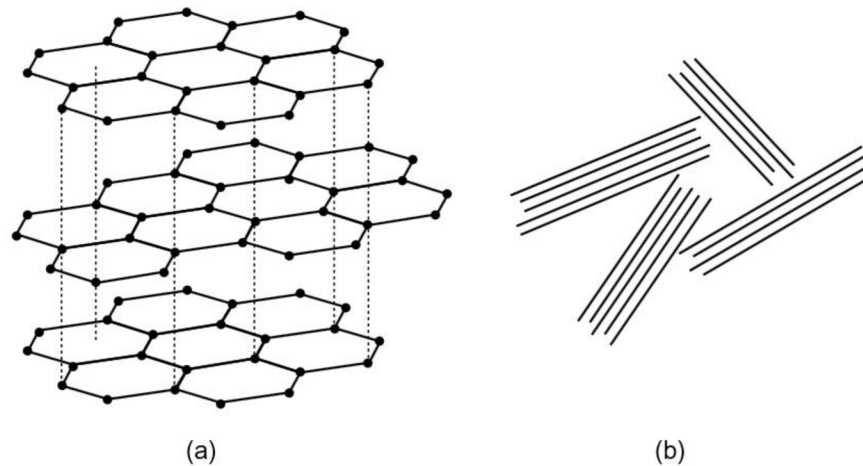
Tab. 4 Druhy aktivního uhlí [22]

Název aktivního uhlí		Velikost částic	Využití	Aplikace
Extrudované	EAC – extruded activated carbon	> 0,5 mm	Plynná adsorpce	Filtry pro plynnou adsorpci
Granulované	GAC – granulated activated carbon	0,5 až 4 mm	Vodní adsorpce	Filtry pro úpravu vody
Práškové	PAC - powdered activated carbon	< 40 um	Vodní adsorpce	Kalové reaktory

Podle různých výrobců můžeme v praxi nalézt různé názvy aktivního uhlí používané pro úpravu vody, jako je např. Filtrasorb, Norit, Aquasorb a další.

Struktura aktivního uhlí

Struktura aktivního uhlí sestává z krystalitů se silně narušenou grafitovou strukturou (Obr. č. 8). V grafitu jsou atomy uhlíku umístěny ve vrstvách a jsou spojeny kovalentními vazbami. Grafitové krystaly v aktivním uhlí jsou náhodně orientovány a propojeny uhlíkovými příčnými vazbami. Mikropóry jsou tvořeny dutinami mezi krystality a mají proto obvykle nepravidelný tvar. Často se vyskytují štěrbiny podobné pórům. [22]



Obr. 8 Strukturální prvky aktivního uhlí: a) grafitová struktura, b) náhodně orientované grafitové krystaly [22]

Adsorpce na aktivním uhlí

Aktivní uhlí je nepolární adsorbent se značně vyvinutou vnitřní pórovitou strukturou a dle předpokladů sorbuje především nepolární organické a anorganické látky. Jeho měrný povrch je velký, což ve styku s vodou může někdy způsobovat polární charakter sorbentu. Proto se při adsorpci polárních látek na aktivním uhlí dosahuje poměrně vysokých účinností. [5]

Adsorpci na aktivním uhlí využíváme pro:

- odstraňování organických látek přírodního i syntetického původu, včetně mikropolutantů,
- zlepšování organoleptických vlastností,
- odstraňování těžkých kovů aj. [23]

Adsorpční vlastnosti aktivního uhlí závisí hlavně na způsobu jeho přípravy. Vlastnosti povrchu aktivního uhlí určuje druh suroviny, složení aktivační atmosféry, doba a teplota aktivačního procesu. [5]

Aktivní uhlí pro úpravu vody by nemělo mít póry, které jsou příliš malé, aby větší molekuly mohly také vstoupit do systému pórů a adsorbovat se na vnitřní povrch. Vnitřní povrchové plochy aktivního uhlí aplikovaného k úpravě vody se obvykle pohybují v rozmezí 800–1 000 m²/g.

Výroba a reaktivace aktivního uhlí

Výrobní proces aktivního uhlí tvoří karbonizace a aktivace. Tyto procesy se také označují jako chemická aktivace. **Karbonizace** neboli tepelný rozklad, probíhá za nepřístupu vzduchu (do 800 °C) a odstraňuje neuhlíkaté prvky a těkavé příměsi z výchozího materiálu. Uvolněný uhlík tvoří struktury podobné grafitu skládající se z vrstev kondenzovaných aromatických jader. Druhým podstatným výrobním procesem je **aktivace** vzniklého produktu oxidačními činidly, např. vodní parou, plyny anorganickými soli a kyselinami, za vysokých teplot (800 až 1200 °C). Aktivací se docílí zdokonalení pórovité struktury a zvětšení vnitřního specifického povrchu aktivního uhlí. [23]

Dehydratace aktivního uhlí se typicky provádí za zvýšených teplot za pyrolytických podmínek a vede k destrukci celulózových struktur, což vede k tomu, že uhlíkový skelet je ponechán. Tento proces, označovaný jako chemická aktivace, kombinuje procesy karbonizace a aktivace. Typickými dehydratačními látkami jsou chlorid zinečnatý a kyselina fosforečná. Po ochlazení produktu je nutné extrahovat aktivační prostředek. Vzhledem k tomu, že extrakce není často úplná, zbytky aktivačních chemikálií zůstávají v aktivním uhlí a mohou být během aplikace vylupovány. To je zvláště důležité pro úpravu pitné vody. [22]

Při úpravě vody je možné aktivní uhlí aplikovat buď v práškové (PAU) nebo granulované formě při adsorpci na pevném loži (GAU). Velikost částic v práškovém uhlí je menší oproti granulované formě. [22]

Díky své stálosti umožňuje aktivní uhlí reaktivaci čili následné opětovné nasazení uhlí k adsorpci. **Reaktivace** aktivního uhlí je postup, kdy se staré zanešené uhlí zahřívá na různé teploty, a vzniklé úbytky se doplňují novým aktivním uhlím. Tento proces obsahuje čtyři kroky, a to:

- sušení,
- desorpci těkavých látek – do 250 °C,
- pyrolýza a karbonizace netěkavých látek – do 750 °C,
- samotná aktivace – při 800 až 1000 °C. [24]

Dalším procesem obnovy aktivního uhlí je regenerace, kde je využívána metoda termické desorpce. Ohřevem opotřeбенého aktivního uhlí na teplotu odpovídající teplotě varu dané sorbované látky dojde k jejímu uvolnění do plynné fáze a následné kondenzaci par do fáze kapalné. Aplikací metody termické desorpce lze z použitého

aktivního uhlí odstranit širokou škálu sorbovaných látek počínaje látkami, které nepoškozují životní prostředí (voda) až po chemické organické sloučeniny (těkavá organická rozpouštědla, chlorované uhlovodíky apod.). Výše uvedeným postupem lze efektivně a ekonomicky aktivní uhlí zregenerovat. [24]



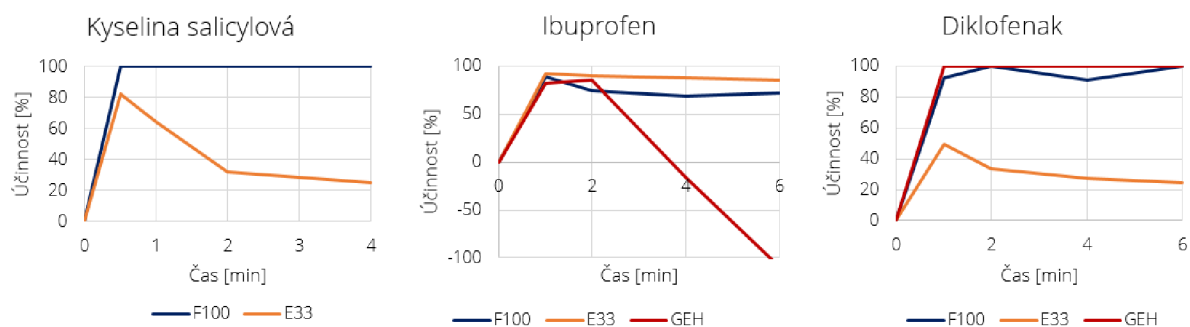
Obr. 9 Tlakový filtr s GAU pro doúpravu pitné vody [25]

3.4 EXPERIMENTÁLNÍ ODSTRAŇOVÁNÍ MIKROPOLUTANTŮ

Již v roce 2017 byl proveden první laboratorní experiment na Ústavu vodního hospodářství FAST VUT v Brně v rámci standardního projektu specifického výzkumu FAST-S-15-2701 s názvem „Sledování účinnosti odstraňování mikroznečištění vodárenskými procesy“, kde byla odstraňována kyselina salicylová z vody. Odstraňování léčiva probíhalo na dvou sorpčních materiálech, a to aktivním uhlím Filtrasorb F100 a Bayoxide E33. I přesto, že počáteční koncentrace kyseliny salicylové v surové vodě byla vysoká, aktivní uhlí si s odstraněním poradilo výborně. Sorbent Bayoxide E33 kyselinu z počátku odstraňoval, ale nakonec během pokusu začalo docházet k desorpci.

V roce 2018 byl proveden druhý laboratorní experiment v rámci standardního projektu specifického výzkumu FAST-S-18-5115 s názvem „Odstraňování mikropolutantů ze zdrojů pitné vody adsorpcí“, a to na odstranění Ibuprofenu z vody. Odstraňování bylo provedeno na třech sorbentech, dva vybrané sorbenty byly

doplněny o GEH. Aktivní uhlí a Bayoxide E33 Ibuprofen z vody téměř odstranily, ale při odstraňování na sorbentu GEH došlo k desorpci. Třetí laboratorní experiment byl proveden v roce 2019 a byl součástí stejného projektu. Jako odstraňované léčivo byl zvolen Diklofenak. Odstraňování probíhalo také na třech materiálech, kde aktivní uhlí a GEH léčivo z vody téměř odstranily, a naopak u Bayoxidu E33 docházelo k desorpci.



Obr. 10 Experimentální odstraňování léčiv z vody [autor]

Protože každý materiál se při odstraňování různých druhů léčiv chová jinak, součástí disertační práce bude provedení podobných laboratorních pokusů, a to především z důvodu ověření správnosti výsledků a následného porovnání.

3.5 KRITICKÉ ZHODNOCENÍ DOSTUPNÝCH PODKLADŮ

Výše uvedená rešerše popisuje konkrétní skupinu mikropolutantů, jejich výskyt v životním prostředí, ale také pohled na legislativu v této oblasti. Následně jsou uvedeny možnosti odstranění léčiv z vody různými úpravárenskými procesy a informace o zvolené adsorpci na aktivním uhlí. Dále jsou zmíněny výsledky specifických výzkumů na téma odstraňování mikroznečištění z vody. Během těchto projektů se aktivní uhlí a další sorbenty ukázaly v některých případech jako velmi účinné. Proto byl navržený konkrétní postup praktické části disertační práce týkající se laboratorního odstraňování léčiv z vody na vybraných sorbentech, který je uvedený v následující kapitole.

4 ZVOLENÁ METODIKA ŘEŠENÍ DISERTAČNÍ PRÁCE

Na základě rešerše byla navržena metodika praktické části disertační práce na téma odstraňování vybraných léčiv z vody adsorpcí. Navržená metodika se skládá z následujících částí:

- a) **Výběr vhodných adsorbentů** – jako konvenční materiál budou vybrána dvě aktivní uhlí, která se v praxi běžně používají. Nekonvenční materiály budou vybrány pomocí multikriteriálního hodnocení adsorbentů při odstraňování kovů z vody.
- b) **Výběr konkrétních léčiv** – zástupci léčiv budou vybrány dle aktuální spotřeby a výskytu ve zdrojích pitné vody.
- c) **Statická zkouška** – první částí laboratorního odstraňování bude statická zkouška (kádinková zkouška), která ověří adsorpční kapacitu jednotlivých adsorbentů. Výsledky statické zkoušky budou sloužit pro vyhodnocení adsorpce pomocí Langmuirovy a Freundlichovy izotermy, vyhodnocení ostatních parametrů, výběr vhodných sorbentů pro dynamickou zkoušku.
- d) **Dynamická zkouška** – druhou částí laboratorního odstraňování bude dynamická zkouška (na kolonách), která ověří účinnost adsorbentů. Následně bude vyhodnocena účinnost sorbentů při odstraňování léčiv z vody a vyhodnocení ostatních parametrů měřených při zkoušce.

Na základě zpracované metodiky bude provedeno souhrnné vyhodnocení laboratorního odstraňování léčiv z vody, následně doporučení dalšího směru výzkumu a také bude definován přínos pro vědní obor a praxi.

5 VLASTNÍ ŘEŠENÍ DISERTAČNÍ PRÁCE

5.1 VÝBĚR VHODNÝCH NEKONVENČNÍCH ADSORPČNÍCH MATERIÁLŮ PRO ODSTRAŇOVÁNÍ LÉČIV Z VODY

Léčiva se vyskytují především v povrchových vodách, ale dle posledních studií laboratoří ALS Czech Republic je potvrzen výskyt léčiv také ve vodách podzemních. Je známo, že podzemní voda obsahuje ve větších koncentracích především kovy, jako je železo a mangan. V některých případech je možný také výskyt těžkých kovů v podzemních vodách. [5] Při úpravě pitné vody je možné pomocí adsorpčních materiálů odstraňovat různé druhy polutantů, např. kovy, mezi které patří zejména železo, mangan, arzen, olovo a další. V minulých letech byly na Ústavu vodního hospodářství obcí na Fakultě stavební testovány vybrané sorpční materiály na odstraňování kovů z vody. Mezi vybrané sorpční materiály byly zařazeny Bayoxide E33, GEH, CFH 0818, DMI-65. Výsledky ze zmíněných laboratorních pokusů sloužily jako podklad pro multikriteriální hodnocení adsorpčních materiálů, dle kterého byly vybrány adsorpční materiály pro odstraňování nových mikropolutantů. Protože zdroje podzemní vody obsahují spoustu druhů polutantů, je možné, že materiály, které spolehlivě odstraňují kovy, mohou také odstraňovat léčiva z vody. Cílem multikriteriálního hodnocení bylo tedy vybrat takový materiál, který spolehlivě odstraňuje kov z vody a zároveň by dokázal odstranit vybrané léčivo z vody.

5.1.1 Multikriteriální hodnocení adsorpčních materiálů

Metodika pro hodnocení adsorpčních materiálů obsahovala následující kroky:

- identifikace kritérií adsorpčních materiálů,
- ohodnocení (kvantifikace) kritérií,
- přidělení vah kritériím (normalizace) – Saatyho metoda,
- výpočet ohodnocení.

Kritéria pro hodnocení kromě výsledku odstranění kovu zahrnovala také finanční i praktický pohled. Při hodnocení byly také zohledněny ukazatele pitné vody, a to procento odstranění zákalu a hodnota pH. Jednotlivá kritéria byla ohodnocena pomocí bodovací stupnice, která zahrnovala celkem pět bodů. Nejmenší počet bodů vyjadřuje nevýhodnou hodnotu kritéria, naopak největší počet bodů vyjadřuje výhodnou hodnotu kritéria

5.1.2 Identifikace kritérií a jejich hodnocení

Cena materiálu

Při úpravě vody je pořizovací cena sorpčního materiálu důležitá, protože náklady na úpravu vody se projevují na ceně vody pro spotřebitele. Čím je materiál levnější, tím je po finanční stránce úprava výhodnější.

Specifický povrch adsorbentu

Adsorbent je pevný materiál, na jehož povrchu dochází k adsorpci. Velmi často jsou to látky s práškovým nebo porézním charakterem, přírodní i umělé. Aby byla adsorpce měřitelná, je nutné, aby měl materiál velký specifický povrch. Specifickým povrchem rozumíme plochu povrchu pevné látky vztaženou na jednotku hmotnosti, obvykle m^2/g . Je to odvozená vědecká hodnota, kterou lze použít k určení typu a vlastností materiálu. [23]

Sypná výška materiálu

Sypná výška materiálu se uvádí proto, aby bylo zajištěno odstranění většiny znečištění z vody. Čím vyšší vrstvu materiálu v koloně, či jiném zařízení máme, tím je odstraňování efektivnější. Výška materiálu je dána výrobcem s ohledem na efektivnost odstranění a cenu materiálu.

Procento odstranění kovu z vody

Účinnost odstranění kovu z vody se stanoví rozdílem počáteční koncentrace a koncové koncentrace znečištění převedena na procenta. Čím větší účinnost odstranění je, tím je pro úpravu vody materiál výhodnější.

Procento odstranění zákalu

Zákal se vyznačuje snížením průhlednosti (transparence) vody vlivem nerozpuštěných látek. U vod z povrchových zdrojů se jedná o jílové minerály ze splachů půdních vrstev, plankton nebo zvířené dnové sedimenty, které se nepodařilo zachytit na úpravě vody. U podzemních vod jsou tyto látky anorganického původu. Zákal je zpravidla tvořen zdravotně nezávadnými látkami, ale vzbuzuje nedůvěru spotřebitelů. Zákal se může měřit dvěma způsoby, a proto se rozlišují i dvě jednotky zákalu, a to turbidimetricky, jednotka ZF_t a nefelometricky, jednotka ZF_n . U pitných vod je v ČR povolena hodnota 5 ZF . Čím vyšší je procento odstranění zákalu, tím je filtrát kvalitnější. [5]

pH

Důležitým ukazatelem kvality vody je také hodnota pH, která je definována jako záporný logaritmus vodíkových iontů. Ovlivňuje účinnost chemických, fyzikálně chemických a biologických procesů používaných při úpravě vody. Z hlediska vnímání chuti je ideální pH v neutrální oblasti, tj. od 6,5 do 7,5. [5]

Vyhláška č. 252/2004 Sb. kterou se stanoví hygienické požadavky na pitnou a teplou vodu a četnost a rozsah kontroly pitné vody uvádí mezní limitní hodnotu pro pH v intervalu od 6,5 do 9,5. [26]

Aktivace adsorpčního materiálu

Sorpční materiál se většinou aktivuje zpětným propráním a zavodněním. Některé materiály je ale nutné aktivovat vybraným chemickým roztokem. Např. u materiálu DMI-65 se provádí počáteční aktivace pomocí chlornanu sodného NaClO. Je vhodné zohlednit aktivační roztok při výběru sorpčního materiálu, protože se může projevit na ceně a životnosti materiálu. Dále je nutné pořídit dávkovací techniku, čímž se zvyšují náklady na sorpci. Ohodnocení kritéria je provedeno z praktického hlediska, z důvodu více činností při filtraci a manipulaci s materiálem.

Tab. 5 Ohodnocení kritérií

Kritérium	Jednotka	Počet bodů				
		1	2	3	4	5
Cena materiálu	Kč/kg	< 200	201-400	401-600	601-1000	> 1001
Specifický povrch	[m ² /g]	< 50	51-100	101-200	201-300	> 301
Sypná výška materiálu	cm	< 19	20-39	40-59	60-79	80-100
Odstranění kovu	%	< 80	80-84	85-89	90-94	95-100
Odstranění zákalu	%	< 20	21-40	41-60	61-80	81-100
Reakce vody pH	-	0-3,5 a 12,2-14	3,5-4,5 a 11,5-12,5	4,5-5,5 a 10,5-11,5	5,5-6,5 a 9,5-10,5	6,5-9,5
Aktivace materiálu	[ml/l]	> 12,1	8,1-12	4,1-8	0,1-4	bez

5.1.3 Přidělení vah kritériím

Pro hodnocení vah adsorpčních materiálů byla vybrána Saatyho metoda kvantitativního párového porovnání, která odvozuje váhový vektor z informace o odhadu poměru vah, který stanoví přímo uživatel. Tato metoda je vhodná k určení vah kritérií, hodnotí-li pouze jeden expert. Pro ohodnocení se používá 9 - ti bodová

stupnice, ale je možné používat i mezistupně (hodnoty 2, 4, 6 a 8):

- 1 – rovnocenná kritéria i a j
- 3 – slabě preferované kritérium i před j
- 5 – silně preferované kritérium i před j
- 7 – velmi silně preferované kritérium i před j
- 9 – absolutně preferované kritérium i před j [1]

Je porovnávána každá dvojice kritérií a velikost preferencí i -tého kritéria vzhledem k j -tému kritériu. Vše je zapsáno do Saatyho matice $S=(s_{ij})$. [27]

$$S = \begin{pmatrix} 1 & s_{12} & \dots & s_{1n} \\ 1/s_{12} & 1 & \dots & s_{2n} \\ \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ 1/s_{1n} & 1/s_{12} & \dots & 1 \end{pmatrix} \quad (1)$$

Matice je čtvercová řádu $n \times n$, reciproční, tj. platí, že $s_{ij} = 1/s_{ji}$, a vyjadřuje vlastně odhad podílů vah i -tého a j -tého kritéria. Na diagonále Saatyho matice jsou vždy hodnoty jedna (každé kritérium je samo sobě rovnocenné). [27]

Prvky této matice nebývají většinou dokonale konzistentní, tzn., že neplatí $s_{hj} = s_{hi} \times s_{ij}$ pro všechna $h, i, j = 1, 2, \dots, n$. Míra konzistence se měří například indexem konzistence, který je definovaný jako

$$I_s = \frac{l_{max} - n}{n - 1} \quad (2)$$

kde l_{max} je největší vlastní číslo Saatyho matice a n je počet kritérií. Saatyho matice je považována za dostatečně konzistentní, jestliže $I_s < 0,1$. [27]

Pro výpočet vah se nejčastěji používá postup normalizace geometrického průměru řádků Saatyho matice (metoda logaritmických nejmenších čtverců). Vypočteme hodnoty b_i jako geometrický průměr řádků Saatyho matice. [27]

$$b_i = \sqrt[n]{\prod_{j=1}^n s_{ij}} \quad (3)$$

Váhy se pak vypočtou normalizací hodnot b_i . [27]

$$v_i = \frac{b_i}{\sum_{i=1}^n b_i} \quad (4)$$

V případě, že je Saatyho matice nekonzistentní je nutné na základě odhadu vah překvantifikovat matici tak, aby splňovala požadavek konzistence, a poté provést nový odhad vah. Saatyho metodu je možné využít nejen ke stanovení preferencí mezi kritérii, ale i mezi variantami, a to pomocí analýzy původní úlohy, která je přepsána pomocí hierarchického uspořádání. [27]

5.1.4 Postup výpočtu ohodnocení

Nejdříve byly ohodnoceny výsledky z výzkumu odstraňování kovů přes zvolené adsorpční materiály podle navržené bodové stupnice. Každý výsledek měl určitý **počet bodů y** .

Druhým bodem bylo stanovení vah kritérií pomocí Saatyho metody – postup uvedený výše v podkapitole. Každé kritérium mělo přiřazeno **hodnotu váhy v_i** .

Následně byl proveden výpočet **celkových bodů** jednotlivých kritérií, a to vynásobením počtu bodů vahami dle vzorce:

$$C = y_i \times v_i \quad (5)$$

Na konec byly adsorpční materiály seřazeny podle získaného počtu bodů přehledně v tabulce. Materiál, který získal nejvyšší počet bodů je vhodný materiál pro odstraňování kovů z vody, a proto bude použit pro odstraňování léčiva z vody.

5.1.5 Aplikace metodiky na adsorpční materiály

Vybrané adsorpční materiály

Laboratorní odstraňování kovů bylo prováděno na čtyřech adsorpčních materiálech, a to Bayoxide E33, GEH, CFH 0818 a DMI-65. Každý materiál byl vyvinutý pro odstraňování různých druhů kovů. Bayoxide E33 zejména pro odstranění arsenu z vody, GEH pro odstranění arsenu, mědi a zinku, DMI-65 pro odstranění železa a manganu a CFH 0818 pro arsen, selen, nikl, měď a další kovy.

Sorbenty jsou zrnité materiály vyrobené z písků a dalších přírodních materiálů. Sorbent DMI-65 je nutné před samotným použitím zapracovat aktivací pomocí chlornanu sodného NaClO. Všechny materiály vyhovují požadavkům Vyhlášky č. 409/2005 Sb., o hygienických požadavcích na výrobky přicházející do přímého styku s vodou a na úpravu vody.



Obr. 11 Vybrané sorpční materiály pro odstraňování kovů z vody [autor]

Ohodnocení materiálů dle kritérií

Podklady pro hodnocení materiálů zahrnují výsledky z laboratorních pokusů odstraňování kovů, které byly realizovány v letech 2014 a 2016 a dále prospekty výrobce k jednotlivým materiálům. Souhrnná data všech kritérií pro zpracování hodnocení jsou uvedena níže v tabulce.

Tab. 6 Ohodnocení materiálů dle kritérií

Hodnotící kritéria	Jednotka	Adsorpční materiály							
		CFH 0818	body	Bayoxide E33	body	GEH	body	DMI-65	body
Sypná výška materiálu	m	0,5	3	0,7	4	0,5	3	0,6	4
Specifický povrch	m ² /g	120	3	120-200	3	250-300	4	100-120	3
Cena	Kč/kg	500	3	480	3	490	3	350	4
Aktivační roztok	ml/l	0	5	0	5	0	5	10	2
Odstranění Fe - 1	%	95,81	5	96,53	5	94,1	4	99,21	5
Odstranění Fe - 2	%	94,43	4	96,29	5	96,2	5	93,62	4
Odstranění Mn - 1	%	100,00	5	99,00	5	95,4	5	97,60	5
Odstranění Mn - 2	%	86,27	3	96,43	5	86,7	3	95,41	5
Odstranění Cu	%	97,75	5	98,14	5	96,4	5	98,58	5
Odstranění As	%	98,56	5	98,56	5	98,1	5	98,56	5
Odstranění Pb	%	95,24	5	96,43	5	96,4	5	99,87	5
Odstranění zákalu	%	93,42	4	93,51	4	90,1	4	90,09	4
pH	-	7,89 - 7,91	5	7,64 - 7,77	5	7,48 - 7,62	5	7,5 - 7,63	5

Stanovení vah jednotlivých kritérií

Váhy byly stanoveny pomocí Saatyho matice, podle uvedeného postupu kapitole 5.3. Největší váhu mělo kritérium sorpční povrch materiálu, dále pak sypná výška, cena sorpčního materiálu a zohlednění aktivačního roztoku materiálu. Kritéria odstranění kovu a zákalu měli váhu menší. Nejmenší váhu mělo kritérium pH při odstraňování kovů. Saatyho matice je uvedena níže v tabulce.

Tab. 7 Vysvětlivky pro Saatyho matici

Kritérium	Označení
Sypná výška materiálu	SVM
Specifický povrch	SP
Cena	C
pH	pH
Procento odstranění kovu	OK
Procento odstranění zákalu	OZ
Aktivační roztok	AR

Tab. 8 Saatyho matice pro stanovení vah

i/j	SVM	SP	C	OK	OZ	pH	AR	b_i	v_i
SVM	1	3	3	3	3	3	5	2,758	0,277
SP	0,3333	1	9	7	9	5	3	3,113	0,312
C	0,3333	0,1111	1	7	5	7	3	1,603	0,161
AR	0,2	0,3333	0,3333	1	3	5	5	1,076	0,108
OK	0,3333	0,1429	0,1429	0,3333	1	5	5	0,664	0,067
OZ	0,3333	0,1111	0,2	0,2	1	1	5	0,496	0,05
pH	0,3333	0,2	0,1429	0,2	0,2	0,2	1	0,258	0,026
							Σ	9,968	1

Výpočet konzistence matice:

$l_{\max} = 9$ největší vlastní číslo Saatyho matice

$n = 7$ počet kritérií

I_s index konzistence matice

$$I_s = \frac{l_{\max} - n}{n - 1} = \frac{9 - 7}{7 - 1} = 0,333 > 0,1 \rightarrow \text{není dokonale konzistentní matice}$$

Dle výsledku indexu konzistence matice není dokonale konzistentní, což splňuje předpoklad pro Saatyho matici.

Vyhodnocení adsorpčních materiálů

Vyhodnocení adsorpčních materiálů bylo provedeno dle uvedeného postupu v kapitole 5.4. Ohodnocení každého kritéria bylo vynásobeno vypočtenou váhou a byl získán výsledek pro jednotlivé kritérium. Výsledky byly sečteny a následně seřazeny od nejvyššího po nejmenší. Nejvíce bodů získal materiál Bayoxide E33, to znamená, že je vhodným adeptem na odstranění léčiva z vody. Na druhém místě je materiál GEH, který si s odstraňováním kovů poradil velice dobře. Na třetím místě je materiál DMI-65, který kovy odstraňuje velice spolehlivě, ale jeho nevýhodou je aktivace chemickým roztokem. Toto kritérium bodové ohodnocení materiálu velice ovlivnilo oproti ostatním materiálům. Jako poslední je materiál CFH 0818, který kovy odstraňuje dobře, ale v současné době se už nevyrábí, proto nebude použit pro odstraňování léčiva z vody.

Tab. 9 Vyhodnocení adsorpčních materiálů

Materiál	Hodnotící kritéria	Body (y)	Váha (v)	C = y x v	ΣC	Pořadí
CFH 0818	Sypná výška materiálu	3	0,27671	0,83013	5,248	4.
	Specifický povrch	3	0,31231	0,93694		
	Cena	3	0,16083	0,48248		
	Aktivační roztok	5	0,10791	0,53955		
	Odstranění Fe - 1	5	0,06657	0,33287		
	Odstranění Fe - 2	4	0,06657	0,26629		
	Odstranění Mn - 1	5	0,06657	0,33287		
	Odstranění Mn - 2	3	0,06657	0,19972		
	Odstranění Cu - 1	5	0,06657	0,33287		
	Odstranění As - 1	5	0,06657	0,33287		
	Odstranění Pb - 2	5	0,06657	0,33287		
	Odstranění zákalu	4	0,04978	0,19911		
pH	5	0,02589	0,12943			
Bayoxide E33	Sypná výška materiálu	4	0,27671	1,10684	5,7244	1.
	Specifický povrch	3	0,31231	0,93694		
	Cena	3	0,16083	0,48248		
	Aktivační roztok	5	0,10791	0,53955		
	Odstranění Fe - 1	5	0,06657	0,33287		
	Odstranění Fe - 2	5	0,06657	0,33287		
	Odstranění Mn - 1	5	0,06657	0,33287		
	Odstranění Mn - 2	5	0,06657	0,33287		
	Odstranění Cu - 1	5	0,06657	0,33287		
	Odstranění As - 1	5	0,06657	0,33287		
	Odstranění Pb - 2	5	0,06657	0,33287		
	Odstranění zákalu	4	0,04978	0,19911		
pH	5	0,02589	0,12943			
GEH	Sypná výška materiálu	3	0,27671	0,83013	5,5603	2.
	Specifický povrch	4	0,31231	1,24926		
	Cena	3	0,16083	0,48248		
	Aktivační roztok	5	0,10791	0,53955		
	Odstranění Fe - 1	4	0,06657	0,26629		
	Odstranění Fe - 2	5	0,06657	0,33287		
	Odstranění Mn - 1	5	0,06657	0,33287		
	Odstranění Mn - 2	3	0,06657	0,19972		
	Odstranění Cu - 1	5	0,06657	0,33287		
	Odstranění As - 1	5	0,06657	0,33287		
	Odstranění Pb - 2	5	0,06657	0,33287		
	Odstranění zákalu	4	0,04978	0,19911		
pH	5	0,02589	0,12943			
DMI-65	Sypná výška materiálu	4	0,27671	1,10684	5,4949	3.
	Specifický povrch	3	0,31231	0,93694		
	Cena	4	0,16083	0,64331		
	Aktivační roztok	2	0,10791	0,21582		
	Odstranění Fe - 1	5	0,06657	0,33287		
	Odstranění Fe - 2	4	0,06657	0,26629		
	Odstranění Mn - 1	5	0,06657	0,33287		
	Odstranění Mn - 2	5	0,06657	0,33287		
	Odstranění Cu - 1	5	0,06657	0,33287		
	Odstranění As - 1	5	0,06657	0,33287		
	Odstranění Pb - 2	5	0,06657	0,33287		
	Odstranění zákalu	4	0,04978	0,19911		
pH	5	0,02589	0,12943			

5.1.6 Zvolená léčiva

Ibuprofen

Ibuprofen je známý lék, který má analgetické účinky (zmírňuje bolest) a antipyretické účinky (snižuje teplotu). Protože má také protizánětlivé účinky, patří do skupiny nesteroidních protizánětlivých léčiv (NSAID-nonsteroidal anti-inflammatory drugs). Bylo prokázáno, že Ibuprofen je až třicetkrát silnější než Aspirin a dvacetkrát účinnější jak antipyretika. Používá se při mírných a středních bolestech různého původu, např. bolesti kloubů, svalů, zubů atd. Lék je volně prodejný bez lékařského předpisu, ale pouze v určitých dávkách. Pro použití vyšší dávky Ibuprofenu je třeba lékařský předpis. [28, 29]

Z důvodu mediálního zájmu byl v České republice proveden monitoring léčiv ve vodách. Koncentrace Ibuprofenu na výtoku z čistíren odpadních vod dosahovaly hodnot až 11,2 µg/l. Ve vodě povrchové byla naměřena maximální koncentrace Ibuprofenu 4,4 µg/l. Zdrojem pro pitnou vodu může být voda povrchová, proto byly provedeny i rozborů léčiv ve vodě pitné. Koncentrace Ibuprofenu v pitné vodě dosahovala hodnoty max. 0,12 µg/l. [30, 11]

Diklofenak

Diklofenak patří mezi silně účinné analgetikum, proto je podáván v nízkých dávkách. Po podání dobře resorbuje, ale téměř poloviny podané dávky se presystémově eliminuje v játrech. Eliminační poločas Diklofenaku je 1 až 2 hodiny. Díky svým analgetickým účinkům má Diklofenak široké využití u velkého množství pacientů. Nežádoucí účinky se projevují vcelku u 12 % léčených, u 10 % se vyskytnou trávicí obtíže. Tím se Diklofenak příznivě liší od jiných antiflogistických kyselin. [11]

V rámci monitoringu léčiv v ČR byla na výstupu z ČOV naměřena maximální koncentrace Diklofenaku 2,51 µg/l. V povrchové vodě byla koncentrace tohoto léčiva naměřena ve výši 0,272 µg/l a v pitných a podzemních vodách toto léčivo zjištěno nebylo. [30]

Naproxen

Naproxen je lék, který se používá při chronických (revmatických) zánětech. Má dobrý antiflogistický (protizánětlivý) účinek a nežádoucí účinky vyvolává zřídka. Velmi vzácně se mohou vyskytnout masivní krvácení trávicího ústrojí. Protože se eliminuje pomalu, je vhodný zejména pro chronickou terapii. [11]

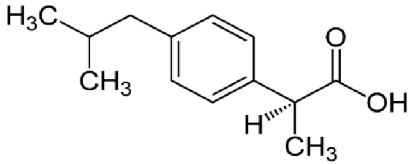
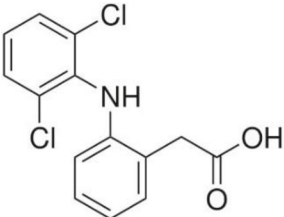
Maximální naměřená hodnota Naproxenu na výstupu ČOV v rámci projektu monitoringu léčiv v ČR dosahovala 12,5 µg/l. V povrchové vodě byla naměřena nižší koncentrace, a to o hodnotě 0,25 µg/l. V pitných a podzemních vodách toto léčivo zjištěno nebylo. [30]

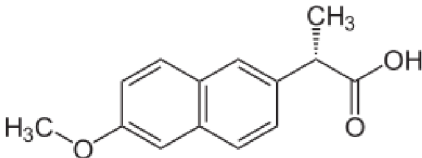
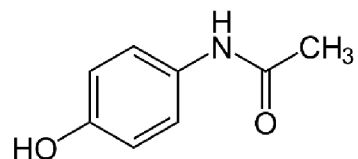
Paracetamol

Paracetamol (p-acetaminofen) patří mezi deriváty p-aminofenolu. Má dobrý analgetický a antipyretický účinek. Látka se po podání dobře resorbuje a po biotransformaci v játrech se vylučuje ledvinami. Její eliminační poločas je cca 2 hodiny. Jedním z nepříznivých účinků může být alergická reakce, které se vyznačují přednostně kožními projevy. Chronický přívod nadměrných dávek paracetamolu samotného se sotva kdy objeví, častější je však při kombinaci paracetamolu se stimulačními látkami, jako např. s kofeinem. Po dlouhodobém podávání těchto kompozitních přípravků může docházet k poškození ledvin. [11]

Při monitoringu léčiv ve vodách v České republice byl také sledován Paracetamol, který se na výstupu z ČOV vyskytoval v maximálních koncentracích až 5,704 µg/l. V povrchové vodě se toto analgetikum také objevilo, a to v maximální koncentraci 0,464 µg/l. V podzemní vodě toto léčivo nalezeno nebylo, ale v pitné vodě se objevily stopové koncentrace ve výši 0,01 µg/l. [30]

Tab. 10 Vlastnosti zvolených léčiv [11, 29]

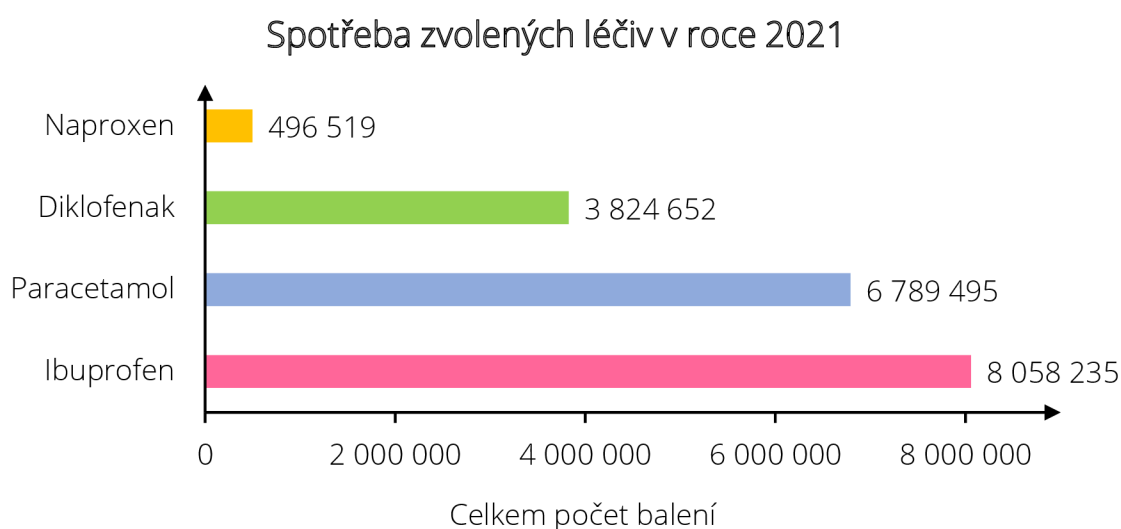
Název	Strukturní vzorec	Sumární vzorec	Molární hmotnost	Teplota tání
Ibuprofen		C ₁₃ H ₁₈ O ₂	206,28 g/mol	76 °C
Diklofenak		C ₁₄ H ₁₁ Cl ₂ NO ₂	296,148 g/mol	284 °C

Naproxen		$C_{14}H_{14}O_3$	230,094 g/mol	152– 154 °C
Paracetamol		$C_8H_9NO_2$	151,163 g/mol	169 °C

Spotřeba zvolených léčiv

Spotřeba léčiv v České republice

Souhrnné údaje o dodávkách léčivých přípravků do lékáren a jiných zdravotnických zařízení v České republice pravidelně monitoruje Státní ústav pro kontrolu léčiv – SÚKL. Podle zařazení léku v ATC skupině je možné dohledat počty spotřebovaných balení jednotlivých léčiv. Podle statistik v roce 2021 bylo z výše uvedených čtyř léků nejvíce spotřebováno Ibuprofen (skupina C – kardiovaskulární systém a M – Muskuloskeletární systém). Druhým nejvíce prodávaným léčivem je Paracetamol (skupina N – nervový systém), třetím Diklofenak (skupina M a S – smyslové orgány) a posledním Naproxen (skupina M). Spotřeba vybraných léků podle počtu dodaných balení za rok 2021 je graficky znázorněna na Obr. č. 12.



Obr. 12 Spotřeba zvolených léčiv v roce 2021 [12]

Spotřeba jednotlivých léčiv podle počtu balení a cesty podání je shrnuta níže v tabulce.

Tab. 11 Spotřeba zvolených léčiv podle cesty podání [12]

Název	Cesta podání	Počet balení	Celkem počet balení
Diklofenak	Kožní podání	1 864 643	3 824 652
	Transdermální podání	107 002	
	Intramuskulární/intravenózní podání	285 923	
	Perorální podání	1 505 951	
	Rektální podání	21 943	
	Oční podání	39 190	
Ibuprofen	Intravenózní podání	10 164	8 058 235
	Perorální podání	6 909 932	
	Rektální podání	164 950	
	Kožní podání	973 189	
Naproxen	Kožní podání	34 922	496 519
	Perorální podání	461 597	
Paracetamol	Intravenózní podání	103 333	6 789 495
	Perorální podání	6 270 028	
	Rektální podání	416 134	

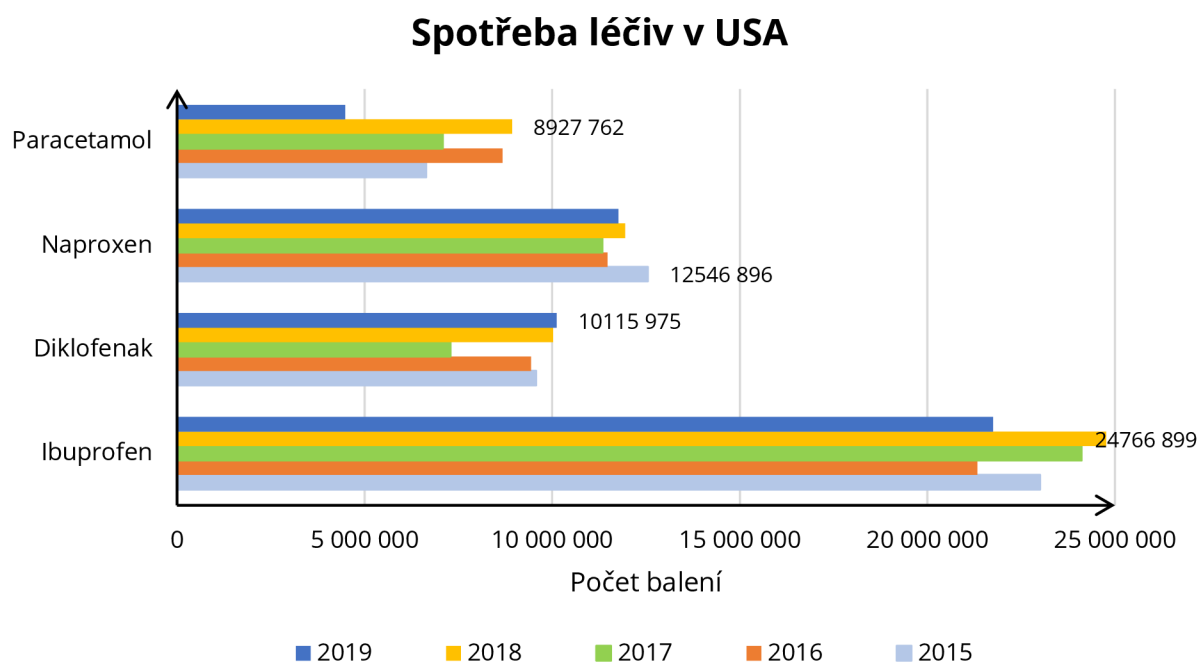
Spotřeba léčiv v zahraničí

V následující kapitole je uvedena spotřeba vybraných léčiv z OTC skupiny ve Spojených Státech Amerických (USA) v letech 2015-2019.

Tab. 12 Spotřeba léčiv v USA v letech 2015–2019 [13]

Rok/Lék	Ibuprofen	Diklofenak	Naproxen	Paracetamol
	Celkem počet balení za daný rok			
2015	22 999 618	9 574 332	12 546 896	6 634 310
2016	21 329 751	9 431 206	11 470 076	8 676 354
2017	24 114 215	7 289 929	11 334 305	7 078 691
2018	24 766 899	10 023 570	11 942 765	8 927 762
2019	21 746 702	10 115 975	11 762 233	4 483 857

Protože souhrnné informace pro vybranou skupinu léčiv nejsou dostupné v podobné formě jako ze SZÚ v ČR, popisuje tato podkapitola pouze spotřebu čtyř vybraných léčiv Ibuprofenu, Naproxenu, Diklofenaku a Paracetamolu. Lék, který je v ČR prodáván pod názvem Paracetamol je v USA distribuován pod názvem Acetaminophen. Pro data léku Paracetamol byla do grafu použita data spotřeby balení tohoto léku.



Obr. 13 Spotřeba léčiv v USA v letech 2015–2019 [13]

V grafu je znázorněna spotřeba léčiv v počtu balení za rok pro jednotlivé léky za období od roku 2015 do roku 2019. Z grafu je patrné, že nejvíce se spotřebovalo Ibuprofenu, a to v roce 2018 celkem 24 766 899 balení. Dalším nejvíce užívaným lékem je Naproxen, kterého se v roce 2015 spotřebovalo 12 546 896 balení. Diklofenak patří mezi léky, kterého se užívá přibližně o polovinu méně balení než Ibuprofenu, a to za rok 2019 celkem 10 115 975 balení. Paracetamol je méně užívaným lékem, v roce 2018 se ho spotřebovalo celkem 8 927 762 balení. Data uvedené v této podkapitole jsou dostupné z webové databáze ClinCalc DrugStats Database. [13]

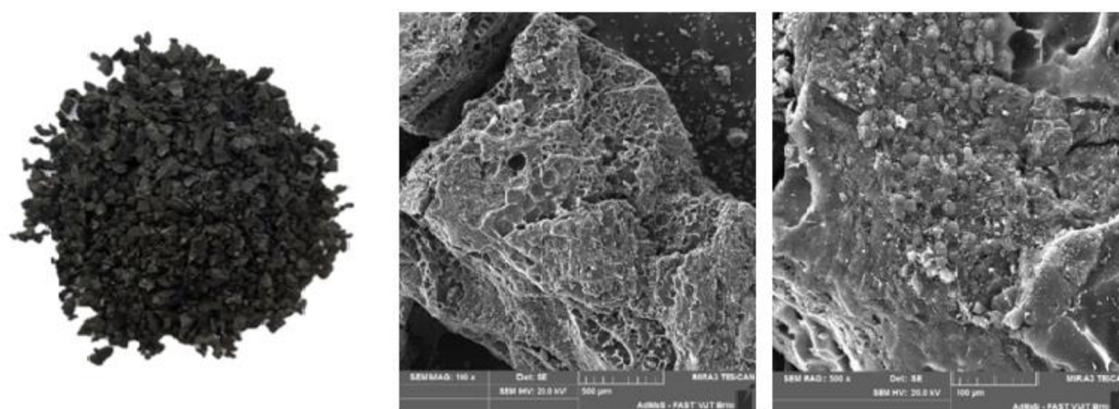
5.1.7 Zvolené adsorpční materiály

Filtrisorb F100

Granulované aktivní uhlí Filtrisorb F100 se používá k odstranění rozpuštěných organických sloučenin z vody. Granulovaný produkt F100 je vyroben z vybraných asfaltových uhlí procesem známým jako reaglomerace (flokulace). Aktivní uhlí je schopné odolat opotřebení, které je spojené s opakovaným proplachem, hydraulické přepravě a reaktivaci pro opětovné použití. Surové uhlí je těženo ve Spojených státech a následně vyráběno GAU tak, aby byla zajištěna nejvyšší kvalita a konzistence hotového výrobku. Aktivace je pečlivě kontrolována z důvodu vytvoření významného objemu jak nízkoenergetických, tak vysokoenergetických pórů pro účinnou adsorpci širokého spektra organických kontaminantů. [31]

Tab. 13 Technické a fyzikální parametry materiálu Filtrisorb F100 [31]

Parametr		Jednotka	Hodnota
Specifický adsorpční povrch		m ² /g	850
Methylenová modř		mg/g	230
Atrazin 1 µg/l		mg/g	40
Trichlorethylen 50 µg/l		mg/g	25
Sítový rozbor	< 0,6 mm	%	< 4
	> 2,36 mm	%	< 15
Střední velikost částic		mm	1,0
Objemová hmotnost		kg/m ³	500
Jodové číslo		mg/g	850



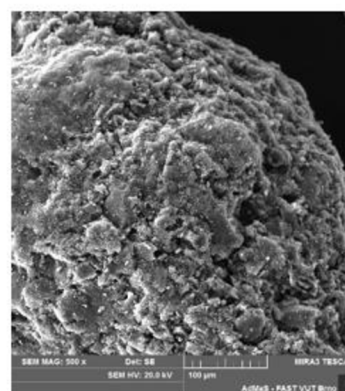
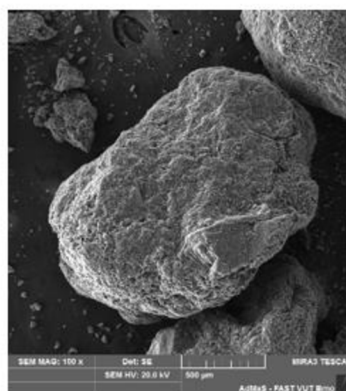
Obr. 14 Sorpční materiál Filtrisorb F100 v originální velikosti a v mikroskopickém zvětšení [autor]

Filtrisorb F400

Granulované aktivní uhlí Filtrisorb F400 je složením velice podobné Filtrisorbu F100 a také jej vyrábí stejná firma jako Filtrisorb F100. Proces reaglomerace zajišťuje správné smáčení a zároveň eliminaci plovoucího materiálu. Filtrisorb F400 díky své vysoké mechanické pevnosti ve srovnání s jinými surovinami snižuje tvorbu znečištění během zpětného proplachování. Segregace uhlíkového lože je zachována i po opakovaném promývání a také zajišťuje, že adsorpční profil zůstane nezměněn, a proto se maximalizuje životnost lože ve filtru. Tento uhlíkatý materiál má vysokou hustotu, což má za následek větší adsorpční kapacitu na objem jednotky. [32]

Tab. 14 Technické a fyzikální parametry materiálu Filtrisorb F400 [32]

Parametr		Jednotka	Hodnota
Specifický adsorpční povrch		m ² /g	1050
Methylenová modř		mg/g	300
Atrazin 1 µg/l		mg/g	40
Trichlorethylen 50 µg/l		mg/g	20
Toluen 1 mg/l		mg/g	100
Sítový rozbor	< 0,425 mm	%	< 4
	> 1,7 mm	%	< 5
Střední velikost částic		mm	1,6
Objemová hmotnost		kg/m ³	450
Jodové číslo		mg/g	1000



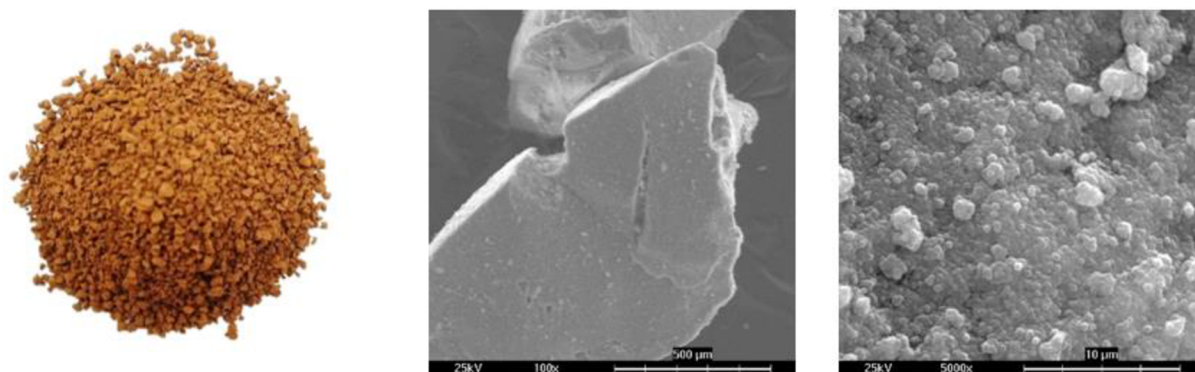
Obr. 15 Sorpční materiál Filtrisorb F400 v originální velikosti a v mikroskopickém zvětšení [autor]

Bayoxide E33

Sorpční krystalické médium na bázi oxidů železa Bayoxide E33 vyrábí britská firma Severn Trend Services zejména pro odstraňování arsenu a jiných kovů z vody. Adsorpční materiál je schopný odstranit arsen až pod hodnotu 4 µg/l. Sorbent se používá v granulované formě, tj. Bayoxide E33 nebo ve formě tablet jako Bayoxide E33P. Mezi výhody materiálu patří dlouhá životnost při nepřetržitém provozu, nízké investiční a provozní náklady a také dlouhá životnost suchého média. [33]

Tab. 15 Technické a fyzikální parametry materiálu Bayoxide E33 [33]

Parametr		Jednotka	Hodnota
Obsah FeO ₃		%	>70
Specifický adsorpční povrch		m ² /g	120-200
Pórovitost		%	85
Sítový rozbor	< 0,5 mm	%	max. 20
	> 2,0 mm	%	max. 5
Objemová hustota		kg/cm ³	0,4 - 0,6
Pracovní pH		-	5,5 – 8,5
Minimální sypná výška		m	0,8
Cena materiálu		Kč/kg	480



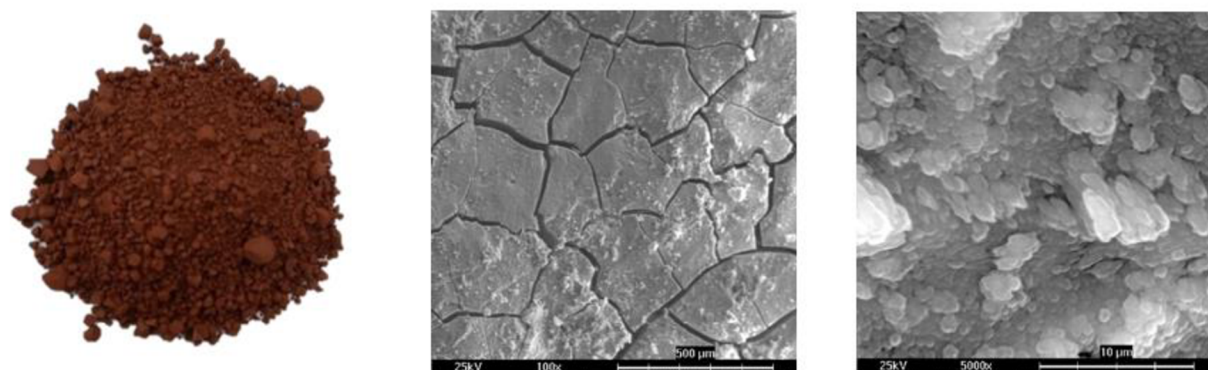
Obr. 16 Sorpční materiál Bayoxide E33 v originální velikosti a v mikroskopickém zvětšení [autor]

GEH (*Granulated Eisen Hydroxide*)

Adsorpční materiál GEH je vysoce výkonný adsorbent na bázi hydroxidu železitého. Vyrábí se speciálním patentovaným procesem, je určen pro selektivní adsorpci arsenu pomocí konkrétního procesu. Tento prostředek je vhodný pro úpravu pitné vody, protože neuvolňuje žádné chemické sloučeniny v upravené vodě a nemění její pH. Technologie úpravy spočívá v adsorpci kontaminantu na granulovaný hydroxid železitý (GEH sorbent), který je uložen v reaktoru, jímž protéká upravovaná voda. Adsorpční kapacita materiálu je závislá na provozních podmínkách. Materiál GEH by se měl skladovat v plastových sudech, velkých pytlích nebo silech. Materiál je stabilní a může být skladován po dobu až jednoho roku. Musí však být zabráněno vysychání produktu, které může nastat v důsledku silného slunečního záření. [34, 35]

Tab. 16 Technické a fyzikální parametry materiálu GEH [34]

Parametr		Jednotka	Hodnota
Obsah Fe (OH) ₃		%	55-60
Specifický adsorpční povrch		m ² /g	250 - 300
Pórovitost		%	72 - 77
Velikost částic		mm	0,3 - 2
Sítový rozbor	< 0,3 mm	%	< 10
	> 2,0 mm	%	< 10
Objemová hmotnost		kg/cm ³	1,25
Pracovní pH		-	5,5 - 6,5
Minimální sypná výška		m	0,8
Cena materiálu		Kč/kg	490



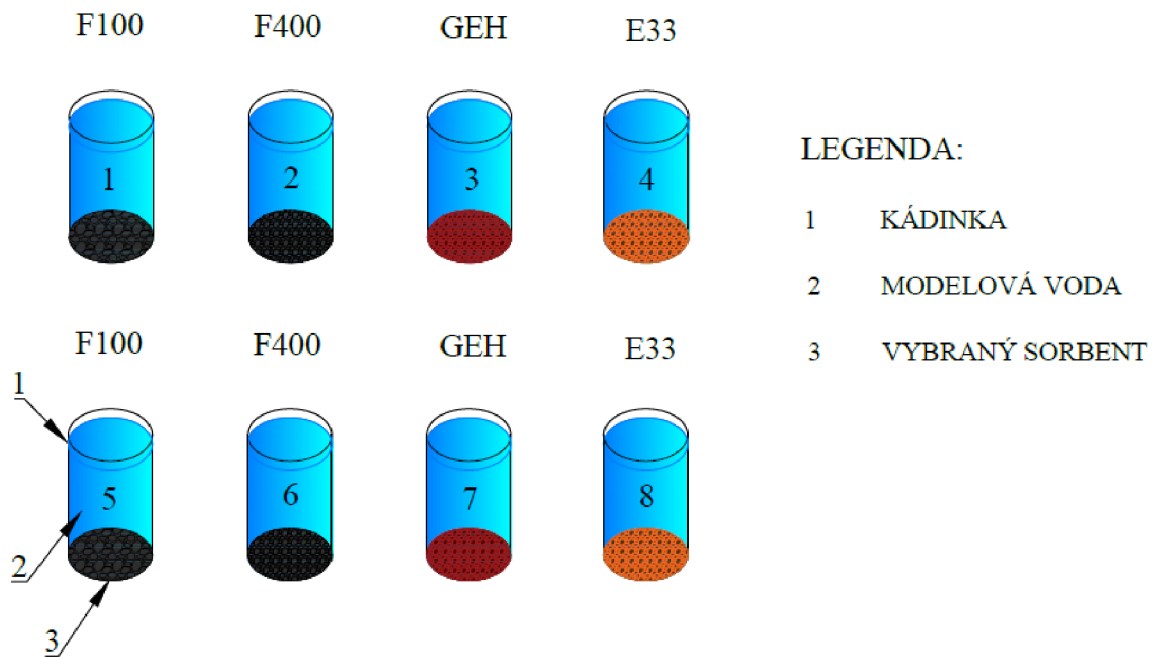
Obr. 17 Sorpční materiál GEH v originální velikosti a v mikroskopickém zvětšení [autor]

5.1.8 Statická zkouška

Dílčím laboratorním experimentem praktické části disertační práce bylo odstraňování vybraných léčiv statickou zkouškou, která byla provedena v laboratoři na ÚVHO Fakulty stavební VUT v Brně. Odstraňována byla čtyři léčiva Ibuprofen, Diklofenak, Naproxen a Paracetamol na čtyřech materiálech aktivní uhlí Filtrasorb F100 a F400, Bayoxide E33 a GEH. Statická zkouška probíhala paralelně pro všechny druhy materiálů a léčiv, z důvodu eliminace mylných výsledků. Průběh a vyhodnocení statické zkoušky je uveden v následujících podkapitolách.

Průběh statické zkoušky

Odstraňování léčiv na sorbentech statickou zkouškou probíhalo 4 hodiny. Do předpřipravených kádinek o objemu 1 litr byl nasypán sorpční materiál o celkové hmotnosti 10 gramů a následně byla kádinka naplněna 1 litrem modelové vody. Modelová voda se skládala z pitné kohoutkové vody smíchané se standardem vybraných léčiv. Vzorky byly odebírány v časových intervalech po 1, 2 a 4 hodinách. Po každém odebrání vzorku byla modelová voda se sorbentem promíchána. V každém časovém úseku byla kromě koncentrace daného léčiva také měřena teplota vody a pH v každé kádince. Z důvodu složitosti analýzy byly odebrané vzorky předány na vyhodnocení akreditované laboratoři ALS Czech Republic s.r.o. Protože analýza stanovení Ibuprofenu ve vodě je odlišná od analýz, kterými se stanovuje Diklofenak, Naproxen a Paracetamol, byly vzorky odebírány do dvou různých vzorkovnic. Vzhledem k tomu, že statická zkouška probíhala paralelně, odebraných vzorků bylo celkem 49, z toho 1 vzorek modelové vody. Níže v tabulce je uvedena jakost kohoutkové vody v den prováděného pokusu a na obrázku grafický náhled statické zkoušky.



Obr. 18 Schéma statické zkoušky [autor]

Tab. 17 Jakost pitné vody použité pro modelovou vodu [36]

Ukazatel	Hodnota	Limit	Jednotka
Barva	4	20	mg Pt/l
Zákal	0	5	NTU
Železo	0,01	0,2	mg/l
pH	7,48	6,5-9,5	-
Celková tvrdost	2,08	2-3,5	mmol/l
Amonné ionty	<0,03	0,5	mg/l
Dusičnany	27	50	mg/l
Dusitany	<0,00	0,5	mg/l
Chloridy	17,9	100	mg/l
TOC	1,74	5	mg/l
Volný chlor	<0,03	0,3	mg/l
Koliformní bakterie	0	0	KTJ/100ml
Escheichia coli	0	0	KTJ/100ml

Naměřené koncentrace léčiv

V následujících tabulkách jsou uvedeny výsledné koncentrace naměřené během statické zkoušky. Z důvodu paralelního provedení statické zkoušky jsou kádinky s jednotlivými sorbenty označeny čísly 1 až 8. Ke kádince číslo 1 je paralelní kádinka číslo 5 apod. – viz Obr. 18.

Tab. 18 Výsledné koncentrace při odstraňování Diklofenaku

Čas	Diklofenak – koncentrace [µg/l]							
[hod]	F100	F400	GEH	E33	F100	F400	GEH	E33
	1	2	3	4	5	6	7	8
0	3,350	3,350	3,350	3,350	3,350	3,350	3,350	3,350
1	0,127	0,238	2,520	3,540	0,148	0,152	2,800	3,360
2	0,217	0,126	2,990	3,440	0,287	0,117	3,210	3,260
4	0,207	0,134	4,370	3,320	0,131	0,109	3,770	3,520

Tab. 19 Výsledné koncentrace při odstraňování Ibuprofenu

Čas	Ibuprofen – koncentrace [µg/l]							
[hod]	F100	F400	GEH	E33	F100	F400	GEH	E33
	1	2	3	4	5	6	7	8
0	50,10	50,10	50,10	50,10	50,10	50,10	50,10	50,10
1	6,75	0,43	42,90	50,00	5,36	0,42	44,30	48,60
2	0,91	0,69	43,20	52,40	16,90	0,54	42,90	49,70
4	0,72	0,86	41,20	51,20	0,21	0,60	43,30	51,80

Tab. 20 Výsledné koncentrace při odstraňování Naproxenu

Čas	Naproxen – koncentrace [µg/l]							
[hod]	F100	F400	GEH	E33	F100	F400	GEH	E33
	1	2	3	4	5	6	7	8
0	5,800	5,800	5,800	5,800	5,800	5,800	5,800	5,800
1	0,184	0,366	3,740	4,920	0,227	0,192	3,800	5,090
2	0,280	0,196	4,620	5,200	0,464	0,187	4,360	6,070
4	0,207	0,600	8,180	5,390	0,212	0,176	4,580	5,200

Tab. 21 Výsledné koncentrace při odstraňování Paracetamolu

Čas [hod]	Paracetamol – koncentrace [µg/l]							
	F100	F400	GEH	E33	F100	F400	GEH	E33
	1	2	3	4	5	6	7	8
0	4,760	4,760	4,760	4,760	4,760	4,760	4,760	4,760
1	0,338	1,070	3,420	4,590	0,612	0,801	3,780	4,640
2	0,297	1,250	4,260	4,920	0,598	0,897	4,320	4,900
4	0,824	1,350	8,560	4,600	0,169	1,180	4,510	4,810

Počáteční koncentrace Diklofenaku v modelové vodě byla 3,350 µg/l. Adsorpční materiály Filtrasorb F100 a Filtrasorb F400 snížily koncentraci léčiva na hodnoty do 0,207 µg/l. Aktivní uhlí tedy léčivo eliminovala dobře již při první hodině statické zkoušky. Sorbent GEH koncentraci Diklofenaku po první hodině snížil na hodnotu 2,520 µg/l, ale ve třetí hodině se koncentrace zvýšila. Po čtyřech hodinách statické zkoušky byla naměřena dokonce vyšší koncentrace než v modelové vodě, a to naznačuje proces desorpce. Materiál Bayoxide E33 po čtyřech hodinách koncentraci Diklofenaku nesnížil, naměřené koncentrace v obou kádinkách se pohybovaly lehce nad hodnotou koncentrace v modelové vodě.

Koncentrace Ibuprofenu v modelové vodě byla 50,10 µg/l. Aktivní uhlí Filtrasorb F100 a Filtrasorb F400 Ibuprofen z vody téměř odstranila, koncentrace byly naměřeny pod hodnotu 0,86 µg/l. Filtrasorb F100 koncentraci Ibuprofenu snížil až po dvou hodinách, zatímco Filtrasorb F400 snížil koncentraci v první hodině pokusu. V kádince č.5 byla ve dvou hodinách naměřena vyšší koncentrace než po první hodině odstraňování. Je tedy možné, že vzorek byl odebrán nebo vyhodnocen chybně. Právě z tohoto důvodu byla statická zkouška prováděná paralelně. Sorbent GEH koncentraci Ibuprofenu po čtyřech hodinách snížil, ale pouze na hodnotu 41,20 µg/l, což je oproti aktivnímu uhlí velice málo. Materiál Bayoxide E33 koncentraci Ibuprofenu během první hodiny snižoval, ale od druhé hodiny se koncentrace zvyšovala, což naznačuje proces desorpce. Materiál už byl přesycen, proto Ibuprofen již nemohl adsorbovat, naopak jej začal desorbovat zpět do vody.

Při odstraňování Naproxenu z vody byla naměřena jeho počáteční koncentrace 5,8 µg/l. Aktivní uhlí Filtrasorb F100 spolehlivě snížilo koncentraci již po první hodině pod hodnotu 0,212 µg/l. Filtrasorb F400 snížil koncentraci v šesté kádince na hodnotu 0,176 µg/l. Aktivní uhlí se tedy potvrdila jako spolehlivý sorbent. Sorpční materiál GEH v kádince č.3 Naproxen desorboval, protože koncentrace ve čtvrté hodině byla vyšší

než v modelové vodě. V kádince č.7 po první hodině byla naměřena nižší koncentrace než v modelové vodě, ale během statické zkoušky se nakonec koncentrace Naproxenu mírně zvyšovala. Sorbent Bayoxide E33 koncentraci léčiva ve vodě po čtyřech hodinách snížil, ale pouze nepatrně na hodnotu 5,2 µg/l. Je možné, že v případě delší doby statické zkoušky by materiál léčivo opět desorboval.

Posledním odstraňovaným léčivem byl Paracetamol, kde jeho počáteční koncentrace v modelové vodě byla 4,760 µg/l. Aktivní uhlí Filtrasorb F100 snížilo v páté kádince koncentraci po čtyřech hodinách na hodnotu 0,169 µg/l. Oproti Filtrasorbu F400 byl sorbent Filtrasorb F100 účinnější, protože v kádinkách 2 a 6 byly naměřeny výsledné koncentrace 1,350 µg/l a 1,180 µg/l. Sorpční materiály GEH a Bayoxide E33 Paracetamol spíše neeliminovaly, protože naměřené koncentrace v jednotlivých kádinkách se pohybovaly těsně okolo hodnoty naměřené v modelové vodě.

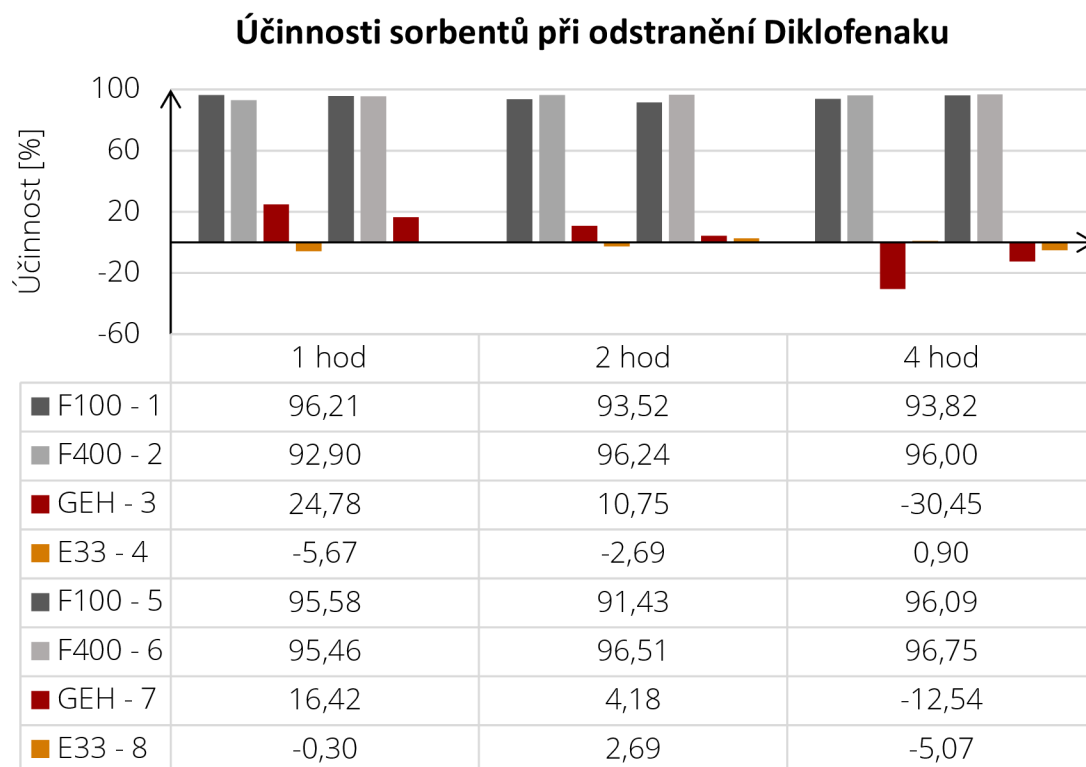
Vyhodnocení účinnosti odstranění

Pro stanovení účinnosti sorbentů při odstraňování léčiva z vody byl použitý vzorec (1) na přepočítání účinnosti podle koncentrace:

$$\eta = \frac{c_{RW} - c_F}{c_F} \cdot 100 \% \quad (6)$$

kde: η účinnost odstranění léčiva z vody [%]
 c_{RW} koncentrace léčiva v surové vodě [$\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$]
 c_F koncentrace léčiva po filtraci [$\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$]

Z hlediska účinnosti aktivní uhlí Filtrasorb F100 a F400 spolehlivě odstraňovala koncentrace všech léčiv. Sorbenty Bayoxide E33 a GEH většinou léčivo neodstraňoval a v některých případech byl naznačen proces desorpce. Výsledné účinnosti a grafy pro jednotlivá léčiva jsou uvedeny níže.



Obr. 19 Účinnost odstranění Diklofenaku v % vybranými sorbenty

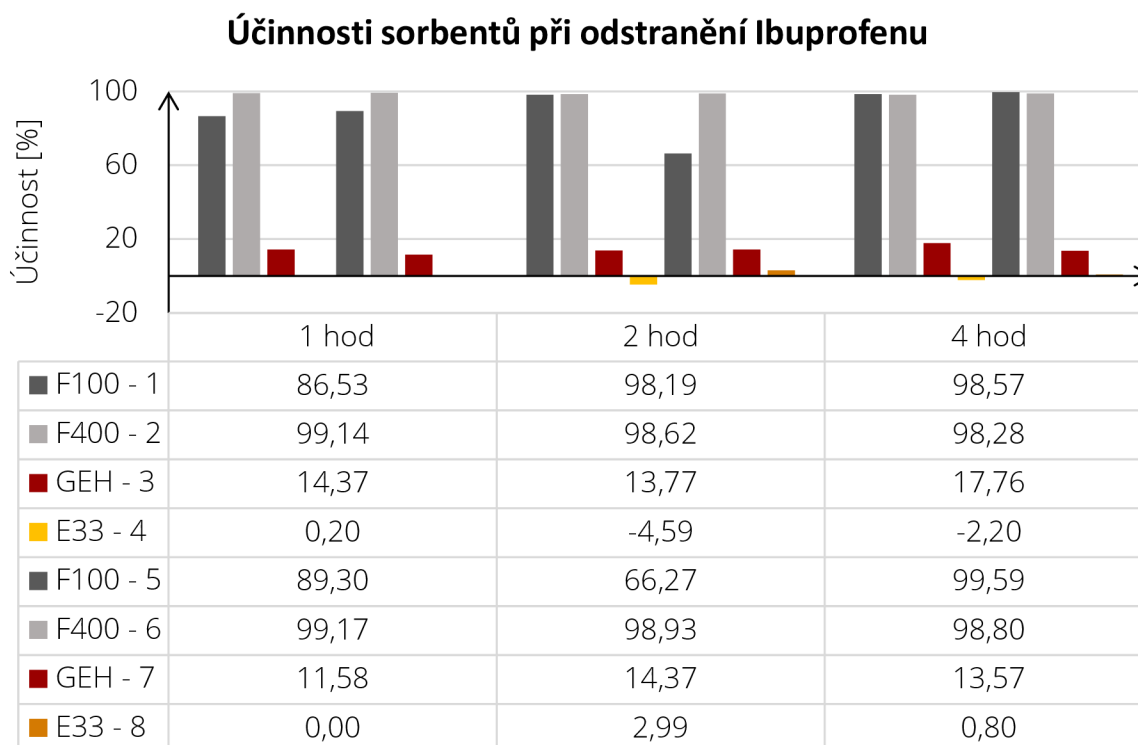
Při odstraňování Diklofenaku z vody byla neúčinnější aktivní uhlí Filtrasorb F100 a Filtrasorb F400. Účinnost sorbentu Filtrasorb F100 dosahovala 96,21 % a ve všech časových úsecích byla vyšší jak 90 %.

Filtrasorb F400 se ukázal jako lepší adsorpční materiál, protože téměř ve všech kádinkách byla vyhodnocena účinnost vyšší jak 95 %. Nejvyšší účinnost tohoto materiálu byla 96,75 %.

Sorpční materiál GEH se při odstraňování Diklofenaku z vody neprokázal jako vhodný. Nejvyšší vyhodnocená účinnost odstranění byla 24,78 %. V kádince číslo tři i sedm byla vyhodnocena klesající účinnost odstranění léčiva z vody. V čase čtyři hodiny byla v obou kádinkách vyhodnocena záporná účinnost. Tyto hodnoty naznačují proces desorpce. Materiál byl již přesycený a léčivo již neodstraňoval.

Bayoxide E33 léčivo z modelové vody vůbec neodstraňoval. Nejvyšší účinnost byla 2,69 %. Již po jedné hodině pokusu byla vyhodnocena záporná účinnost odstranění. To znamená, že k desorpci docházelo již od prvních minut adsorpce.

V kádince číslo šest byla po dobu pokusu vyhodnocena účinnost odstranění léčiva jako stoupající, oproti ostatním kádinkám.



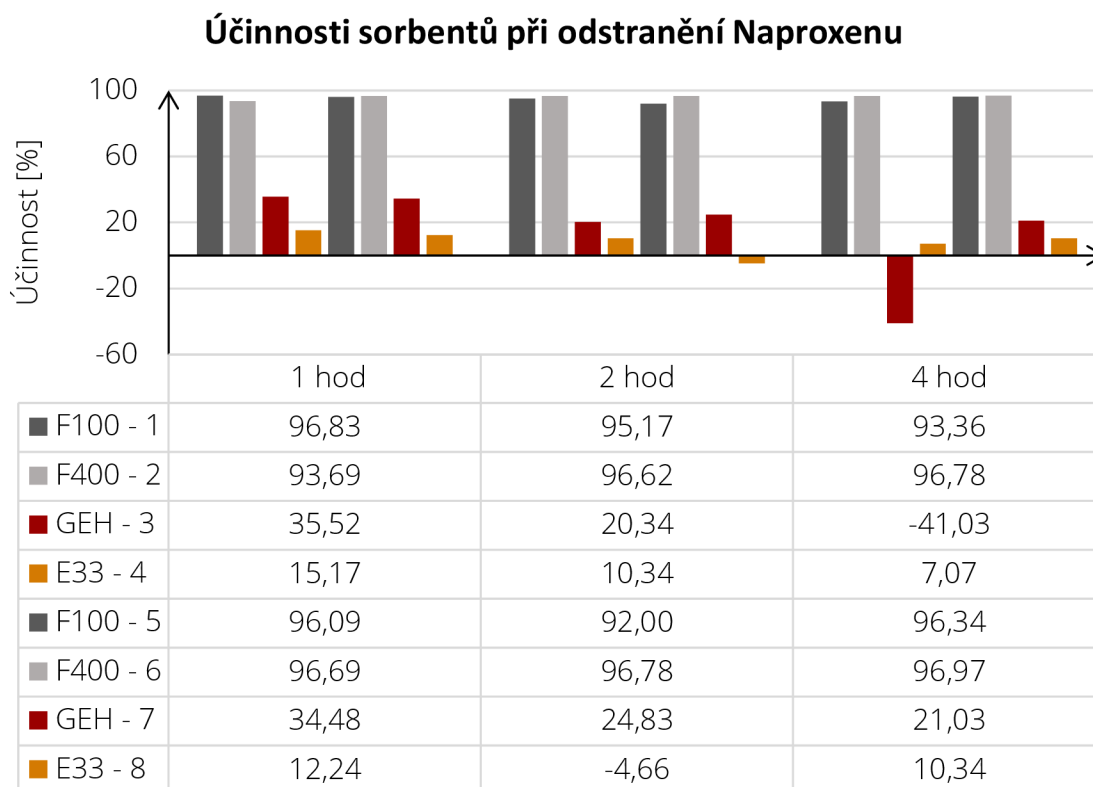
Obr. 20 Účinnost odstranění Ibuprofenu v % vybranými sorbenty

Při odstraňování Ibuprofenu z vody byla opět nejúčinnější aktivní uhlí Filtrasorb F100 a Filtrasorb F400. Sorpční materiál Filtrasorb F100 odstraňoval Ibuprofen velmi dobře. V obou případech byla tendence účinnosti stoupající. Nejvyšší vyhodnocená účinnost byla 99,59 %.

Aktivní uhlí Filtrasorb F400 se při odstraňování Ibuprofenu z vody potvrdilo jako velmi účinné. Vyhodnocené hodnoty účinnosti ve všech kádinkách s daným sorbentem přesahovaly 98 % již od první hodiny. Nejvyšší vyhodnocená účinnost byla 99,17 %.

Sorbent GEH se nejevil jako vhodný při odstraňování léčiva z vody. Nejvyšší účinnost odstranění Ibuprofenu z vody byla vyhodnocena po čtyřech hodinách v kádince číslo tři, a to 17,76 %. V obou případech se účinnost odstranění jen mírně zvýšila.

Čtvrtý adsorpční materiál Bayoxide E33 léčivo z vody neodstraňoval. Nejvyšší vyhodnocená hodnota účinnosti byla 2,99 %. V kádince číslo čtyři byly vyhodnoceny záporné hodnoty účinnosti, což opět naznačuje proces desorpce.



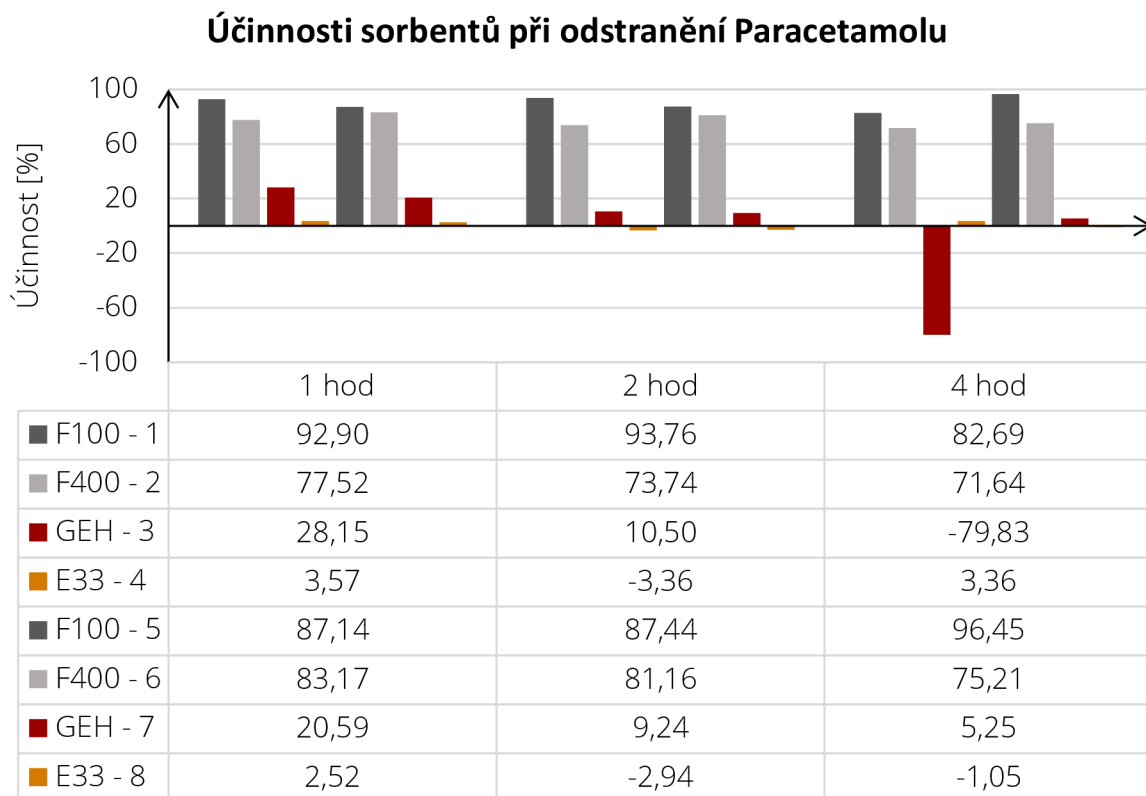
Obr. 21 Účinnost odstranění Naproxenu v % vybranými sorbenty

Při odstraňování Naproxenu se aktivní uhlí Filtrasorb F100 a Filtrasorb F400 opět potvrdila jako velmi dobrá. Ve všech kádinkách s aktivním uhlím byla vyhodnocena účinnost odstranění vyšší jak 92 %. V kádince číslo pět aktivní uhlí Filtrasorb F100 nejvíce odstranilo léčivo po čtyřech hodinách, kdy byla vypočtena hodnota účinnosti odstranění léčiva 96,34 %.

Filtrasorb F400 se ukázal jako vhodný materiál při odstraňování Naproxenu z vody. Nejvyšší hodnota účinnosti sorbentu byla 96,97 %. Ve všech kádinkách se sorbentem Filtrasorb F400 byla vyhodnocena stoupající účinnost odstranění.

Sorpční materiál GEH po první hodině pokusu Naproxen z vody odstraňoval, ale následně účinnost sorbentu klesala. V kádince číslo 3 byla dokonce po čtyřech hodinách hodnota účinnosti záporná, tzn. že docházelo k desorpci.

Poslední sorpční materiál Bayoxide E33 se při odstraňování také ukázal jako nevhodný. Bayoxide E33 ze začátku léčivo odstraňoval, ale tendence odstraňování byla klesající. V kádince číslo osm byla po dvou hodinách vyhodnocena desorpční hodnota.



Obr. 22 Účinnost odstranění Paracetamolu v % vybranými sorbenty

S odstraněním Paracetamolu si tentokrát nejlépe poradilo aktivní uhlí Filtrasorb F100. Nejvyšší vyhodnocená účinnost odstranění léčiva z vody byla 96,45 % po čtyřech hodinách adsorpce. V kádince číslo jedna se účinnost odstranění nejprve zvyšovala, ale po čtyřech hodinách klesla, oproti kádince číslo pět, kdy účinnost odstranění stoupala po celou dobu statické zkoušky.

Aktivní uhlí Filtrasorb F400 v obou kádinkách po jedné hodině statické zkoušky Paracetamol odstraňovalo, ale účinnost odstranění postupně klesala. Nejvyšší vyhodnocená účinnost byla 83,17 %.

Sorpční materiál GEH léčivo z vody odstraňoval, ale účinnost postupně klesala. Nejvyšší vyhodnocená účinnost byla 28,15 % po jedné hodině pokusu. V kádince číslo tři byla vyhodnocena záporná účinnost, tzn. že sorpční materiál léčivo desorboval.

Při odstranění Paracetamolu se Bayoxide E33 potvrdil jako nejméně účinný. Jeho nejvyšší vyhodnocená účinnost byla 3,57 %. Účinnost odstranění byla v obou případech záporná, opět tedy docházelo k desorpci.

Vyhodnocení adsorpční kapacity adsorbentů

Množství adsorbované látky se nejčastěji vyjadřuje jako hmotnost látky nebo látkové množství adsorbované na jednotku hmotnosti adsorbentu. V technologii vody, kde se jedná nejčastěji o směs různých látek neznámého složení, se používá vzorec (2) (37):

$$a_t = \frac{(c_0 - c_m) \cdot V}{m} \quad (7)$$

- kde a_t okamžitá adsorpční kapacita [$\mu\text{g/g}$]
 c_0 koncentrace v čase $t = 0$ hod [$\mu\text{g/l}$]
 c_m koncentrace v čase t [$\mu\text{g/l}$]
 V objem vodného roztoku [l]
 m hmotnost sorpčního materiálu [g]

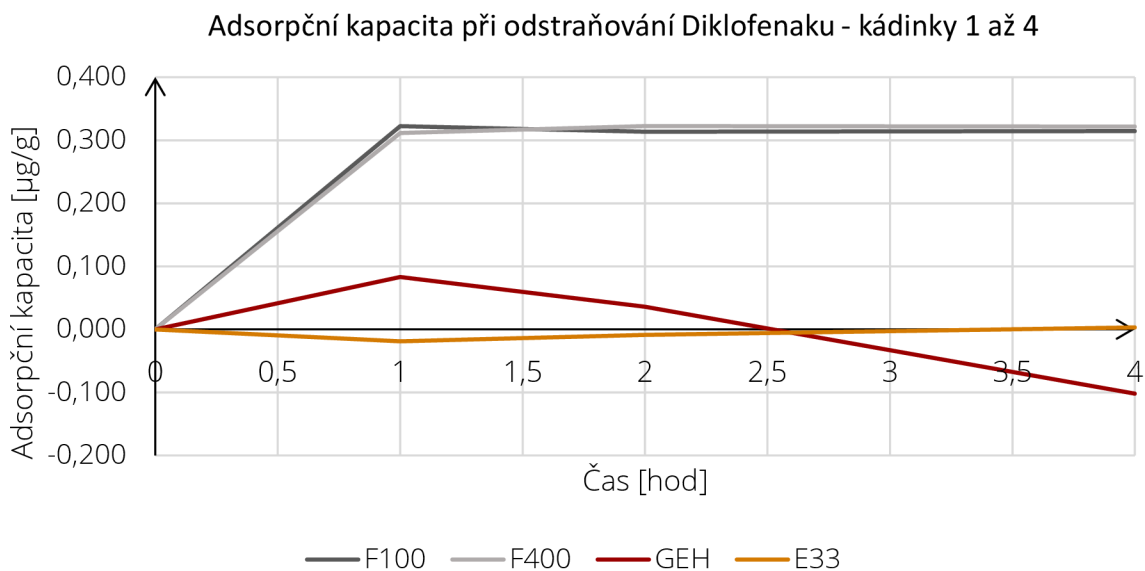
Pro výpočet adsorpční kapacity byl použit objem vodného roztoku jeden litr a hmotnost sorpčního materiálu deset gramů. Výpočty adsorpční kapacity při odstraňování jednotlivých léčiv z vody jsou uvedeny v následujících tabulkách. Pro lepší orientaci je adsorpční kapacita sorpčních materiálů vyobrazena níže na grafech, které jsou rozděleny dle pořadí kádinek.

Tab. 22 Adsorpční kapacita při odstraňování Diklofenaku

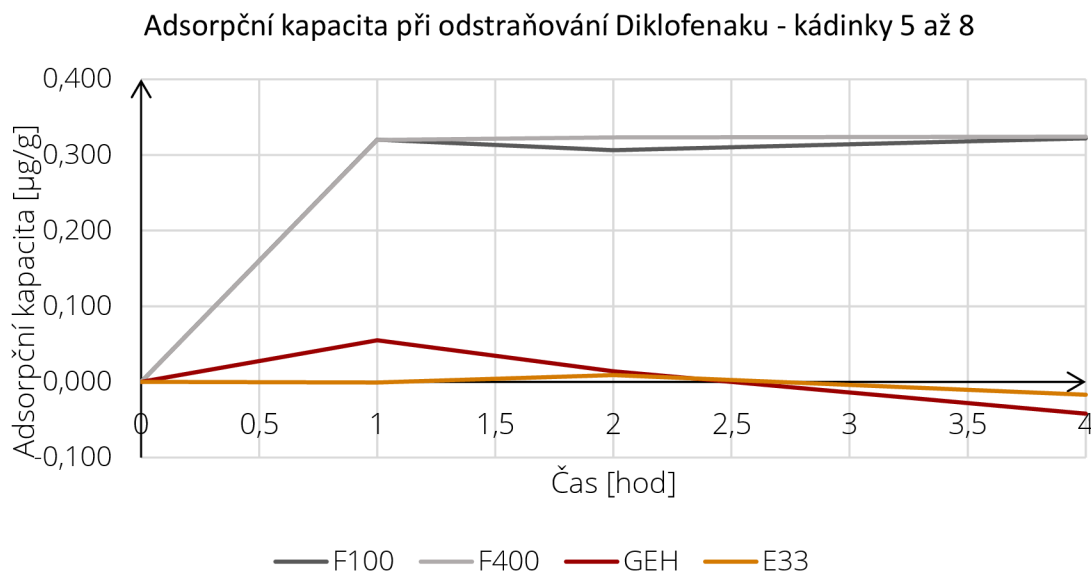
Čas [hod]	Diklofenak – adsorpční kapacita [$\mu\text{g/g}$]							
	F100	F400	GEH	E33	F100	F400	GEH	E33
	1	2	3	4	5	6	7	8
0	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
1	0,322	0,311	0,083	-0,019	0,320	0,320	0,055	-0,001
2	0,313	0,322	0,036	-0,009	0,306	0,323	0,014	0,009
4	0,314	0,322	-0,102	0,003	0,322	0,324	-0,042	-0,017

Při odstraňování Diklofenaku z vody byla největší adsorpční kapacita vyhodnocena u aktivního uhlí Filtrasorb F400. Adsorpční kapacita dosahovala hodnoty 0,324 $\mu\text{g/g}$. Adsorpční kapacita aktivního uhlí Filtrasorb F100 v kádince jedna dosahovala podobných hodnot jako v kádince pět. Sorpční materiál GEH během statické zkoušky adsorpční kapacitu vyčerpal, protože po čtyřech hodinách byla vyhodnocena záporná

adsorpční kapacita, což znamená, že během pokusu došlo k desorpci. Nejvyšší adsorpční kapacita materiálu GEH byla vyhodnocena v kádince číslo tři v čase jedna hodina, a to 0,083 $\mu\text{g/g}$. Adsorpční kapacita Bayoxide E33 byla ve většině případů vyhodnocena jako desorpční. Nejvyšší hodnota adsorpční kapacity byla 0,009 $\mu\text{g/g}$.



Obr. 23 Průběh adsorpční kapacity při odstraňování Diklofenaku vybranými sorbenty v kádinkách 1-4

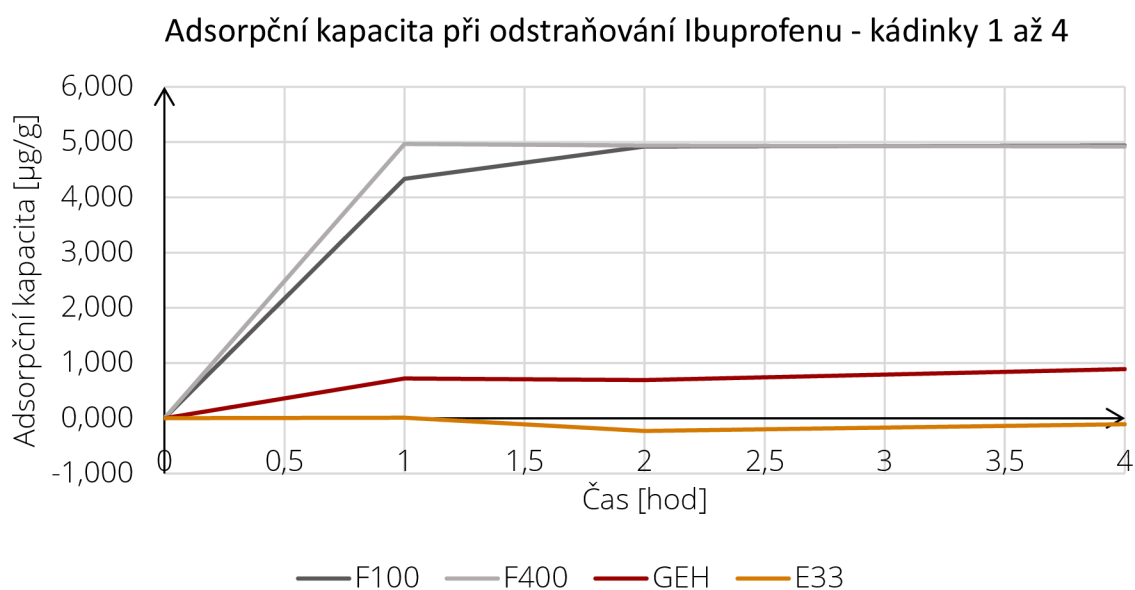


Obr. 24 Průběh adsorpční kapacity při odstraňování Diklofenaku vybranými sorbenty v kádinkách 5-8

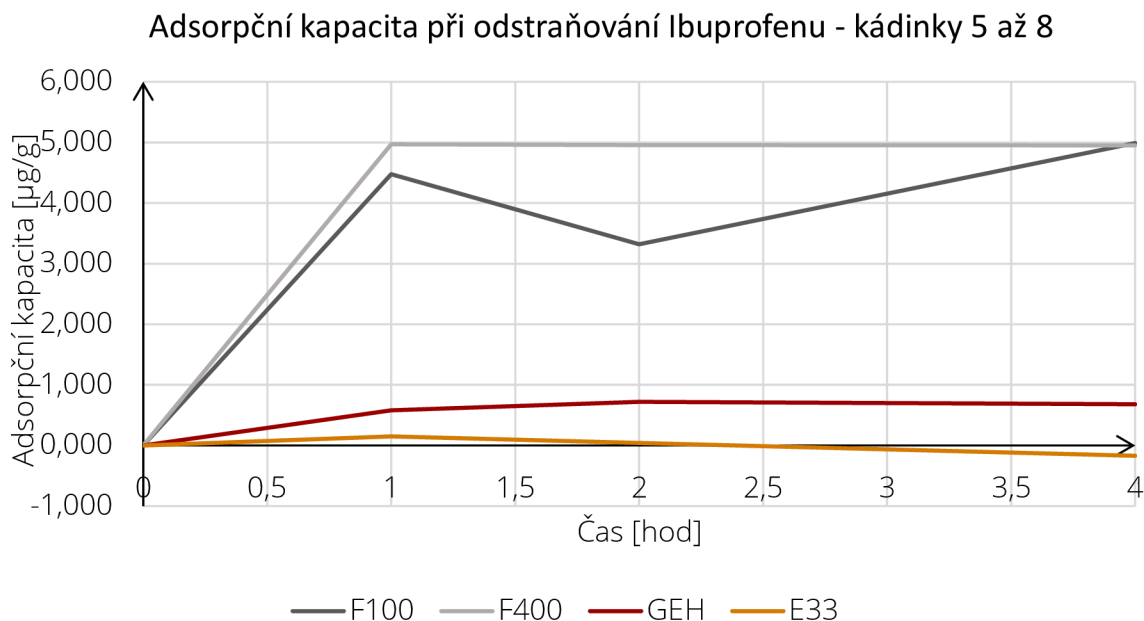
Tab. 23 Adsorpční kapacita při odstraňování Ibuprofenu

Čas [hod]	Ibuprofen – adsorpční kapacita [$\mu\text{g/g}$]							
	F100 1	F400 2	GEH 3	E33 4	F100 5	F400 6	GEH 7	E33 8
0	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
1	4,335	4,967	0,720	0,010	4,474	4,968	0,580	0,150
2	4,919	4,941	0,690	-0,230	3,320	4,956	0,720	0,040
4	4,938	4,924	0,890	-0,110	4,989	4,950	0,680	-0,170

Největší adsorpční kapacity při odstraňování Ibuprofenu dosahovalo aktivní uhlí Filtrasorb F100, a to 4,989 $\mu\text{g/g}$ po čtyřech hodinách pokusu. Aktivní uhlí Filtrasorb F400 dosahovalo největší adsorpční kapacity 4,968 $\mu\text{g/g}$ po první hodině pokusu. Adsorpční kapacita sorpčního materiálu GEH byla vzrůstající po celou dobu. Nejvyšší stanovená adsorpční kapacita byla 0,890 $\mu\text{g/g}$. Bayoxide E33 velké sorpční kapacity nedosahoval. V obou kádinkách byly vyhodnoceny záporné hodnoty adsorpční kapacity, tudíž docházelo k desorpci. Největší adsorpční kapacitu 0,150 $\mu\text{g/g}$ měl sorbent po první hodině statické zkoušky.



Obr. 25 Průběh adsorpční kapacity při odstraňování Ibuprofenu vybranými sorbenty v kádinkách 1-4

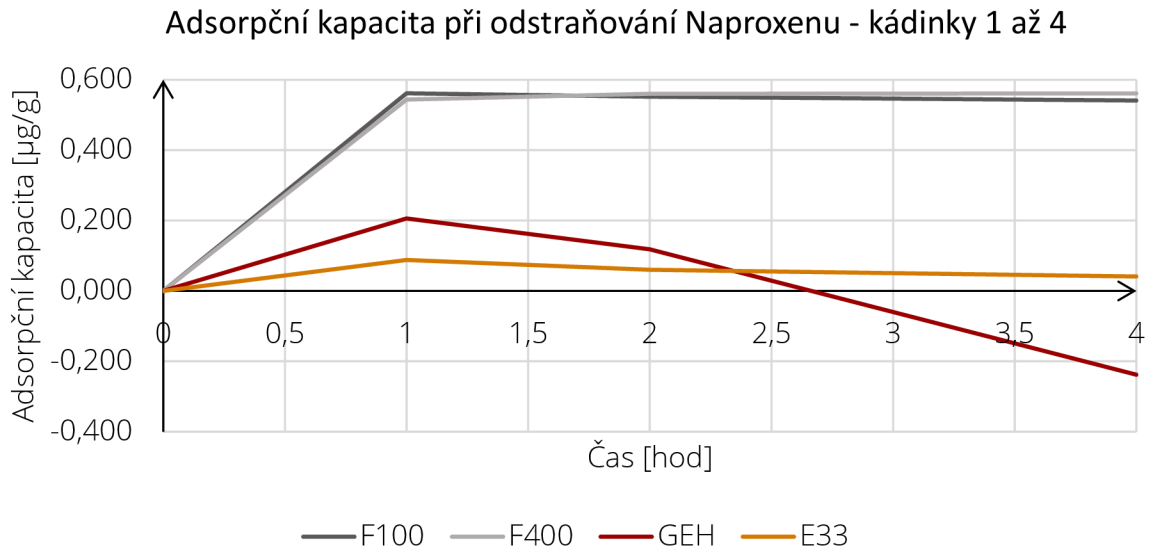


Obr. 26 Průběh adsorpční kapacity při odstraňování Ibuprofenu vybranými sorbenty v kádinkách 5-8

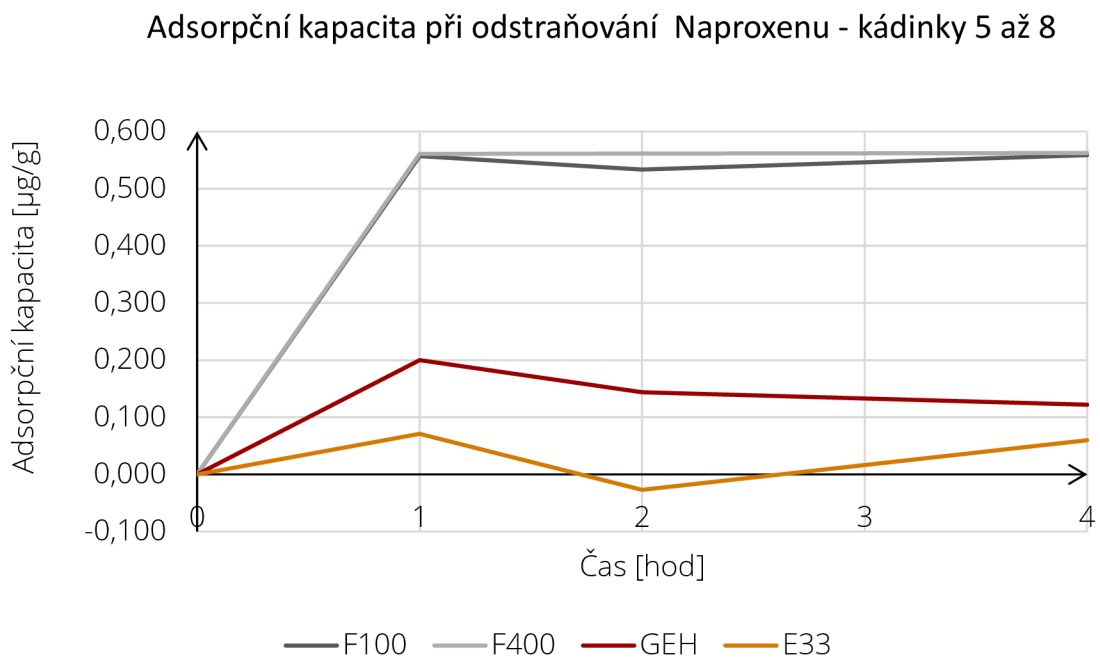
Tab. 24 Adsorpční kapacita při odstraňování Naproxenu

Čas [hod]	Naproxen – adsorpční kapacita [µg/g]							
	F100	F400	GEH	E33	F100	F400	GEH	E33
	1	2	3	4	5	6	7	8
0	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
1	0,562	0,543	0,206	0,088	0,557	0,561	0,200	0,071
2	0,552	0,560	0,118	0,060	0,534	0,561	0,144	-0,027
4	0,542	0,561	-0,238	0,041	0,559	0,562	0,122	0,060

Při odstraňování Naproxenu byla adsorpční kapacita aktivních uhlí velice podobná. Nejvyšší hodnoty dosahoval sorbent Filtrasorb F400, a to 0,562 µg/g. Aktivní uhlí Filtrasorb F100 dosáhlo stejné nejvyšší hodnoty odstranění Naproxenu z vody 0,562 µg/g jako Filtrasorb F400, a to v první hodině měření u kádinky č.1. Sorpční materiál GEH po první hodině dosahoval adsorpční kapacity 0,206 µg/g, ale adsorpční kapacita během pokusu klesala. V kádince číslo tři po čtyřech hodinách začalo docházet k desorpci. Adsorpční kapacita u sorbentu Bayoxide E33 dosáhla nejvyšší adsorpční kapacity 0,088 µg/g v první hodině měření u kádinky č.4 a následně klesala.



Obr. 27 Průběh adsorpční kapacity při odstraňování Naproxenu vybranými sorbenty v kádinkách 1-4

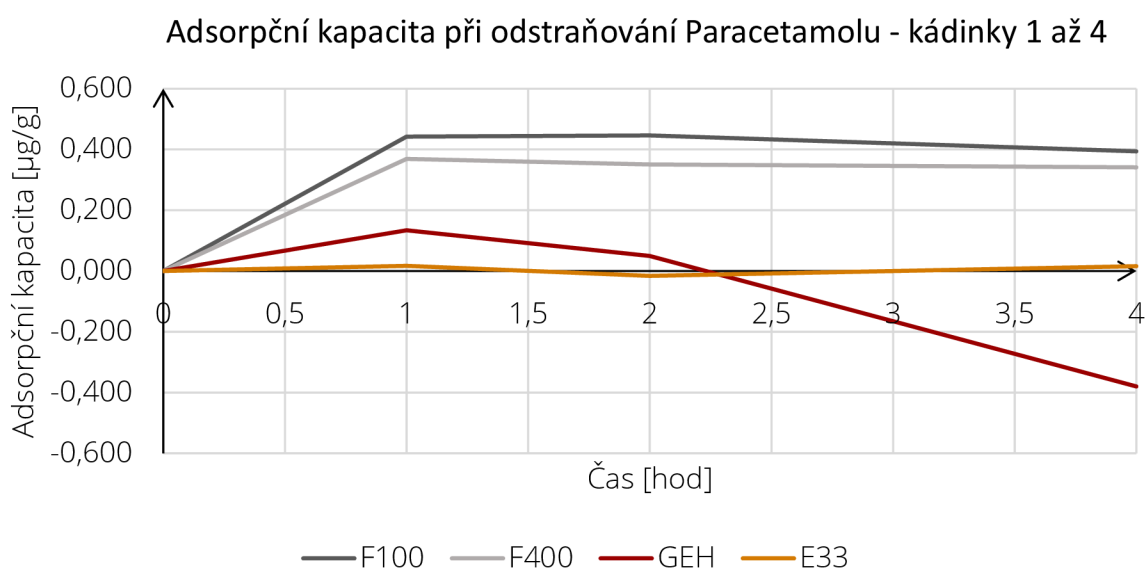


Obr. 28 Průběh adsorpční kapacity při odstraňování Naproxenu vybranými sorbenty v kádinkách 5-8

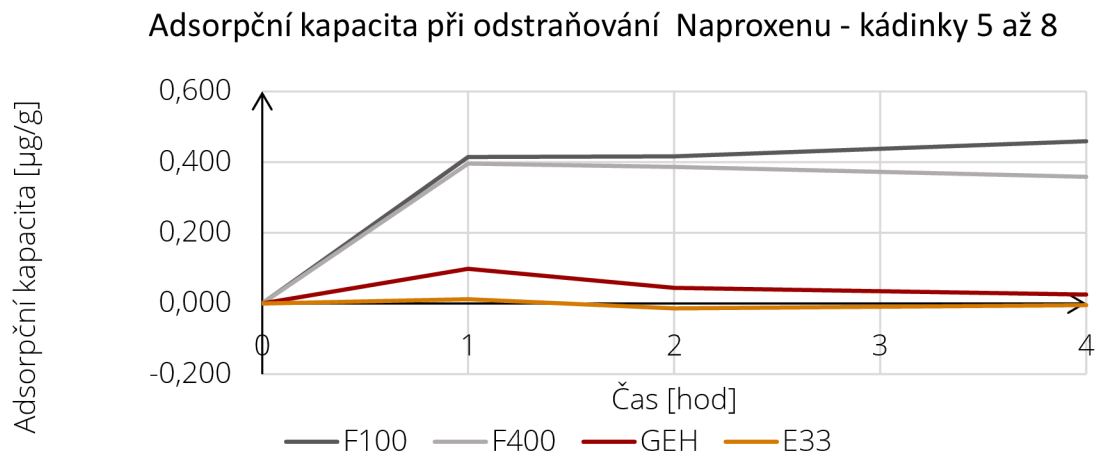
Tab. 25 Adsorpční kapacita při odstraňování Paracetamolu

Čas [hod]	Paracetamol – adsorpční kapacita [μg/g]							
	F100	F400	GEH	E33	F100	F400	GEH	E33
	1	2	3	4	5	6	7	8
0	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
1	0,442	0,369	0,134	0,017	0,415	0,396	0,098	0,012
2	0,446	0,351	0,050	-0,016	0,416	0,386	0,044	-0,014
4	0,394	0,341	-0,380	0,016	0,459	0,358	0,025	-0,005

Při odstraňování Paracetamolu z vody dosahovalo největší adsorpční kapacity aktivní uhlí Filtrasorb F100. V kádince číslo pět po čtyřech hodinách byla stanovena hodnota 0,459 μg/g. Filtrasorb F400 dosahoval největší adsorpční kapacity po jedné hodině statické zkoušky, a to v obou kádinkách. Největší adsorpční kapacita byla 0,396 μg/g. Adsorpční kapacita tohoto materiálu v průběhu pokusu klesala. Adsorpční kapacita sorbentu GEH dosahovala hodnot 0,134 μg/g a následně klesala. V kádince číslo tři začalo ke konci pokusu docházet k desorpci. Bayoxide E33 dosahoval velmi malé adsorpční kapacity už od první hodiny pokusu. Nejvyšší stanovená hodnota byla 0,017 μg/g. V obou kádinkách docházelo u adsorbentu Bayoxide E33 k desorpci.



Obr. 29 Průběh adsorpční kapacity při odstraňování Paracetamolu vybranými sorbenty v kádinkách 1-4



Obr. 30 Průběh adsorpční kapacity při odstraňování Paracetamolu vybranými sorbenty v kádinkách 5-8

Vyhodnocení adsorpce pomocí Langmuirovy a Freundlichovy izotermy

Pro vyhodnocení adsorpce z roztoku byla použita Langmuirova a Freundlichova izoterma. **Langmuirova izoterma** je vyjádřena vztahem (8) [5]:

$$a_t = a_{max} \cdot \frac{b \cdot c_r}{1 + b \cdot c_r} \quad (8)$$

- Kde
- a_t okamžitá adsorpční kapacita [$\mu\text{g/g}$]
 - a_{max} maximální adsorpční kapacita [$\mu\text{g/g}$]
 - b konstanta
 - c_r rovnovážná koncentrace adsorbované látky [$\mu\text{g/l}$]

Pro ověření, zda naměřené údaje vyhovují této izotermě, byla rovnice převedena do linearizovaného tvaru, ze kterého byla vypočítána maximální adsorpční kapacita a_{max} a konstanta b pomocí metody nejmenších čtverců:

$$\frac{1}{a_t} = \frac{1}{a_{max} \cdot b} \cdot \frac{1}{c_r} + \frac{1}{a_{max}} \quad (9)$$

Freundlichova izoterma je popsána vztahem (10): [5]

$$a_t = k \cdot c_r^{\frac{1}{n}} \quad (10)$$

Kde	a_t	okamžitá adsorpční kapacita [$\mu\text{g/g}$]
	k	konstanta
	n	konstanta
	c_r	rovnovážná koncentrace adsorbované látky [$\mu\text{g/l}$]

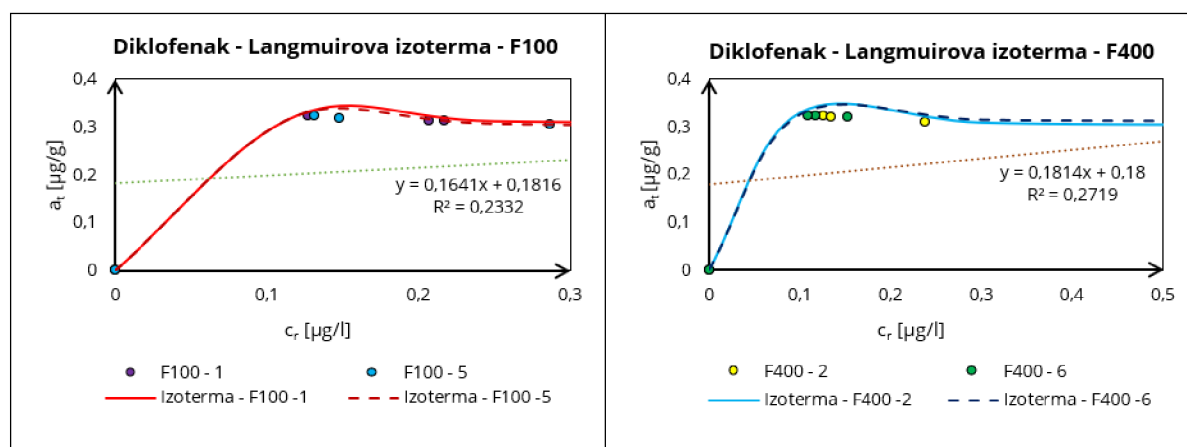
Pro ověření, zda naměřené údaje vyhovují této izotermě, byla rovnice převedena do linearizovaného tvaru, ze kterého byly vypočítány konstanty n a k pomocí metody nejmenších čtverců:

$$\log a_t = \frac{1}{n} \cdot \log c_r + \log k \quad (11)$$

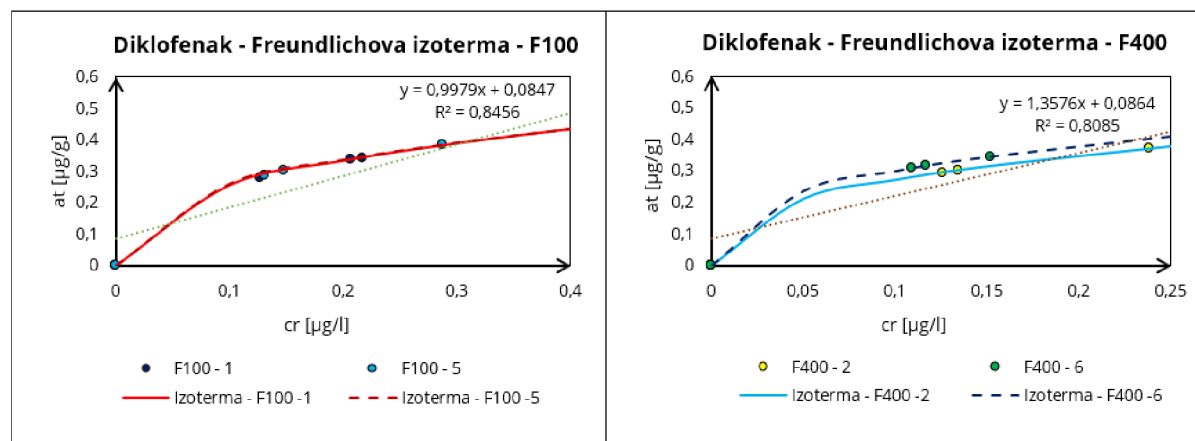
Z vyhodnocení bylo zjištěno, že obě aktivní uhlí vyhovovala jak Langmuirově, tak Freundlichově izotermě. Vzhledem ke klesající tendenci adsorpční kapacity u adsorbentů GEH a Bayoxide E33 nebylo možné naměřené hodnoty Langmuirovou ani Freundlichovou izotermou prezentovat. Proto jsou níže v grafech znázorněny pouze hodnoty pro aktivní uhlí Filtrasorb F100 a Filtrasorb F400. Dále jsou v tabulkách uvedeny vypočtené hodnoty konstanty b a maximální adsorpční kapacity pro Langmuirovu izotermu a konstanty n a k pro Freundlichovu izotermu. Jelikož během pokusu bylo pořízeno málo měření, nelze izotermy vykreslit dle klasického průběhu funkce izotermu. Z naměřených hodnot je patrné, že se pohybují v blízkosti průběhu izotermu. Adsorpční izotermy jsou vykresleny pro každé léčivo zvlášť dle jednotlivých kádinek se sorbenty.

Tab. 26 Vypočtené konstanty Langmuirovy a Freundlichovy izotermy pro Diklofenak

Adsorpční materiál	Diklofenak							
	Langmuirova izoterma				Freundlichova izoterma			
	kádinky 1-4		kádinky 5-8		kádinky 1-4		kádinky 5-8	
	b	a _{max}	b	a _{max}	n	k	n	k
F100	-124,003	0,302	-85,986	0,294	2,628	0,615	2,717	0,608
F400	-109,153	0,299	-198,671	0,309	2,772	0,625	2,932	0,657
GEH	-0,445	0,009	-0,373	0,002	7,045	0,124	0,102	0,000
E33	-0,289	0,000	-0,306	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000



Obr. 31 Průběh odstranění Diklofenaku – Langmuirova izoterma

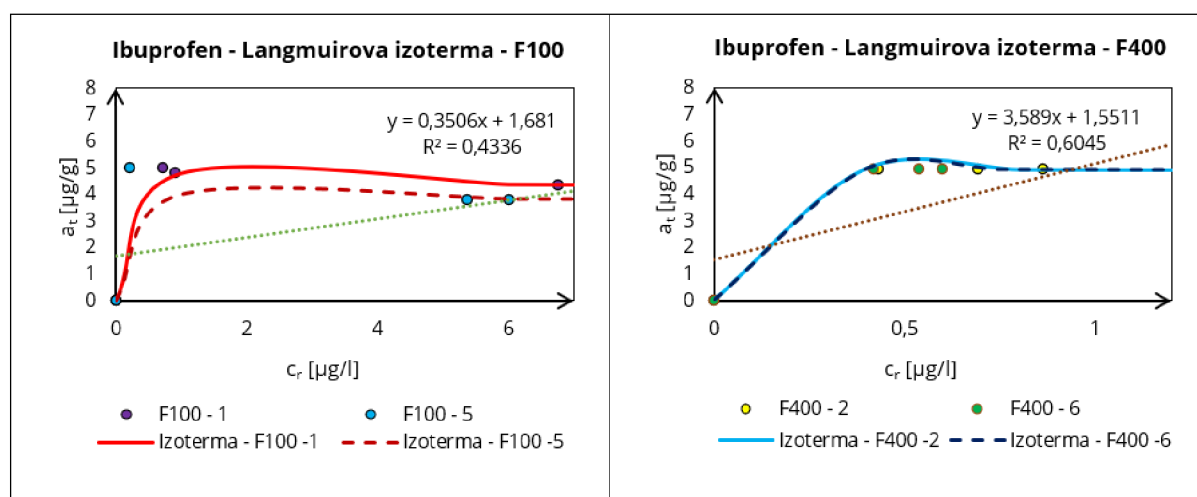


Obr. 32 Průběh odstranění Diklofenaku – Freundlichova izoterma

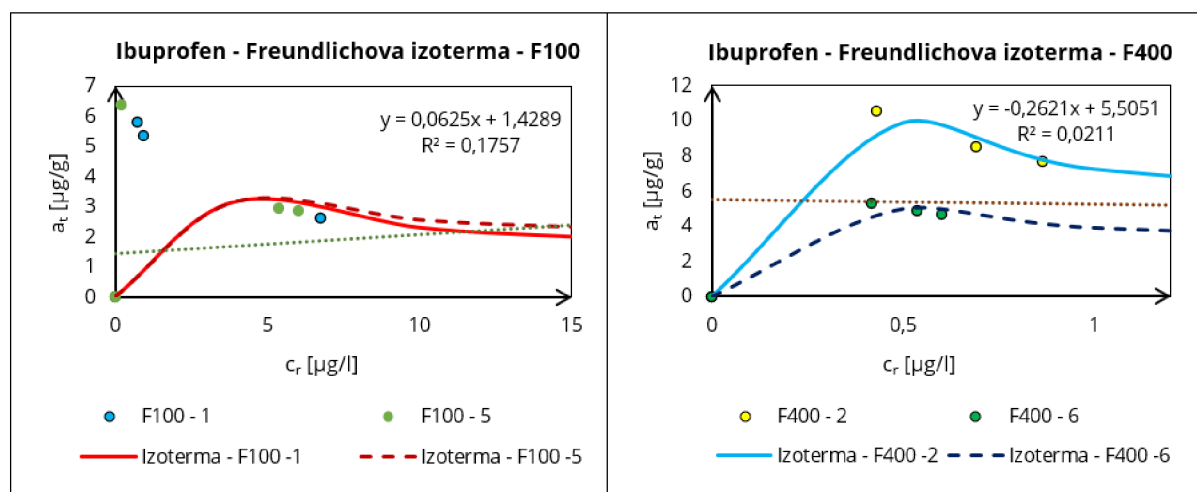
Z naměřených hodnot Diklofenaku vyplývá, že se pohybují v blízkém okolí jak Langmuirovy, tak Freundlichovy izotermy. V případě většího množství měření by tendence izotermy mohla být optimální. Freundlichova izoterma prezentuje průběh odstraňování přesněji než Langmuirova izoterma.

Tab. 27 Vypočtené konstanty Langmuirovy a Freundlichovy izotermy pro Ibuprofen

Adsorpční materiál	Ibuprofen							
	Langmuirova izoterma				Freundlichova izoterma			
	kádinky 1-4		kádinky 5-8		kádinky 1-4		kádinky 5-8	
	b	a _{max}	b	a _{max}	n	k	n	k
F100	-9,678	4,284	-19,621	3,780	-2,837	5,153	-4,234	4,396
F400	-141,400	4,886	-204,744	4,910	-2,239	7,231	-2,875	3,921
GEH	-0,028	0,124	-0,026	0,082	0,818	0,008	0,546	0,001
E33	-0,019	0,000	-0,021	0,001	0,000	0,000	0,000	0,000



Obr. 33 Průběh odstranění Ibuprofenu – Langmuirova izoterma

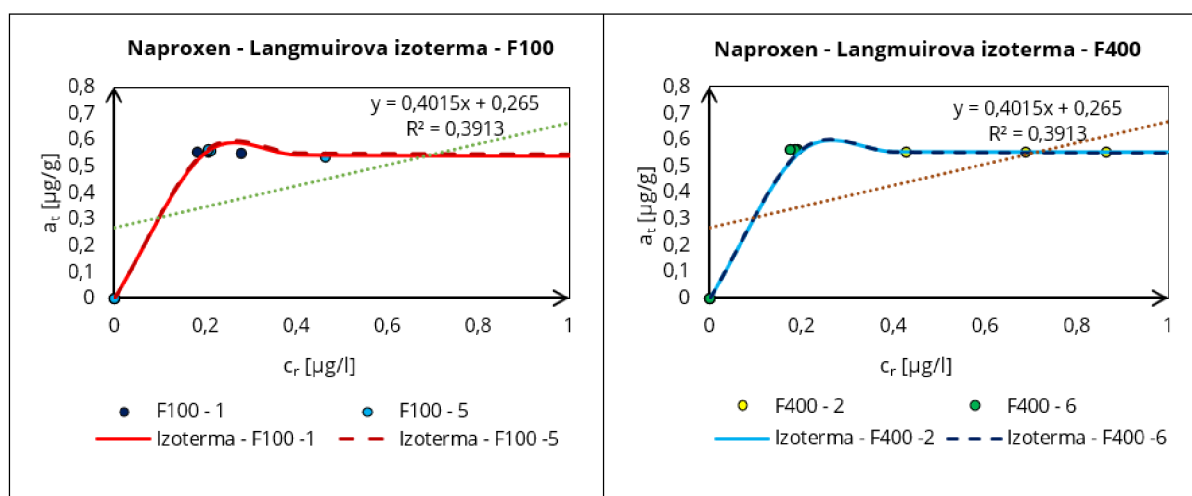


Obr. 34 Průběh odstranění Ibuprofenu – Freundlichova izoterma

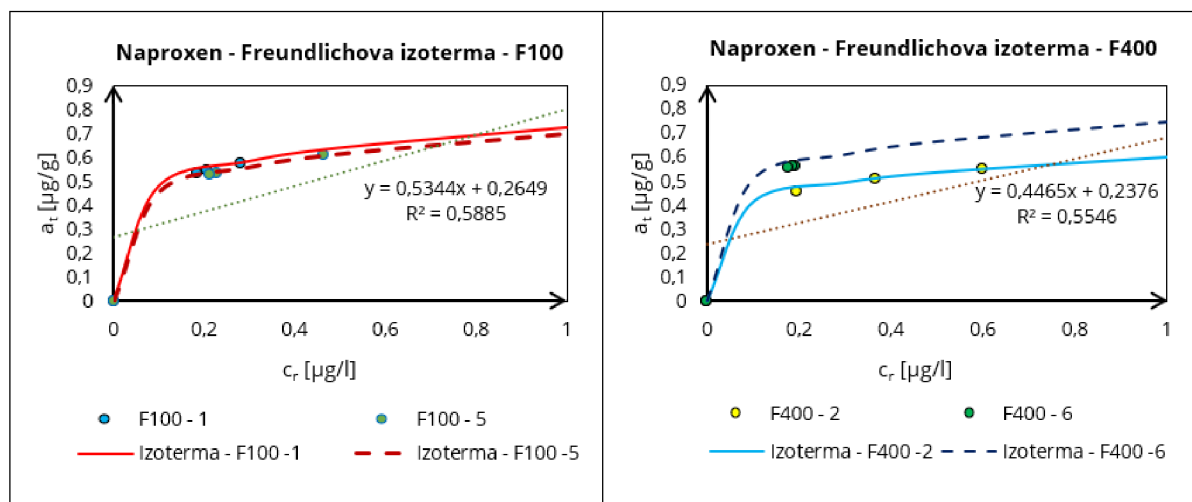
Počáteční koncentrace Ibuprofenu byla oproti ostatním lékům dost vysoká, ale i přesto oba sorpční materiály odstraňovaly léčivo spolehlivě. Naměřené hodnoty věrohodně prezentují průběh Langmuirovy a Freundlichovy izotermy.

Tab. 28 Vypočtené konstanty Langmuirovy a Freundlichovy izotermy pro Naproxen

Adsorpční materiál	Naproxen							
	Langmuirova izoterma				Freundlichova izoterma			
	kádinky 1-4		kádinky 5-8		kádinky 1-4		kádinky 5-8	
	b	a_{max}	b	a_{max}	n	k	n	k
F100	-188,824	0,538	-57,436	0,514	5,571	0,725	5,424	0,702
F400	-561,055	0,552	-172,460	0,544	6,162	0,598	5,974	0,745
GEH	-0,256	0,008	-0,336	0,044	0,000	0,000	0,000	0,000
E33	-0,218	0,006	-0,194	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000



Obr. 35 Průběh odstranění Naproxenu – Langmuirova izoterma

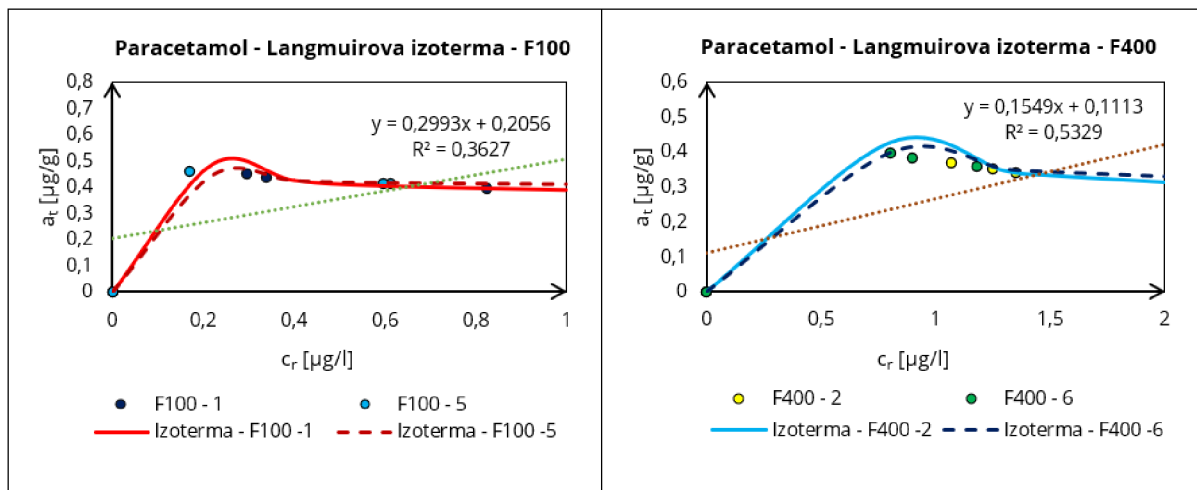


Obr. 36 Průběh odstranění Naproxenu – Freundlichova izoterma

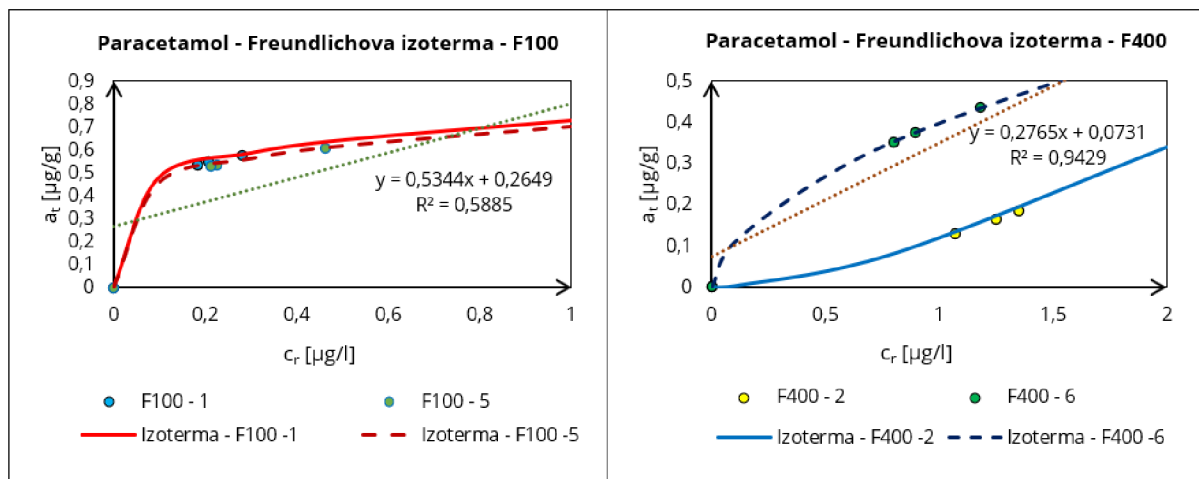
Při odstraňování Naproxenu byly naměřeny hodnoty koncentrace léčiva, které také splňují průběh Langmuirovy a Freundlichovy izotermy. Freundlichova izoterma více naznačuje optimální průběh funkce.

Tab. 29 Vypočtené konstanty Langmuirovy a Freundlichovy izotermy pro Paracetamol

Adsorpční materiál	Paracetamol							
	Langmuirova izoterma				Freundlichova izoterma			
	kádinky 1-4		kádinky 5-8		kádinky 1-4		kádinky 5-8	
	b	a _{max}	b	a _{max}	n	k	n	k
F100	-18,651	0,369	-46,544	0,401	3,384	0,566	3,839	0,575
F400	-3,334	0,266	-4,941	0,297	0,642	0,116	1,767	0,397
GEH	-0,298	0,008	-0,279	0,006	0,000	0,000	0,000	0,000
E33	-0,211	-0,001	-0,212	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000



Obr. 37 Průběh odstranění Paracetamolu – Langmuirova izoterma



Obr. 38 Průběh odstranění Paracetamolu – Freundlichova izoterma

Z naměřených hodnot při odstraňování Paracetamolu je patrné, že hned po prvním měření byl lék z vody odstraněn sorbentem Filtrasorb F100, což prezentuje ideální průběh Langmuirovy izotermy. Při odstraňování sorbentem Filtrasorb F400 začalo v kádince č. 6 během 4. minuty měření k desorpci. Proto průběh Freundlichovy izotermy není optimální.

Vyhodnocení ostatních parametrů

Mezi další hodnocené parametry při laboratorním odstraňování patří pH a teplota. Důležitým ukazatelem kvality vody je hodnota pH, která je definována jako záporný logaritmus vodíkových iontů. Ovlivňuje účinnost chemických, fyzikálně chemických a biologických procesů používaných při úpravě vody. Z hlediska vnímání chuti je ideální pH v neutrální oblasti, tj. od 6,5 do 7,5. Vyhláška 252/2004 Sb., kterou se stanoví hygienické požadavky na pitnou a teplou vodu a četnost a rozsah kontroly pitné vody, uvádí limitní hodnotu pro pH v intervalu od 6,5 do 9,5. [5, 26] Reakce vody je bezrozměrný ukazatel, který je ovlivněn i teplotou vody. Teplota patří také k významným ukazatelům pitné vody. Významně ovlivňuje chemickou a biochemickou reaktivitu i v poměrně úzkém teplotním rozmezí, a to od 0 °C asi do 30 °C. [5]

Při laboratorním experimentu bylo měření pH prováděno pomocí pH metru s teploměrem Adwa AD14, což je kvalitní mikroprocesorově řízený přenosný pH metr se zabudovaným měřením teploty s automatickou teplotní kompenzací. Na dvouřádkovém displeji testeru lze sledovat pH a teplotu najednou. Měřidlo Adwa je zabezpečeno proti vodě a vlhkosti. Mezi jeho funkce patří dvoudobá automatická kalibrace, funkce HOLD, která udrží naměřené hodnoty na displeji, indikátor stability měření i stavu baterií a vyměnitelná sonda. [38]

Tab. 30 Naměřené hodnoty pH při odstraňování léčiv z vody

Čas [hod]	pH [-]							
	F100 1	F400 2	GEH 3	E33 4	F100 5	F400 6	GEH 7	E33 8
0	7,03	7,03	7,03	7,03	7,03	7,03	7,03	7,03
1	7,36	7,59	7,52	7,58	7,45	7,67	7,48	7,56
2	7,28	7,62	7,50	7,47	7,50	7,69	7,50	7,54
4	7,35	7,62	7,57	7,43	7,53	7,56	7,45	7,51

Tab. 31 Naměřené hodnoty teploty při odstraňování léčiv z vody

Čas [hod]	teplota [°C]							
	F100 1	F400 2	GEH 3	E33 4	F100 5	F400 6	GEH 7	E33 8
0	18,80	18,80	18,80	18,80	18,80	18,80	18,80	18,80
1	19,40	19,10	19,00	19,00	19,20	19,00	19,00	19,00
2	19,60	19,60	19,60	19,60	19,60	19,40	19,40	19,50
4	20,30	20,20	20,30	20,30	20,30	20,30	20,30	20,30

Hodnoty pH se ve všech kádinkách pohybovaly od 7,03 do 7,69. Všechny naměřené

hodnoty splňují požadavky vyhlášky pro kvalitu pitné vody. Z naměřených hodnot vyplývá, že po jedné hodině statické zkoušky se hodnoty pH ve všech kádinkách zvýšily, a to z důvodu charakteru sorpčního materiálu. Během celého pokusu se dále reakce vody významně neměnila. Teplota vody se během statické zkoušky pohybovala v rozmezí od 18,8 °C do 20,3 °C a postupně stoupala. To bylo zřejmě způsobeno teplotou v laboratoři.

Shrnutí výsledků statické zkoušky

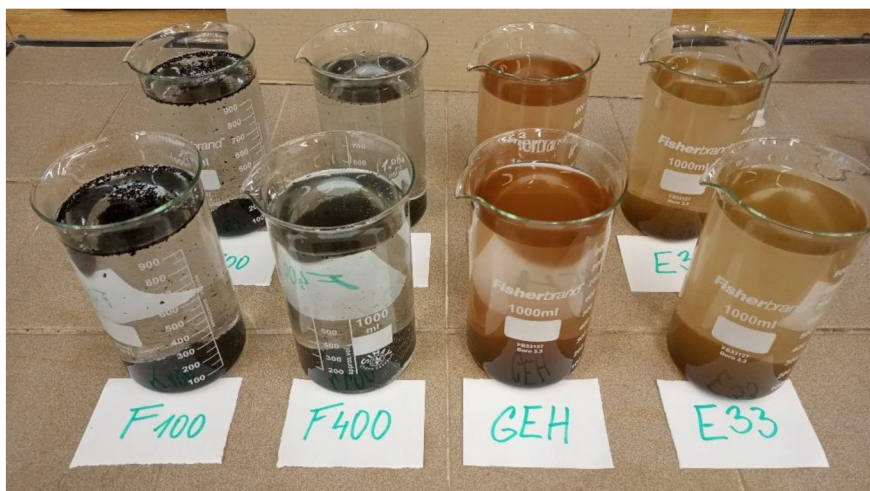
Statická zkouška odstraňování vybraných léčiv adsorbenty byla vyhodnocena z hlediska naměřených koncentrací v daném čase, účinnosti odstranění léčiva z vody, adsorpční kapacity sorbentů a Langmuirovy a Freundlichovy izotermy.

Při odstraňování jednotlivých léčiv aktivní uhlí ve všech případech dosahovala nejlepších výsledků. Nejvyšší účinnost odstranění ukázalo aktivní uhlí Filtrasorb F100 při odstraňování Ibuprofenu, a to 99,59 %. Aktivní uhlí Filtrasorb F400 dosahovalo nejlepších adsorpčních vlastností také při odstraňování Ibuprofenu, kdy účinnost odstranění byla 99,14 %. Celkově se aktivní uhlí ukázala jako účinná při odstraňování léčiv z vody.

Adsorpční materiály GEH a Bayoxide E33, které byly vybrány na základě odstraňování kovů z vody, se při odstraňování léčiv neukázala jako ideální. Ve většině případů byly hodnoty účinnosti velmi malé a následně docházelo k desorpci.

Naměřené hodnoty pH se pohybovaly v intervalu, který splňuje vyhlášku pro pitnou vodu. Teplota vody během statické zkoušky postupně stoupala. Hodnoty pH byly větší jak sedm. Dle předpokladu pana Pittera, že při teplotě nižší jak 25 °C je pH vyšší jak sedm, odpovídaly hodnoty pH během celé statické zkoušky.

Fotodokumentace statické zkoušky



Obr. 39 Kádinky s přichystanými adsorbenty a modelovou vodou [autor]



Obr. 40 Přesné odvážení adsorbentu [autor]



Obr. 41 Měření pH a teploty [autor]



Obr. 42 Odebrané vzorky pro akreditovanou laboratoř [autor]

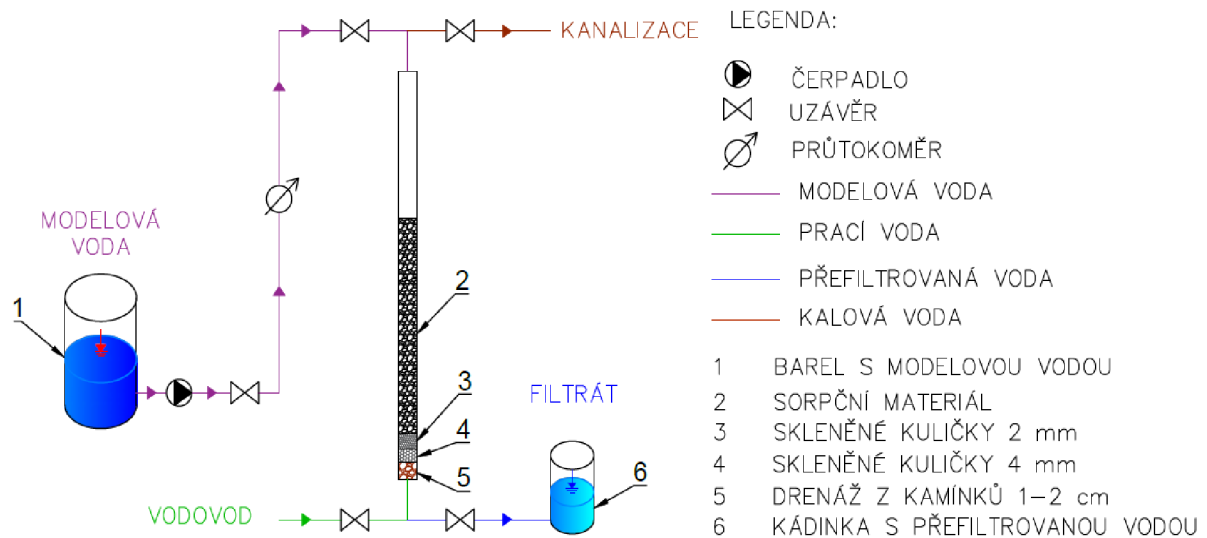
5.1.9 Dynamická zkouška

Dynamická zkouška byla vybrána jako následný laboratorní proces pro odstranění léčiv z vody. Na základě statické zkoušky byly vybrány adsorpční materiály. Protože aktivní uhlí Filtrasorb F100 a Filtrasorb F400 dosahovala velmi dobrých výsledků během statické zkoušky, byly pro dynamickou zkoušku vybrány pouze tyto dva materiály. Skupina odstraňovaných léčiv zůstala beze změny, tedy Diklofenak, Ibuprofen, Naproxen a Paracetamol. Koncentrace léčiv byly zvoleny dle naměřených koncentrací v pitné, povrchové a podzemní vodě uvedených v publikaci o výskytu léčiv ve vodách. [30]

Průběh dynamické zkoušky

Druhou částí laboratorního odstraňování v rámci praktické části disertační práce bylo odstraňování vybraných léčiv dynamickou zkouškou, která byla provedena také v laboratoři na ÚVHO Fakulty stavební VUT v Brně. Odstraňována byla čtyři léčiva Ibuprofen, Diklofenak, Naproxen a Paracetamol na dvou materiálech aktivního uhlí, a to Filtrasorb F100 a F400. Tato aktivní uhlí byla vybrána na základě výsledků ze statické zkoušky. Popis a vyhodnocení dynamické zkoušky je uveden v následujících podkapitolách.

Filtrační sestava se skládala z barelu s modelovou vodou, čerpadla, dvou filtračních kolon, potrubí s uzávěry a nádob na přefiltrovanou vodu. Vnitřní průměr kolon byl 4,4 cm a jejich dno bylo zaplněno drenážní vrstvou, která zabránila úniku sorpčního materiálu. Drenážní vrstva se skládala z vrstvy kamínek o velikosti 1 až 2 cm, ze skleněných kuliček o velikosti 4 mm a skleněných kuliček o velikosti 2 mm. Nad drenážní vrstvou byla vrstva filtrační náplně, která byla zvolena dle doporučení výrobce, a to nejméně 0,8 m. Před filtrací bylo potřeba vyprat filtrační vrstvu materiálu. Praní probíhalo opačným prouděním vody než samotná filtrace, a to zesponu nahoru tak dlouho, dokud nevytékala čistá voda a materiál byl zcela proprán. Poté bylo u všech materiálů provedeno zafiltrování.



Obr. 43 Filtrační sestava [autor]

Tab. 32 Jakost pitné vody použité pro modelovou vodu při dynamické zkoušce [2]

Ukazatel	Hodnota	Limit	Jednotka
Barva	4	20	mg Pt/l
Zákal	0,6	5	NTU
Železo	0,03	0,2	mg/l
pH	7,39	6,5-9,5	-
Celková tvrdost	2,66	2-3,5	mmol/l
Amonné ionty	<0,03	0,5	mg/l
Dusičnany	31,6	50	mg/l
Dusitany	<0,005	0,5	mg/l
Chloridy	20,4	100	mg/l
Koliformní bakterie	0	0	KTJ/100ml
Escherichia coli	0	0	KTJ/100ml

Naměřené koncentrace léčiv

Koncentrace zvolených léčiv v modelové vodě se pohybovala v podobných hodnotách naměřeným reálným koncentracím v pitné, povrchové a podzemní vodě dle literatury (30). Hodnota koncentrace Diklofenaku v modelové vodě byla 0,346 µg/l, Ibuprofenu 0,391 µg/l, Naproxenu 0,526 µg/l a Paracetamolu 0,465 µg/l. Následně v dalších časových krocích byla vždy naměřena hodnota koncentrace pod mez stanovitelnosti, a to pro obě aktivní uhlí. Mez stanovitelnosti (LOQ – limit of quantification) odpovídá koncentraci, při které je přesnost stanovení taková, že dovoluje kvantitativní vyhodnocení. Mez stanovitelnosti pro Diklofenak a Ibuprofen byla 0,05 µg/l a pro Naproxen a Paracetamol 0,1 µg/l. Z naměřených hodnot vyplývá, že aktivní uhlí Filtrasorb F100 i Filtrasorb F400 odstranila koncentrace léčiv z vody během jedné minuty.

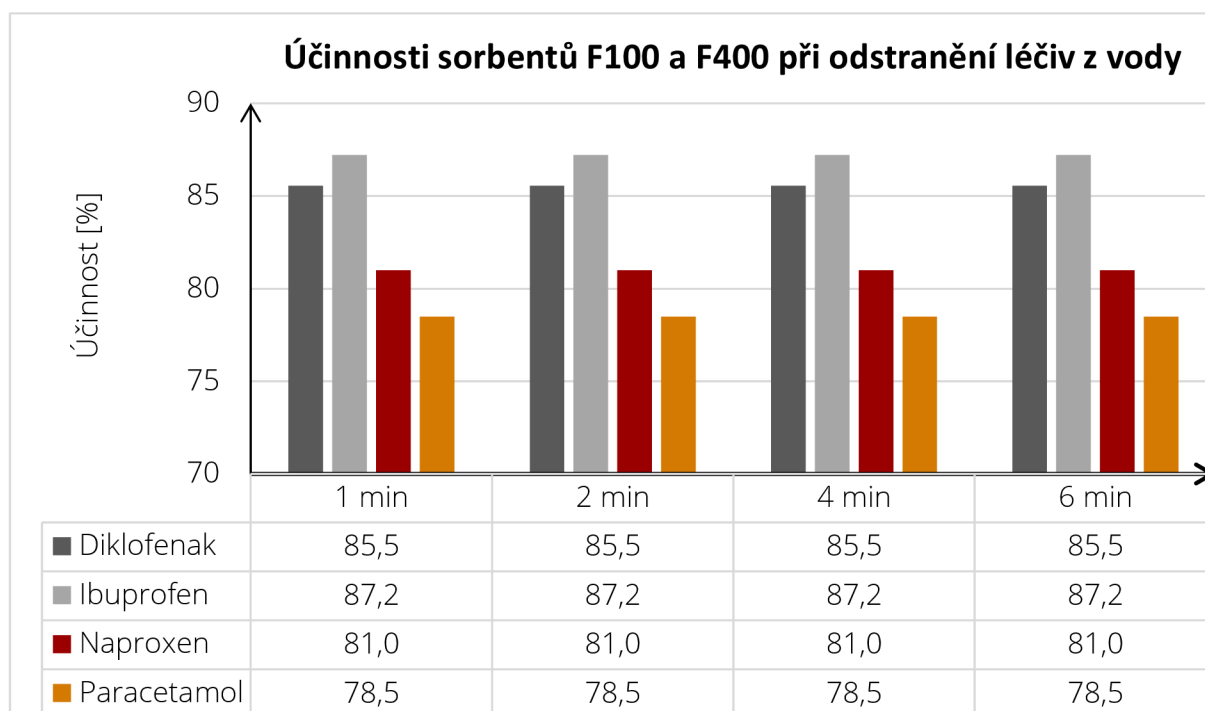
Tab. 33 Výsledné koncentrace při odstraňování léčiv z vody

čas [min]	F100 a F400			
	Diklofenak	Ibuprofen	Naproxen	Paracetamol
	[µg/l]			
0	0,346	0,391	0,526	0,465
1	<0,050	<0,050	<0,100	<0,100
2	<0,050	<0,050	<0,100	<0,100
4	<0,050	<0,050	<0,100	<0,100
6	<0,050	<0,050	<0,100	<0,100

Vyhodnocení účinnosti odstranění

Pro stanovení účinnosti sorbentů při odstraňování léčiva z vody byl použitý vzorec (1) na přepočítání účinnosti podle koncentrace, který je uvedený v podkapitole č. 6.3.3 kapitoly statické zkoušky.

Vzhledem k tomu, že byly naměřeny hodnoty pod mezí stanovitelnosti, byly do vzorce dosazeny právě hodnoty meze stanovitelnosti. Účinnost Diklofenaku byla tedy 85,549 µg/l, Ibuprofenu 87,212 µg/l, Naproxenu 80,989 µg/l a Paracetamolu 78,495 µg/l. Dle nižší meze stanovitelnosti je vidět, že aktivní uhlí lépe odstraňovalo Diklofenak a Ibuprofen, dále pak Naproxen a Paracetamol. Z celkového pohledu lze říci, že účinnost při odstraňování léčiv z vody se pohybovala okolo 80 %.



Obr. 44 Účinnost sorbentů při odstranění léčiv z vody v %

Vyhodnocení ostatních parametrů

Mezi další hodnocené parametry při laboratorním odstraňování patřily pH, teplota a zákal. Význam hodnot pH a teploty je uvedený v kapitole 6.3.6 kapitoly statické zkoušky.

Zákal byl stanoven pomocí turbidimetru HACH 2100Q IS. Zákal je míra úhrnné energie, která se při průchodu světelného paprsku vrstvou disperze o jednotkové tloušťce rozptýlí na všechny strany od tohoto paprsku. Hodnoty zákalu měří tento přístroj v jednotkách FNU (Formazine Nephelometric Units), což jsou oficiálně mezinárodně uznávané jednotky měření zákalu. Vztah se známějšími jednotkami ZF je následující: 1 ZF = 1 FNU. [39]

Zákal patří mezi organoleptické ukazatele pitné vody a popisuje čirost vody, která je základním požadavkem na jakostní pitnou vodu. Zakalení vody je způsobeno anorganickými nebo organickými látkami, které mohou být přírodního nebo antropogenního původu. [5]

Vyhláška 252/2004 Sb., kterou se stanoví hygienické požadavky na pitnou a teplou vodu a četnost a rozsah kontroly pitné vody, uvádí mezní hodnotu pro zákal 5 ZF. [26]

Tab. 34 Naměřené hodnoty pH, teploty a zákalu při odstraňování léčiv z vody

čas [min]	F100			F400		
	pH [-]	teplota [°C]	zákal [ZF]	pH [-]	teplota [°C]	zákal [ZF]
0	6,73	17,60	1,03	6,73	17,60	1,03
1	6,74	18,00	3,09	6,75	19,70	0,94
2	6,77	18,10	1,19	6,78	19,80	0,86
4	6,75	18,10	0,78	6,80	19,00	0,64
6	6,75	18,20	0,72	6,84	19,10	0,89

Naměřené hodnoty pH se u sorbentu Filtrasorb F100 pohybovaly od 6,73 do 6,77. Hodnoty naměřené u Filtrasorbu F400 se pohybovaly v intervalu od 6,73 do 6,84. Všechny naměřené hodnoty splňují požadavky vyhlášky pro kvalitu pitné vody. Stejně jako při statické zkoušce byly při odstraňování léčiva z vody u aktivního uhlí Filtrasorb F400 naměřeny vyšší hodnoty pH než u Filtrasorbu F100. Z naměřených hodnot vyplývá, že během dynamické zkoušky se hodnoty pH zvyšovaly, a to z důvodu charakteru sorpčního materiálu. Teplota vody se během dynamické zkoušky pohybovala v rozmezí od 17,6 °C do 19,1 °C. Vyšší naměřená teplota u sorbentu Filtrasorb F400 byla nejspíše způsobena tím, že filtrace přes tento sorbent probíhala až jako druhá v pořadí. Proto se teplota modelové vody během dynamické zkoušky zvýšila v závislosti na teplotě v laboratoři. V modelové vodě byla naměřena hodnota zákalu 1,03 ZF. Filtrací přes sorbent Filtrasorb F100 byl zákal snížen na hodnotu 0,72 ZF. Hodnota zákalu v šesté minutě u Filtrasorbu F400 byla 0,89 ZF. Kolísání hodnot zákalu, např. v první minutě u Filtrasorbu F100, způsobilo nejspíše neproprané místo v koloně, tzv. hnízdo, které se nehne ani při zafiltrování vody a potom se na počátku filtrace projeví. Všechny naměřené hodnoty zákalu během dynamické zkoušky splňují vyhlášku pro kvalitu pitné vody.

Vyhodnocení parametrů adsorpce

Na závěr experimentu bylo provedeno vyhodnocení průběhu adsorpce při průtoku modelové vody přes nehybnou vrstvu adsorbentu. Rychlost filtrace, objem prázdného lože materiálu, objem proteklé modelové vody a doba kontaktu s prázdným ložem adsorbentu (EBCT) jsou návrhové parametry, na kterých závisí ideální průběh adsorpce. [22, 40] Následně byl vypočítán objem aktivního uhlí v kolonách a lineární rychlost proudění modelové vody [41]. Pro výpočet byly použity vzorce:

$$EBCT = \frac{h}{v_f} = \frac{h \times A_r}{Q} = \frac{V_r}{Q} \quad [min] \quad (12)$$

$$V_r = EBCT \cdot Q \quad [m^3] \quad (13)$$

$$v_f = \frac{Q}{A_r} \quad \left[\frac{m}{hod} \right] \quad (14)$$

Kde	A_r	plocha lože [m ²]
	h	výška adsorbentu v koloně [m]
	v_f	průtočná rychlost [m/hod]
	Q	celkový objem vody proteklé kolonou [m ³ /min]
	V_r	celkový objem materiálu [m ³]
	EBCT	doba kontaktu s prázdným ložem [min]

Tab. 35 Vypočtené hodnoty průběhu adsorpce

Veličina		F100	F400
h	[m]	0,8	0,9
Q	[m ³ /hod]	0,03	
A_r	[m ²]	0,00152	
EBCT	[min]	2,43	2,74
V_r	[m ³]	0,0012	0,0014
v_f	[m/hod]	19,73	

Dle uvedených vzorců bylo provedeno vyhodnocení, zda zvolený čas adsorpce je pro odstraňování léčiva zvolen vhodně. Parametry jako výška adsorbentu a průtok byly zvoleny dle doporučení výrobce materiálů. Doporučená výška adsorbentu dle výrobce je 0,8 m. Průtok 30 l/hod byl zvolen s ohledem na maximální doporučenou rychlost 5–20 m/hod, kterou výrobce materiálu uvádí. Podle výpočtu uvedeného

v tabulce č. 31 je uvedený čas pro odstranění v intervalu od 2 do 3 minut. Podle zkušeností s podobnými laboratorními experimenty byly pro jistotu zvoleny odběry vzorků v časech 0, 1, 2, 4, a 6 minut. Následně byl vypočítán objem materiálu v koloně a průtočná rychlost, která je dle výrobce materiálu vyhovující.

Shrnutí výsledků dynamické zkoušky

Odstraňování vybraných léčiv dynamicky přes sorbenty Filtrasorb F100 a Filtrasorb F400 bylo nad očekávání velmi úspěšné. Koncentrace léčiv byly naměřeny pouze v modelové vodě. V ostatních odběrech byly hodnoty koncentrace pod mezí stanovitelnosti. Z konkrétního měření tedy vyplývá, že při odstraňování Diklofenaku, Ibuprofenu, Naproxenu a Paracetamolu jsou účinnosti aktivních uhlí Filtrasorb F100 a Filtrasorb F400 srovnatelné. Obě aktivní uhlí se potvrdila jako spolehlivý sorbent pro odstraňování vybraných mikropolutantů. Naměřené hodnoty pH se pohybovaly v intervalu 6-9, který splňuje vyhlášku pro pitnou vodu. Hodnoty pH byly menší jak sedm. Teplota vody během dynamické zkoušky postupně stoupala u obou sorpčních materiálů, u materiálu F400 pak teplota ve 4. a 6. minutě pokusu mírně klesala. Teplota vody při pokusu s oběma sorbenty nepřesáhla 19,6 °C. Dle předpokladu pana Pittera, že při teplotě nižší jak 25 °C je pH nižší jak sedm, odpovídaly hodnoty pH během celé dynamické zkoušky. Zákal modelové vody byl již pod limitem pro pitnou vodu, který je 5 ZF. Obě aktivní uhlí ukázala, že během pokusu držela zákal pod tímto limitem, a to na nízkých hodnotách.

Vyhodnocení průběhu adsorpce ukázalo, že doba kontaktu s prázdným ložem a průtočná rychlost modelové vody byly vyhovující dle pokynů výrobce aktivních uhlí Filtrasorb F100 a Filtrasorb F400. Kontaktní doba aktivního uhlí se liší podle druhu odstraňovaných mikropolutantů, výrobce ji uvádí v rozmezí od 4 do 30 minut. Průtočná rychlost by se měla dle doporučení pohybovat v rozmezí od 5 do 20 m/hod.

[41]

Fotodokumentace dynamické zkoušky



Obr. 46 Praní sorbentu Filtrasorb F100 [autor]



Obr. 45 Praní sorbentu Filtrasorb F400 [autor]



Obr. 47 Odběrné uzávěry kolon s přichystanými adsorbenty [autor]



Obr. 48 Odběrné kádinky se vzorkovnicemi pro akreditovanou laboratoř [autor]



Obr. 50 Barel s modelovou vodou [autor]



Obr. 49 Průtokoměr [autor]



Obr. 52 Měření pH a teploty [autor]



Obr. 51 Měření zákalu [autor]

5.2 KRITICKÁ DISKUZE

Laboratorní odstraňování léčiv adsorpcí bylo rozděleno na dvě části, statickou a dynamickou zkoušku. Statická zkouška zahrnovala odstraňování čtyř léčiv Ibuprofenu, Diklofenaku, Naproxenu a Paracetamolu čtyřmi sorbenty, a to aktivním uhlím Filtrasorb F100 a Filtrasorb F400 a sorbenty Bayoxide E33 a GEH. Statická zkouška probíhala paralelně z důvodu eliminace možných mylných výsledků v jednotlivých časových úsecích. Celkem tedy statická zkouška obsahovala osm kádinek se sorbenty a modelovou vodou. Nejlépe účinným sorbentem při statické zkoušce bylo aktivní uhlí Filtrasorb F400. Dále bylo téměř stejně účinné aktivní uhlí Filtrasorb F100. Nejlepší výsledky dosahovala obě aktivní uhlí při odstraňování Ibuprofenu. Sorbenty Bayoxide E33 a GEH se při odstraňování léčiv nepotvrdily jako účinné. Následně byla stanovena adsorpční kapacita jednotlivých sorbentů při odstraňování jednotlivých léčiv z vody a sestrojeny Langmuirovy a Freundlichovy izotermy. Dále byla při statické zkoušce měřena teplota a pH vody v kádinkách při každém odběru vzorků. Teplota modelové vody se postupně zvyšovala vlivem teploty v laboratoři. Reakce vody byla u aktivního uhlí Filtrasorb F100 nižší než u Filtrasorbu F400. U sorbentů Bayoxide E33 a GEH se pH pohybovalo mezi hodnotami aktivních uhlí.

Protože výsledky statické zkoušky ukázaly, že sorbenty Bayoxide E33 a GEH léčiva neodstraňovaly a spíše docházelo k desorpci, byla pro dynamickou zkoušku vybrána pouze aktivní uhlí Filtrasorb F100 a Filtrasorb F400. Dynamická zkouška probíhala v laboratoři na kolonách naplněných sorbentem, přes který byla filtrována modelová voda. Výsledky dynamické zkoušky ukázaly, že aktivní uhlí Filtrasorb F100 a Filtrasorb F400 byly stejně účinné, protože ve všech časových úsecích byly naměřeny hodnoty koncentrace pod mezí detekce. Stejně jako u statické zkoušky byly při odebírání vzorků měřeny ostatní parametry jako teplota, pH a navíc zákal. Teplota se zvyšovala vlivem teploty v laboratoři a hodnoty pH byly u sorbentu Filtrasorb F400 vyšší než u Filtrasorbu F100, což se ukázalo už při statické zkoušce. Hodnoty zákalu se během filtrace snížily na velmi nízké hodnoty, které splňují kvalitu pitné vody dle legislativy. Dalo by se tedy říci, že i přes rozdílné vlastnosti aktivních uhlí, jako je specifický povrch a velikost zrna, jsou tyto sorbenty pro odstraňování Diklofenaku, Ibuprofenu, Naproxenu a Paracetamolu stejně účinné.

6 ZÁVĚRY A PŘÍNOS DISERTAČNÍ PRÁCE

Cílem disertační práce bylo popsat problematiku odstraňování léčiv adsorpcí a ověřit účinnosti vybraných sorbentů při odstraňování konkrétních léčiv z vody.

Léčiva se do zdrojů pitné vody mohou dostat např. přes ČOV, která nemá terciální stupeň dočištění a vypouští tak mikropolutanty do povrchové vody. Následně je možné, že se mikropolutanty dostanou až do procesu úpravy vody, kde je vhodné je odstranit např. oxidačními procesy, membránovými procesy nebo adsorpcí na nějakém vhodném materiálu. Pro výběr vhodného vodárenského procesu je dobré zajistit informace o jakosti zdroje a dle toho navrhnout úpravárenský proces. Každý zdroj pitné vody je jiný a na jeho úpravu mohou kladně působit jen některé vodárenské procesy. Jedním z nich může být i adsorpce. Je důležité stanovit si dle jakosti zdroje, na jakých sorbentech by bylo vhodné znečištění odstraňovat a dle toho provést laboratorní pokusy. Následně by bylo žádoucí provést poloprovozní zkoušky na konkrétní úpravě vody. Podle poloprovozních výsledků se následně doladí úpravárenský proces, který docílí toho, že kvalita upravené vody bude splňovat vyhlášku 252/2004 Sb., kterou se stanoví hygienické požadavky na pitnou a teplou vodu a četnost a rozsah kontroly pitné vody.

V praktické části jsem se zabývala výběrem vhodných sorbentů, na kterých jsem následně odstraňovala čtyři známá léčiva, a to Ibuprofen, Naproxen, Diklofenak a Paracetamol. Tato léčiva jsem si vybrala z důvodu, že patří do skupiny volně prodejných analgetik a patří mezi nejčastěji kupovaná léčiva. Proto je jejich výskyt především v povrchových zdrojích velmi častý. Mezi sorbenty byly favority praxí osvědčená aktivní uhlí Filtrasorb F100 a Filtrasorb F400, ale dále byly vybrány pomocí multikriteriálního hodnocení dva materiály, které se používají pro odstraňování kovů, a to Bayoxide E33 a GEH. Nejprve byla provedena statická zkouška, kde byla stanovena účinnost a adsorpční kapacita jednotlivých sorbentů při odstraňování léčiv z vody. Ukázalo se, že sorbenty, které se používají primárně pro odstraňování kovů, se při odstraňování léčiv nepotvrdily jako vhodné, protože při odstraňování docházelo spíše k desorpci než k adsorpci. Další částí práce byla dynamická zkouška, která potvrdila účinnosti dvou sorbentů statické zkoušky. Dynamická zkouška probíhala pouze s aktivním uhlím, protože ostatní materiály se při statické zkoušce nepotvrdily jako účinné. Aktivní uhlí Filtrasorb F100 a Filtrasorb F400 se při dynamickém odstraňování vybraných léčiv z vody ukázala jako velmi účinná, protože již po prvním

odběru byly koncentrace léčiv sníženy pod mez detekce. To znamená, že obě aktivní uhlí byla stejně účinná.

Nejen z ekonomického hlediska je to dobrá zpráva, protože aktivní uhlí Filtrasorb F400 je o něco málo dražší než Filtrasorb F100. Je tedy možné, že by úprava vody sorpcí na aktivním uhlí Filtrasorb F100 byla levnější, ale účinná stejně, jako přes dražší aktivní uhlí Filtrasorb F400. Proto je vhodné před výběrem úpravárenského procesu provést laboratorní a poloprovozní zkoušky, které mohou usnadnit následný výběr vhodné úpravy vody.

Přínosem disertační práce pro vědní obor je, že adsorbenty Bayoxide E33 a GEH na odstraňování léčiv z vody dosud testovány nebyly. Výsledky by mohly pomoci provozovatelům vodárenského systému, kteří již tyto materiály pro úpravu vody používají. Přínosem disertační práce pro mě je rozšíření znalostí v oblasti odstraňování léčiv z vody nejen z praktického hlediska. Mikropolutanty různého druhu se ve zdrojích pitné vody nejspíše budou vyskytovat stále, ale je jen na nás, jak je budeme při úpravě vody eliminovat. Myslím si, že z hlediska kvality pitné vody by se odstraňování mikropolutantů z vody mělo stále zdokonalovat. Nejen z důvodu ochrany životního prostředí, ale také z důvodu našeho zdraví. Voda byla, je a bude základní potřebou pro život na Zemi, proto bychom o ni měli vhodně pečovat.

CITOVANÁ LITERATURA

- [1] Loučka, Tomáš. *Chemie životního prostředí*. Ústí nad Labem : Univerzita J.E. Purkyně v Ústí nad Labem, 2014. ISBN 978-80-7414751-7.
- [2] Teodosiu, C., a další. Emerging pollutants removal through advanced drinking water treatment: A review on processes and environmental performances assessment. *Journal of Cleaner Production*. 2018, stránky 1210-1221.
- [3] *Problematika mikropolutantů ve vodním prostředí: Možné přístupy a zkušenosti z ČOV v zahraničí*. Jiří, Wanner. Praha : autor neznámý, 2016. Problematika mikropolutantů při čištění odpadních vod a při úpravě vody na pitnou.
- [4] Yang, Y., a další. Occurrences and removal of pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in drinking water and water/sewage treatment plants: A review. *Science of The Total Environment*. 2017, stránky 303-320.
- [5] Pitter, P. *Hydrochemie. 5. aktualizované a doplněné vydání*. Praha : Vysoká škola chemicko-technologická v Praze, 2015. ISBN 978-80-7080-928-0.
- [6] Dobešová, R. a Široká, Z. *Farmakologie v produkci potravin a rezisua léčiv v potravinách*. Brno : autor neznámý, 2014. 978-80-7305-748-0.
- [7] Golokovo, O. *Pharmaceuticals and other human used chemicals in water environment - stability and fate: Farmaka a další chemikálie pro osobní potřebu člověka - jejich stabilita a osud ve vodním prostředí: [Ph.D. thesis]*. Vodňany : Faculty of Fisheries and Protection of Waters, University of South Bohemia in České Budějovice, 2014. ISBN 978-80-7514-003-6.
- [8] *Niedermayerová, I., Volně prodejné přípravky proti bolestem hlavy - správný výběr a možná rizika, Praktické lékárenství, 11(4) 3 ,2015. ISSN 1803-5329, <https://www.praktickelekarenstvi.cz/pdfs/lek/2015/04/06.pdf>*.
- [9] *Storová, I., ATC/DDD - mezinárodní klasifikace léčiv, 2017. SÚKL - Státní ústav pro kontrolu léčiv. https://www.uzis.cz/res/file/akce/20171107-klasifikon/2017-11-07-10_storova.pdf*.
- [10] Prasad, M.N.V. *Pharmaceuticals and personal care products waste management and treatment technology: emerging contaminants and micro pollutants*. Waltham : Elsevier, 2019. ISBN: 978-0-12-816189-0.

- [11] Lüllmann H., Mohr K., Wehling M. *Farmakologie a toxikologie*, 2. vydání, Praha, Grada Publishing, 2004, ISBN: 80-247-0836-1.
- [12] SÚKL - Státní ústav pro kontrolu léčiv, *Souhrnné údaje rok 2021*, <https://www.sukl.cz/rok-2021>.
- [13] Kane, S. P. ClinCalc DrugStats Database. [Online] Agency for Healthcare Research and Quality (AHRQ), Rockville, MD. 2021. <https://clincalc.com/DrugStats/Drugs>.
- [14] Bhuta, H. Advanced Treatment Technology and Strategy for Water and Wastewater Management. *Industrial Wastewater Treatment, Recycling and Reuse*. 2014, stránky 193-213.
- [15] Ratnayaka, D. D., Brandt, M. J. a Johnson, M. Specialized and Advanced Water Treatment Processes. *Water Supply (Sixth Edition)*. 2009, stránky 365-423.
- [16] Titusa, M., a další. Degradation of chlorofenols by means of advanced oxidation process: a general review. *Applied Catalysis. Environmental*. 2004, Sv. 47, 4, stránky 219-256.
- [17] Grünwald, A. *Vodárenství*. Praha : Český svaz stavebních inženýrů. Technická knihovna autorizovaného inženýra a technika., 1998. ISBN 80-902460-7-9.
- [18] Palatý, Z. a Bernauer, B. *Membránové procesy*. Praha : Vysoká škola chemicko-technologická, 2012. ISBN 978-80-7080-808-5.
- [19] MALÝ, Josef a Jitka MALÁ. *Chemie a technologie vody*. 2. doplněné vydání. Brno: Ardec s.r.o., 2006. 329 s. ISBN 80-86020-50-9. [Online]
- [20] Kubišta, M. *Aquacon. UV LAMPA LIFEUVL0187SP-II*. [Online] <https://www.aquacon.cz/dezinfekce-vody-a-uv-lampy/uv-lampy/uv-lampa-lifeuvl0187sp-ii.html>.
- [21] O. Machalický, J. Kořínková, D. Bauerová, V. Trousil. Odstraňování léčiv fotokatalytickými procesy. [Online] Univerzita Pardubice, Fakulta chemicko-technologická, 2015. https://www.upce.cz/sites/default/binary_www_old/fcht/uechi/crp-msmt-2015/od-le-fo.pdf.

- [22] Worch, E. *Adsorption technology in water treatment: fundamentals, processes, and modeling*. Boston : De Gruyeter, 2012. ISBN 978-3-11-024022-1.
- [23] Pivokonský, M. Adsorpce při úpravě vody: Úprava podzemních a povrchových vod – 8. přednáška. [Online] http://www.pivokonsky.wz.cz/UV/uprava_vod_8.pdf.
- [24] Aktivní uhlí, MD Filter - zakázková výroba filtrů. [Online] <https://www.mdfilter.cz/aktivni-uhli.html>.
- [25] Aqua Global: Terciální dočištění pitné vody filtry s aktivním uhlím, GAU filtry. [Online] <https://www.aquaglobal.cz/cs/reference/18-komunalni-sektor-pitna-voda/14-terciarni-docisteni-pitne-vody-filtry-s-aktivnim-uhlim-gau-filtry>.
- [26] Vyhláška č. 252/2004 Sb. kterou se stanoví hygienické požadavky na pitnou vodu a teplou vodu a četnosti a rozsah kontroly pitné vody.
- [27] Brožová, H., Houška, M. a Šubrt, T. *Modely pro vícekritériální rozhodování*. Praha : Credit, 2003. ISBN 978-80-213-1019-3.
- [28] MANN, J. *Jedy, drogy, léky*. Praha: Academia, 1996. ISBN 80-200-0508-0.
- [29] Ibuprofen. *Chemistry Encyclopedia*. <http://www.chemistryexplained.com>.
- [30] Kožíšek F., Čadek V. *Léčiva v pitných vodách. Sborník konference Pitná voda 2008, s. 77-78. W&ET Team, Č. Budějovice, 2016. ISBN 978-80-905238-2-1*.
- [31] FILTRASORB®100. *Granulated Activated Carbon. Calgon Carbon Corporation, DS-FILTRA10015-EIN-E1, 2015. Propagační materiál výrobce*.
- [32] FILTRASORB®400. *Granulated Activated Carbon. Calgon Carbon Corporation, DS-FILTRA40019-EIN-E1, 2019. Propagační materiál výrobce*.
- [33] BAYOXIDE® E33: Arsenic removal media. Severn trent services. 565.0200EU.2. 2005. Propagační materiál výrobce.
- [34] GEH®: Adsorber units for water treatment with GEH. Granular Ferric Hydroxide. Lenntech, 2013. Propagační materiál výrobce.
- [35] *Removal of Antimony from Water Using GEH Sorption Material at Different Filter Bed Volumes. Environmental Engineering 10th International Conference*. Barloková, D., Ilavský, J. a K., Munka. Vilnius. Gediminas : Gediminas Technical University, 2017. 10.3846/enviro.2017.069.

- [36] BVK, a.s. . *Mapa jakosti vody*. [Online] <https://www.bvk.cz/pitna-voda/mapa-jakosti-vody>.
- [37] Zábranská, J. a kol. *Laboratorní metody v technologii vody: Fakulta technologie ochrany prostředí. Ústav technologie vody a prostředí. Praha, 1996, s. 28-32.*
- [38] pH metr s teploměrem Adwa AD12: Vodotěsný pH Tester. ADWA 3 Instruments. Propagační materiál výrobce. [Online]
- [39] 2100Q přenosný turbidimetr. HACH® Propagační materiál výrobce. [Online]
- [40] Ünlü, H., Horing, N. J. M., Dabrowski, J. *Low-Dimensional and Nanostructured Materials and Devices: Properties, Synthesis, Characterization, Modelling and Applications*. místo neznámé : Springer International Publishing Switzerland, 2015. ISBN 978-3-319-25340-4.
- [41] Co je aktivní uhlí. Jako, s.r.o. [online]. 21.3.2018, 1-4. Dostupné z: <http://www.jako.cz/CoJeAktivniUhli.html>. [Online]

SEZNAM TABULEK

Tab. 1 Spotřeba léčiv dle ATC v roce 2021 [12].....	11
Tab. 2 Hlavní membránové procesy [18].....	15
Tab. 3 Specifický povrch vybraných adsorbentů [5].....	20
Tab. 4 Druhy aktivního uhlí [22].....	23
Tab. 5 Ohodnocení kritérií.....	31
Tab. 6 Ohodnocení materiálů dle kritérií.....	35
Tab. 7 Vysvětlivky pro Saatyho matici.....	35
Tab. 8 Saatyho matice pro stanovení vah.....	35
Tab. 9 Vyhodnocení adsorpčních materiálů.....	37
Tab. 10 Vlastnosti zvolených léčiv [11, 29].....	39
Tab. 11 Spotřeba zvolených léčiv podle cesty podání [12].....	41
Tab. 12 Spotřeba léčiv v USA v letech 2015–2019 [13].....	41
Tab. 13 Technické a fyzikální parametry materiálu Filtrasorb F100 [31].....	43
Tab. 14 Technické a fyzikální parametry materiálu Filtrasorb F400 [32].....	44
Tab. 15 Technické a fyzikální parametry materiálu Bayoxide E33 [33].....	45
Tab. 16 Technické a fyzikální parametry materiálu GEH [34].....	46
Tab. 17 Jakost pitné vody použité pro modelovou vodu [36].....	48
Tab. 18 Výsledné koncentrace při odstraňování Diklofenaku.....	49
Tab. 19 Výsledné koncentrace při odstraňování Ibuprofenu.....	49
Tab. 20 Výsledné koncentrace při odstraňování Naproxenu.....	49
Tab. 21 Výsledné koncentrace při odstraňování Paracetamolu.....	50
Tab. 22 Adsorpční kapacita při odstraňování Diklofenaku.....	56
Tab. 23 Adsorpční kapacita při odstraňování Ibuprofenu.....	58
Tab. 24 Adsorpční kapacita při odstraňování Naproxenu.....	59
Tab. 25 Adsorpční kapacita při odstraňování Paracetamolu.....	61
Tab. 26 Vypočtené konstanty Lang. a Fr. izotermy pro Diklofenak.....	64
Tab. 27 Vypočtené konstanty Lang. a Fr. izotermy pro Ibuprofen.....	65
Tab. 28 Vypočtené konstanty Lang. a Fr. izotermy pro Naproxen.....	66
Tab. 29 Vypočtené konstanty Lang. a Fr. izotermy pro Paracetamol.....	67
Tab. 30 Naměřené hodnoty pH při odstraňování léčiv z vody.....	68
Tab. 31 Naměřené hodnoty teploty při odstraňování léčiv z vody.....	68
Tab. 32 Jakost pitné vody použité pro modelovou vodu při dynamické zkoušce ..	72

Tab. 33 Výsledné koncentrace při odstraňování léčiv z vody.....	73
Tab. 34 Naměřené hodnoty pH, teploty a zákalu při odstraňování léčiv z vody.....	75
Tab. 35 Vypočtené hodnoty průběhu adsorpce	76

SEZNAM OBRÁZKŮ

Obr. 1 Spotřeba léčiv dle ATC v roce 2021 [12]	12
Obr. 2 Pokročilý oxidační proces ozonizace společně s UV zářením [16]	14
Obr. 3 Procesní uspořádání mikrofiltrace [18]	16
Obr. 4 Princip osmózy a reverzní osmózy [18]	17
Obr. 5 UV lampa pro dezinfekci vody [20]	18
Obr. 6 Základní pojmy adsorpce [22]	19
Obr. 7 Zařazení adsorpce do procesu úpravy vody [23]	21
Obr. 8 Strukturální prvky aktivního uhlí [22]	24
Obr. 9 Tlakový filtr s GAU pro doúpravu pitné vody [25]	26
Obr. 10 Experimentální odstraňování léčiv z vody [autor]	27
Obr. 11 Vybrané sorpční materiály pro odstraňování kovů z vody [autor]	34
Obr. 13 Spotřeba zvolených léčiv v roce 2021 [12]	40
Obr. 14 Spotřeba léčiv v USA v letech 2015–2019 [13]	42
Obr. 15 Sorpční materiál Filtrasorb F100 v originální velikosti a v mikroskopickém zvětšení [autor]	43
Obr. 16 Sorpční materiál Filtrasorb F400 v originální velikosti a v mikroskopickém zvětšení [autor]	44
Obr. 17 Sorpční materiál Bayoxide E33 v originální velikosti a v mikroskopickém zvětšení [autor]	45
Obr. 18 Sorpční materiál GEH v originální velikosti a v mikroskopickém zvětšení [autor]	46
Obr. 19 Schéma statické zkoušky [autor]	48
Obr. 20 Účinnost odstranění Diklofenaku v % vybranými sorbenty	52
Obr. 21 Účinnost odstranění Ibuprofenu v % vybranými sorbenty	53
Obr. 22 Účinnost odstranění Naproxenu v % vybranými sorbenty	54
Obr. 23 Účinnost odstranění Paracetamolu v % vybranými sorbenty	55
Obr. 24 Průběh adsorpční kapacity při odstraňování Diklofenaku vybranými sorbenty v kádinkách 1-4	57
Obr. 25 Průběh adsorpční kapacity při odstraňování Diklofenaku vybranými sorbenty v kádinkách 5-8	57
Obr. 26 Průběh adsorpční kapacity při odstraňování Ibuprofenu vybranými sorbenty v kádinkách 1-4	58

Obr. 27 Průběh adsorpční kapacity při odstraňování Ibuprofenu vybranými sorbenty v kádinkách 5-8	59
Obr. 28 Průběh adsorpční kapacity při odstraňování Naproxenu vybranými sorbenty v kádinkách 1-4	60
Obr. 29 Průběh adsorpční kapacity při odstraňování Naproxenu vybranými sorbenty v kádinkách 5-8	60
Obr. 30 Průběh adsorpční kapacity při odstraňování Paracetamolu vybranými sorbenty v kádinkách 1-4	61
Obr. 31 Průběh adsorpční kapacity při odstraňování Paracetamolu vybranými sorbenty v kádinkách 5-8	62
Obr. 32 Průběh odstranění Diklofenaku – Langmuirova izoterma	64
Obr. 33 Průběh odstranění Diklofenaku – Freundlichova izoterma.....	64
Obr. 34 Průběh odstranění Ibuprofenu – Langmuirova izoterma.....	65
Obr. 35 Průběh odstranění Ibuprofenu – Freundlichova izoterma.....	65
Obr. 36 Průběh odstranění Naproxenu – Langmuirova izoterma.....	66
Obr. 37 Průběh odstranění Naproxenu – Freundlichova izoterma	66
Obr. 38 Průběh odstranění Paracetamolu – Langmuirova izoterma.....	67
Obr. 39 Průběh odstranění Paracetamolu – Freundlichova izoterma.....	67
Obr. 40 Kádinky s přichystanými adsorbenty a modelovou vodou [autor].....	70
Obr. 41 Přesné odvážení adsorbentu [autor].....	71
Obr. 42 Měření pH a teploty [autor].....	70
Obr. 43 Odebrané vzorky pro akreditovanou laboratoř [autor].....	70
Obr. 44 Filtrační sestava [autor]	72
Obr. 45 Účinnost sorbentů při odstranění léčiv z vody v %	74
Obr. 46 Praní sorbentu Filtrasorb F400 [autor]	78
Obr. 47 Praní sorbentu Filtrasorb F100 [autor]	78
Obr. 48 Odběrné uzávěry kolon s přichystanými adsorbenty [autor].....	78
Obr. 49 Odběrné kádinky se vzorkovnicemi pro akreditovanou laboratoř	79
Obr. 50 Průtokoměr [autor].....	79
Obr. 51 Barel s modelovou vodou [autor]	79
Obr. 52 Měření zákalu [autor].....	79
Obr. 53 Měření pH a teploty [autor].....	79

SEZNAM POUŽITÝCH SYMBOLŮ

AOP	advanced oxidation processes – pokročilé oxidační procesy
AR	aktivační roztok
ATC	anatomicko-terapeuticko-chemická klasifikace léčivých látek
Bayoxide E33	krystalický filtrační materiál
C	cena materiálu
CECs	Contaminants of Emerging – obávané znečišťující látky
CFH0818	krystalický filtrační materiál
ČR	Česká republika
ČOV	čistírna odpadních vod
DNA	deoxyribonucleic acid – deoxyribonukleová kyselina
DMI-65	krystalický filtrační materiál
EAC/EAU	extruded activated carbon – extrudované aktivní uhlí
EBCT	empty bed contact time – doba kontaktu s prázdným ložem adsorbentu
EPs	Emerging Pollutants – nově vznikající polutanty
ES	evropská směrnice
ES	extrakční koeficient
FAST	fakulta stavební
Filtrisorb F100	filtrační materiál vyrobený z aktivního uhlí
Filtrisorb F400	filtrační materiál vyrobený z aktivního uhlí
FNU/ ZFn	Formazine nephelometric units - nefelometrická formazinová jednotka zákalu
GAC/GAU	granulated activated carbon – granulované aktivní uhlí
GEH	krystalický filtrační materiál
KTJ	kolonie tvořící jednotky – celkový počet životaschopných buněk
LOQ	limit of quantification – mez stanovitelnosti
NSAIDs	non steroidal anti inflammatory drugs - nesteroidní protizánětlivá léčiva
NV	nařízení vlády
OH	hydroxilový radikál
OK	procento odstranění kovu
OTC	over the counter – volně prodejná léčiva

OZ	procento odstranění zákalu
Pa	Pascal – jednotka tlaku
PAC/PAU	powdered activated carbon - práškové aktivní uhlí
pH	záporně vzatý dekadický logaritmus vodíkových iontů
PPCPs	pharmaceutical and personal care products – látky používané pro osobní péči
PoPs	persistent organic pollutant – persistentní organické polutanty
PPs	priority pollutants – prioritní polutanty
PTS	persistent Toxic Substances – persistentní toxické látky
SP	specifický povrch
SZÚ	Státní zdravotní ústav
SVHC	Substances of very high concern – látky vzbuzující velmi velké obavy
SVM	sypaná výška materiálu
SÚKL	Státní ústav pro kontrolu léčiv
TOC	total organic carbon – celkový organický uhlík
UV	ultrafialové záření
USA	United States of America – spojené státy americké
ÚVHO	Ústav vodního hospodářství obcí
VUT	Vysoké učení technické
WHO	world health organization – světová zdravotnická organizace
ZF	formazinová jednotka zákalu
ZFt	turbidimetrická formazinová jednotka zákalu

SUMMARY

The occurrence of micropollutants in drinking water sources was detected a few years ago, but it is still a current topic. Frequently monitored micropollutants include especially metals, polycyclic aromatic hydrocarbons, pesticides, xenobiotics, pharmaceuticals, and others. Due to an insufficiently designed water treatment process, these micropollutants can get into drinking water. Even if the concentration of this type of pollution is very small, it can have a big impact on the quality of drinking water in some cases. Therefore, the requirements for the quality of drinking water are becoming increasingly strict.

The dissertation thesis describes selected waterworks processes for removing pharmaceuticals from water, including adsorption, which I chose as the waterworks process for laboratory experiments. Among the frequently used adsorption materials is activated carbon, which has already proven itself in practice. In addition to two types of activated carbon, two other sorbents, which are used in practice for removing metals, will be selected for laboratory experiments. These materials have not yet been tested for drug removal. A multi-criteria evaluation of materials used for the removal of metals from water was used to select these materials.

Laboratory pharmaceuticals removal by adsorption was divided into two parts, static and dynamic test. The static test included the removal of four drugs Ibuprofen, Diclofenac, Naproxen and Paracetamol by four sorbents, namely activated carbon Filtrasorb F100 and Filtrasorb F400, Bayoxide E33 and GEH. The static test took place in parallel to eliminate possible erroneous results in individual time sections. In total, the static test contained eight beakers with sorbents and model water. The best effective sorbent in the static test was activated carbon Filtrasorb F400. Furthermore, activated carbon Filtrasorb F100 was almost equally effective. Both activated carbons achieved the best results in removing Ibuprofen. Bayoxide E33 and GEH sorbents have not been proven to be effective in drug removal. Subsequently, the adsorption capacity of individual sorbents during the removal of individual drugs from water was determined and constructed Langmuir and Freundlich isotherms. Furthermore, during the static test, the temperature and pH of the water in the beakers were measured at each sampling.

Since the results of the static test showed that the sorbents Bayoxide E33 and GEH did not remove the pharmaceuticals and rather desorption occurred, only activated

carbon Filtrasorb F100 and Filtrasorb F400 were selected for the dynamic test. A dynamic test was in progress in the laboratory on columns filled with sorbent through which the model water was filtered. The results of the dynamic test showed that activated carbon Filtrasorb F100 and Filtrasorb F400 were equally effective, as concentration values below the detection limit were measured in all time periods. As with the static test, other parameters such as temperature, pH and turbidity were measured during sampling.

From an economic point of view, the active result is good news, because activated carbon Filtrasorb F400 is slightly more expensive than Filtrasorb F100. It is therefore possible that water treatment by sorption on activated carbon Filtrasorb F100 would be cheaper, but just as effective, as through more expensive activated carbon Filtrasorb F400. Therefore, before choosing a treatment process, it is advisable to carry out laboratory and semi-operational tests, which can facilitate the subsequent selection of suitable water treatment.

For me, the benefit of the dissertation is the expansion of knowledge in the field of removing drugs from water not only from a practical point of view. Micropollutants of various kinds will probably always be present in drinking water sources, but it is up to us how we will eliminate them during water treatment.

SEZNAM PŘÍLOH

Příloha č.1- Protokol o zkoušce PR2070250_0_COA_Standard_CAI_cs-CZ – výsledky statické zkoušky

Příloha č.2 – Protokol o zkoušce PR2070251_0_COA_Standard_CAI_cs-CZ – výsledky statické zkoušky

Příloha č.3 – Protokol o zkoušce PR2070252_0_COA_Standard_CAI_cs-CZ – výsledky statické zkoušky

Příloha č.4 – Protokol o zkoušce PR2070253_0_COA_Standard_CAI_cs-CZ – výsledky statické zkoušky

Příloha č.5 - Protokol o zkoušce PR22C1183_0_COA_Standard_CAI_cs-CZ- výsledky dynamické zkoušky