



VYSOKÉ UČENÍ TECHNICKÉ V BRNĚ

BRNO UNIVERSITY OF TECHNOLOGY

FAKULTA STAVEBNÍ

FACULTY OF CIVIL ENGINEERING

ÚSTAV VODNÍHO HOSPODÁŘSTVÍ OBCÍ

INSTITUTE OF MUNICIPAL WATER MANAGEMENT

**MODELOVÝ VÝZKUM ÚČINNOSTI SEPARAČNÍCH
TECHNOLOGIÍ ÚPRAVY VODY**

MODEL RESEARCH ON THE EFFECTIVENESS OF SEPARATION TECHNOLOGIES FOR
WATER TREATMENT

DIPLOMOVÁ PRÁCE

DIPLOMA THESIS

AUTOR PRÁCE

AUTHOR

Bc. Lucie Hofmanová

VEDOUCÍ PRÁCE

SUPERVISOR

Ing. TOMÁŠ KUČERA, Ph.D.

BRNO 2019



VYSOKÉ UČENÍ TECHNICKÉ V BRNĚ FAKULTA STAVEBNÍ

Studijní program	N3607 Stavební inženýrství
Typ studijního programu	Navazující magisterský studijní program s prezenční formou studia
Studijní obor	3607T027 Vodní hospodářství a vodní stavby
Pracoviště	Ústav vodního hospodářství obcí

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Student	Bc. Lucie Hofmanová
Název	Modelový výzkum účinnosti separačních technologií úpravy vody
Vedoucí práce	Ing. Tomáš Kučera, Ph.D.
Datum zadání	31. 3. 2018
Datum odevzdání	11. 1. 2019

V Brně dne 31. 3. 2018

doc. Ing. Ladislav Tuhovčák, CSc.
Vedoucí ústavu

prof. Ing. Miroslav Bajer, CSc.
Děkan Fakulty stavební VUT

PODKLADY A LITERATURA

[1] LETTERMAN, Raymond D., ed. Water quality and treatment: a handbook of community water supplies. 5th ed. New York: McGraw-Hill, c1999. ISBN 0070016593.

[2] Water treatment handbook. 7th [English] ed. Rueil-Malmaison, France: Degremont, 2007. ISBN 978-2-7430-0970-0.

[3] Operational control of coagulation and filtration processes. 2nd ed. Denver, Colo.: American Water Works Association, c2000. ISBN 15-832-1055-5.

[4] PIVOKONSKÝ, Martin. Tvorba suspenze při úpravě vody: teorie a praxe. Líbeznice: Medim, 2011, 218 s. ISBN 9788087140185.

ZÁSADY PRO VYPRACOVÁNÍ

V rámci diplomové práce bude provedena série laboratorních pokusů ke zjištění a ověření účinnosti vybraných separačních procesů úpravy vody za použití nekonvenčních činidel. Práce bude navazovat na předchozí výzkum účinnosti odstraňování vybraných polutantů z vody. Pozornost bude věnována především výzkumu separace suspenze vytvořené za použití daných reaktantů.

STRUKTURA DIPLOMOVÉ PRÁCE

VŠKP vypracujte a rozčleňte podle dále uvedené struktury:

1. Textová část VŠKP zpracovaná podle Směrnice rektora "Úprava, odevzdávání, zveřejňování a uchování vysokoškolských kvalifikačních prací" a Směrnice děkana "Úprava, odevzdávání, zveřejňování a uchování vysokoškolských kvalifikačních prací na FAST VUT" (povinná součást VŠKP).

2. Přílohy textové části VŠKP zpracované podle Směrnice rektora "Úprava, odevzdávání, zveřejňování a uchování vysokoškolských kvalifikačních prací" a Směrnice děkana "Úprava, odevzdávání, zveřejňování a uchování vysokoškolských kvalifikačních prací na FAST VUT" (nepovinná součást VŠKP v případě, že přílohy nejsou součástí textové části VŠKP, ale textovou část doplňují).

Ing. Tomáš Kučera, Ph.D.
Vedoucí diplomové práce

ABSTRAKT

Tato diplomová práce se zabývá účinností separačních technologií při úpravě vody. První, teoretická část, ve svém úvodu zmiňuje druhy znečištění, které se vyskytují v povrchových vodách. Dále jsou rozebírány mezičásticové interakce ovlivňující stabilitu koloidních disperzí. Následuje popis principu, postupu, mechanismů koagulace a faktorů ovlivňujících tento proces. Na kapitole zabývající se typy úprav vody navazuje detailnější popis jednotlivých separačních technologií používaných na úpravách. Důležitou pasáží v teoretické části práce je popis materiálů a činidel používaných při laboratorních pokusech. Jsou zde charakterizovány koagulanty nanoželezo a vodní sklo sodné a dále filtrační materiály Bayoxide E33, CFH 0818, aktivní uhlí FILTRASORB 100 a křemičitý písek DORSILIT. V experimentální části práce je rozebrán postup sklenicové optimalizační zkoušky. Míchací kolona určená pro tuto zkoušku byla při provádění laboratorních pokusů využita pro koagulaci s použitím nanoželeza a vodního skla sodného. Zkoumána byla efektivita vybraných koagulantů při odstranění zákalu z vody během sedimentace vloček vzniklých v reakčních nádobách. Dále byla zjišťována účinnost jednotlivých filtračních materiálů při odstraňování zákalu z vody s obsahem nanoželeza/vodního skla sodného. Na závěr je provedeno srovnání a vyhodnocení výsledků pokusů, součástí jsou i fotografie pořízené v průběhu experimentů.

KLÍČOVÁ SLOVA

nanoželezo, vodní sklo sodné, zákal, sklenicová optimalizační zkouška, separační technologie

ABSTRACT

This diploma thesis deals with the effectiveness of separation technologies for water treatment. The first theoretical part mentions types of pollution that can be found in surface water. Furthermore, the interparticle interactions affecting the stability of colloidal dispersions are discussed. The following is a description of the principle, procedure, mechanisms of coagulation and factors influencing this process. The chapter dealing with types of water treatment is followed by a more detailed description of the individual separation technologies used in the water treatment plants. The important passage in the theoretical part is the description of materials and reagents used in laboratory experiments. The coagulants nanoiron and sodium water glass are characterized, as well as Bayoxide E33, CFH 0818, FILTRASORB 100 activated charcoal and DORSILIT silicate sand. The experimental part of the thesis analyses the jar test procedure. The flocculation tester intended for the jar test was used for laboratory coagulation using nanoiron and sodium water glass. The effectiveness of selected coagulants in the removal of turbidity from water during sedimentation of flakes produced in reaction vessels was investigated. In addition, the effectiveness of individual filtering materials in the removal of turbidity from water containing nanoiron/sodium water glass was investigated. In the end, the results of laboratory tests are compared and evaluated, including photos taken during experiments.

KEYWORDS

nanoiron, sodium water glass, turbidity, jar test, separation technologies

BIBLIOGRAFICKÁ CITACE VŠKP

Bc. Lucie Hofmanová *Modelový výzkum účinnosti separačních technologií úpravy vody*. Brno, 2018. 105 s. Diplomová práce. Vysoké učení technické v Brně, Fakulta stavební, Ústav vodního hospodářství obcí. Vedoucí práce Ing. Tomáš Kučera, Ph.D.

PROHLÁŠENÍ O PŮVODNOSTI ZÁVĚREČNÉ PRÁCE

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci s názvem *Modelový výzkum účinnosti separačních technologií úpravy vody* zpracoval(a) samostatně a že jsem uvedl(a) všechny použité informační zdroje.

V Brně dne 3. 1. 2019

Bc. Lucie Hofmanová
autor práce

PODĚKOVÁNÍ

Ráda bych poděkovala svému vedoucímu diplomové práce Ing. Tomáši Kučerovi, Ph.D. za odborné vedení, pomoc, poskytnuté podklady, materiály a rady při jejím zpracování. Dále bych ráda poděkovala panu Radkovi Prchalovi ze společnosti Vodní sklo, a.s. a Mgr. Petře Skácelové ze společnosti NANO IRON, s.r.o. za poskytnutí informací a činidel používaných v praktické části této práce.

OBSAH

1	ÚVOD	11
2	NEŽÁDOUCÍ PŘÍMĚSI V POVRCHOVÝCH VODÁCH	13
2.1	Chemické složení	13
2.1.1	Minerální látky	13
2.1.2	Přírodní organické látky	14
2.2	Stupeň disperzity	15
2.2.1	Koloidní disperze.....	15
3	INTERAKCE A STABILITA KOLOIDŮ	17
3.1	Van der Waalsovy síly	17
3.2	Elektrická dvojrstva	17
3.3	Hydratační interakce	18
3.4	Hydrofobní interakce	18
3.5	Stérické interakce	19
3.6	Tvorba polymerních můstků (Polymer bridging)	19
3.7	Depleční interakce – vliv neadsorbovaných polymerů	19
4	TVORBA SEPAROVATELNÉ SUSPENZE	21
4.1	Koagulanty	21
4.1.1	Hydrolyzující činidla	21
4.1.2	Polymery.....	22
4.2	Destabilizace koloidních disperzí	23
4.2.1	Potlačení elektrické dvojrstvy	23
4.2.2	Adsorpce a nábojová neutralizace	23
4.2.3	Zachycování částic nečistot ve sraženině	23
4.2.4	Destabilizace polymery	24
4.3	Faktory ovlivňující destabilizaci	24
4.4	Fáze koagulace a míchání	24
4.4.1	1. fáze – perikinetická (rychlé agregační míchání).....	25
4.4.2	2. fáze – ortokinetická (pomalé agregační míchání).....	25
4.4.3	Zařízení pro míchání	26
4.5	Látky odstranitelné koagulací	29

4.6 Stanovení dávky koagulantu	29
5 PROCESY ÚPRAVY VODY	31
5.1 Jednoduchá úprava bez separačního stupně	33
5.2 Úprava vody s jednostupňovou separací	34
5.3 Úprava vody s dvoustupňovou separací	35
5.4 Úprava vody s vícestupňovou separací, případně s doupravou vody bez použití třetího stupně separace	35
6 SEPARAČNÍ TECHNOLOGIE PRO ÚPRAVU VOD.....	37
6.1 Sedimentace	37
6.1.1 Rozdělení usazovacích nádrží	38
6.2 Čiřiče	40
6.3 Flotace	41
6.4 Filtrace	42
6.4.1 Membránové separační procesy	47
7 CHARAKTERISTIKA ČINIDEL A MATERIÁLŮ POUŽÍVANÝCH V EXPERIMENTÁLNÍ ČÁSTI.....	49
7.1 Nanoželezo	49
7.1.1 Reaktivita.....	49
7.1.2 Výroba nanoželeza	50
7.1.3 Modifikace.....	52
7.1.4 Výrobci nanoželeza	53
7.1.5 Princip čištění kontaminovaných podzemních vod.....	54
7.1.6 Úprava vod pomocí nanoželeza.....	54
7.2 Vodní sklo	55
7.2.1 Historie vodního skla.....	55
7.2.2 Výroba vodního skla.....	55
7.2.3 Vlastnosti vodního skla	56
7.2.4 Vytvrzování vodního skla.....	56
7.2.5 Typy vodních skel [5].....	56
7.2.6 Vodní sklo při úpravě vody	59
7.2.7 Aktivovaný oxid křemičitý (aktivovaná kyselina křemičitá)	59
7.3 Bayoxide E33	60
7.4 CFH 0818 a CFH 12.....	61
7.5 Aktivní uhlí FILTRASORB 100	62

7.6	Křemičitý písek DORSILIT	63
8	EXPERIMENTÁLNÍ ČÁST PRÁCE	65
8.1	Testovaná voda	65
8.2	Použitá činidla a materiály	66
8.2.1	Vodní sklo sodné (tekuté).....	66
8.2.2	Nanoželezo (NANOFER 25).....	66
8.2.3	Filtrační materiály.....	67
8.3	Použitá vybavení	68
8.3.1	Míchací kolona	68
8.3.2	Turbidimetr	68
8.3.3	Čerpadlo.....	69
8.3.4	Voděodolný testovací přístroj pH/ORP a teploměr	69
8.3.5	Mikropipeta Eppendorf Research® PLUS	70
8.3.6	Multi – THERMOMETER	70
8.3.7	Průtokoměr (rotametr)	71
8.4	Sklenicová optimalizační zkouška (jar test)	72
8.4.1	Laboratorní vybavení	72
8.4.2	Pracovní postup	73
8.5	Měřené veličiny	74
8.5.1	Zákal	74
8.5.2	pH	75
8.5.3	Teplota	76
8.6	Průběh pokusů	76
8.6.1	NANOFER 25	79
8.6.2	Vodní sklo sodné	84
8.7	Porovnání	87
8.7.1	Sedimentace.....	87
8.7.2	Filtrace	88
9	ZÁVĚR	91
10	POUŽITÁ LITERATURA	93
	SEZNAM TABULEK	98
	SEZNAM OBRÁZKŮ	99
	SEZNAM POUŽITÝCH ZKRATEK A SYMBOLŮ	101
	SUMMARY	105

1 ÚVOD

Voda je nepostradatelnou součástí života na Zemi a produkce vody pitné představuje celosvětovou výzvu 21. století. Více než 71 % zemského povrchu je pokryto vodou, avšak pouze 1 % lze dle mezinárodních norem použít k pitným účelům. Zbytek tvoří voda kontaminovaná odpadními vodami z průmyslu, zemědělskou činností, komunálními odpadními vodami a podobně. Přítomnost těžkých kovů, barviv a mikroorganismů již ve stopových množstvích znamená nebezpečí pro zdraví člověka, vodní systémy a životní prostředí. Odstranění toxických prvků a sloučenin, které jsou ve vodě přítomny v nízkých koncentracích, je nesnadným úkolem. Mezi procesy, kterými lze vodu zbavovat znečišťujících látek, řadíme srážení, flokulaci, koagulaci, iontovou výměnu, reverzní osmózu, membránovou filtraci, elektrochemické procesy a další. Jejich nevýhodou může být například nízká účinnost, vysoká produkce kalu, vysoká finanční a energetická náročnost, produkce toxických vedlejších produktů a jejich uvolňování do životního prostředí apod. Požadavky na kvalitu pitné vody se neustále zvyšují, a proto je nutné hledat možnosti a metody úpravy vody, které umožní splnění náročnějších parametrů. [1]

Z hlediska efektivity odstraňování polutantů se osvědčila sorpce, což je fyzikálně-chemický proces, při němž se pomocí nejrůznějších sil vážou určité typy znečištění na povrch filtračního materiálu. Za již poměrně běžný sorpční materiál lze považovat aktivní uhlí, které se používá pro odstranění nepolárních látek (organické polutanty), těžkých kovů nebo například oxidaci rozpuštěného chlóru. V posledních letech se začaly používat moderní sorpční materiály pro odstraňování nežádoucích látek z vody (těžké kovy, mangan, železo, pesticidy atd.). Dnes máme pro zkvalitnění úpravy vod k dispozici širokou škálu těchto materiálů o různém složení, vlastnostech a účelu jejich aplikace. [1]

Před samotnou filtrací upravované vody přes náplň filtru je však nutné provést určité procesy pro předúpravu vody. Toto platí zejména pro vodu povrchovou, která je charakteristická obsahem vyšších koncentrací organických látek než voda podzemní. Hlavní složkou znečištění povrchových vod jsou huminové látky (organické sloučeniny vznikající humifikačním procesem v půdě). Voda z povrchových zdrojů se obvykle upravuje na vodu pitnou technologií, která se nazývá čiření. Při něm jsou koloidní a jemně suspendované látky obsažené ve vodě převáděny do separovatelné suspenze pomocí chemických procesů. Chemická úprava vody spočívá v přidavku koagulačního činidla, které zajistí destabilizaci znečišťujících příměsí (koagulaci), a následném spojování destabilizovaných částic do větších celků (vloček) – flokulaci. Tyto agregáty vznikají díky míchání suspenze a lze je následně separovat z vody např. filtrací nebo sedimentací. Dispergované částice se z vody oddělují procesem, který se nazývá čiření. [2, 3, 4]

První část této práce je teoretická a zaměřuje se na popis nežádoucích příměsí v povrchových vodách a mechanismy jejich stabilizace, dále na destabilizaci koloidních disperzí vč. používaných činidel. Samozřejmě nechybí přehled procesů úpravy vody a podrobnější zaměření na separační technologie. V poslední části jsou podrobně popsány koagulanty a filtrační materiály, které byly používány v praktické části.

Experimentální část diplomové práce spočívá v provedení koagulace s použitím dvou různých činidel – sodného vodního skla a nanoželeza. Vodní sklo má schopnost vázat se na koloidní molekuly a tvořit agregáty, které lépe sedimentují. Mikroskopické negativně nabitě částice suspendované ve vodě reagují s vodním sklem – jejich elektrická dvojrůvň kolabuje vlivem zvýšené iontové síly způsobené přidavkem vodního skla – a dochází k tvorbě vloček. Druhým použitým činidlem bylo nanoželezo, jež má velkou plochu povrchu a vysokou reaktivitu. Funguje proto jako účinný sorbent, který váže koloidní pevné nečistoty obsažené ve vodě.

Pomocí nanoželeza lze vodu zbavit uranu, arsenu, toxických kovů, dusičnanů nebo fosforečnanů. Po koagulaci následovala filtrace přes filtrační kolony. Jedna byla naplněna klasickým filtračním materiálem – křemičitým pískem, další aktivním uhlím a poslední dvě sorpčními materiály na bázi hydroxid oxidů železa. Voda byla vedena na náplně kolon dvěma způsoby – s použitím čerpadla a bez něj. Zkoumána byla účinnost jednotlivých materiálů odstraňovat zákal z upravované vody pomocí filtrace. Dalším sledovaným separačním procesem byla sedimentace. Po provedení koagulace byl v reakční nádobě měřen pokles zákalu v závislosti na čase. [5, 6]

2 NEŽÁDOUCÍ PŘÍMĚSI V POVRCHOVÝCH VODÁCH

Přírodní vody z povrchových zdrojů obsahují pestrou škálu nežádoucích příměsí, které lze charakterizovat různými chemickými i fyzikálními vlastnostmi. Přítomnost nečistot závisí na charakteru vodního zdroje a povodí, klimatických podmínkách, ale i na ročním období, které může též ovlivňovat množství a složení nežádoucích příměsí v surové vodě. Charakter a vlastnosti nečistot přítomných ve vodě jsou klíčové pro volbu vhodného způsobu její úpravy. [7]

2.1 CHEMICKÉ SLOŽENÍ

Dle chemického složení lze nežádoucí příměsi v přirozených vodách rozdělit na anorganické (minerální) a organické. [7]

2.1.1 Minerální látky

Hlavní příčinou obsahu minerálních nečistot v povrchových vodách jsou v první řadě splachy z povodí. Díky nim se do vody dostávají hlinitokřemičitany, především jílové minerály (illit, montmorillonit, kaolinit, aj.), zeolity a živce. Mezi další nežádoucí anorganické nečistoty řadíme hydratované oxidy kovů (železa a manganu). Vyjmenované látky (o velikosti částic cca 0,1 až 40,0 μm) jsou hlavním zdrojem zákalu v povrchových vodách. [7]

Sloučeniny hliníku

V přírodních vodách se hliník vyskytuje například v podobě jílových minerálů albitu $\text{NaAlSi}_3\text{O}_8$ nebo anortitu $\text{CaAl}_2\text{Si}_2\text{O}_8$. Dále se můžeme setkat s kamencovými břidlicemi (amonno-hlinitými nebo draselno-hlinitými) nebo bauxitem $\text{AlO}(\text{OH})$. Ve vodách se má hliník nejčastěji podobu koloidní disperze nebo se vyskytuje ve formě rozpuštěné (hexaaquahlinitý kation v kyselých vodách). Typickou vlastností hliníku je významná tvorba komplexů s huminovými látkami, která dosahuje maxima při $\text{pH} = 6$. [7]

Sloučeniny železa

Železo se vyskytuje ve vodách v oxidačním stupni II nebo III ve formě rozpuštěné nebo nerozpuštěné, přičemž jeho forma výskytu závisí na hodnotě pH , oxidačně-redukčním potenciálu a přítomnosti komplexotvorných látek. Mezi železné rudy řadíme pyrit FeS_2 , krevet Fe_2O_3 , magnetovec Fe_3O_4 , limonit $\text{Fe}_2\text{O}_3 \cdot \text{H}_2\text{O}$ a siderit FeCO_3 . Ve stojatých povrchových vodách (nádrže a jezera) dochází k vertikální stratifikaci železa. Při letní a zimní stagnaci lze u dna zaznamenat koncentrace železa někdy až v hodnotě desítek $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$, zatímco u hladiny mohou být naměřeny jen setiny $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$. Na jaře a na podzim dochází k promíchávání obsahu nádrže, železo se dostává k hladině a při styku s rozpuštěným kyslíkem oxiduje na Fe^{III} a následně hydrolyzuje. Vzniká hydratovaný oxid železitý, který sedimentuje. V případě anoxických podmínek u dna nádrže probíhá redukce Fe^{III} na Fe^{II} a koloběh se opakuje. [7]

Sloučeniny manganu

Mangan se vyskytuje v přírodě v podobě manganových rud – burel či pyroluzit MnO_2 , braunit Mn_2O_3 , hausmanit Mn_3O_4 , manganit $\text{MnO}(\text{OH})$ a dialogit (MnCO_3). Ve vodách lze mangan pozorovat ve formě rozpuštěné i nerozpuštěné především v oxidačních stupních II, III a IV. Dvojmocný mangan je však ve vodách s obsahem kyslíku nestabilní, rychle se oxiduje a hydrolyzuje. Vzniká směs oxidů a hydroxidů označovaná symbolem MnO_x . Mangan se stejně jako železo účastní vertikální stratifikace v nádržích a jezerech. [7]

Sloučeniny křemíku

Křemík je druhým nejčastěji se vyskytujícím prvkem v přírodě. Je součástí minerálů (živce, slídy, pyroxeny, amfiboly, aj.) a do vody se dostává díky zvětrávání křemičitanů a hlinitokřemičitanů. Další příčinou původu křemíku ve vodách je rozpouštění amorfního a krystalického SiO_2 . V přírodních vodách ($\text{pH} < 9$) se křemík vyskytuje zejména rozpuštěný ve formě kyseliny tetrahydrogenkřemičité H_4SiO_4 a zčásti ve formě koloidní. Hygienický význam křemičitanů je malý, proto se ve vodách běžně nestanovují, ačkoli jsou vždy přítomny. [7]

Sloučeniny vápníku a hořčíku

Vápník a hořčík se do vody dostávají především rozpouštěním vápence CaCO_3 , magnezitu MgCO_3 , dolomitu $\text{CaCO}_3 \cdot \text{MgCO}_3$, sádrovce $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ a zvětráváním hlinitokřemičitanů (anortitu $\text{CaAl}_2\text{Si}_2\text{O}_8$, chloritu $\text{Mg}_5\text{Al}_2\text{Si}_3\text{O}_{10}(\text{OH})_8$ atd.). Tyto procesy jsou podporovány obsahem CO_2 rozpuštěného ve vodě. V přírodních vodách se hořčík vyskytuje v koncentracích od jednotek do několika desítek $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$, vápník je zastoupen ve větším množství, a to v koncentracích od desítek do několika set $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$. [7]

2.1.2 Přírodní organické látky

Přírodní organické látky, jakožto podstatná složka povrchových vod, se označují zkratkou NOM (Natural Organic Matter). Dělí se dle velikosti částic na rozpuštěné organické látky (DOM – Dissolved Organic Matter) o velikosti do $0,45 \mu\text{m}$ a nerozpuštěné organické látky (POM/SOM – Particulate/Suspended Organic Matter), jejichž rozměry překračují uvedenou hranici. Pro úpravu vody jsou podstatné DOM, což je směs aromatických a alifatických uhlovodíkových struktur s mnoha různými typy funkčních skupin (hydroxylové, karboxylové, amidové atd.). Mohou se do vody dostávat z okolního prostředí nebo v ní mohou přímo vznikat. DOM mohou být tvořeny huminovými látkami (huminové kyseliny a fulvokyseliny), které ve vodách převládají, nebo látkami nehuminového charakteru (hlavně proteiny a sacharidy). Vyšší koncentrace nehuminových látek jsou ve vodě obsaženy ve vegetačním období a při rozvoji fytoplanktonu. Označují se jako AOM – Algal Organic Matter. [7]

Huminové látky

Huminové látky jsou vysokomolekulární polycyklické sloučeniny s převážně aromatickým charakterem. V jejich struktuře se často vyskytují funkční skupiny karboxylové a hydroxylové, ale i methoxylové a karbonylové. V rámci obsahu jednotlivých prvků jsou přítomny uhlík, kyslík, vodík, dusík, ale i síra. Huminové látky jsou problémem ve vodních zdrojích z hlediska organoleptických vlastností – zapříčiňují hnědé zbarvení vody. Jejich přítomnost může být také zdrojem trihalogenmetanů (TMH), které vznikají při hygienickém zabezpečení vody pomocí chloru.

Podle chemických a fyzikálně-chemických vlastností lze huminové látky rozdělit na humusové kyseliny (huminové kyseliny, fulvokyseliny a případně i hymatomelanové kyseliny), huminy a humusové uhlí. V přírodních vodách převažují fulvokyseliny z důvodu jejich vyšší rozpustnosti.

Vody s vysokým obsahem huminových látek vykazují kyselý charakter, protože makromolekuly těchto sloučenin mají záporný náboj, který je způsoben přítomností funkčních skupin (především karboxylových a hydroxylových). Kyselost huminových látek se zvyšuje s rostoucí polaritou molekul. Významnou vlastností huminových látek je jejich schopnost tvořit komplexy zejména s vícemocnými kationty.

Pro vody s přítomností huminových látek je typický nízký obsah vápníku, hořčíku a hydrogenuhličitanových iontů, dále nízká hodnota pH a $KNK_{4,5}$, ale naopak zvýšený obsah hliníku. U těchto vod bývají často negativně ovlivněny barva, chuť a zápach.

Při úpravě vody s obsahem huminových látek lze jejich destabilizaci provést dvěma způsoby. Buď se provede neutralizace jejich náboje pomocí hydroxopolymerů obsažených v destabilizačním činidle (kationtové polyelektrolyty, chitosan, tanin) nebo lze využít adsorpce huminových látek na sraženiny hydroxidů železa či hliníku (síran hlinitý, polyaluminium chlorid, polyaluminium sulfát). [7]

AOM

AOM vznikají během životních pochodů organismů (řas a sinic) a tvoří významný podíl NOM v povrchových vodách. Dělíme je na extracelulární organické látky (EOM – Extracellular Organic Matter), které mají původ v metabolických pochodech organismů, a na celulární organické látky (COM – Cellular Organic Matter), které se do vody dostávají díky odumírání buněk řas a sinic. Součástí AOM mohou být sacharidy, dusíkaté látky (aminokyseliny, oligopeptidy, proteiny), organické kyseliny (kyselina glykolová), tuky a mastné kyseliny, fenolové sloučeniny, organické fosfáty, těkavé látky (aldehydy, ketony) a toxiny.

Konvenční proces úpravy vody je značně ovlivněn přítomností těchto látek. AOM mají nepříznivé účinky na destabilizaci a agregaci ve vodě se vyskytujících znečišťujících příměsí (v závislosti na pH). Kromě toho dochází k tvorbě vedlejších produktů při chloraci vody – trihalogenmetanů (THM) a halogenderivátů kyseliny octové (HAA). [7]

2.2 STUPEŇ DISPERZITY

Dalším kritériem, podle něhož lze charakterizovat znečišťující příměsí v přírodních vodách, je stupeň disperzity. Rozeznáváme [7]:

- 1) analyticky disperzní systémy (pravé roztoky) s průměrem částic menším než 10^{-8} m – nízkomolekulární organické látky (např. peptidy, fulvokyseliny), pesticidy, těžké kovy, polychlorované bifenyly (PCB), polyaromatické uhlovodíky (PAU) atd.,
- 2) koloidně disperzní systémy (koloidy) s průměrem částic 10^{-6} až 10^{-8} m – hlinitokřemičitany, amorfni oxid křemičitý, huminové kyseliny, polysacharidy, proteiny, řasy, sinice, bakterie, viry atd.,
- 3) hrubě disperzní systémy (suspenze, emulze, pěny) s průměrem částic větším než 10^{-6} m – zrna písku a půdy, nerozložený biologický materiál, mikroorganismy.

Ve vodách převažují koloidní nežádoucí příměsí, pro které je typický vysoký stupeň disperzity. [7]

2.2.1 Koloidní disperze

Částice obsažené v koloidních disperzích se skládají z množství shluků malých molekul, celý systém má heterogenní povahu. Mezi jednotlivými fázemi se tvoří rozhraní, jehož vznik je podmíněn nerozpustností jedné fáze ve druhé. Koloidní soustavy s kapalným disperzním prostředím se nazývají lyosoly a dělí se podle interakce disperzní fáze s disperzním prostředím na [7]:

- lyofobní soustavy – ostře vymezené fázové rozhraní, bez schopnosti molekulární interakce s disperzním prostředím, hydrofobní soustava – disperzní prostředí tvořeno vodou, hydrofobní koloidy (záporný náboj): jílové částice, hydratované oxidy kovů, jemně rozptýlené mikroorganismy,

- lyofilní soustavy – široké fázové rozhraní, schopnost molekulární interakce s disperzním prostředím, ozn. „koloidní roztoky“, hydrofilní soustava – disperzní prostředí tvořeno vodou, hydrofilní koloidy: huminové látky, proteiny, polysacharidy,
- asociativní koloidní soustavy – molekuly micel obsahují lyofilní i lyofobní část, micelární koloidy: soli mastných kyselin, saponáty. [7]

Mechanické úpravárenské procesy (usazování, mechanická filtrace, odstředování a další) umožňují z vody odstranit jemné a hrubé suspendované látky. Nežádoucí příměsi koloidního charakteru, které způsobují zákal a barvu vody, je nejprve nutno upravit přidáním koagulačního činidla. Po chemické úpravě vznikne z vody separovatelná suspenze, kterou lze odstranit usazováním nebo filtrací. [3]

Kinetická (sedimentační) stabilita

Stupeň disperzity systému určuje jeho kinetickou stabilitu (sedimentační stálost) a tím pádem i technologii úpravy vody. Kinetická stabilita vyjadřuje odolnost disperzního systému vůči působení gravitační nebo odstředivé síly při nezměněném stupni disperzity (tj. uchovávat rovnoměrné rozdělení částic v celém objemu). Tato vlastnost souvisí opět s velikostí částic disperzních systémů – čím větší průměr částic, tím lépe sedimentují. [7]

Původ povrchového náboje částic

Většina částic obsažených ve vodě nese na svém povrchu elektrický náboj, jehož původ může být v rozpouštění iontů, povrchové ionizaci, izomorfní substituci (nahrazení iontů) nebo specifické adsorpci iontů. Charakter náboje (kladný/záporný) a jeho velikost ovlivňují interakce mezi částicemi ve vodě a jejich agregátní stabilitu. Ta je definována jako schopnost disperzní soustavy odolávat procesům vedoucím ke zmenšení mezifázové energie, které by vyvolaly spojování částic ve větší kineticky nestálé agregáty. Agregátní stabilita závisí na povaze převládajících sil. Při převaze přitažlivých sil dochází k agregaci a destabilizaci suspenze. Pokud převažují síly odpudivé, stupeň disperzity zůstává zachován. [7]

3 INTERAKCE A STABILITA KOLOIDŮ

Stabilita koloidních disperzí je ovlivňována různými typy přitažlivých a odpuzivých mezičásticových interakcí. Mezi ně patří [7]:

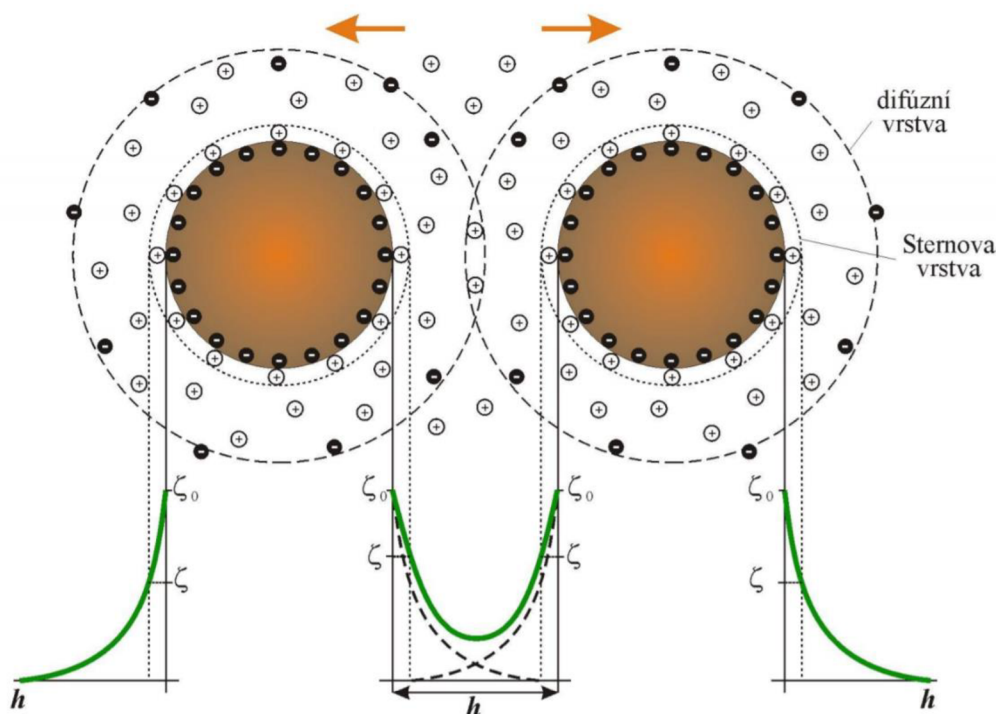
- van der Waalsovy síly,
- elektrická dvojvrstva,
- hydratační interakce,
- hydrofobní interakce,
- stérické interakce,
- polymerní můstky a
- depleční interakce.

3.1 VAN DER WAALSOVY SÍLY

Van der Waalsovy síly jsou přitažlivé síly, které působí na krátkou vzdálenost mezi atomy, molekulami, ionty i koloidními částicemi. Podle třech typů interakcí dipól-dipól rozlišujeme Keesomovy-, Debyeovy- a Londonovy-van der Waalsovy síly. Keesomovy (orientační) síly působí mezi polárními molekulami, zatímco Debyeovy (indukční) síly jsou interakce mezi nepolárními molekulami, kdy jeden permanentní dipól v molekule indukuje v elektrickém poli opačný dipól v jiné molekule. Tyto první dva typy přitažlivých sil řadíme ke klasickým elektrickým interakcím. Londonovy (disperzní) síly mají kvantově mechanický charakter a působí mezi všemi atomy a molekulami (i neutrálními). Vznik těchto interakcí u neutrálních atomů vyplývá z nesymetrického uspořádání elektronů kolem atomových jader. Toto uspořádání vyvolává okamžité dipólové momenty, které vytvářejí elektrické pole polarizující okolní atomy. Výsledkem je přitažlivá síla mezi částicemi. [7]

3.2 ELEKTRICKÁ DVOJVRSTVA

Stabilitu hydrofobních koloidů zajišťuje elektrická dvojvrstva (Electrical Double Layer – EDL), která je způsobena povrchovým nábojem částic. V elektrolytu musí vždy existovat rovnováha v elektrickém náboji celého systému. Náboj částice je tedy vyrovnáván opačně nabitými ionty (protiionty) akumulujícími se v jejím okolí. Ke shlukování protiiontů na povrchu negativně nabitého koloidu dochází díky elektrostatickým interakcím mezi těmito částicemi. Proces je ovlivňován tepelným (Brownovým) pohybem částic. Elektrická dvojvrstva je tedy tvořena koloidní částicí a jejím obalem z protiiontů. Toto uspořádání je popisováno Sternovým modelem. Těsně přiléhající vrstva protiiontů k nabitému povrchu koloidní částice tvoří společně s tímto povrchem Sternovu vrstvu. Ionty uvnitř ní se pohybují společně s koloidní částicí. Ionty vně Sternovy vrstvy tvoří difúzní vrstvu a pohybují se nezávisle na koloidní částici. Pohybové rozhraní, které se nachází mezi Sternovou a difúzní vrstvou, vykazuje tzv. elektrokinetický potenciál (ζ -potenciál). Ten je definován jako potenciálový rozdíl vzniklý z důvodu neúplné kompenzace nábojů iontů vnitřní vrstvy opačně nabitými náboji iontů vnější vrstvy. Pokud se k sobě stabilizované koloidní částice přiblíží na určitou vzdálenost („h“ na obr.3.1), dojde k prolnutí dvojvrstev a výměně protiiontů. Ta způsobí nárůst termodynamického potenciálu (Gibbsovy energie) a vznik odpuzivých sil mezi částicemi, které brání jejich agregaci do větších celků. Průběh energetického ζ -potenciálu mezi částicemi je dán součtem potenciálů samostatných dvojvrstev obklopujících tyto částice. Pokud vzroste koncentrace elektrolytu, protiionty z difúzní vrstvy se přesouvají blíže k povrchu vnější hranice Sternovy vrstvy a vnější vrstva se zmenšuje – dochází k destabilizaci hydrofobních koloidů. Tento efekt vyvolává snížení ζ -potenciálu, destabilizaci koloidní disperze a následnou agregaci částic ve větší celky. [7]



Obr. 3.1 Interakce částic stabilizovaných elektrickou dvojrůstvou [8]

Koagulace (destabilizace) koloidních částic stabilizovaných elektrickou dvojrůstvou nastává po přidání iontů opačného náboje. V disperzním prostředí působí odpuzivé elektrostatische (velikost závisí na ζ -potenciálu) a přitažlivé van der Waalovy síly. Obě síly se sčítají a jejich výslednice určuje, zda dojde ke shlukování částic či nikoliv. Pokud má dojít k destabilizaci, musí přitažlivé síly převážit nad odpuzivými. Toho lze dosáhnout snížením ζ -potenciálu částic. Obvyklé hodnoty ζ -potenciálu se pohybují v rozmezí od 50 až do 100 mV. Disperze je stabilní (částicím je bráněno shlukovat se) při ζ -potenciálu větším než cca 30 mV. Při poklesu pod tuto hodnotu (kritický potenciál) dochází ke koagulaci. Čím nižší je hodnota ζ -potenciálu, tím rychleji proces probíhá. [3, 7]

3.3 HYDRATAČNÍ INTERAKCE

Mezi dvěma hydrofilními částicemi dochází k interakcím, které nazýváme hydratační síla (odpudivá). Ta vzniká při vazbě molekul vody na povrch částic obsahujících hydrofilní skupiny (iontové, amfiontové nebo H-vazebné skupiny). Účinný dosah hydratační odpuzivé síly je 3 až 5 nm. Lze ji měřit mezi jílovými částicemi nebo například částicemi slídy a křemene. Velikost hydratační síly se dá ovlivnit změnou vlastností povrchu částic, vliv má také složení vody. [7]

3.4 HYDROFOBŇNÍ INTERAKCE

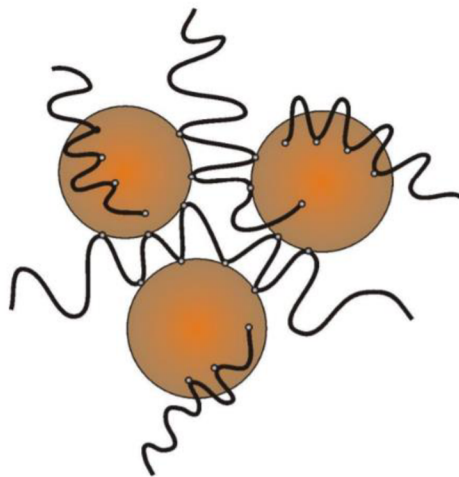
Stabilitu disperze ovlivňují také hydrofobní interakce mezi dvěma hydrofobními částicemi ve vodě. Molekuly vody se navzájem přitahují, a přitom se vyhýbají kontaktu s hydrofobními částicemi. Mezi hydrofobními povrchy působí přitažlivá síla, která vzniká v důsledku přemístování molekul vody dále od hydrofobních částic do volného prostoru, kde je nižší volná energie a kde mohou neomezeně vznikat vodíkové vazby. Dosah hydrofobní síly mezi dvěma povrchy je až 80 nm a může být silnější, než síla van der Waalova. [7]

3.5 STÉRICKÉ INTERAKCE

Příčinou stérických interakcí jsou neiontové polymery rozpustné v disperzním prostředí, které mají schopnost adsorpce (fyzikální nebo chemické) na povrchu koloidních částic. V závislosti na afinitě polymeru k rozpouštědлу adsorbované polymery buď navzájem pronikají (interagují) nebo jsou stlačovány bez přímého vzájemného kontaktu. V „dobrém“ rozpouštědle dochází ke zvětšování objemu makromolekulárního klubka polymerů v důsledku pronikání rozpouštědla do útvaru. Adsorpční vrstvy makromolekul se vzájemně neprolínají a zároveň mají odpor proti stlačování (makromolekuly polymeru se snaží expandovat). Koloidním částicím je bráněno přibližovat se, tím pádem nedochází ke koagulaci, ale naopak ke stérické stabilizaci. Ve „špatném“ rozpouštědle se adsorpční vrstvy makromolekulárních řetězců vzájemně prolínají a dochází ke shlukování částic. Tento jev je ovlivňován teplotou a přidávkem dalších látek ovlivňujících účinky polymeru. [7]

3.6 TVORBA POLYMERNÍCH MŮSTKŮ (POLYMER BRIDGING)

Polymery s dlouhými řetězci se za určitých podmínek adsorbují na částice obsažené v surové vodě. Při malém množství adsorbovaného polymeru se jeho řetězce mohou připojit ke dvěma nebo více koloidním částicím a tvořit tak spojení pomocí polymerních můstků (viz obr. 3.2). Tím je umožněna i agregace částic, které se za normálních okolností odpuzují. Jev je možný jen při dostatečně velkém volném povrchu koloidní částice potřebném pro navázání řetězců a také takovém rozměru polymerních můstků, který umožňuje překlenout vzdálenost, na kterou působí mezičásticové odpudivé síly. Důležité je také optimální množství polymeru v upravované vodě – při překročení ideální koncentrace dochází ke stérické stabilizaci. Polymerní můstky představují pevnější spojení částic ve srovnání s agregáty vytvořenými za pomoci snížení elektrických odpudivých sil. [4, 7]

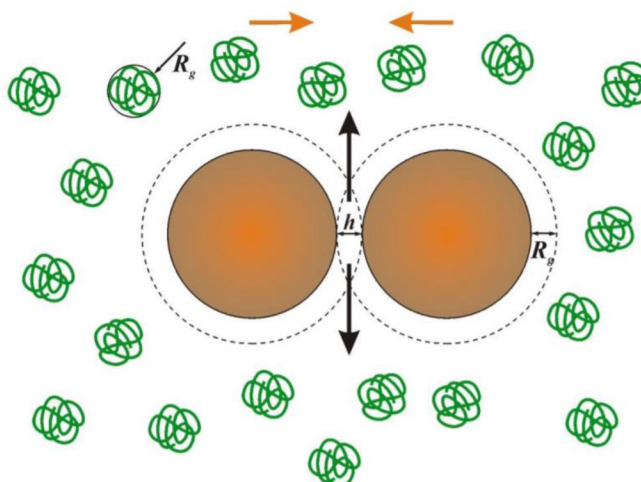


Obr. 3.2 Tvorba polymerních můstků [8]

3.7 DEPLEČNÍ INTERAKCE – VLIV NEADSORBOVANÝCH POLYMERŮ

Pokud voda obsahuje koloidní částice, na jejichž povrch se polymer neadsorbuje nebo ho tyto částice odpuzují (non-adsorbing polymer), mohou vznikat mezi koloidními částicemi depleční síly. Důvod jejich vzniku není zcela objasněn, někteří autoři ho však popisují na zjednodušeném modelu – principem je vytěsňování polymeru z mezery mezi koloidními částicemi, která má velikost (h) menší než průměr molekuly polymeru. Tímto vytěsněním dojde ke snížení osmotického tlaku v mezeře a rozdíl osmotického tlaku mezera/volný prostor odsává molekuly

rozpouštědla z mezery za vzniku přitažlivé síly. Ta má dosah přibližně poloviny poloměru polymeru (R_g). [7]



Obr. 3.3 Vznik deplečních sil mezi koloidními částicemi v roztoku neadsorbujících se polymerů [8]

4 TVORBA SEPAROVATELNÉ SUSPENZE

Aby mohly být znečišťující příměsi odstraněny z upravované vody separačními procesy, je nejprve potřeba utvořit suspenzi. Tento proces spočívá v destabilizaci koloidů a jejich následné agregaci ve větší z vody separovatelné celky – koagulaci. Koagulace docílíme dávkováním určitých chemikálií do upravované vody (koagulanty, popř. polymerní flokulanty). Po aplikaci dochází k hydrolýze a vzniku produktů koloidního charakteru, které následně reagují s nečistotami ve vodě (shlukují se) za vzniku hrubé disperze odstranitelné sedimentací, filtrací atd. [7]

4.1 Koagulanty

Nejčastěji se jako činidla při úpravě vody používají hydrolyzující soli kovů (Al a Fe) a polymery. Účelem těchto látek je destabilizace znečišťujících příměsí (potlačení mezičásticových odpudivých sil) nebo zvýšení účinnosti agregace (pomocná agregační činidla). [7]

Druh koagulantu pro úpravu vody je vždy volen v závislosti na složení a vlastnostech upravované vody, pH, teplotě vody, oxidačně-redukčním potenciálu, množství suspendovaných látek ve vodě atd. Vhodnost vybraného destabilizačního činidla musí být vždy ověřena alespoň laboratorními pokusy, lepší variantou je však odzkoušení pokusy poloprovozními. [7]

4.1.1 Hydrolyzující činidla

Na úpravách vody jsou jako koagulační činidla nejčastěji používány hydrolyzující soli železa a hliníku. Mezi běžně používané koagulanty tohoto typu patří [7]:

- síran hlinitý $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$,
- hlinitan sodný NaAlO_2 ,
- síran železnatý $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$,
- síran železitý $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$,
- chlorid železitý $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$,
- chlorid železitý bezvodý FeCl_3 ,
- chlorsíran železitý FeClSO_4 ,
- chlorid hlinitý AlCl_3 a další.

Jako destabilizační činidlo se používá také polyaluminium chlorid (PACl), což je částečně neutralizovaný chlorid hlinitý obsahující produkty hydrolýzy hliníku.

Po nadávkování koagulantů do vody probíhá hydrolýza mechanismem vratných reakcí. U solí železa a hliníku ji můžeme popsat obecnou rovnicí [7]:

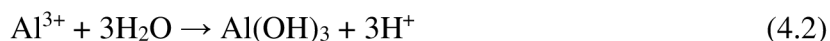


kde: Me ... kation přidané soli hliníku nebo železa,

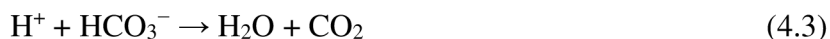
A ... anion přidané soli hliníku nebo železa.

Hydrolýza destabilizačních činidel je závislá na iontové síle roztoku, teplotě vody a jejím pH a na koncentraci použitého činidla. Zvýšená teplota a pH reakci urychlují. Hydrolýzou hlinité soli dochází nejdříve ke vzniku mononukleárních a polynukleárních hydroxopolymerů, nakonec se vysráží hydratovaný oxid hlinitý, který je označován jako amorfni hydroxid hlinitý $\text{Al}(\text{OH})_3$, což je v podstatě směs různých polynukleárních hydroxokomplexů. [7]

Dávkováním solí hliníku vzniká příslušný hydroxid podle rovnice [7]:



Při hydrolyze dochází k uvolnění vodíkových iontů, které jsou neutralizovány ionty HCO_3^- obsaženými ve vodě podle rovnice [7]:



Rozklad hydrogenuhlíkatových iontů způsobuje snížení pH a kyselinové neutralizační kapacity. Tím dochází ke zpomalení hydrolytických reakcí. Aby se předešlo tomuto nežádoucímu stavu, dávkuje se do upravované vody pro udržení pH v požadovaných mezích alkalizační činidla – např. hydroxid vápenatý $\text{Ca}(\text{OH})_2$ nebo hydrogenuhlíkat sodný NaHCO_3 . [7]

Koagulanty disociující třívalentní kationty (Al^{3+} , Fe^{3+}) se používají k destabilizaci koloidních částic způsobujících barvu a zákal vody. Hliníkové koagulanty jsou vhodnější pro úpravu huminových vod (se snižující se teplotou dochází ke snižování jejich účinků). Jejich nevýhodou je však tvorba sekundárních produktů, které mohou být nebezpečné pro člověka a škodlivé pro životní prostředí. Limitní množství hliníku obsažené v pitné vodě je $0,2 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$. Železité koagulanty se používají při úpravě vod s větším obsahem suspendovaných látek. [9]

4.1.2 Polymery

Polymery jsou přírodní nebo syntetické ve vodě rozpustné makromolekulární látky a využívají se především jako destabilizační nebo pomocná agregační činidla (flokulanty). Molekuly polymerů jsou složeny z opakujících se chemických jednotek spojených kovalentní vazbou. Polyelektrolyty jsou zvláštním typem polymerů – podél hlavního řetězce mají rozprostřené ionizovatelné funkční skupiny. Při disociaci těchto skupin získává molekula polymeru kladný nebo záporný náboj a vzniká kationtový, aniontový nebo neiontový polyelektrolyt. Polymery obsahující kladně i záporně nabitá místa se nazývají amfolytické. Všechny polyelektrolyty jsou hydrofilní koloidy rozpustné ve vodě s molekulovou hmotností 10^4 – 10^7 . [7]

Polymery se podle původu dělí na [10]:

- anorganické – aktivovaná kyselina křemičitá (aniontový polyelektrolyt)
- přírodní – semena stromu Moringa olejodárná, škroby, guarové gummy, dextrin, taniny, alginát sodný, deriváty celulózy, chitosan atd.
- syntetické organické polymery – kopolymery akrylamidu a kyseliny akrylové (aniontové), polyetylenimin (kationtový), polyetylenoxid (neiontový)

Syntetické polymery bývají účinnější než přírodní, protože lze při výrobě ovlivňovat jejich vlastnosti. Přírodní polymery jsou však na rozdíl od syntetických netoxické a šetrné k životnímu prostředí. [7]

Použitím polymerů se docílí urychlení sedimentace vloček (vznik vloček s pevnější, tužší strukturou), popř. zlepšení filtrovatelnosti vyloučených suspenzí. Dále polymerní flokulanty zlepšují kvalitu upravené vody – snižují obsah organických látek, zákalu i zbytkového koagulantu. Při použití polymerů stačí pro úpravu vody nižší dávky anorganických koagulantů, přičemž dávkování polymerních flokulantů nezávisí na hodnotě $\text{KNK}_{4,5}$. [10]

4.2 DESTABILIZACE KOLOIDNÍCH DISPERZÍ

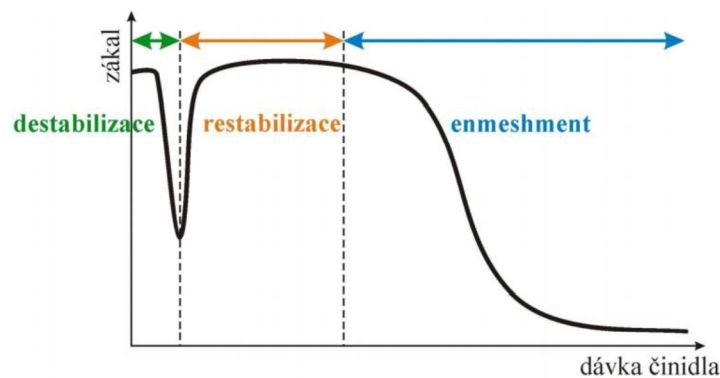
Přitažlivé mezimolekulární nebo mezičásticové síly umožňují vytvoření relativně pevné vazby mezi částicemi a jejich spojování v agregáty. Kromě těchto sil působí mezi částicemi i síly odpuzivé, které brání jejich spojování ve větší celky. K destabilizaci dochází při převaze přitažlivých sil nad odpuzivými. Lze jí dosáhnout více způsoby. [7]

4.2.1 Potlačení elektrické dvojvrstvy

Tento mechanismus destabilizace spočívá ve snížení tloušťky elektrické dvojvrstvy. Potlačení difúzní části elektrické dvojvrstvy obklopující hydrofobní koloidy je dosaženo zvýšením iontové síly roztoku přidáním indiferentního elektrolytu (neadsorbuje se na částice, např. roztok NaCl). To způsobí zvýšení nábojové hustoty difúzní vrstvy obklopující koloidní částici, náboj povrchu koloidu však zůstane stejný. Difúzní vrstva je stlačena, tím pádem se zmenší celková tloušťka elektrické dvojvrstvy. Při dostatečné koncentraci elektrolytu dochází k úplnému potlačení elektrické dvojvrstvy a rychlé koagulaci. Tato koncentrace se nazývá kritická koagulační koncentrace. Destabilizace pomocí potlačení elektrické dvojvrstvy však vede k nežádoucímu zasolování vody, a proto se v technologii úpravy vody prakticky nepoužívá. [4, 7]

4.2.2 Adsorpce a nábojová neutralizace

Velké množství koloidních částic v surové vodě má při běžných hodnotách pH negativní náboj – přitahuje tedy kladně nabitě produkty hydrolyzy solí železa nebo hliníku. Tento jev je označován jako specifická adsorpce. Náboj na povrchu koloidní částice je postupně neutralizován, snižuje se energetická bariéra zamezující přiblížení částic a jejich agregaci do větších celků a dochází k destabilizaci. Zvyšování dávky koagulantu vede k další adsorpci, čímž koloidní částice získávají kladný náboj a dochází k jejich odpuzování – restabilizaci suspenze. [7]



Obr. 4.1 Mechanismus destabilizace adsorpcí a nábojovou neutralizací v závislosti na dávce činidla [8]

4.2.3 Zachycování částic nečistot ve sraženině

Při použití vysokých dávek hydrolyzujícího činidla větších než rozpustnost amorfních hydroxidů hliníku nebo železa dochází k zachycování suspendovaných koloidních částic ve sraženině (enmeshment – viz obr. 4.1). Proces se uvádí také pod názvem „sweep coagulation“. Tento způsob destabilizace nezávisí na typu nečistot obsažených ve vodě (jíly, organické látky, bakterie aj.). Čím vyšší je koncentrace koloidních částic ve vodě, tím rychleji reakce probíhá. Nevýhodou této metody je produkce velkého množství kalu tvořeného zejména amorfními hydratovanými oxidy kovů. [7]

4.2.4 Destabilizace polymery

Destabilizace koloidních disperzí pomocí polymerů závisí na mnoha faktorech. Rozhodující jsou nejen typ polymeru (kationtový, aniontový, neiontový), jeho molekulová hmotnost a nábojová hustota, ale i vlastnosti povrchu koloidních částic. Destabilizace polymery probíhá prostřednictvím různých mechanismů. Pro průběh je nutná adsorpce polymeru na koloidní částici (s pomocí např. elektrostatických, van der Waalových nebo hydrofobních sil). Pokud mají koloid a polymer opačný náboj, dochází k elektrostatické adsorpci. V tomto případě může docházet ke vzniku elektrostatického „patch“ modelu. Mechanismus spočívá v adsorpci polymeru (o nízké koncentraci) na část povrchu koloidní částice (patch). Pokud převažuje nábojová hustota polymeru nad nábojovou hustotou koloidu, získává patch opačný náboj než zbytek koloidu. Místo s adsorbovaným polymerem reaguje s povrchem jiné koloidní částice (opačně nabitá) a dochází ke spojování ve větší celky. Nadbytek polymeru způsobuje restabilizaci suspenze a při stechiometrickém poměru nábojů koloidu a polymeru nastává nábojová neutralizace. U neiontových polymerů může probíhat destabilizace tvorbou polymerních můstků mezi koloidními částicemi (polymer bridging). [7]

4.3 FAKTORY OVLIVŇUJÍCÍ DESTABILIZACI

Mezi hlavní fyzikálně-chemické faktory ovlivňující destabilizaci patří pH, kyselinová neutralizační kapacita (KNK), iontová síla roztoku a teplota vody.

Největší vliv na destabilizaci má hodnota pH. Určuje velikost a znaménko povrchového náboje makromolekulárních koloidních látek, strukturu těchto znečišťujících příměsí (dle pH rozvinutý řetězec s velkým povrchem nebo klubko s malým povrchem) a průběh hydrolyzy destabilizačních činidel. Na pH závisí také typ převažujícího hydroxopolymeru vznikajícího při koagulaci. V přírodních vodách se vyskytují různé částice s odlišnou optimální hodnotou pH pro jejich destabilizaci – je tedy třeba najít takové pH, které umožní destabilizaci co největšího podílu obsažených příměsí.

S hodnotou pH souvisí i KNK. Při hydrolyze koagulantů dochází k uvolňování kyseliny a tím pádem i k poklesu pH a KNK. Čím větší dávky destabilizačního činidla použijeme, tím nižší bude výsledné pH a kyselinová neutralizační kapacita. Pro dosažení optimálních hodnot těchto parametrů se voda předem upravuje pomocí kyselin nebo hydroxidů. Vhodné dávky činidel se stanovují pomocí sklenicové optimalizační zkoušky, která je popsána v kapitole 8.4.

Vliv aniontů na destabilizaci je výraznější než vliv kationtů. Jednomocné a dvojmocné kationty jako např. Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} nemají na proces výrazný vliv. Pouze přítomnost hořečnatých a vápenatých iontů při $\text{pH} > 7$ umožňuje snížení dávek koagulačních činidel. Surová voda se zvýšeným obsahem aniontů Cl^- , HCO_3^- , SO_4^{2-} , CO_3^{2-} , PO_4^{3-} vyžaduje nižší dávky destabilizačního činidla, které klesají s rostoucím oxidačním číslem aniontů. Pro úpravu vody s vyšší koncentrací iontů jsou vhodnější soli železa. Soly hliníku se používají jako koagulanty u vod s nízkým obsahem iontů.

Destabilizace znečišťujících příměsí po nadávkování činidla je urychlována a usnadňována zvýšením teploty. Při teplotě vyšší než $25\text{ }^\circ\text{C}$ jsou však vyžadovány větší dávky činidel. Nízké teploty naopak mohou způsobovat problémy v podobě zvýšených zbytkových koncentrací hliníku v upravené vodě. Pokles teploty vyvolává snížení viskozity vody a optimálního reakčního pH. [7]

4.4 FÁZE KOAGULACE A MÍCHÁNÍ

Bezprostředně po nadávkování koagulantu do vody se za účelem dispergace činidla v objemu provádí homogenizační míchání. Pro umožnění kontaktů jednotlivých částic či agregátů se dále

aplikuje agregační míchání (rychlé a pomalé). Proces koagulace tedy probíhá ve dvou časových etapách – nejprve se provede rychlé míchání (perikinetická fáze), následuje pomalé míchání (ortokinetická fáze). Výsledným produktem je dobře odstranitelná (separovatelná) suspenze. [7]

4.4.1 1. fáze – perikinetická (rychlé agregační míchání)

Celý tento proces je prováděn formou rychlého míchání upravované vody po nadávkování chemikálie. Koagulační činidlo nadávkované do vody reaguje s koloidními částicemi, snižuje se ζ -potenciál částic obsažených v upravované vodě. V důsledku Brownova pohybu (tepelný pohyb různými směry) dochází ke srážení a spojování částic v drobné agregáty – mikrovločky a jemné vločky. [4, 7]

Kinetiku tohoto procesu vyjádřil Smoluchowski (1916, 1917) rovnicí [4]:

$$N_{\xi} = \frac{N_0}{1 + k \cdot T \cdot N_0 \cdot t}, \quad (4.4)$$

kde: N_{ξ} ... počet částic v době t ,

N_0 ... počet částic v čase 0,

T ... termodynamická teplota [K],

k ... konstanta závislá na viskozitě prostředí a poloměru částic [–].

Rychlé agregační míchání ovlivňuje strukturální vlastnosti tvořených vloček. Gradienty rychlosti této fáze by se měly pohybovat v rozmezí 100 až 400 s^{-1} a doba trvání se odvíjí od dosažení stádia velikostní homogenizace agregátů (steady state). Délka fáze se volí v jednotkách minut. Vzniklé drobné vločky jsou však nesnadno separovatelné, proto je potřeba aplikovat druhou fázi koagulace. [7]

4.4.2 2. fáze – ortokinetická (pomalé agregační míchání)

Pomalé agregační míchání se aplikuje po perikinetické fázi. Jeho účelem je tvorba větších, z vody lépe separovatelných agregátů, u kterých se již neuplatňuje Brownův pohyb. Spojování částic do větších celků způsobují především gravitační síly a pohyb kapaliny. Velikost agregátů se pohybuje v rozmezí od 0,1 mm až do několika mm, případně i desítek milimetrů. Tato fáze je též nazývána flokulací (vločkováním). Pro pomalé míchání jsou charakteristické gradienty rychlosti v rozmezí 20 až 100 s^{-1} a trvání procesu cca 5 až 30 minut. Doba tohoto míchání se zkracuje s rostoucí teplotou vody. [4, 7]

Při překročení ideální doby trvání pomalého míchání může dojít k destabilizaci suspenze nebo její sedimentaci ve flokulační nádrži. Důležitým parametrem u druhé části procesu koagulace je střední gradient rychlosti G . Jeho překročení by způsobilo rozbíjení již vzniklých vloček. Střední gradient rychlosti lze vypočítat podle vztahu (Camp a Stein, 1943) [3]:

$$G = \sqrt{\frac{P}{V \cdot \mu}}, \quad (4.5)$$

kde: G ... střední gradient rychlosti [s^{-1}],

P ... výkon míchadla [$J \cdot s^{-1}$],

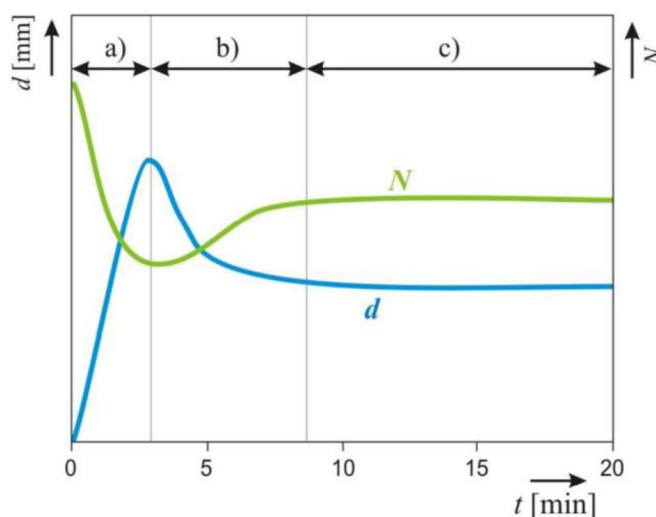
μ ... dynamická viskozita [$Pa \cdot s$],

V ... objem vločkovací nádrže [m^3].

Hodnota středního gradientu rychlosti se u pomalého míchání pohybuje v rozmezí 20 až 75 s⁻¹. Optimum pro železité koagulanty bývá $G < 65 \text{ s}^{-1}$, pro hlinité $G < 25 \text{ s}^{-1}$. [3, 4, 7]

Vlastnosti tvořených agregátů, jako jsou velikost, objem a tvar, vnitřní struktura, kompaktnost, hustota, jsou ovlivněny především intenzitou míchání (gradientem rychlosti), dále pak dobou míchání suspenze. [7]

Během míchání lze pozorovat tři stádia vývoje velikostního rozdělení agregátů – viz obr. 4.2. V prvním stádiu dochází k růstu agregátů za zmenšování jejich počtu. Na konci tohoto stádia je dosahováno velikostního maxima, které je výrazné především u nízkých gradientů rychlosti (malé tečné síly při nízkých intenzitách míchání způsobují nárůst agregátů do velkých rozměrů). Ve druhém stádiu dochází k rozbíjení agregátů, jejich velikost tedy klesá a počet se zvyšuje. Po určité době míchání dochází ke stabilizaci velikosti agregátů – třetí stádium velikostní homogenizace (steady state). Charakteristické je pro něj další rozbíjení a opětovná agregace částic při neměnné velikosti agregátů. Čím větší je velikost gradientu rychlosti, tím menší je doba potřebná ke stabilizaci velikostí agregátů. [7]



Obr. 4.2 Stádia vývoje velikostí (d) a počtu (N) tvořených agregátů, a) stádium růstu agregátů (pokles počtu agregátů), b) stádium rozbíjení agregátů (růst počtu agregátů), c) stádium velikostní homogenizace (konstantní počet agregátů) [11]

4.4.3 Zařízení pro míchání

Homogenizační míchání

Pro homogenizační míchání se používají průtočné nádrže s míchadlem (mechanická zařízení), která umožňují měnit velikost rychlostního gradientu, nebo průtočná (tlaková) potrubí (hydraulická zařízení), u kterých gradient závisí na průtoku vody. Charakteristika jednotlivých typů je shrnuta v tabulce 4.1. Mezi průtočné mísiče řadíme ohyby potrubí, zužování a rozšiřování potrubí, statické mísiče (příklady na obr. 4.3), mísiče s dutou clonou, difúzní rošty a vodní skok. Technologie lze kombinovat – v praxi se používají i průtočná zařízení s možností řízení velikosti gradientu rychlosti. [7]

Tab. 4.1 Charakteristika typů homogenizačních míchání [7]

typ míchání	mechanické – back-mix reaktory	hydraulické – plug-flow (in-line) reaktory
princip a design míchání	energie je do systému vnášena míchadlem (pádlo, lopatka, vrtule) pohybujícím se v nádrži	míchání je dosahováno vznikem tlakové ztráty na překážce v potrubí
ovládání velikosti G	změnou otáček míchadla	nelze – závislý na průtoku vody
doba zdržení	stejná doba zdržení pro všechny částice je obtížně zjistitelná	doba zdržení je pro všechny částice stejná



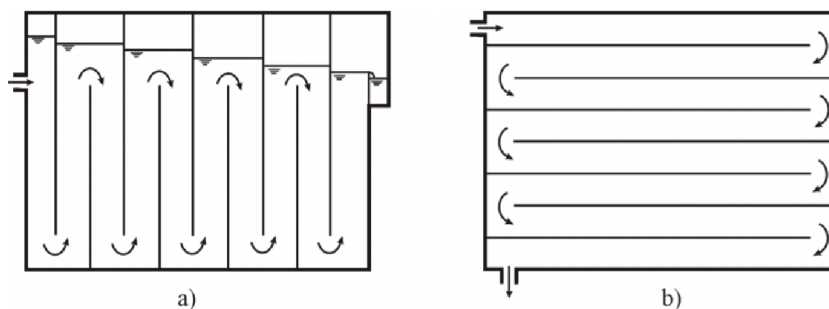
Obr. 4.3 Různé typy statických míšičů: vlevo potrubní statický míšič Statiflo, uprostřed statický míšič firmy Chemineer, vpravo statický míšič LPD (Low Pressure Drop) firmy Ross Static Mixers [12]

Agregační míchání

Zařízení pro agregační míchání lze rovněž rozdělit na hydraulická a mechanická. [7]

a) Flokulační kanál (Baffled chamber)

Toto zařízení patří mezi nejstarší typy hydraulických flokulačních nádrží a může být uspořádáno vertikálně (over-and-under baffles) nebo horizontálně (around-the-end baffles), což představuje konstrukčně jednodušší řešení. Výhodou flokulačního kanálu je jeho bezobslužnost. Problém představuje nerovnoměrné rozložení gradientů rychlosti, jejich závislost na průtoku (nelze je řídit) a hromadění kalu na dně flokulačního kanálu. [7]



Obr. 4.4 Flokulační kanál: a) vertikální uspořádání, b) horizontální uspořádání [12]

b) Děrované stěny (Perforated baffle chamber)

Existují dva systémy provedení děrovaných norných stěn umístěných ve flokulační nádrži:

- jednoduché děrované stěny s otvory s fixní průtočnou plochou a
- nastavitelné stěny s otvory s měnitelnou průtočnou plochou.

Nastavitelné děrované stěny umožňují na rozdíl od druhého uvedeného typu měnit hodnotu průtočné rychlosti a tím i gradient rychlosti. Otvory ve stěnách by měly mít průměr 20 až 100 mm a je nutno je umístit alespoň 100 mm pod hladinu vody v nádrži, aby nedošlo ke strhávání vzduchu do vody. Dalším konstrukčním požadavkem je dodržení poměru $L_d/d_d = 5$ až 7, kde L_d představuje vzdálenost mezi dvěma sousedními stěnami a d_d průměr děr. Nevýhodou těchto systémů je usazování agregátů v prostorech mezi jednotlivými stěnami a nutnost jejich odkalování. [7]

c) Vrstva zrnitého materiálu (Granular media bed)

Flokulátory s vrstvou zrnitého materiálu řadíme mezi hydraulická zařízení pro agregační míchání. Dělí se na nádrže se statickou náplní nebo se vznášenou (fluidní) náplní. Reaktory se vznášenou náplní slouží kromě agregačních účelů i pro separaci destabilizovaných znečišťujících příměsí. Jako náplň se používá křemičitý písek, mletý bauxit, polystyrénové kuličky nebo plastové pelety. Jejich výhodou je rovnoměrné rozložení gradientu rychlosti v celém agregačním prostoru. U nádrží se statickou náplní převládá výškový rozměr. Vnitřek je naplněn zrnitým materiálem (písek, šterk, plastové granule atd.). Nádrže tohoto provedení mají menší agregační účinnost než nádrže s fluidní náplní. [7]

d) Rozptýlený vzduch (Diffused air)

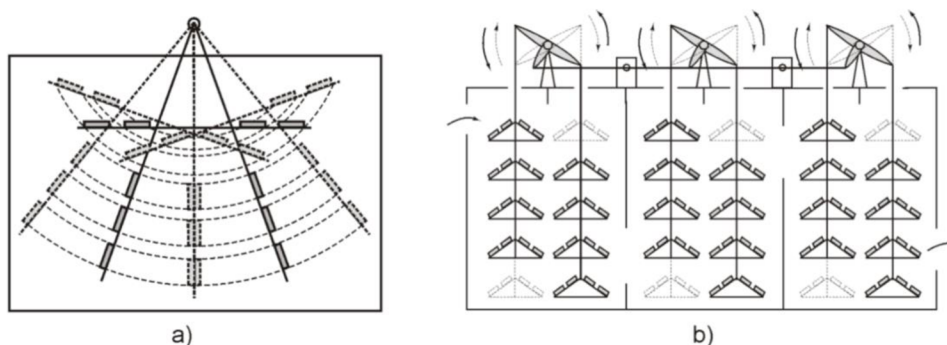
Tento typ hydraulického míchání je založen na vhnění vzduchových bublin do upravované vody pomocí difuzérů umístěných na dně flokulační nádrže. Velikost gradientu rychlosti může být regulována změnou průtoku vzduchu. Gradienty rychlosti při obtékání bublin jsou však různorodé, protože nelze zajistit tvorbu bublin homogenní velikosti. Při aplikaci relativně malých bublinek vzduchu dochází ke snižování účinnosti flokulace – vedle ní probíhá i flotace. [7]

e) Rotační míchadla (Rotating mixers)

Rotační míchadla patří mezi mechanická flokulační zařízení. Podle polohy hřídele se rozlišují na zařízení s vertikální a horizontální hřídelí a podle režimu proudění na zařízení s tangenciálním (pádlová, listová, kotvová míchadla), axiálním a radiálním prouděním. Pro poslední dva jmenované typy proudění se používají míchadla turbínová nebo vrtulová. V okolí míchadel jsou hodnoty gradientů rychlosti vysoké, u stěn nádrží jsou nízké. Rotaci vody ve směru otáčení míchadla je bráněno nárázkami (statory), které jsou obvykle umístěny při stěnách flokulační nádrže. [7]

f) Míchadla s vratným pohybem (Reciprocating mixers)

Tato míchadla jsou rozdělena na kyvadlová pohybující se v horizontální rovině a vahadlová vykonávající pohyb v rovině vertikální. Zápornou vlastností těchto míchacích zařízení je namáhání ložisek a mechanických součástek. Výhodou je, že nezpůsobují cirkulaci vody. Při dodržení předepsaného rozmístění pádel (o stejném vertikálním rozměru) po výšce kyvadlového míchadla je umožněno relativně rovnoměrné rozmístění gradientu rychlosti v celém profilu míchané nádoby. [7]



Obr. 4.5 Míchadla s vratným pohybem: a) kyvadlová, b) vahadlová [12]

4.5 LÁTKY ODSTRANITELNÉ KOAGULACÍ

Účinnost odstranění nežádoucích příměsí z upravované vody je dána účinností jejich destabilizace, agregace a charakterem vzniklých agregátů. Odstranitelné koloidní znečišťující látky jsou pouze ty, které byly účinně destabilizovány a agregovány v separovatelné vločky. Ostatní částice tvoří neodstranitelný podíl. [7]

Koagulace umožňuje odstranit z upravované vody jemné suspendované a koloidní látky, ionty těžkých kovů, snížit barvu, zákal nebo počet bakterií. Na agregáty se také adsorbují organické vysokomolekulární látky. Pomocí koagulace však nedochází k odstranění nízkomolekulárních organických sloučenin, alkalických kovů, kovů alkalických zemin (Na, K, Ca, Mg) ani aniontů HCO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-} a NO_3^- . [4]

4.6 Stanovení dávky koagulantu

Dávka koagulantu závisí na znečištění surové vody. Volí se co nejmenší dávky činidla takové, aby bylo dosaženo požadované kvality vyčištěné vody. Při volbě optimálního množství koagulantu lze použít vztah [7]:

$$D_{\text{SH18}} = 100 \cdot \text{KNK}_{4,5}, \quad (4.6)$$

kde: D_{SH18} ... dávka destabilizačního činidla $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ v $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$,

$\text{KNK}_{4,5}$... kyselinová neutralizační kapacita do pH 4,5 v $\text{mmol} \cdot \text{l}^{-1}$,

100 ... koeficient pro přepočítání látkových a hmotnostních koncentrací pro $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$.

Uvedený vzorec vychází z předpokladu destabilizace koloidních částic pouze mechanismem nábojové neutralizace. Ve skutečnosti se však na destabilizaci podílí více faktorů. Vzorec tedy nelze prakticky použít pro běžné případy povrchových vod u nás. [7]

Další postup pro odhad optimální dávky destabilizačního činidla vychází z obsahu organických látek v surové vodě vyjádřených ukazatelem CHSK_{Mn} [7]:

$$D_{\text{SH18}} = A \cdot \text{CHSK}_{\text{Mn}}, \quad (4.7)$$

kde: D ... dávka destabilizačního činidla,

A ... empirický koeficient v rozmezí 4 až 20 (nejčastěji 8),

CHSK_{Mn} ... chemická spotřeba kyslíku manganistanem.

Tento vztah opět poskytuje pouze hrubý odhad skutečné dávky destabilizačního činidla. Použitelný je jen v určitých případech (neměnný charakter organických látek – zjistitelná hodnota parametru A). Řada organických látek však není manganistanem oxidovatelná, dochází proto ke zkreslení výsledků. [7]

Při použití jiného koagulantu než síranu hlinitého lze pro přepočítání dávky použít vztah [7]:

$$D_x = D_{SH18} \cdot k_x, \quad (4.8)$$

kde: k_x ... přepočítávací koeficient pro jednotlivá destabilizační činidla (viz tab. 4.2).

Tab. 4.2 Hodnoty k_x pro jednotlivá destabilizační činidla (Polášek a Mutl, 1995) [7]

Činidlo	k_x
$Al_2(SO_4)_3$	0,513
$AlCl_3$	0,200
$AlCl_3 \cdot 6H_2O$	0,362
$FeCl_3$	0,242
$FeCl_3 \cdot 6H_2O$	0,406
$Fe_2(SO_4)_3$	0,600
$Fe_2(SO_4)_3 \cdot 9H_2O$	0,843

V praxi je však stanovení dávky koagulantu uvedenými výpočty značně nespolehlivé a mnohdy neodpovídá ideální dávce, která vede k požadované kvalitě upravené vody. Optimalizace podmínek destabilizace se provádí pomocí experimentálních metod a zařízení. Nejstarším a nejobvyklejším způsobem je stanovení přesné dávky, které se provede pomocí laboratorního koagulačního pokusu (sklenicová zkouška), při němž se do surové vody aplikují odstupňované dávky koagulantu. Vhodné je vycházet buď z rozmezí dávek obvykle používaných pro danou úpravu vody nebo stupňovat dávky v jednotlivých sklenicích postupně od nuly. Optimální dávka je pak nejmenší z těch, po jejichž nadávkování má výsledná upravená voda požadovanou kvalitu. V praxi se při úpravě povrchové vody dávky koagulantů pohybují v rozmezí 0,05 až 0,5 $mmol \cdot l^{-1}$ Al nebo 0,05 až 1,0 $mmol \cdot l^{-1}$ Fe. [4, 13]

5 PROCESY ÚPRAVY VODY

Surová voda (povrchová či podzemní) odebírána z přírodního prostředí pro potřebu člověka má často nevyhovující kvalitativní parametry. Proto je nutné ji upravit určitými technologickými procesy tak, aby její vlastnosti splňovaly požadavky dle různých účelů použití: pitná voda, voda užitková nebo voda pro speciální použití – např. demineralizovaná, změkčená. Způsoby úpravy vody lze rozdělit na fyzikální, chemické a biologické (mikrobiologické). Fyzikálními procesy se z vody odstraňují převážně suspendované látky a rozpuštěné plyny. Chemické procesy slouží při úpravě vody k dalšímu odstraňování nežádoucích látek a ke zdravotnímu zabezpečení vody. Při biologických procesech jsou pro úpravu vody využívány funkce některých kmenů bakterií. [3]

Tab. 5.1 Rozdělení procesů podle povahy separovatelných látek [14]

Povaha nečistot	Postup	Úprava
suspendované látky	sedimentace	mechanická
	flotace	
	filtrace	
koloidní látky	vločkování	chemická
	srážení	fyzikálně chemická a biologická
rozpuštěné anorganické nečistoty	výměna iontů	
	adsorpce	
rozpuštěné organické látky	oxidace	
	biologická úprava	

Metody úpravy surové vody se odvíjí od její kvality a účelu, pro který se voda upravuje. U vody z povrchových zdrojů se dnes obvykle provádí proces úpravy pitné vody v podobě [15]:

- dávkování činidel pro tvorbu suspenze,
- separace vzniklých agregátů procesem sedimentace, flotace nebo použitím čičičů,
- filtrace přes vodárenský písek nebo jiný materiál používaný k tomuto účelu,
- hygienické zabezpečení.

U surové vody, která má být využívána jako pitná, se často provádí úprava tvrdosti, odstranění mechanického znečištění, železa, manganu, organického znečištění, dusičnanů nebo amonných iontů, a především hygienické zabezpečení vody. Procesy zabezpečující úpravu vody musí být nastaveny tak, aby upravená voda splňovala vyhlášku č. 252/2004 Sb., kterou se stanoví hygienické požadavky na pitnou a teplou vodu a četnost a rozsah kontroly pitné vody. [3]

Komplikací pro proces úpravy vody mohou být produkty řas a sinic a pesticidy, které se často vyskytují v surové vodě. V případě, že dojde k překročení hygienických limitů pro pesticidy daných vyhláškou č. 252/2004 Sb., kterou se stanoví hygienické požadavky na pitnou vodu, je nutné zařadit další stupeň úpravy vody. Konkrétně u pesticidů jím může být ozonizace následovaná filtrací přes aktivní uhlí. Dalšími problémovými látkami v surové vodě jsou léčiva, hormony, polyfluorované látky nebo v poslední době často zmiňované mikroplasty. Tyto látky (kromě mikroplastů) lze odstranit stejnými technologiemi jako pesticidy. Separace mikroplastů je možná při použití membrány, což je investičně i provozně velmi nákladný proces. Negativní účinky těchto mikročástic na lidské zdraví však nebyly dosud prokázány a zatím nejsou stanoveny jejich hygienické limity v pitné vodě. [15]

Pitná voda, která je pro 94,7 % obyvatelstva České republiky dostupná prostřednictvím veřejných vodovodních sítí, je vyráběna ve více než 2500 úpravárnách vody různé technologické

skladby a velikosti. Nejmenší úpravní vody začínají na výkonech nižších než 1 l/s, ty největší naopak vyrábějí každou sekundu stovky nebo i tisíce litrů pitné vody. [16]

V závislosti na jakosti surové vody v konkrétní lokalitě je třeba aplikovat vhodný postup úpravy ověřený zkouškou upravitelnosti této vody podloženou laboratorním nebo poloprovozním postupem. Pro úpravu vody lze použít tyto technologické postupy [17]:

- a) mechanické provzdušňování vody,
- b) písková filtrace,
- c) stabilizace vody pomocí filtrace vody přes vápenec či odkyselovací hmotu nebo dávkováním vápna, případně dávkováním oxidu uhličitého,
- d) jedno či dvoustupňové odželezování a odmanganování vody,
- e) jednostupňové čiření (koagulační filtrace),
- f) dvoustupňová úprava čiřením,
- g) sedimentace,
- h) adsorpce na práškovém nebo granulovaném aktivním uhlí,
- i) oxidace anorganických (výjimečně organických) složek s použitím chloru, chlornanu sodného, chlornanu vápenatého, oxidu chloričitého, manganistanu draselného, peroxidu vodíku a ozonu,
- j) pomalá biologická filtrace,
- k) odstraňování organismů na mikrosítech,
- l) úprava pH,
- m) dezinfekce vody s použitím chloru, chlornanu sodného, chlornanu vápenatého, oxidu chloričitého, chloraminu a ozonu, nebo
- n) ozařování ultrafialovým zářením o vlnové délce 250–270 nm a minimální dávce 400 J/m² v celém objemu vody s tím, že 85 % radiačního výkonu musí být při vlnové délce 253,7 nm (monochromatické nízkotlaké lampy), nebo o vlnové délce v rozmezí 200–400 nm a minimální dávce 400 J/m² (polychromatické středotlaké lampy).

Úpravní vody se označují jako jednostupňové či dvoustupňové, přičemž přívlastek vypovídá o složitosti používané technologie – vyjadřuje počet separačních stupňů dané úpravní. Úpravní vody může být bez separačního stupně, ale i více než dvoustupňová [3].

Skladba technologické linky na každé úpravně vody je závislá na typu a kvalitě surové vody. Ta se podle limitních hodnot ukazatelů rozděluje do tří kategorií: A1, A2, A3. Kritériem řazení zdroje povrchové vody do kategorie jsou hodnoty 40 ukazatelů (např. pH, teplota, barva pach, železo, chloridy, pesticidní látky, BSK₅, Escherichia coli a další). Pokud se jedná o podzemní vodu, ukazatelem pro zařazení do jedné ze tří kategorií je obsah železa, manganu a sulfanu. Ukazatele jakosti surové vody odebírané z povrchových vodních zdrojů nebo z podzemních vodních zdrojů pro účely úpravy na vodu pitnou upravuje vyhláška Ministerstva zemědělství č. 428/2001 Sb., kterou se provádí zákon č. 274/2001 Sb., o vodovodech a kanalizacích pro veřejnou potřebu v platném znění. Pro jednotlivé kategorie jsou předepsány typy úprav vody, které by měly být použity pro daný zdroj. [18]

Tab. 5.2 Typy úprav pro jednotlivé kategorie surové vody [18]

Pro kategorii	Typy úprav
A1	Úprava surové vody s koncovou dezinfekcí pro odstranění sloučenin a prvků, které mohou mít vliv na její další použití, a to zvláště snížení agresivity vůči materiálům rozvodného systému včetně domovních instalací (chemické nebo mechanické odkyselení), dále odstranění pachu a plynných složek provzdušňováním. Prostá filtrace pro odstranění nerozpuštěných látek a zvýšení jakosti.
A2	Surová voda vyžaduje jednodušší úpravu, např. koagulační filtraci, jednostupňové odželezňování, odmanganování nebo infiltraci, pomalou biologickou filtraci, úpravu v horninovém prostředí, a to vše s koncovou dezinfekcí. Pro zlepšení vlastností je vhodná stabilizace vody.
A3	Úprava surové vody vyžaduje dvou či vícestupňovou úpravu čiřením, oxidací, odželezňováním a odmanganováním s koncovou dezinfekcí, popř. jejich kombinaci. Mezi další vhodné procesy se řadí např. využívání ozónu, aktivního uhlí, pomocných flokulantů, flotace. Ekonomicky náročnější postupy technicky zdůvodněné (např. sorpce na speciálních materiálech, iontová výměna, membránové postupy) se použijí mimořádně.
Vyšší koncentrace než jsou uvedeny pro kategorii A3	Podle § 13 odst. 2 zákona lze vodu této jakosti výjimečně odebírat pro výrobu pitné vody s udělením výjimky příslušným krajským úřadem. Pro úpravu na vodu pitnou se musí použít technologicky náročné postupy spočívající v kombinaci typů úprav uvedených pro kategorii A3, přičemž je nutné zajistit stabilní kvalitu vyráběné pitné vody podle vyhlášky č. 252/2004 Sb. Přednostním řešením v těchto případech je však eliminace příčin znečištění anebo vyhledání nového zdroje vody.

Dle rozsahu úpravy vody rozlišujeme čtyři typy úpravy [3]:

- jednoduchá úprava bez separačního stupně,
- úprava vody s jednostupňovou separací,
- úprava vody s dvoustupňovou separací a
- úprava vody s vícestupňovou separací, případně s doupravou vody bez použití třetího stupně separace.

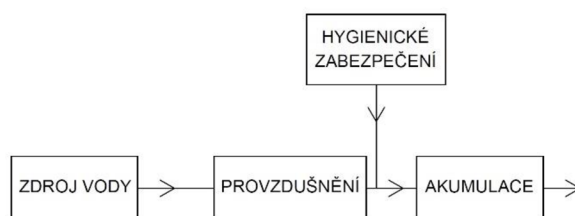
Pojmem separace se rozumí odstranění nežádoucích látek z upravované vody. To mohou být buď látky, které se v surové vodě vyskytují přirozeně nebo znečištění do vody vnesené uměle. Separací se také odstraňují látky, které bylo nezbytné do surové vody přidat během procesu úpravy (koagulanty, flokulanty, pomocné koagulanty, zatěžkávadla, látky pro úpravu pH atd.). [3]

5.1 JEDNODUCHÁ ÚPRAVA BEZ SEPARAČNÍHO STUPNĚ

U vod velmi málo znečištěných s obsahem vhodného množství iontů není třeba dle požadavků na pitnou vodu provádět složitou úpravu. Většinou se jedná o podzemní vody s minimálním obsahem organických látek a dvojmocného železa a manganu. Úprava se provádí pouze mechanickým provzdušněním (aerací), které z vody odstraní nežádoucí plyny a pachy (volný oxid uhličitý, sirovodík, bahenní plyn, radon, těkavé organické látky, amoniak atd.) a vodu

obohatí kyslíkem. Bezokyslíkaté vody s obsahem O_2 pod $5-6 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ nemají vhodné organoleptické vlastnosti a způsobují korozi rozvodného potrubí. Procesy odstraňování určitých látek z vody mají svá pojmenování: proces odstraňování CO_2 z vody se nazývá odkyselování, odstraňování nežádoucích plynů odpachování a obohacení O_2 oxidace vody. Podle převládajícího účelu těchto úprav vody, kterým je odstranění CO_2 , se někdy tato zařízení nazývají odkyselovací úpravný – odvětrání ve vodě rozpuštěného CO_2 vede ke zvýšení pH upravované vody. Při kvalitním odplynění zůstává ve vodě zbytkové množství volného oxidu uhličitého $5-8 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$. Odstranění volného CO_2 z upravované vody je nutné z toho důvodu, že takovéto vody jsou agresivní a způsobují korozi kovových materiálů (železa, mědi, zinku, olova atd.). Produkty koroze následně negativně ovlivňují organoleptické vlastnosti vody, zejména chuť, barvu a pach. [3]

Provozdušňování lze provádět třemi typy zařízení. Mezi gravitační provozdušňovací zařízení řadíme kaskády a vertikální provozdušňovací věže (např. FUKA). Trysková provozdušňovací zařízení jsou používána zřídka většinou ve spojení s filtrací. Častěji se lze setkat s difuzorovými provozdušňovacími zařízeními, u kterých se vzduch vhání děrovaným roštem do tenké vrstvy protékající vody (např. aerační zařízení INKA nebo BUBLA). [3]

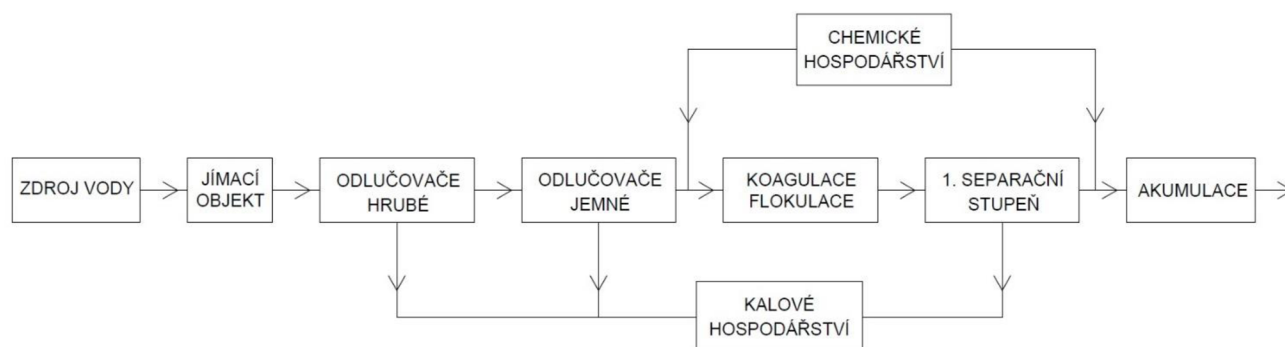


Obr. 5.1 Blokové schéma úpravní vody bez separačního stupně [3, přepracováno autorem]

5.2 ÚPRAVA VODY S JEDNOSTUPŇOVOU SEPARACÍ

Jednostupňové úpravní vody provádí odstranění nežádoucích látek na jednom separačním stupni vloženém do technologické linky úpravní. Takovýmto stupněm je v případě úpravy pitné vody vždy filtrace. Podrobněji o typech filtrace pojednává kapitola 6.4.

V závislosti na druhu zdroje surové vody je nutné provést předúpravu a doupravu vody. U podzemních vod je často předúprava provedena mechanickou aerací, která zajistí převedení železa a manganu do nerozpustných forem. Možné je také dávkování chemikálií pro oxidaci Fe^{2+} a Mn^{2+} s následnou flokulací. Pro lepší separaci manganu lze dávkovat alkalizační činidlo, které zvýší pH upravované vody. Douprava může mít podobu zušlechťování vody. Před akumulací a distribucí upravené vody je nutné provést hygienické zabezpečení. U povrchové vody je předúpravou koagulace a flokulace. Následuje separace v podobě koagulační filtrace. Nakonec může být provedena alkalizace za účelem úpravy hodnoty pH na požadovanou hodnotu a samozřejmě dávkování dezinfekčního činidla před akumulací vody a její distribucí do spotřebiště. [3]

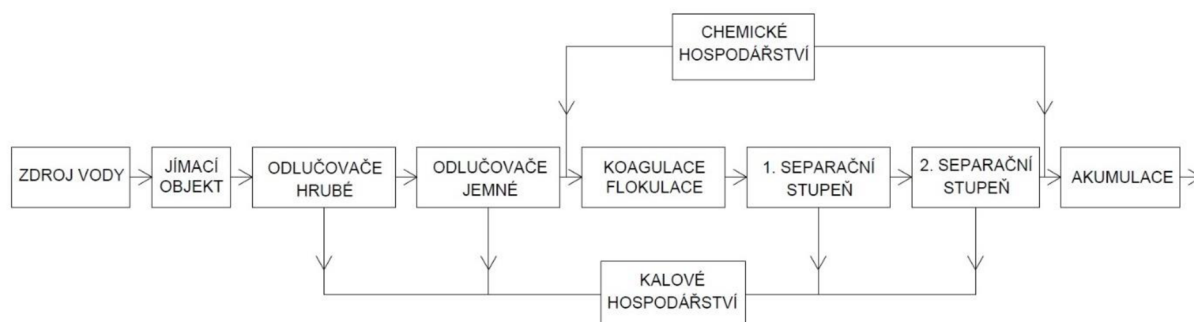


Obr. 5.2 Blokové schéma úpravny vody s jednostupňovou separací [3, přepracováno autorem]

5.3 ÚPRAVA VODY S DVOUSTUPŇOVOU SEPARACÍ

Pokud surová voda obsahuje vyšší koncentrace suspendovaných, koloidních a rozpuštěných látek a pokud jsou potřebné vyšší dávky koagulantu, je nutno zmíněné látky z vody odstraňovat ve dvou separačních stupních. U povrchové vody se volí dvoustupňová úprava v případě, že množství nadávkovaného koagulantu je vyšší než $20\text{--}25\text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$. Voda podzemní vyžaduje druhý stupeň úpravy, pokud je součet množství Fe a Mn obsažený v surové vodě vyšší než $5\text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$. Předúprava i doúprava vody je většinou totožná jako u jednostupňové úpravy.

Prvním stupněm separace může být mikrofiltr, filtr, sedimentační nádrž, čiřič s vločkovým mrakem nebo flotace vody. Druhý stupeň má vždy podobu filtrace. [3]



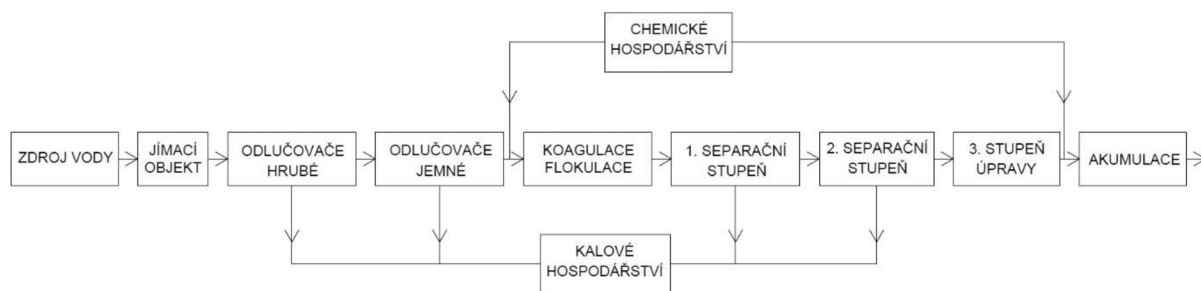
Obr. 5.3 Blokové schéma úpravny vody s dvoustupňovou separací [3, přepracováno autorem]

5.4 ÚPRAVA VODY S VÍCESTUPŇOVOU SEPARACÍ, PŘÍPADNĚ S DOÚPRAVOU VODY BEZ POUŽITÍ TŘETÍHO STUPNĚ SEPARACE

Toto uspořádání se volí v případě, když je zdroj surové vody velmi znečištěn nebo při speciálních požadavcích na kvalitu upravené vody. Uspořádání úpravy se třemi stupni může vypadat například takto:

- sedimentace → odželezovací filtry → odmanganovací filtry (úprava podzemní vody),
- sedimentace (nebo čiření nebo flotace) → písková filtrace → pomalá biologická filtrace (úprava povrchové vody).

Místo třetího separačního stupně může být zařazena pouze doúprava vody – například zušlechtění vody ozonizací, provzdušnění apod. [3]



Obr. 5.4 Blokové schéma úpravy vody s vícestupňovou úpravou [3, přepracováno autorem]

6 SEPARAČNÍ TECHNOLOGIE PRO ÚPRAVU VOD

Pokud má upravovaná voda horší kvalitu, je nutné dávkovat vyšší množství koagulačního činidla. Dochází tak k tvorbě většího objemu suspenze, jejíž separace musí být provedena ve dvou stupních. Vločky, které se tvoří během procesu koagulace a flokulace, jsou při konvenčních procesech úpravy vody odstraňovány sedimentací nebo flotací a následnou filtrací. Speciálním případem jsou čířiče, které spojují tvorbu suspenze a separaci vloček v jednom zařízení (před čířičem není technologický krok míchání). [19]

6.1 SEDIMENTACE

Sedimentace je proces usazování ve vodě suspendovaných částic vlivem působení gravitace. Dochází během ní k separaci tuhé fáze od fáze kapalné. Sedimentace je velmi rozšířeným prvním separačním stupněm, musí po ní vždy následovat filtrace (sedimentaci nelze použít jako jediný separační stupeň při úpravě vody). V přírodních podmínkách jsou usaditelné pouze látky suspendované, přičemž částice hrubě suspendovaných látek (velikost částic nad 0,1 mm) sedimentují lépe než částice jemných suspenzí (velikost 1 μm až 0,1 mm). Látky koloidní a rozpuštěné sedimentací nelze odstranit. Pro vyšší efektivitu procesu je na úpravách vody suspenze připravována chemicky například přidáním koagulačního činidla, které způsobí tvorbu snadněji sedimentujících vloček. Účinnost procesu je závislá především na tvaru a velikosti částic a na rychlosti proudění vody.

Sedimentace se navrhuje u povrchových zdrojů vody s vysokým zákalem nebo u vod podzemních s obsahem železa a manganu větším než 5 mg·l⁻¹. Před usazováním je však nutné vodu předupravit. U povrchových vod tento krok představuje dávkování koagulantu, ozonizace nebo oxidace. Předúprava u vod podzemních spočívá v oxidaci železa a manganu chemickým způsobem nebo mechanickou aerací.

Při úpravě vody se sedimentace řadí před koagulaci z důvodu snížení potřebného množství koagulačních činidel. Druhou možností je aplikovat sedimentaci po provedení koagulace. Tím se sníží množství suspendovaných částic v upravované vodě, což umožní efektivnější proces filtrace, který po sedimentaci následuje. [3]

Teorie procesu sedimentace uvažuje, že usazované částice jsou pevné a mají kulový tvar. Působí na ně tři síly – tíha, vztlak a odpor prostředí. První dvě síly jsou konstantní, třetí závisí na hustotě a viskozitě kapaliny, tíhovém zrychlení, na tvaru částice a jejich rozměrech. Rychlost klesání částice lze vypočítat ze Stokesovy rovnice za předpokladu, že tekutina je nestlačitelná, vazká, proudění laminární, neprojevuje se vliv stěn nádrže a částice má tvar koule, je homogenní a nedeformovatelná [3]:

$$u = \frac{1}{18} \cdot \frac{(\rho_p - \rho_k)}{\rho_k} \cdot \frac{g \cdot d_\xi^2}{\nu}, \quad (6.1)$$

kde: u ... rychlost klesání částice [m·s⁻¹],

ρ_p ... měrná hmotnost částice [kg·m⁻³],

ρ_k ... měrná hmotnost kapaliny [kg·m⁻³],

g ... gravitační zrychlení [m·s⁻²],

d_ξ ... průměr částice [m],

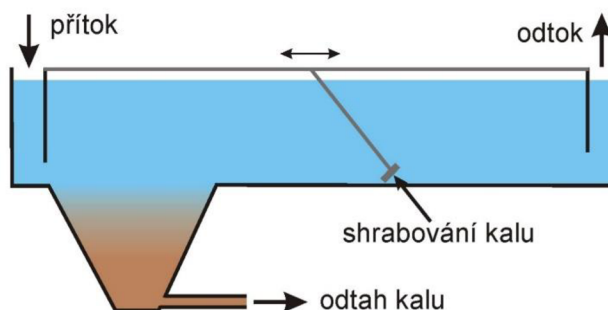
ν ... kinematická viskozita [m²·s⁻¹].

V praxi mají částice nepravidelný tvar a skrz některé při usazování i proudí voda. Vzhledem k těmto skutečnostem se současným uvážením nehomogenní struktury vločkových agregátů vznikajících při úpravě vody není prakticky možné definovat vztahy popisující usazovací rychlost reálných objektů. Navíc dochází k ovlivňování sousedních částic v suspenzi. Tento děj se začíná vyskytovat při koncentraci částic v suspenzi vyšší než 1 %. Podle koncentrace suspenze rozlišujeme volnou nebo rušenou sedimentaci a zahušťování. Sedimentaci lze z vody odstranit až 90 % suspendovaných látek. Podle charakteru částic rozeznáváme zrnitou a vločkovitou suspenzi. [3]

6.1.1 Rozdělení usazovacích nádrží

Usazovací nádrže s horizontálním průtokem

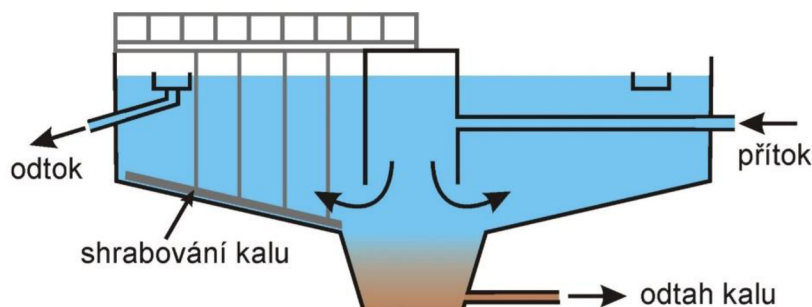
Nejjednodušším sedimentačním zařízením jsou obdélníkové nádrže s horizontálním průtokem. V České republice jsou nejpoužívanější zejména pro jejich snadné řešení stavební konstrukce, strojně technologického vybavení, ale především z důvodu možnosti kombinace s předřazenými vločkovacími nádržemi, ze kterých vločkovitá suspenze natéká přímo do usazovacích nádrží. Voda se do nádrže přivádí na jednom konci a během pozvolného proudění ke konci protějšímu dochází k usazování částic. Důležité je zajistit laminární proudění vhodným rozdělením přítoku vody po celé šířce nádrže za rovnoměrného zatížení jejího vertikálního profilu. Nádrže jsou obvykle konstruovány se dnem s mírným podélným spádem 1 až 2 % směrem ke vtokové části. Kal, který se usazuje na dně, je mechanicky shrnován do kalových jímek u vtokové části nádrže. Odtud je následně odváděn odkalovacím potrubím. Nevýhodou obdélníkových usazovacích nádrží je, že zabírají velkou půdorysnou plochu. Řešením jsou vícevrstvé nádrže (dvoupatrové nebo třípatrové). [3]



Obr. 6.1 Pravoúhlá usazovací nádrž [19]

Kruhové usazovací nádrže s horizontálním průtokem vody

Voda je u kruhových usazovacích nádrží s horizontálním průtokem přiváděna do středu. Odtud proudí směrem k obvodu nádrže, kde přepadá přes přelivnou hranu do sběrného žlabu. Kal se ze dna nádrže shrnuje shrabovacím zařízením do střední kalové jímký. Shrabování kalu bývá u kruhových nádrží nepřetržité na rozdíl od obdélníkových usazovacích nádrží, kdy je kal shrabován jednou za několik hodin. [3]



Obr. 6.2 Kruhová usazovací nádrž s horizontálním průtokem vody [19]

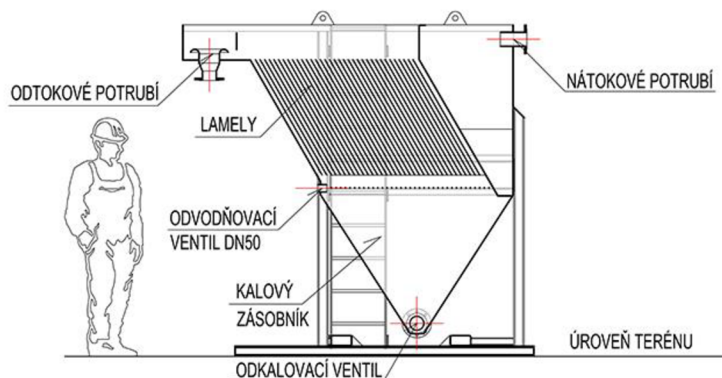
Kruhové usazovací nádrže s vertikálním průtokem vody

Díky velké stavební výšce tohoto typu nádrží dochází k úsporám zastavěné plochy. Prostor nádrže je rozdělen válcovitou přepážkou na vnitřní vločkovací a obvodový usazovací prostor. Sběrný žlab je umístěn opět na obvodu nádrže. Kal se z usazovacího prostoru většinou pouze vypouští – nedochází ke strojnímu stírání. Kromě kruhových nádrží se používají i čtvercové nádrže s vertikálním průtokem vody. [3]

Patrové a lamelové usazovací nádrže

Protože výkon nádrže nezávisí na její hloubce, lze stavět mělké nádrže a umísťovat je nad sebou. V praxi se však tento nápad neosvědčil z důvodu poruchovosti shrabovacích mechanismů. Populární se staly lamelové usazovací nádrže. Jejich účinnost je mnohem vyšší ve srovnání s nádržemi bez lamelové výstavby – umožňují výrazně zvýšit povrchové zatížení. Upravovaná voda protéká mezi lamelami rychleji a proces sedimentace je kratší ve srovnání s usazováním v nádržích bez lamelových vestaveb. Mají podobu kruhové nebo hranaté nádrže s vestavbou sestavy souběžných podélných profilů, popřípadě trubek uchycených pod určitým vzestupným úhlem. Ten musí být volen tak, aby kal usazený na lamele sklouzával zpět do sedimentačního prostoru a nedocházelo k jeho usazování na lamele. Lamely jsou vyrobeny z tvarovaných navzájem pospojovaných plastových desek nebo trubek o průměru do 10 cm a délce do 2,5 m. Kazety s lamelovými bloky v usazovacím prostoru se osazují ve stávajících nebo nových sedimentačních nádržích nebo čířičích. [3]

Rozlišují se dva typy lamelových usazovacích nádrží – se vzestupným nebo sestupným proudem. Vzestupné proudění slouží k separaci suspendovaných kalových částic. Těžší částice se akumulují na dně a voda stoupá přes lamely k přepadovým žlabům. Lamelové usazovávky se sestupným prouděním slouží k odlučování olejů a tuků a využívají se spíše pro čištění odpadních vod. [3]



Obr. 6.3 Usazovací nádrž s deskovými lamelami [20]

6.2 ČIŘIČE

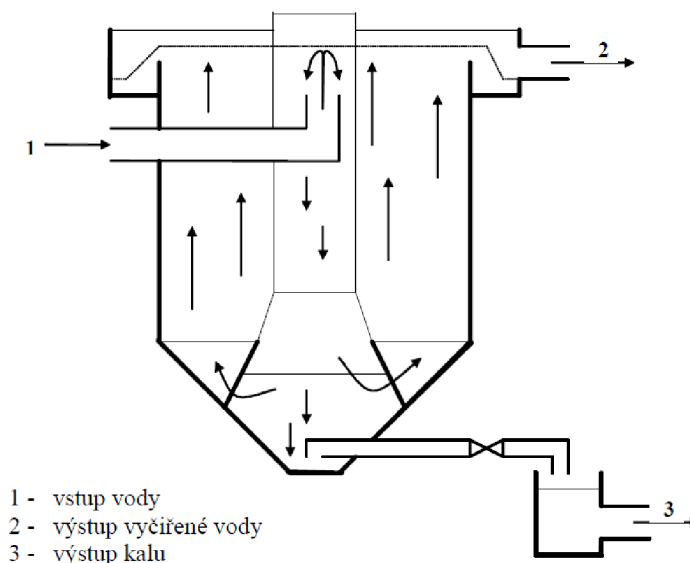
Čiření je základním technologickým procesem úpravy povrchové vody na vodu pitnou. Dochází při něm chemickými procesy k převádění především koloidních a jemně suspendovaných látek do separovatelné suspenze. Tvorba suspenze při chemické úpravě vody zahrnuje dva základní procesy. Prvním krokem je destabilizace znečišťujících příměsí (koagulace) přidávkem vhodného činidla. Následuje agregace destabilizovaných koloidních částic v separovatelné vločky, které je dosaženo mícháním suspenze. Tento krok se označuje jako flokulace. Vzniklé agregáty je pak možné z vody odstranit, např. filtrací nebo sedimentací. Proces oddělení dispergovaných částic se nazývá čiření. [3, 4, 7]

Čiřiče jsou zařízení, ve kterých probíhá tvorba suspenze i její separace. Při úpravě vody se využívají jako 1. stupeň separace. Ten je následován stupněm druhým v podobě filtrace.

Po hydraulické stránce rozeznáváme čtyři druhy čiřičů [3]:

- čiřiče s hydraulickým vznosem vločkového mraku,
- čiřiče s mechanickým vznosem vločkového mraku,
- čiřiče s cirkulací kalu a
- čiřiče s periodicky se měnícím průtokem.

U čiřičů s vločkovým mrakem se při úpravě vody kal seskupuje do jakéhosi mraku, což je vznášející se vrstva vloček vzniklých při koagulaci a následné flokulaci. Přes vločkový mrak, který je udržován ve vznosu hydraulicky nebo mechanicky, protéká vertikálně směrem k hladině upravovaná voda. Ta obsahuje vločky nečistot, které se střetávají s vločkami obsaženými ve vločkovém mraku, dochází k jejich nabalování a zvětšování. Voda, která prošla mrakem, je zbavená vloček a odtéká do přelivných žlabů. Čiřiče, u nichž je mrak udržován ve vznosu hydraulicky, by měly pracovat při průtoku, kdy je sedimentační rychlost částic rovna vzestupnému průtoku. Systém je velmi citlivý na změny teploty a průtoku a jakýkoli výkyv hodnot těchto veličin je nežádoucí. V čiřičích s vločkovým mrakem probíhá fáze koagulace i flokulace současně. Druhý způsob – mechanické udržování vločkového mraku ve vznosu – se provádí například pádly, kyvadly nebo shrabovákem. [3, 21]



Obr. 6.4 Princip čističe s kalovým mrakem [21]

U čističů s cirkulací kalu se recirkulace kalu provádí buď čerpáním části kalu do vstupující upravované vody (vnější recirkulace) nebo přímo v reaktoru (čističe s vnitřní recirkulací kalu – akcelerátory). Oba způsoby recirkulace lze i kombinovat.

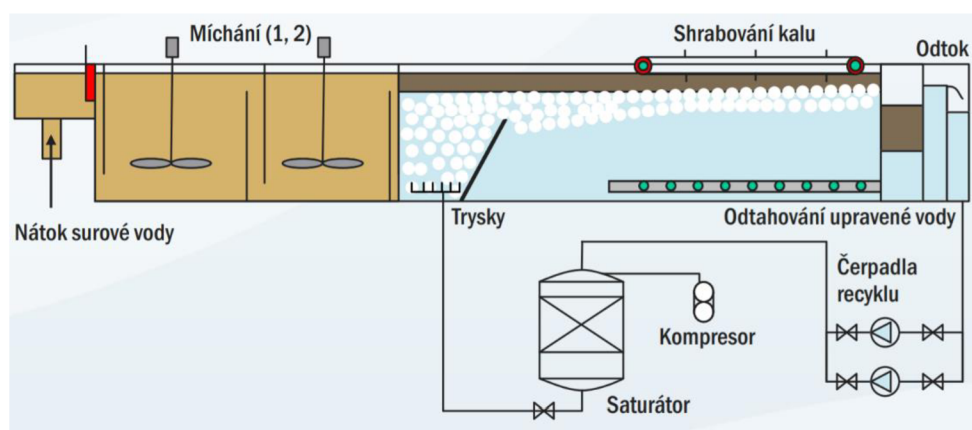
Tyto čističe mají nižší stavební výšku a tím pádem nedostatečný tlakový spád na následující filtraci. Čiřenou vodu je nutno přemísťovat na filtr pomocí čerpadla, to však není vhodné, protože vytvořené vločky se v čerpadle rozbíjí a filtrace má potom nižší účinnost. [21]

6.3 FLOTACE

Flotace rozpuštěným vzduchem (DAF – Dissolved Air Flotation) je další možností, kterou lze zvolit jako první separační stupeň při úpravě vod. Vhodná je v případě, obsahuje-li voda z povrchových zdrojů zákal nižší než 100 ZF, zvýšené koncentrace organických látek a vysoké počty organismů. Tento typ flotace byl patentován roku 1924 a pro úpravu pitné vody se začal využívat od 60. let dvacátého století. V České republice byla první flotační jednotka instalována v roce 2005 na ÚV Mostiště. Při zkušebním provozu bylo dosaženo výborných výsledků, kdy z tohoto prvního separačního stupně odcházela voda, která se kvalitativně blížila vodě pitné.

Flotace slouží k oddělování suspendovaných látek (vločky, částice, organismy) od kapalné fáze. Principem DAF je spojování zmíněných látek s mikrobublínkami vzduchu do agregátů s výrazně nižší hustotou, než má voda. Tím je zajištěn jejich pohyb k hladině (proti směru gravitace) separační zóny, kde tvoří plovoucí vrstvu vyflotovaného kalu. Ta je mechanicky nebo hydraulicky odstraňována. Odběr upravené vody probíhá sběrným potrubím umístěným nad dnem separační části flotační nádrže.

Ke generaci mikrobublinek o průměru cca 30–100 μm se využívá Henryho zákona o rozpouštění plynů v kapalinách. Do flotační nádrže je speciálními tryskami dopravována voda nasycená v saturátoru rozpuštěným vzduchem za tlaku několika stovek kPa. Stlačený vzduch je do saturátoru přiváděn kompresorem. Při snížení tlaku na běžný hydrostatický tlak po vstupu vzduchem nasycené vody do nádrže dochází ke vzniku mikrobublinek, které se následně spojují s částicemi ve vodě. [22]



Obr. 6.5 Klasické schéma uspořádání zařízení pro flotaci rozpuštěným vzduchem [14]

Flotace pracuje s až 10krát vyšší hodnotou povrchového zatížení než usazovací nádrže a čističe. Literatura udává typické hodnoty povrchového zatížení sedimentačních nádrží pro odstraňování určitých částic (zákalu, barvy nebo řas) v rozmezí 0,8 až 1,7 m/h. Díky většímu povrchovému zatížení potřebuje flotace menší plochu než výše zmíněné separační technologie. V tabulce 6.1 jsou uvedeny návrhové parametry DAF jednotek, které jsou v praxi používány v různých aplikacích. [22, 14]

Tab. 6.1 Typické návrhové parametry flotace (DAF) [22]

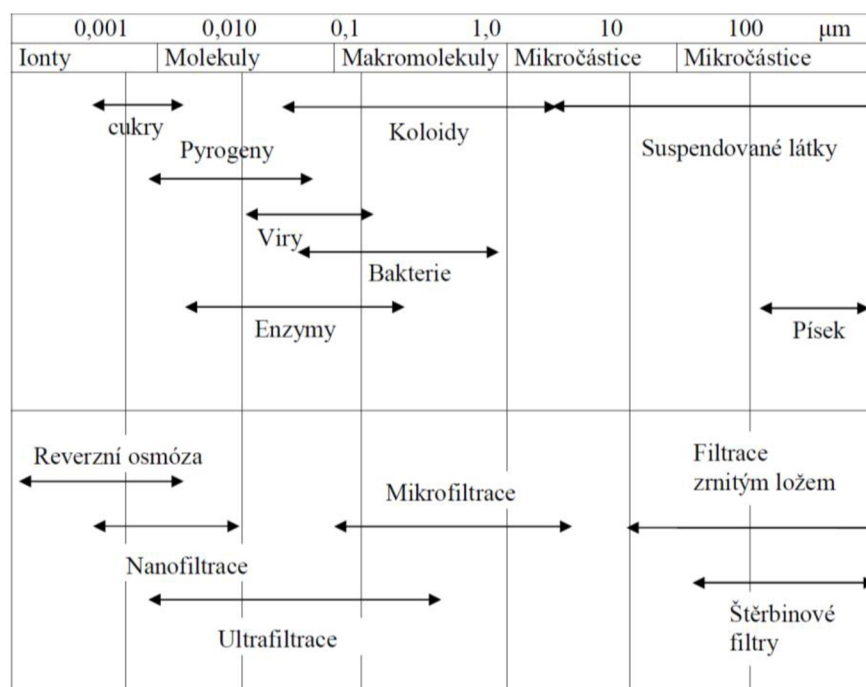
návrhový parametr	hodnota parametru	rozměr
povrchové zatížení	10–20	m/h
doba zdržení v kontaktní zóně	60–240	s
doba zdržení v separační zóně	5–15	min
hloubka	1,5–3,2	m
pracovní tlak v saturátoru	400–620	kPa
recirkulační poměr	6–15	%
velikost mikrobublin	10–100	μm
koncentrace mikrobublin	$(1,0–2,0) \cdot 10^5$	bublin/ml
účinnost saturátoru s náplní	90	%
sušina kalu	0,5–6,0	%

DAF umožňuje z upravované vody odstranit $CHSK_{Mn}$, zákal, barvu a různé organismy. Často se používá pro odstraňování řas a sinic ze silně eutrofizovaných vod. Nevýhodou technologie je její vysoká energetická náročnost způsobená nutným chodem dmychadel a oběhových čerpadel. Kromě úpravy vody (první separační stupeň) lze flotaci využít i na zahušťování vodárenských kalů. [23]

6.4 FILTRACE

Filtrace je separační proces, který se používá vždy při nutnosti odstranit z vody pevné látky, ať už se jedná o látky suspendované, koloidní nebo rozpuštěné. Tvoří jeden ze stupňů separace – buď může být jediným stupněm separace v případě jednostupňové úpravy nebo druhým, popř. posledním stupněm separace při dvoustupňové či vícestupňové úpravě. Pokud je filtrace použita pro dva za sebou následující separační stupně, jedná se o dvoustupňovou filtraci. [3]

Na obrázku 6.6 jsou vyznačeny součásti roztoku podle jejich velikosti a běžné úpravárenské postupy, kterými lze tyto komponenty odstranit (není uvažována úprava suspenze např. koagulací).



Obr. 6.6 Velikost jednotlivých částic ve vodě a metody jejich přímého odstranění [21]

Je zřejmé, že pomocí reverzní osmózy a nanofiltrace je možné upravovanou vodu zbavit všech částic. Tyto procesy jsou však využívány pro separaci rozpuštěných solí, iontů a organických látek, jejich použití pro úpravu surové vody s obsahem větších částic by způsobilo ucpaní membrán. Ve vodárenství jsou membránové procesy využívány minimálně. Přednostní využití mají v oblasti výroby speciálních průmyslových vod, v energetice (palivové články), lékařství, (hemodialýza) a v biotechnologiích (membránové reaktory). [21]

Filtraci lze dělit na objemovou, při které upravovaná voda protéká vrstvou zrnitého materiálu, a na náplavnou (koláčovou), kdy jsou částice ve vodě zachycovány na filtrační přepážce. Ve vodárenství se používá převážně první zmíněný druh filtrace. Podstatou objemové filtrace je zachycování nečistot z vody ve filtračním loži tvořeném křemičitým pískem, antracitem, aktivním uhlím, plastovými úlomky, polovypáleným dolomitem apod. Při náplavné filtraci dochází k naplavování vrstvy z jemného materiálu (diatomit, perlit, křemelina apod.) na filtrační přepážku z tkaniny ze syntetických vláken nebo například z plsti. Filtrace náplavná slouží především pro průmyslovou úpravu vody a pro úpravu vody pro speciální účely, proto se jí dále nebudu zabývat. [3]

Podle způsobu odbourávání nečistot z vody se rozlišuje pomalá (biologická) filtrace a rychlofiltrace.

Pomalá (biologická) filtrace

Pomalou filtraci lze přirovnat k přirozeným procesům čištění povrchových vod v přírodě. Poprvé se tento druh filtrace objevil v Anglii v roce 1829 (proto se někdy používá název „anglická filtrace“). Podstata procesu spočívá v odbourávání nečistot biologickou cestou prostřednictvím mikrobiálního oživení na povrchu a v horních vrstvách filtračního lože. Zde se tvoří biologická filtrační blána (o mocnosti několika milimetrů až cca 2 cm) složená z nečistot obsažených ve vodě a z aerobních mikroorganismů a řas. Mikroorganismy za přítomnosti kyslíku svými metabolickými procesy mineralizují organické nečistoty, odstraňují mikroby, bakterie, viry, koliformní zárodky, suspendované a koloidní látky apod. Nečistoty se tedy zachycují převážně v horní části biologického filtru na rozdíl od rychlofiltrů, kde se dostávají

i do hlubších vrstev. Podmínkou pro využití tohoto druhu filtrace je dostatečný obsah kyslíku v upravované vodě a nízký zákal. [3]

V pískové filtrační vrstvě probíhají procesy biologické, fyzikální a chemické. Částice jsou ve filtrační vrstvě zachycovány díky působení různých sil. Uplatňuje se proces mechanického cezení, usazování, adsorpce vlivem molekulárních sil (Van der Waalsovy) a působení elektrostatických sil (Coulombovy síly). [3]

Po regeneraci náplně je nejprve potřeba filtr zapracovat (vytváření blány po dobu 1 až 6 týdnů dle ročního období). Následuje filtrační fáze, která trvá v letním období přibližně 3 až 6 týdnů, v zimě může být tato doba až dvojnásobná (7 až 12 týdnů). Doporučená filtrační rychlost u pomalé filtrace je 0,1 až 0,2 m·h⁻¹. Během provozu dochází k postupnému zvyšování mocnosti biologické blány a snižování efektu filtrace. Po překročení tlakové ztráty 0,5 m je nutné blánu odstranit sejmutím či seškrábnutím vrstvy i s částí písku (za suchého stavu). Postupem času byly vyvíjeny různé modifikace technologií regenerace pomalého filtru. Objevily se mechanismy na seřezávání vrstvy písku a jeho dopravu k pračce písku, odsávání horní vrstvy lože zaplaveného vodou nebo systémy praní bez nutnosti seškrábnutí biologické blány. Regeneraci filtru lze usnadnit použitím tenké vrstvy zeolitu nebo geotextilie. Po vyčerpání tlakové výšky je možné tyto vrstvy s biologickou blánou za suchého stavu svinout a nahradit novými. [3, 24]

Přefiltrovaná voda je odebírána drenážní vrstvou perforovaných trubek umístěných v obsypu s velikostí zrn větší, než má filtrační materiál. Podkladní vrstva pod vrstvou filtrační má mocnost 40–60 cm a tvoří plynulý přechod od zrn o průměru 1 mm až po zrna průměru 30 mm. Obsyp drenáže slouží k zabránění vniknutí jemného písku do odběrného potrubí. [3, 24]

Pro pomalou filtraci se používá jako filtrační materiál jemný křemičitý písek zrnitosti 0,3–1,0 mm (0,2–0,5 mm) sypaný do výšky lože 1,0–1,2 m. Doporučená výška vody nad náplní je 1,2–1,5 m (min. 0,5 m). [3]

Výhodou tohoto typu filtrace je jednoduchý a nenáročný provoz. Mezi nevýhody lze řadit vysoké investiční náklady, požadavek velké obestavěné plochy a nutnost použít kvalitní zdroj surové vody, který je limitován hodnotami [3]:

- $CHSK_{Mn}$ do 6 mg O₂·l⁻¹,
- barva do 30 mg Pt·l⁻¹,
- obsah nerozpuštěných látek do 50 mg·l⁻¹ a
- zákal do 100 ZF.

Rychlá filtrace

Postupem času docházelo k nárůstu potřeby vody, zatímco kvalita surové vody klesala. Biologické filtry neměly dostatečnou filtrační rychlost a výkon a byly postupně nahrazovány novějšími rychlofiltry, které byly poprvé uvedeny do provozu v USA v roce 1885. V Evropě se začaly používat až o deset let později, a to poprvé roku 1895 na úpravě vody ve Švýcarsku. Dnes se rychlofiltrace řadí k nepoužívanějším technologiím ve vodárenství. Mezi odlišnosti od pomalé filtrace patří vyšší filtrační rychlost (je využíván pouze fyzikální a chemický princip filtrace), menší potřebná filtrační plocha a hrubší zrnitost náplně, která je zpravidla 0,5–2,0 mm. Doporučená filtrační rychlost u otevřených rychlofiltrů pro pitnou vodu je 3,6–7,2 m·h⁻¹ (optimum 5 m·h⁻¹). [3]

Jako náplň rychlého filtru se nejčastěji používá křemičitý písek a antracit. Lepší separační účinnosti dosahují materiály s hrubším povrchem částic. Používané filtrační materiály musí být otěruvzdorné a chemicky stálé. Dalšími významnými parametry jsou stejnozrnnost, tvar zrn,

mezerovitost, či měrná hmotnost. Filtrační cyklus je kratší než u biologických filtrů a trvá zpravidla jeden až několik dní. Během průtoku upravované vody náplň filtru dochází k zachycování částic na zrnech, v mezerách mezi zrny i v hlubších vrstvách náplně. Největší podíl zachycených částic se však nachází v horní vrstvě filtru. [3, 25]

Délka filtračního cyklu závisí na kvalitě filtrátu (zákal musí mít hodnotu pod 5 ZF) a ztrátové výšce (pro otevřené rychlofiltry do 2 m v. sl.). Rychlofiltrace funguje optimálně, jestliže je obou krajních hodnot dosaženo za stejně dlouhou dobu provozu. [3]

Podle filtrační rychlosti rozlišujeme rychlofiltry se zdánlivou filtrační rychlostí a filtry s proměnnou rychlostí. První typ je charakteristický pro klasickou filtraci a je založen na udržování stálého průtoku pomocí regulace na odtoku z filtru. Zdánlivá filtrační rychlost, tj. průtok vztažený na jednotku filtrační plochy, je mnohem nižší než skutečná rychlost (tj. rychlost proudění vody v mezerách filtrační vrstvy). Konstantní odtok filtrované vody je zajišťován regulační klapkou na odtoku řízenou podle tlakové ztráty ve filtru. Principem filtrace s proměnnou rychlostí je snižování zdánlivé filtrační rychlosti v závislosti na postupném zanášení filtru (rostoucí tlakové ztrátě). Během filtračního cyklu se tedy snižuje průtok vody filtrem tak, aby skutečná filtrační rychlost byla stále konstantní. U filtrů s proměnnou rychlostí tak nedochází k vyplavování již zachycených filtračních částic do filtrátu a kvalita odtoku je podstatně lepší než u předchozího zmíněného typu rychlofiltrů. Z tohoto důvodu jsou filtry s proměnnou filtrační rychlostí navrhovány při řadě rekonstrukcí úpraven vod. [3]

Rychlofiltry dělíme podle směru toku upravované vody na rychlofiltry s průtokem shora dolů, zdola nahoru a s oboustranným průtokem. Dle tlakového režimu rozeznáváme filtry otevřené a uzavřené. Odpor filtračního prostředí u otevřených rychlofiltrů je překonán výškou vodního sloupce mezi hladinou nad povrchem filtrační náplně a odtokem filtrátu. Tyto filtry se používají na úpravách vody nejčastěji z důvodu jejich provozní spolehlivosti. Tlakové filtry jsou instalovány především v průmyslových úpravách vody. Mají podobu vodotěsně uzavřené válcové nádoby s osou umístěnou vodorovně nebo svisle. Využívají se spíše pro úpravu vody z podzemních zdrojů. [3]

Existuje více skutečností, které signalizují nutnost regenerace filtru. Jsou to především překročení tlakové ztráty, zákalu ve filtrované vodě, dále překročení limitních množství hliníku nebo železa, které mají původ v koagulačním činidle proniklém do filtrované vody. Posledním důvodem k regeneraci filtru je překročení teoreticky přípustné doby filtračního cyklu. Pokud by filtrace v tomto případě pokračovala dál, mohlo by docházet k zahnívání organických látek ve filtračním loži. [3]

Otevřené filtry se perou oběma směry – shora dolů i zdola nahoru. Dle způsobu praní dělíme otevřené rychlofiltry na americké a evropské. Americké filtry se perou pouze vodou, a to v obou směrech, kdežto k praní filtrů evropských se používá buď jen voda nebo kombinace voda/vzduch ve směru zdola nahoru. Kromě způsobu praní se uvedené rychlofiltry liší také v zrnitosti náplně. U amerických filtrů se používá písek o průměru zrn 0,5–1,0 mm, evropské filtry mají hrubší filtrační náplň – 1–2 mm. [3]

Praní rychlofiltrů probíhá v jednotlivých fázích, jejichž délka a intenzita musí být přizpůsobena kvalitě filtrované vody, konstrukci filtru a charakteru náplně. Například u evropského filtru se v prvním cyklu regenerace filtru pere tlakovým vzduchem, následuje praní vzduchem a vodou a poslední, třetí cyklus, má podobu praní pouze vodou. Po regeneraci je nutné filtrát vypouštět do kanalizace (cca 3–5 minut), protože tato voda nesplňuje kvalitativní požadavky. Tento proces před uvedením filtru do provozu je označován jako zafiltrování. Během něj dochází k sedání filtrační náplně a odplavování zbytků nečistot. [3]

Z hlediska zcezení vody ve filtru rozlišujeme dvě technická řešení, a sice drenážní systém na dně filtru nebo v mezidně filtru. Evropské rychlofiltry se vyrábí v provedení s mezidnem nebo bez mezidna, americké pouze bez mezidna. [26, 3]

Systémy bez mezidna mají podobu plastových perforovaných trub s filtračními hlavicemi umístěnými na dně filtru. V případě používání vzduchu pro regeneraci filtru se vedle potrubí osadí ve dně filtru vzduchový rošt. Drenážní systém s mezidnem je složen z prefabrikovaných železobetonových desek umístěných cca 80–90 cm nad dnem filtru. V deskách jsou osazeny umělohmotné filtrační zcezení hlavice, které mohou být u některých konstrukcích zapuštěné v mezidně. [3]

V rámci inovací otevřených rychlofiltrů lze zavádět vícevrstvé filtrace, které významně zlepšují funkci filtru – dochází ke zvýšení kalové kapacity a prodloužení filtračního cyklu. Účinek filtrů lze zlepšit také použitím jiného filtračního materiálu, než je klasický křemičitý písek. Jednou možností je pokrýt pískovou filtrační náplň antracitem nebo například zvolit místo písku aktivní uhlí, které má kromě filtračního i sorpční účinek. Nevýhodou filtrace přes aktivní uhlí je postupný pokles sorpčního efektu, který vede k nutnosti náplň vyměnit. Dražší provoz je však kompenzován výbornou kvalitou filtrátu – aktivní uhlí dokáže snížit koncentrace nežádoucích látek, které procházejí klasickým filtrem. V posledních letech se začaly objevovat nově vyvinuté materiály pro vodárenskou filtraci. Mezi ně patří například Filtralite, který byl vyroben na základě mnohaletého výzkumu v Norsku. Vyznačuje se vysokou kalovou kapacitou a odolností zrn proti otěru. Filtralite je vyráběn spékáním jílu při teplotě 1200 °C, přičemž speciální postupy umožňují vyrobit produkt o různé hustotě. Filtralite tak může být použit jako náplň dvouvrstevných filtrů (např. ve složení Filtralite HC/NC hustoty 1600/1100), které vyžadují nižší práci rychlosti než filtry s náplní písku nebo antracitu o stejné zrnitosti jako zmíněný Filtralite. Materiál se úspěšně používá v technologii úpravy pitné vody (klasické i biologické filtry) od roku 1997. [26, 27]

Další možností vylepšení klasických evropských filtrů je použití moderních konstrukcí bez mezidna. Mezi ně lze řadit systémy Novák nebo Leopold a u menších jednotek i Triton (obr. 6.7). Předností těchto konstrukcí je zajištění úspory práci vody. [3]



Obr. 6.7 Drenážní systém Triton firmy Johnson Screens [28]

Při provozu rychlofiltrů je nutné optimálně nastavit délku a intenzitu jednotlivých fází regenerace. V případě nevhodně volené regenerace dochází k plýtvání energie i regeneračních médií. Provoz filtrů je řízen na základě měření a záznamu průtoku vody filtrem. Filtrační cyklus se vyhodnocuje podle kvality filtrátu na odtoku a tlakových poměrů v loži filtru, jejichž měření spočívá v analýze průběhu tlakových ztrát. Pomocí citlivých měřících sond umístěných v náplni

filtru se získávají hodnoty tlaku po určitých časových intervalech. Z těchto informací se následně vyhodnocuje například průběh zachycování suspenze a vhodnost suspenze pro daný typ filtru nebo optimální délka filtračního cyklu. Pro sledování kvality filtrátu se dříve využívalo měření zákalu. Dnes už je k dispozici vhodnější metoda pro vyhodnocování filtrace – sledování počítačem částic. Pro vody s obsahem huminových látek lze použít měření absorbance při 254 nm, které umožňuje posoudit separační účinnost filtrace. [25, 29]

6.4.1 Membránové separační procesy

Membránové procesy jsou zvláštním typem filtrace používaným v oblasti úpravy vod. Spočívají v zachycování nečistot určité velikosti obsažených ve vodě semipermeabilní membránou, která tvoří bariéru vstupnímu proudu. Hnací silou procesu je transmembránový tlak (větší než tlak osmotický), který je úměrný odporu membrány vůči průchodu permeátu (filtrát vyčištěný od nežádoucích látek obsažených ve vodě). Tlakový gradient potřebný pro zajištění požadovaného průtoku přes membránu je tím větší, čím menší je velikost pórů membrány. Částice neprocházející membránou tvoří na vstupní straně směs, která se nazývá retentát. [30, 31]

Podle velikosti částic separovaných z vody dělíme membránové procesy na [3]:

- mikrofiltraci (MF) – zachycení částic o velikosti 0,1–10 μm ,
- ultrafiltraci (UF) – zachycení částic o velikosti 0,005–0,1 μm ,
- nanofiltraci (NF) – zachycení částic o velikosti 0,001–0,005 μm ,
- reverzní osmózu (RO) – zachycení částic o velikosti menší než 0,001 μm .

Membrány se vyrábí z organických polymerních materiálů (acetát celulózy CA, polypropylen PP, polytetrafluorethylen PTFE, polyvinylidenfluorid PVDF, polyamidy PA a další) nebo z anorganických materiálů (keramika, kovy). Membrány jsou uspořádány ve funkčních jednotkách – tzv. membránových modulech (deskový, trubicový, s dutými vlákny nebo spirálově vinutý), přičemž voda může být vedena kolmo k povrchu membrány (dead-end filtration) nebo rovnoběžně s jejím povrchem (cross-flow filtration). Nejčastěji se membránové procesy používají pro odstraňování tvrdosti (změkčování podzemních vod), zákalu, bakterií a pro odsolování mořské nebo brakické vody. [32]

Membránovými procesy lze nahradit některé běžně používané technologie úpravy vody (viz tabulka 6.2).

Tab. 6.2 Charakteristiky a použití jednotlivých membránových procesů [30, 31]

metoda	provozní tlak	Zadržuje	nahrazuje technologii
mikrofiltrace	30–200 kPa	suspendované látky, bakterie, řasy, protozoa	písková filtrace, koagulace, sedimentace
ultrafiltrace	30–200 kPa (nebo mírně vyšší)	makromolekuly, organické látky (viry, bakterie), koloidní látky	písková filtrace, koagulace, sedimentace
nanofiltrace	350–850 kPa	vícemocné ionty, rozpuštěné organické látky (pesticidy, vedlejší produkty dezinfekce), vápník, hořčík	standardní metody změkčení vody (ionexy, vápno-soda)
reverzní osmóza	700–8000 kPa	jednomocné ionty, veškeré rozpuštěné látky	destilace

Separací schopnost membrán je charakterizována MWCO (Molecular Weight Cut-Off), což je molární hmotnost nejmenší složky zadržené minimálně z 90 %. Jednotkou MWCO je Dalton ($\text{D [g}\cdot\text{mol}^{-1}]$). Výkon membrány je vyjádřen jako průtok permeátu za jednotku času vztažený

na jednotkovou plochu membrány – flux [$\text{m}^3 \cdot \text{m}^2 \cdot \text{h}$]. Během procesu filtrace dochází k postupnému zanášení membrán. Znečištění se odstraňuje zpětným proplachem vodou, vzduchem či jejich kombinací nebo chemickým čištěním. [33]

Při úpravě vody se membrány používají buď samostatně nebo v kombinaci s koagulanty, adsorbenty (práškovým/granulovaným aktivním uhlím), chemikáliemi na úpravu pH nebo s ozonizací. Spojení s některými jinými fyzikálně-chemickými procesy úpravy vody snižuje množství látek v upravované vodě, které by způsobovaly ucpávání membrán. [31]

Vzhledem k rostoucím požadavkům na kvalitu a množství upravené vody se membránové technologie jeví jako velmi efektivní metoda úpravy vody, která u nás dnes již může konkurovat tradičním technologickým postupům. Zatímco ve světě je membránová filtrace poměrně dlouho běžným úpravárenským procesem (od 50. let 19. století), u nás se tyto metody začaly aplikovat zejména v posledních letech. Ve srovnání s klasickou úpravou vody koagulací a filtrací mají membránové procesy řadu výhod. Mezi ně patří zejména výborná kvalita upravené vody, nižší spotřeba energie a chemikálií, nižší produkce kalu, odstranění mikrobiálních kontaminantů (bakterie, viry, prvoci), pesticidů, antibiotik, léků a nižší nároky na zastavěnou plochu. Jednou z hlavních předností těchto procesů je prakticky stoprocentní odstranění patogenních organismů, které jsou odolné proti hygienickému zabezpečení chlorem a z vody je lze běžnými úpravárenskými procesy odstranit jen velmi obtížně. Dále lze pomocí membrán odstranit nežádoucí zabarvení, pach a chuť vody, jejichž původcem jsou přirozené organické látky (NOM). Tyto látky ovlivňují nejen organoleptické vlastnosti vody, ale i vznik vedlejších produktů při její dezinfekci. [31, 32]

7 CHARAKTERISTIKA ČINIDEL A MATERIÁLŮ POUŽÍVANÝCH V EXPERIMENTÁLNÍ ČÁSTI

7.1 Nanoželezo

Nanoželezem se rozumí nanočástice nulamocného železa Fe(0), které mají velikost od 1 nm do 100 nm. Je označováno zkratkou nZVI, což je složenina prvních písmen anglického názvu „nanoscale zerovalent iron“. Nanočástice se skládá z jádra a z obalu. Jádro obsahuje elementární železo a poskytuje elektrony při reakci s kontaminanty. Obal je tvořen oxidy (hydroxidy) železa a dochází na něm k tvorbě komplexů. [34]

Nanoželezo se vyznačuje silnou redukční schopností, vysokou reakční aktivitou, výbornými adsorpčními vlastnostmi, dobrou mobilitou a relativně nízkou cenou. Díky těmto vlastnostem je vhodným nanomateriálem použitelným při úpravě vody. Využívá se také pro sanaci podzemních vod kontaminovaných různými látkami. Nanoželezo má schopnost usmrcovat bakterie (např. *Bacillus subtilis*, *Escherichia coli*, *Pseudomonas fluorescens*), plísňe, viry a je toxické pro mikroorganismy. Byl prokázán jeho škodlivý účinek na živočišné a rostlinné buňky a negativní vliv na reprodukci a život půdních organismů. [35]

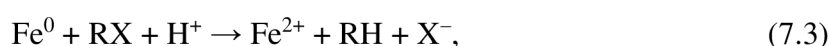
7.1.1 Reaktivita

Principem chemických procesů mezi nanoželezem a kontaminanty je oxidace železa v přítomnosti vzdušného nebo ve vodě rozpuštěného kyslíku. Fe⁰ přechází v kationty Fe²⁺ nebo Fe³⁺, které se vysráží ve formě nerozpustných hydroxidů. [35]

Částice elementárního železa fungují v chemických reakcích jako silné redukční činidlo (donor elektronů). V anaerobních podmínkách může být Fe⁰ oxidováno vodou H₂O nebo reagovat s H⁺ ionty za vzniku Fe²⁺ a H₂ [35]:



Nanoželezo reaguje v přítomnosti vody (donor protonů) s alifatickými sloučeninami podle rovnice [35]:



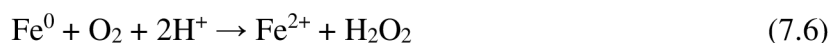
kde R je uhlovodíkový zbytek a X značí halogen.

Koroze Fe⁰ nastává při zvýšeném pH a je mnohem rychlejší v aerobním prostředí. Při reakci Fe²⁺ s kontaminanty vzniká Fe³⁺ – nanoželezo se může srážet ve formě hydroxidu železitého Fe(OH)₃. Důležitou roli hraje nanoželezo při odstranění toxického, karcinogenního chromu Cr(VI), který je škodlivý pro životní prostředí. Fe(0) redukuje chrom na Cr(III) a dochází k tvorbě Fe(OH)₃ a Cr(OH)₃ [35]:



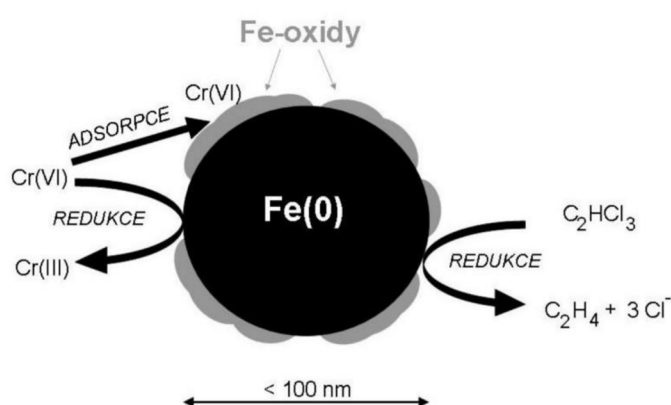
Produkt reakce v podobě Cr(III) je stabilnější a 10–100krát méně toxický než Cr(VI).

V přítomnosti ve vodě rozpuštěného kyslíku nanočástice nulamocného železa uvolňují hydroxylové radikály, které následně oxidují organické látky [35]:



Například barviva nebo fenoly mohou být hydroxylovými radikály oxidovány za vzniku oxidu uhličitého a vody.

Odstraňování kontaminantů nanoželezem může být založeno na více principech: adsorpce, redukce, srážení a oxidace. Většinou je proces uskutečněn kombinací uvedených mechanismů. Nanoželezo dokáže odstranit mnoho kontaminantů, které se běžně vyskytují v podzemních vodách. Mezi ně patří halogenderiváty uhlovodíků (např. perchlorethen (PCE), trichlorethen (TCE), tetrachlormethan), nitrosloučeniny (např. trinitrotoluen (TNT)), organická barviva, organohalogenované pesticidy (např. lindan a DDT), fenoly, dusičnany, těžké kovy (např. chrom, olovo), radioaktivní látky a další. [34, 35]



Obr. 7.1 Model struktury nanočástice železa s příkladem probíhajících dějů [34]

7.1.2 Výroba nanoželeza

Metody používané pro výrobu nanoželeza lze rozdělit na fyzikální a chemické. [35]

Fyzikální metody [35]

Výhodou fyzikálních metod je jejich jednoduchost a snadná separace produktu.

a) Kondenzace v inertním plynu

Částice nanoželeza jsou získány kondenzací páry obsahující atomy železa v atmosféře inertního plynu (1–30 mbar helia) vlivem ochlazení kapalným dusíkem. Nevýhodou této metody je nutnost dodržet přísné podmínky (vysoká teplota a tlak, značné množství chladicího média) a velká spotřeba energie během procesu. Metoda produkuje poměrně nízké množství nanoželeza, to ji v podstatě vylučuje z použití pro průmyslové aplikace.

b) Mletí kulovým mlýnem

Kulový mlýn je zařízení, které se používá k rozmělnění materiálu na menší částičky pomocí tvrdého mlecího média – nejčastěji jsou to koule z ušlechtilé oceli. Mletou surovinou jsou mikročástice železa. Výsledným produktem jsou částice nanoželeza jednotných rozměrů s velkým specifickým povrchem. Metoda je netoxická, neprodukuje sekundární znečištění a je vhodná pro průmyslovou výrobu. Nevýhodou je značná energetická náročnost a neuspokojivá homogenita vytvořeného produktu.

Chemické metody [35]

Chemické metody se pro výrobu nanoželeza používají nejčastěji. Jejich výhoda oproti metodám fyzikálním spočívá v možnosti vyrobit nanočástice požadované velikosti a tvaru.

a) Borohydridová redukce

Metoda spočívá v redukcí Fe^{3+} nebo Fe^{2+} pomocí silného redukčního činidla – NaBH_4 (tetrahydroboritan sodný). Při reakci vzniká vedlejší produkt $\text{B}(\text{OH})_3$, který vede k sekundárnímu znečištění.

b) Ultrazvuková metoda

Syntéza nanoželeza touto metodou umožňuje ovlivňovat růst a koalescenci¹ nanočástic železa. Se zvyšující se frekvencí ultrazvuku dochází ke změně morfologie nanoželeza – od kulatého, přes zploštělý až po jehlicovitý tvar. Takto vytvořené částice nZVI jsou menší, mají větší specifický povrch než při použití borohydridové redukce.

c) Karbotermální syntéza

Metoda spočívá v použití C nebo CO pro redukcí oxidů železa (železná ruda, goethit), železnatých nebo železitých iontů při zvýšené teplotě. Nevýhodou je tvorba oxidu uhelnatého, což je hořlavý a silně jedovatý plyn.

d) Metoda tepelného rozkladu

Nanoželezo je vyráběno přidáním pentakarbonylu železa $\text{Fe}(\text{CO})_5$ do trioktylfosfinoxidu (TOPO) při teplotě 320 °C za přítomnosti argonu v prostředí. Nanočástice produkované touto metodou mají velmi malý rozměr (2 nm) a dobrou homogenitu. Nevýhodou je toxicita a nestabilita $\text{Fe}(\text{CO})_5$, vysoká energetická náročnost procesu a tvorba CO jako vedlejšího produktu.

e) Kondenzace páry

Tento způsob výroby kombinuje metodu zmíněnou v bodě d) s kondenzací. Nejprve vznikají atomy železa jako produkt rozkladu $\text{Fe}(\text{CO})_5$ při teplotě 400–1100 °C. Následně jsou v atmosféře inertního plynu (helium) ochlazovány kapalným dusíkem a kondenzují za vzniku nanočástic železa. Produkt vyrobený touto metodou se vyznačuje dobrou fyzikální i chemickou homogenitou.

f) Hydrotermální metoda

Tato poměrně složitá metoda využívá pro výrobu nanoželeza glukózu a dusičnan železnatý. Nevýhodou je komplikovaná příprava a finální separace produktu.

g) Proces s využitím polyolů

Syntéza submikroskopických železných částic v kapalných polyolech jako trimethylenglykol, propylenglykol a ethylenglykol byla poprvé provedena v roce 2007. O tři roky později bylo vyrobeno nanoželezo o rozměrech částic 10–90 nm s pomocí kyseliny hexachlorplatiničité (H_2PtCl_6).

¹ splývání disperzních částic ve větší celky

h) Metoda reverzních micel

Metoda spočívá v přidání Fe^{2+} k reverznímu micelárnímu vodnému roztoku, který vzniká použitím cetyltrimethylamoniumbromidu (CTAB) jako povrchově aktivní látky, butanolu a oktanu. Fe^{2+} je následně redukováno na Fe^0 hydrazinem přidaným k roztoku.

i) Elektrochemická metoda

Elektrochemická metoda využívající ultrazvuk byla poprvé představena v roce 2005. Jako elektrolyt je použit chlorid železitý FeCl_3 . Fe^{3+} nebo Fe^{2+} je redukováno na katodě na Fe^0 , které přechází do roztoku před tím, než dojde ke shlukování vlivem působení ultrazvuku. Takto vyrobené železné částice měří 1–20 nm a jejich specifický povrch dosahuje velikosti až 25,4 m²/g.

j) Ekologická syntéza

V posledních letech se objevila snaha vyrábět nanoželezo přírodní cestou. K tomu lze využít přírodní redukční činidla (polyfenoly/kofein) pocházející z čaje. Železité nanočástice vzniknou jejich reakcí s dusičnanem železitým při pokojové teplotě po dobu několika minut. K syntéze lze použít extrakty ze zeleného čaje, čaje oolong nebo černého čaje, dále listy dubu nebo granátového jablka. Výroba nanoželeza touto cestou je energeticky nenáročná a poměrně levná, avšak dochází při ní k neúplné redukci iontů železa a tím ke vzniku vedlejších produktů (oxidů železa).

Každá z uvedených metod syntézy nZVI má určité výhody a nevýhody. Při volbě té nejvhodnější je nutno vycházet z uvážení různých faktorů: dostupnost surovin, spotřeba energie, cena, kvalita produktu a bezpečnost.

7.1.3 Modifikace

Navzdory mnoha žádoucím vlastnostem, díky kterým je nanoželezo vhodné pro úpravu vody, má nZVI i významné nedostatky. V důsledku vysoké povrchové energie a magnetických vlastností je nanoželezo náchylné k tvorbě řetězců nebo i větších agregátů o velikosti mikrometrů. To vede k poklesu pohyblivosti a reaktivity. Díky silným redukčním schopnostem je povrch nZVI vždy pokryt tenkou vrstvou složenou z oxidů železa/oxyhydroxidů (výsledek oxidace), což vede k poklesu reaktivity. Nežádoucí vlastnosti nZVI lze odstranit řadou modifikací. [35]

Povrchová úprava

Cílem povrchové úpravy nanoželeza je předcházení jeho agregace a zvýšení mobility. Úprava spočívá ve vrstvení modifikátorů na povrchu nanočástic. Těmito modifikátory mohou být povrchově aktivní látky (tenzidy), polymery nebo biopolymery.

Molekuly tenzidů mají polární (hydrofilní) a nepolární (hydrofobní) část. Hydrofobní části se adsorbují na povrch nanočástic, zatímco hydrofilní části brání agregaci stericou stabilizací (neiontové tenzidy) nebo elektrostatickou a stericou stabilizací (iontové tenzidy). Pro modifikaci nZVI jsou používány jako neiontové tenzidy například polysorbát, polyoxyethylen alkohol ether, polyethylen glykol oktylfenolet, jako aniontové tenzidy dodecylsírán sodný (SDS), dodecylbenzensulfonát sodný (SDBS) a jako kationtové tenzidy cetylpyridiniumchlorid (CPC), hexadecyltrimethylamoniumbromid (HDTMA) nebo cetyltrimethylamoniumbromid (CTAB). Kromě zmíněných syntetických látek se dají pro modifikaci povrchu nZVI použít i rhamnolipidy – ekologické biosurfaktanty. [35]

Z polymerů je účinným modifikantem například polyakrylamid (PAM). K povrchové úpravě nZVI lze z biopolymerů použít algináty, sójové proteiny, guarovou nebo xantanovou gumu, celulózu a její deriváty. V současnosti se pro modifikaci nZVI používá nejčastěji karboxymethylcelulóza (CMC). Povrchová úprava nanoželeza však často ovlivňuje jeho schopnost reagovat s kontaminanty, což vede ke ztrátě účinnosti. [35]

Bimetalické nanočástice

Agregace a oxidace nZVI vede k poklesu jeho reaktivity. Lze tomu zabránit přidáním méně aktivního kovu (např. Pd, Pt, Ni, Ag, Cu) k nZVI za vzniku bimetalických nanočástic (BNP). Bylo prokázáno, že tato metoda může výrazně urychlit degradaci kontaminantů. [35]

Konjugace

Spojením nZVI s jinou látkou dojde k potlačení agregace částic. Jíly jsou nejběžnějšími absorbenty díky jejich vysoké pórovitosti a nízké ceně. Mají schopnost odstraňovat ionty těžkých kovů mechanismy založenými na iontové výměně a adsorpci. Nanoželezo v kombinaci se zeolitem nebo montmorillonitem má 300krát vyšší účinnost adsorbovat Pb(II) než samostatné nZVI. Dále jsou využívány bentonit, kaolinit nebo diatomit. Grafen, uhlíkové nanotrubičky a biochar (biouhel) lze využít jako podpůrné látky nZVI k odstranění fosforu, dusičnanů a trichlorethylenu. K imobilizaci nZVI se používají pryskyřice nebo membrány tvořené nanovláknem polyakrylové kyseliny (PAA) nebo polyvinylalkoholu (PVA). Stabilita a pohyblivost nZVI v půdě a jeho reaktivita vůči Cr(VI) mohou být zvýšeny konjugací s křemičitým úletem nebo potažením SiO₂. Dalšími podpůrnými materiály jsou nitrid boritý, chitosan nebo Mg(OH)₂. [35]

Magnetizace

Metoda spočívá ve zmagnetizování železných nanočástic. Tato úprava vede k jejich snazší separaci. [35]

Emulgace

Emulgace nZVI se používá pro řešení problémů kontaminace kapalinami těžké nevodné fáze (DNAPL – dense nonaqueous phase liquid). Emulgované nulamocné železo (EZVI) se skládá z biodegradabilních olejů, vody a částic nanoželeza. Emulzní kapičky obsahující nZVI jsou ve vodě obklopeny membránou oleje a kapaliny. Protože emulze je hydrofobní, je mísitelná s DNAPL. Po rozpuštění vnější olejové membrány dochází k uvolnění nZVI a jeho difuzi do DNAPL. [35]

7.1.4 Výrobci nanoželeza

Předním producentem nanoželeza v České republice je firma NANO IRON, s.r.o. Ta vyrábí produkty s názvem „NANOFER“, které mají podobu suchého prášku nebo vodné suspenze. Kromě těchto dvou podob je na trhu dostupné i nanoželezo ve formě suspenze v minerálním oleji. Vyráběné nanočástice mají průměrnou velikost 50 nm a průměrnou plochu povrchu 20–25 m²/g.

Zahraničním výrobcem nanoželeza je japonská společnost TODA Kogyo Corp. Nabízí vodnou suspenzi nanoželeza o velikosti částic 70 nm, která je stabilizována přísadkou polymeru. Z dalších společností prodávajících nanoželezo lze uvést např. společnosti Sigma-Aldrich, NanoAmor a Reade. [34]

7.1.5 Princip čištění kontaminovaných podzemních vod

Techniky čištění vod využívající nanočástice nulamocného železa jsou šetrné k životnímu prostředí. Tvoří se při nich netoxické transformační produkty, jež se běžně vyskytují v přírodě.

Nanoželezo je silným redukčním činidlem – snadno uvolňuje elektrony, které jsou následně přijímány látkami obsaženými v horninovém prostředí.

Sanace podzemních vod se provádí metodou in-situ (na místě). Nanočástice nulamocného železa se aplikují injektážními vrty přímo do kontaminované zvodně. Díky svým rozměrům a případné povrchové úpravě dokáží v podzemní vodě snadno migrovat a reagovat s kontaminanty v ní rozpuštěnými za vzniku neškodných sloučenin. Aplikace technologie je velmi rychlá. Náklady na sanaci a množství aplikovaného činidla jsou nižší ve srovnání s jinými dekontaminačními metodami.

Pomocí čištění kontaminovaných vod nanoželezem se dá odstranit široké spektrum látek: chlorované uhlovodíky (pesticidy, odmašťovač), fosforečnany, dusičnany, těžké kovy (chrom, arsen), radionuklidy a další. V případě sanace vod s obsahem chlorovaných uhlovodíků dochází k jejich přeměně na netoxické produkty. U toxických kovů dochází k vysrážení a sorpci v důsledku redukce a koprecipitace s produkty transformace nanoželeza a jejich následné imobilizaci v podloží, kde již nepředstavují riziko pro organismy.

Kormě kontaminantů reaguje nanoželezo i s jinými látkami obsaženými v podzemní vodě (kyslík, sírany, dusičnany apod.). Při reakci nanoželeza s kyslíkem dochází ke snížení oxidačně-redukčního potenciálu vody a podpoře redukce kontaminantů. Oxidací nanoželeza ve vodě dochází ke zvyšování pH v důsledku vzniku hydroxidových aniontů podle rovnice:



Nevýhodou nanoželeza je stárnutí (koroze) v přítomnosti vody. Během skladování suspenze v ní dochází k poklesu obsažené koncentrace nulamocného železa. Proces je závislý na teplotě – čím nižší teplota, tím pomalejší degradace. Suspenze však nesmí zmrznout, protože by došlo k nezvratné tvorbě aglomerátů. Nanoželezo by se tedy mělo skladovat co nejkratší dobu a vytvořenou vodnou suspenzi je vhodné použít bezprostředně po její přípravě. V případě čištění podzemních vod se čerstvá suspenze připravuje z prášku ideálně přímo na místě pomocí dispergátoru. [6]

7.1.6 Úprava vod pomocí nanoželeza

Nanoželezo se kromě sanace kontaminovaných podzemních vod používá i k čištění odpadních vod (zejména průmyslových a důlních). Použití nanoželeza se může zařadit jako další stupeň úpravy do běžných procesů čištění nebo úpravy pitných vod. Umožňuje vyřešit problém s dlouhodobým výskytem uranu, arsenu a dalších těžkých kovů v pitných vodách. Úprava vody pomocí nanoželeza zacílená na odstranění dusičnanů a fosforečnanů z pitných vod je levnější a jednodušší alternativou ke klasickým velmi nákladným technologiím. Výhodou při použití nanočástic nulamocného železa je tvorba netoxických reakčních produktů (nejčastěji Fe_3O_4), které sedimentují nebo se zachycují na čistících jednotkách. Zajímavé je využití nanoželeza pro odstranění sinic z povrchových vod. [6]

7.2 Vodní sklo

Vodní sklo je obchodním názvem jednak tavenin alkalických křemičitanů, jednak vodních koloidních roztoků alkalických křemičitanů (sodného, draselného, popř. lithného). Vzniká rozpouštěním alkalicko-křemičitého skla ve vodě. [36]

7.2.1 Historie vodního skla

První zmínky o rozpustných křemičitanech alkalických kovů (sodíku nebo draslíku) se objevují již v dokumentech evropských alchymistů z 16. století. Benediktinský mnich Basilius Valentinus se ve svém rukopisu z roku 1520 zmiňuje o výrobě „Liquor Silicis“, což se dá označit jako „sklo tekuté za studena“. O něm později psali ve svých dílech italský vědec Giambattista della Porta (1535–1615) ve spisu *Magia naturalis sive de miraculis rerum naturalium* z roku 1567 a německý mineralog a metalurg Georgius Agricola (1495–1555) v práci *De re metalica*, která byla vydána rok po jeho smrti (v roce 1556).

Také vlámský chemik Jan Baptist van Helmont (1580–1644) věděl o vzniku nestálého skla při vysoké vlhkosti smícháním skleněného křemičitého prachu a oxidu vápenatého. Roku 1646 vyrobil německo-nizozemský alchymista Johann Rudolf Glauber (1604–1668) práškový křemičitan draselný z uhličitanu draselného K_2CO_3 a písku. Z prášku se na vlhkém vzduchu vytvořila viskózní kapalina, kterou Glauber nazval „Oleum Silicium“ nebo „Liquor Silicium“.

Chemicky čisté vodní sklo však poprvé na počátku 19. století analyzoval německý chemik a mineralog Johann Nepomuk von Fuchs (1774–1856 Mnichov). Zavedl termín „Wasserglass“ (vodní sklo) a vypracoval metody výroby tohoto materiálu. Jeho poznatky přispěly k zavedení průmyslové výroby ve vodě rozpustného křemičitanu sodného (draselného). V 19. století se rozšířilo využití vodního skla pro zpevňování nástěnných maleb, kamene i celých staveb. [37]

7.2.2 Výroba vodního skla

V současné době existují dva nejčastější způsoby výroby vodního skla. Jedním z nich je výroba z pevného křemičitanu sodného (nebo draselného). Toto alkalicko-křemičité sklo se připravuje běžným způsobem. Prvotní surovinou je sklářský písek s obsahem 70–75 % oxidu křemičitého SiO_2 . Písek se za pomoci bezvodých alkalických tavidel – soda (uhličitan sodný Na_2CO_3) nebo potaš (uhličitan draselný K_2CO_3) taví ve sklářské vanové peci při vysoké teplotě 1400–1600 °C. Proces lze znázornit schématem [5]:



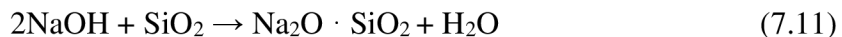
kde Me^+ je kation alkalického kovu (Na nebo K).

Dávkované množství SiO_2 a uhličitanu se odvíjí od požadovaného poměru SiO_2/Me_2O ve výsledném produktu.

Roztavená skelná hmota se prudce ochladí. Tím dojde k jejímu rozpraskání na drobné částičky. Následuje rozpouštění tohoto materiálu v autoklávu při teplotách 140–160 °C a tlacích 0,4–1,2 MPa s pomocí hydroxidu sodného (nebo draselného) a vody². Vzniká tekuté vodní sklo. Výhodou tohoto postupu je, že jím lze vyrábět všechny typy vodních skel. To však neplatí u další metody pro získávání vodního skla – hydrotermální reakci. Tato metoda spočívá

² Podmínky (teplota, tlak) rozpouštění křemičitanu sodného (draselného) se mohou lišit v závislosti na výrobci vodního skla.

v přímém rozpouštění křemičitého písku v autoklávu s přidavkem hydroxidu sodného (nebo draselného). [5]



Draselná vodní skla po jejich výrobě podléhají procesu „zrání“. Dochází při něm v horizontu několika dní k samovolným změnám některých parametrů výrobku až do ustálení.

Vlastnosti výsledného vodního skla lze ovlivnit přidavkem organických nebo anorganických aditiv do autoklávu během procesu rozpouštění. [5, 36]

Sušením vodního skla v rozprašovací sušárně lze vyrobit hydratované vodní sklo, což je práškový produkt s obsahem 15–20 % vody, který je velmi dobře a rychle rozpustný ve vodě.

Největší rozpustností se vyznačuje křemičitan draselný, po něm pak křemičitan sodný a nejméně rozpustný je křemičitan lithný. Výskyt některých vícemocných kovových iontů (např. Al_3^+ , Ca_2^+ , Fe_3^+) ve výchozím skle způsobuje snížení rozpustnosti alkalických křemičitanů ve vodě. [5]

7.2.3 Vlastnosti vodního skla

Parametrem charakterizujícím složení vodního skla je křemičitý modul MP, což je molární poměr $\text{SiO}_2/\text{Me}_2\text{O}$. U běžně vyráběných skel se hodnota MP pohybuje v rozmezí 1,6–4,1. Velikost modulu lze ovlivnit teplotním režimem, pořadím a koncentrací složek, z nichž se vodní skla vyrábí. Dále se vlastnosti vodního skla charakterizují hustotou, viskozitou a hodnotou pH. Hustota je závislá na složení výchozího skla a informuje o koncentraci roztoku. Viskozita je závislá na křemičitém modulu výchozího skla a na koncentraci výsledného vodního skla. Vodní sklo je roztokem solí slabé kyseliny a silné zásady, tudíž je alkalické. Hodnota pH se tedy pohybuje v horní části pH stupnice (kolem pH 11–12) a je závislá na chemickém složení a koncentraci vodního skla. Vodní skla jsou neomezeně rozpustná ve vodě, v tucích se však nerozpouští. Nesmí přijít do kontaktu s kovy. Při styku s hliníkem, zinkem, olovem, cínem a jejich slitinami dochází k rozpouštění kovů a vzniká plynný vodík, který tvoří se vzduchem výbušnou směs. [5]

7.2.4 Vytvrzování vodního skla

Vytvrzování vodního skla probíhá v důsledku tvorby gelu kyseliny křemičité při reakci křemičitanu sodného/draselného s kyselinou uhličitou [5]:



Me_2CO_3 je vedlejší produkt reakce – soda Na_2CO_3 (u sodného vodního skla) nebo potaš K_2CO_3 (u draselného vodního skla). [36]

7.2.5 Typy vodních skel [5]

- sodná (MP 1,6–3,5)
- draselná (MP 1,6–4,1)
- lithná (MP 1,8–50)
- sodno-lithná
- draselno-lithná
- sodno-draselná

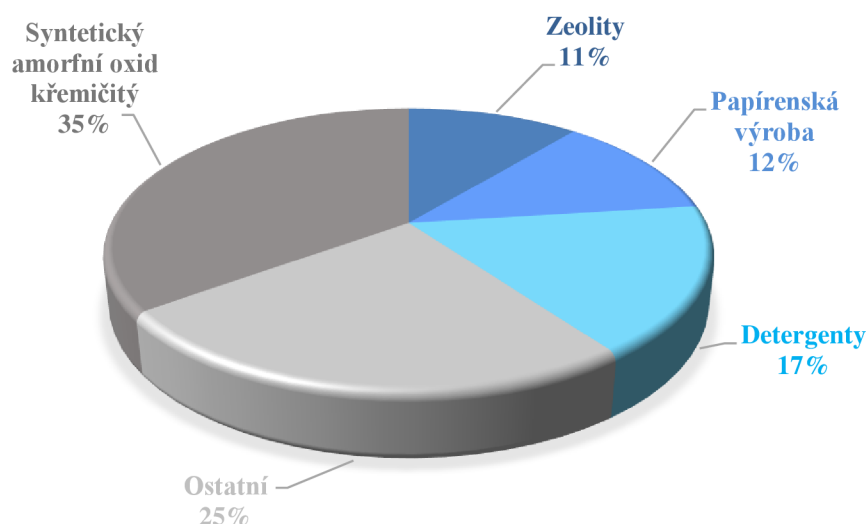
Vodní sklo sodné (křemičitan sodný $\text{Na}_2\text{O} \cdot x\text{SiO}_2 \cdot y\text{H}_2\text{O}$)

Sodné vodní sklo má při teplotě 20 °C podobu čiré nebo slabě zakalené viskózní kapaliny bez zápachu. Jeho barva se odvíjí od suroviny použité pro výrobu (může být modrá, naředlá či narůžovělá). Hustota sodného vodního skla se pohybuje v rozmezí 1328–1610 kg/m³, pH 11,0–12,0. Bod varu má hodnotu 101–102 °C a bod tání/tuhnutí –3 °C. Viskozita závisí na hodnotě křemičitého modulu, pohybuje se v rozmezí 15–3000 mPa·s.

Vodní sklo sodné je neomezeně mísitelné s vodou a má alkalickou reakci. Vodní skla jsou nehořlavá a nevybušná. Skladují se v uzavřených nádobách (sudech, IBC kontejnerech nebo velkokapacitních zásobnících) ze sklolaminátu, nerezové oceli nebo například z uhlíkové oceli. Nevhodnými materiály pro skladování jsou sklo, hliník, zinek a pozinkovaná ocel, protože u nich dochází ke korozi při styku s vodním sklem. Ideálním místem pro skladování je vyhřívaná místnost. Pokud vodní sklo zmrzne, může dojít k nevratným změnám jeho vlastností. Při nízkých teplotách se zvyšuje viskozita vodního skla a hrozí problémy při případném čerpání této látky. Vodní skla se přepravují ve zmíněných nádobách nebo v autocisternách. V případě, že se člověk dostane do styku s vodním sklem, může dojít k podráždění očí a kůže nebo dýchacích orgánů. Vyrábí se i pevné vodní sklo sodné, které má podobu bílého prášku. [5, 38]

Vodní sklo sodné se používá pro výrobu práškových detergentů, alkalických křemičitanů používaných do odmašťovacích, pracích a dezinfekčních prostředků, umělých zeolitů nebo geopolymerů. Může sloužit jako pojivo pro výrobu slévárenských forem, lepidel a tmelů. Někdy je složkou nehořlavých stavebních materiálů (např. výplň protipožárních skel). Využívá se pro povrchovou úpravu papíru, dřeva a textilu a dále ve stavebnictví jako urychlovač tuhnutí betonu. Vodní sklo sodné také zlepšuje fyzikální a chemickou odolnost betonu. Dále se používá pro čištění a úpravu vody. Ve vodném roztoku křemičitanu sodného lze uchovávat vejce po dlouhou dobu (i několik měsíců). Vodní sklo ucpává póry skořápky a zamezuje tak prostupu látek z povrchu vejce do vaječného obsahu. [5]

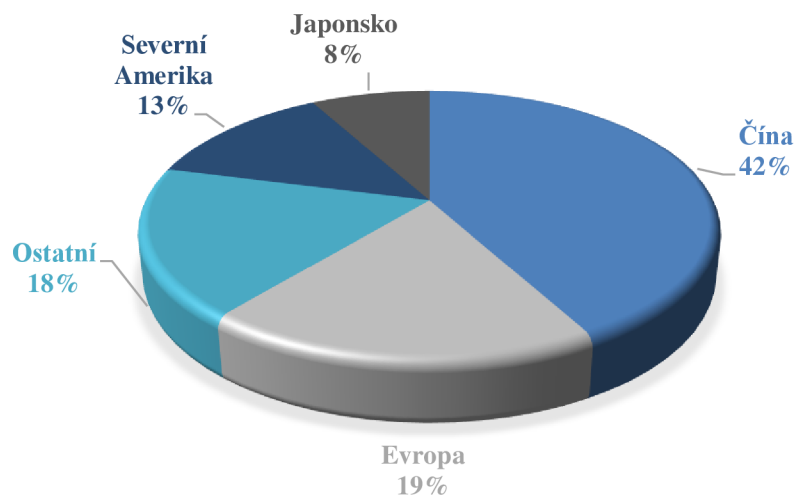
Sodná vodní skla jsou používána pro výrobu syntetického amorfního SiO₂, který se v Evropě využívá zejména v gumárenském a kosmetickém průmyslu. Dalším využitím jsou výroba detergentů, umělých zeolitů, uplatňuje se také v papírenském průmyslu.



Obr. 7.2 Využití sodného vodního skla v Evropě [39]

Největším producentem sodného vodního skla je Čína (kolem 40 %). Mezi další významné výrobce se řadí Evropa, Severní Amerika, Japonsko a další (viz obr. 7.3).

Roční objem výroby sodného vodního skla (pevná forma) v Evropě se odhaduje na více než 2 milióny tun. Největšími evropskými producenty jsou firmy PQ Europe, BASF a polské CIECH Group a Zakłady Chemiczne "RUDNIKI" S.A. V České republice je největším výrobcem vodních skel firma Vodní sklo a.s., která je součástí společnosti TONASO Holding, a.s. Výroba je soustředěna v Ústí nad Labem a v Brně. [5, 39]



Obr. 7.3 Zastoupení států na světové produkci sodného vodního skla [39]

Vodní sklo draselné (křemičitan draselný $K_2O \cdot xSiO_2 \cdot yH_2O$)

Pro draselné vodní sklo platí vlastnosti uvedené u vodního skla sodného. Rozdílná je barva, která může být lehce nažloutlá. Hustota běžně vyráběných draselných skel je 1180–1670 kg/m³. Viskozita se pohybuje v rozmezí 8–230 mPa·s.

Vodní sklo draselné se používá pro výrobu práškových detergentů, dezinfekčních a odmašťovacích prostředků, fasádních nátěrových hmot, svařovacích elektrod, nebo pro výrobu hnojiv. Může být náplní v alkalických akumulátorech nebo pojivem v žáruvzdorných vyzdívkách. Zajímavé je jeho využití pro ochranu rostlin proti padlí, plísním a dalším chorobám. V letních měsících se však musí dbát na nízké koncentrace roztoků postřiku obsahujících vodní sklo draselné. Při vyšších koncentracích může dojít vlivem slunečního záření k bodovému popálení rostlin. [5]

Vodní sklo lithné (křemičitan lithný $Li_2O \cdot xSiO_2 \cdot yH_2O$)

Vodní sklo lithné je opět čirá nebo slabě zakalená kapalina neomezeně rozpustná ve vodě. Na rozdíl od sodného a draselného vodního skla má nízkou viskozitu (1,5–20 mPa·s). Další odlišností je to, že vodný roztok křemičitanu lithného tvoří při sušení filmy ve vodě obtížněji rozpustné, které je možné vytvrzovat při nižších teplotách. Hustota se pohybuje v nižších hodnotách 1150–1190 kg/m³, pH 10,0–11,0. Bod varu má hodnotu 100 °C a bod tání/tuhnutí –3 °C.

Lithné vodní sklo se využívá pro ochranné povlaky kovových, organických, betonových a jiných povrchů. Tyto povlaky zabraňují poškození ošetřených předmětů při přepravě nebo montáži a průniku vlhkosti. Dále působí jako ochrana dřeva před vzplanutím nebo proti hnilobě a destruktivnímu hmyzu (termiti a červotoči). Používá se jako pojivo při výrobě speciálních

nátěrových hmot, jako lepidlo (ve spojení s inertním plnidlem a vytvrzovacím činidlem – borax, bromid draselný), ke zpevňování pórovitých omítek, pro povrchovou úpravu betonu a zdiva, nebo pro výrobu svařovacích elektrod a prášků pro speciální ocel, nikl apod.

Vodní sklo lithné se skladuje a přepravuje v uzavřených nádobách při teplotách vyšších než 10 °C. [5]

7.2.6 Vodní sklo při úpravě vody

Malá množství rozpuštěného vodního skla se používají při čištění odpadních vod a úpravě surových vod určených pro výrobu pitné vody. Princip koagulace u vodního skla spočívá v potlačení elektrické dvojvrstvy, která obklopuje hydrofobní koloidy a zajišťuje jejich stabilitu. Přidáním alkalického křemičitanu dojde ke zvýšení iontové síly roztoku, potlačení elektrické dvojvrstvy a shlukování (agregaci) destabilizovaných koloidních částic v separovatelné agregáty (vločky).

Vodní sklo pomáhá z vody odstraňovat nežádoucí částice. Váže se na koloidní látky a tvoří agregáty, které jsou z vody lépe odstranitelné usazováním a/nebo filtrací. Vodní sklo je jednou z látek, která umožňuje snížit koncentraci olova, mědi a těžkých kovů v pitné vodě. Funguje tedy jako inhibitor koroze. Vytváří na vnitřních stěnách vodovodního potrubí mikroskopický film, který zabraňuje uvolňování kovů v trubním systému. Na rozdíl od jiných inhibitorů koroze nedochází k uvolňování fosfátů nebo zinku do pitné vody. Navíc má vodní sklo příznivé účinky na pH vody ve srovnání s inhibitory koroze na bázi fosfátů. Zvyšuje pH do alkalické oblasti a tím redukuje množství olova ve vodě. V kyselých (pH < 7) a velmi měkkých vodách se olovo rozpouští ve větší míře než při pH 8 až 10, které může být zajištěno právě vodním sklem. Vodní sklo se také uplatňuje při redukcí manganu nebo železa, jež způsobují zbarvení vody dočervena. Kromě odstraňování těžkých kovů je účinné i při snižování zákalu v pitné vodě. [38]

7.2.7 Aktivovaný oxid křemičitý (aktivovaná kyselina křemičitá)

Při úpravě vody lze pro zlepšení sedimentačních vlastností vloček použít tzv. zatěžkávadla. Mezi ně patří i aktivovaný oxid křemičitý, který se řadí mezi anorganické polymery. Ty se skládají z pravidelně se opakujících stavebních jednotek spojených kovalentní vazbou. Konkrétně tato látka patří mezi aniontové polyelektrolyty, jež jsou určitým druhem polymerů. Polyelektrolyty obsahují ionizovatelné funkční skupiny rozprostřené podél hlavního řetězce. Při disociaci těchto skupin u aniontových polyelektrolytů získává molekula polymeru záporný náboj.

Aktivovaný oxid křemičitý se vyrábí neutralizací zásaditého roztoku sodného vodního skla Na_2SiO_3 s použitím kyseliny sírové, chloru, síranu hlinitého nebo uhličitanu sodného do dosažení hodnoty pH < 9. Je účinným flokulantem využívaným při čištění odpadních vod i odstraňování organických látek z pitné vody. Aktivovaný oxid křemičitý může být náhradou za běžné flokulanty na bázi polyakrylamidu a jeho derivátů. Používá se ve spojení s hlinitými a železitými solemi a dalšími primárními koagulanty. Umožňuje snížení dávek klasických koagulantů a tedy jejich úsporu. Obvykle se do vody aplikuje množství o velikosti 1/15–1/10 dávky primárního destabilizačního činidla. Nevýhodou je, že při špatné koncentraci výchozích látek se může tvořit gel, který způsobuje ucpávání čerpadel a dávkovacích potrubí. Aktivovaný oxid křemičitý zvyšuje rychlost tvorby vloček, které jsou zároveň větší. Na vločkách se zachycují jemné ve vodě rozptýlené nečistoty, které se odstraňují společně s vločkami usazováním a/nebo filtrací. Kromě snazší tvorby vloček aktivovaný oxid křemičitý zefektivňuje při nižších teplotách proces koagulace. [7, 38]

7.3 BAYOXIDE E33

Bayoxide je granulovaný hydroxid oxid železitý ve strukturní formě α -FeOOH. Byl vyvinut v polovině devadesátých let 20. století a od roku 1999 se začala rozšiřovat jeho aplikace při úpravě pitné vody. Tento sorbent hnědé až červenohnědé barvy se používá jako filtrační náplň především k odstraňování arsenu z vody (As^{III} a As^{V}). Arsen je toxický polokov, který je velmi často běžnou součástí podzemních i povrchových vod. Do nich se dostává vymýváním a zvětváváním hornin, z odpadních vod a atmosférickou depozicí. Při dlouhodobém užívání pitné vody s obsahem As dochází k chronickým onemocněním. Trojmocná forma As je méně toxická než pětimocná, která převažuje v dostatečně okysličených vodách. V České republice se obvyklé koncentrace arsenu v podzemních a povrchových vodách pohybují v jednotkách až desítkách mikrogramů na litr, přičemž vyhláška Ministerstva zdravotnictví 252/2004 Sb. udává nejvyšší mezní hodnotu v pitné vodě $10 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$. Bayoxide E33 má 4 až 10krát vyšší adsorpční kapacitu než jiná adsorpční média na bázi železa, zároveň je 2–2,5krát lehčí. Granulované filtrační médium lze transportovat a skladovat v suchém stavu. Výhodou Bayoxidu je, že při zpětném praní nedochází k uvolňování zachyceného arsenu zpět do vody. Životnost filtrační náplně je udávána na 2–3 a více let. Po použití může být materiál jednoduše zlikvidován bez potřeby chemikálií a složitých postupů. Kromě arsenu je Bayoxide schopen odstraňovat z povrchových vod fosforečnany a snižovat koncentrace antimonu, vanadu, selenu a těžkých kovů (Cu, Pb, Ni, Zn) v pitné vodě. [40, 41]

Tab. 7.1 Složení a vlastnosti Bayoxidu E33 [42]

	jednotka	min.	max.
Obsah Fe_2O_3	%	70	
Objemová hmotnost	g/cm^3	0,46	0,57
Specifický povrch	m^2/g	120	200
Vlhkost	%		20
Stopové prvky			
Al	mg/kg		350
As	mg/kg		20
Ba	mg/kg		10
Cd	mg/kg		5
Co	mg/kg		100
Cr	mg/kg		250
Cu	mg/kg		100
Mn	mg/kg		3000
Ni	mg/kg		250
Pb	mg/kg		3
Zn	mg/kg		100
Obsah α -FeOOH > 90 %			
Hustota ~ 4 g/ml			

Bayoxide E33 byl vyvinut společností Severn Trent ve spolupráci se společností Bayer AG a vyráběn je firmou LANXESS Deutschland GmbH, Leverkusen v Německu. [40, 41]



Obr. 7.4 Bayoxide E33 používaný při experimentální části práce

7.4 CFH 0818 A CFH 12

CFH 0818 a CFH 12 jsou produkty společnosti Kemira, které se od sebe liší zrnitostí. Jedná se o hnědé až červenohnědé granule hydroxid oxidu železitého, které jsou účinné při odstranění arsenu a dalších nečistot z vody adsorpcí. Surová voda se musí před filtrací CFH předupravit snížením pH na 6,5, oxidací As^{III} na As^{V} , popř. snížením koncentrace nerozpuštěných látek při jejich vysokém obsahu ve vodě. Pomocí CFH lze kromě arsenu odstranit také Se, P, Ag, Ni, Pg, Mo, Si, V, Cu a další kovy. Výrobce uvádí adsorpční kapacitu až 4,9 g As a až 35 g P na 1 kg hydroxidů železitého CFH. Materiál je vysoce odolný proti zanesení kalem, udávaná fyzická životnost je 3 roky. [43]

Při modelovém výzkumu byl použit hydroxid železitý CFH 0818 od finské společnosti Kemira.

Tab. 7.2 Typické procentuální zastoupení zrn (dle velikosti) v produktu Kemira [43]

CFH 0818	2–0,5 mm	97,6 %	CFH 12	2–0,85 mm	92,7 %
	< 0,5 mm	2,4 %		< 0,85 mm	5,9 %
	> 2 mm	0,0 %		> 2 mm	1,4 %



Obr. 7.5 CHF 0818 používaný při experimentální části práce

Tab. 7.3 Složení a vlastnosti CFH 0818 a CFH 12 [43]

	jednotka	min.	max.	typická
Fe ³⁺	%	39	48	44
Vlhkost	%	13	19	16
Objemová hmotnost	kg/l			1,2
Arsen	mg/kg		< 1,0	
Kadmium	mg/kg		< 1,0	
Chrom	mg/kg		< 25	10
Měď	mg/kg		< 20	< 5
Nikl	mg/kg		< 200	140
Olovo	mg/kg		< 20	3
Mangan	mg/kg		< 2500	1000
Zinek	mg/kg		< 600	400

7.5 AKTIVNÍ UHLÍ FILTRASORB 100

Aktivní uhlí (AU) je materiál s pórovitou strukturou a velkým vnitřním povrchem (400–1500 m²/g). Molekulární struktura aktivního uhlí je podobná struktuře grafitových destiček. Vzájemná vzdálenost destiček tvoří mikropóry (< 2 nm), na kterých se odehrává adsorpce převážně organických látek. Dále zde najdeme transportní póry (makropóry > 50 nm a mesopóry 2–50 nm), které umožňují přístup organických molekul k mikropórum.

Surovinami pro výrobu AU jsou černé uhlí, kokosové skořápky nebo dřevo, přičemž vnitřní struktura produktu se liší dle použité suroviny. Pro aplikace ve vodárenství se používá granulované aktivní uhlí (GAU) vyrobené z uhlí černého.

Dle postupu výroby existují dva typy AU – aglomerované a přímo aktivované. Při výrobě aglomerovaných AU se k jemně namletým částicím AU přidá pojivo, které zapříčiní dodatečné vytvoření transportních pórů. Zrna u tohoto typu AU jsou celá aktivovaná (vč. jádra), rychleji se smáčí a obsahují výrazně méně plovoucích částic. Tato AU jsou vhodnější pro reaktivaci a mají výrazně vyšší životnost.

GAU je schopno zachycovat nejen mechanické nečistoty, ale i adsorbovat rozpuštěné látky převážně organického charakteru. Používá se také pro odstraňování ropných látek a těžkých kovů (např. Hg, Cd, Pb), k úpravě organoleptických vlastností vody a k oxidaci rozpuštěného chloru. Po vyčerpání sorpčních vlastností je nutné aktivní uhlí vyměnit, popř. reaktivovat. Filtr s naplní aktivního uhlí se obvykle řadí za klasickou filtraci mechanických nečistot. [48, 61]

FILTRASORB 100 se přes 40 let úspěšně využívá v oblasti úpravy pitné vody a čištění odpadních vod z potravinářského, farmaceutického průmyslu apod. Je schopen odstranit zápach, pachut', zbarvení vody, dále redukuje množství celkového organického uhlíku a průmyslových organických látek jako jsou trichlorethylen a tetrachlorethylen.

FILTRASORB 100 je aktivované uhlí, které se vyrábí z vybraných druhů živičného (bitumenového) uhlí procesem reaglomerace. Výsledný produkt má vysokou reaktivitu, trvanlivost a je odolný proti abrazi spojené s opakovaným zpětným praním, hydraulickým transportem a reaktivací. FILTRASORB 100 je certifikovaný výrobek NSF/ANSI 61: Drinking Water System Components – Health Effects (součástí systému pitné vody – účinky na zdraví). Výrobky s logem NSF® byly vyzkoušeny a registrovány organizací „National Sanitary Foundation“. NSF je mezinárodně uznávaný nezávislý neziskový normalizační institut

akreditovaný Americkým národním normalizačním institutem ve Spojených státech amerických (the American National Standards Institut), Normalizační radou v Kanadě (the Standards Council of Canada) a Holandskou akreditační radou pro Evropskou Unii. Označení 61 je standardem pro součásti systémů pitné vody, který garantuje, že výrobek/materiál je zdravotně nezávadný a nemůže uvolňovat žádné látky s potenciálním škodlivým účinkem na pitnou vodu. [44, 45]

Specifikace použitého materiálu [45]:

Jodové číslo:	min. 850 mg/g
Obsah vody při balení:	max. 2 %
Účinná velikost částic:	0,8–1,0 mm
Koeficient stejnoměrnosti:	max. 2,1
Otěr:	min. 75
Velikost částic:	< 0,6 mm (ne více než 4 %) > 2,36 mm (ne více než 15 %)



Obr. 7.6 FILTRASORB 100 používaný při experimentální části práce

7.6 KŘEMIČITÝ PÍSEK DORSILIT

Křemičitý písek je nejlevnějším a nejdostupnějším filtračním materiálem používaným při úpravě vody. V náplni filtru jsou zachycovány mechanické nečistoty a vločky vzniklé při čiření vody a srážení železa. Křemičitým pískem lze plnit otevřené i uzavřené filtry. Je využíván jako základní složka při vícevrstvé filtraci v kombinaci s jinými materiály (křemelina, aktivní uhlí atd.).

DORSILIT se dodává v pěti zrnitostních třídách:

1. třída – velmi jemný, velikost zrn 0,4–0,8 mm
2. třída – jemný, velikost zrn 0,71–1,25 mm
3. třída – standardní, velikost zrn 1,0–2,0 mm
4. třída – jemný štěrk, velikost zrn 2,0–3,15 mm
5. třída – štěrk, velikost zrn 3,15–5,60 mm

V praktické části byl použit křemičitý písek od německé společnosti Gebrüder Dorfner GmbH & Co. Kaolin- und Kristallquarzsand-Werke KG o velikosti zrn 1,0–2,0 mm a objemové hmotnosti 2630 kg/m³. Písek světlešedé barvy byl dodán v plastovém pytli o hmotnosti 25 kg. [46]



Obr. 7.7 DORSILIT používaný při experimentální části práce

8 EXPERIMENTÁLNÍ ČÁST PRÁCE

Tato část je zaměřena na porovnání účinku filtračních materiálů při odstraňování zákalu z vody. V první fázi laboratorního výzkumu byla provedena sklenicová optimalizační zkouška. V jedné sérii pokusů bylo do vody dávkováno nanoželezo, druhým použitým činidlem bylo sodné vodní sklo (koagulanty byly testovány samostatně). Po provedení koagulace následovala druhá fáze. Ta spočívala v převedení vody s daným činidlem přes filtrační kolonu. Účinnost odstranění zákalu byla zkoumána u čtyř filtračních materiálů. Použity byly Bayoxide E33, CFH 0818, FILTRASORB 100 a DORSILIT. Kromě toho byla zkoumána i účinnost koagulačních činidel nanoželeza a vodního skla sodného při odstraňování zákalu z vody.

8.1 TESTOVANÁ VODA

Pro modelový výzkum byla použita voda z řeky Svratky. K odběru vody došlo 11. 10. 2018 přibližně v 11:00 v Brně-Bystřci poblíž Letenské lávky (ul. Kníničská). Při odběru byly naplněny 2 plastové třicetilitrové barely (každý cca do poloviny objemu). Venkovní teplota se pohybovala okolo 20 °C, naměřená teplota vody v řece činila 15,0 °C.



Obr. 8.1 Letecký snímek s vyznačením odběrného místa [47]



Obr. 8.2 Místo odběru vody a měření teploty

8.2 POUŽITÁ ČINIDLA A MATERIÁLY

8.2.1 Vodní sklo sodné (tekuté)



Obr. 8.3 Plastový 7 kg barel s vodním sklem sodným

Tab. 8.1 Charakteristika vodního skla sodného použitého pro pokusy

Dodavatel:	Vodní sklo, a.s.
Chemický název:	křemičitan sodný
Hmotnost balení:	7 kg
Barva/vzhled:	bezbarvá průhledná kapalina
Hustota:	1,43 g·cm ⁻³
MP:	2,98
Na ₂ O:	10,25 %
SiO ₂ :	29,64 %

8.2.2 Nanoželezo (NANOFER 25)



Obr. 8.4 Plastová lahvička se suspenzí NANOFER 25

Tab. 8.2 Charakteristika suspenze NANO FER 25 použité pro pokusy

Dodavatel:	NANO IRON, s.r.o.
Hmotnost balení:	250 g
Barva/vzhled:	černá suspenze
Specifická hmotnost:	1,15–1,25 g·cm ⁻³ (20 °C)
Specifický povrch:	> 25 m ² /g
Železo (Fe):	14–18 %
Magnetit (Fe ₃ O ₄):	2–6 %
Uhlík (C):	0–1 %
Voda (H ₂ O):	80 %
pH:	11–12
Průměrná velikost částic:	50 nm
Průměrná plocha povrchu:	20–25 m ² ·g ⁻¹

8.2.3 Filtrační materiály

Tab. 8.3 Charakteristiky použitých filtračních materiálů [41, 43, 46, 48]

	Bayoxide E33	CFH 0818	FILTRASORB 100	DORSILIT
Aktivní látka	α-FeOOH	FeOOH	aktivní uhlí	SiO ₂
Velikost částic [mm]	0,5–2	0,5–2	0,8–1,0 (účinná)	1–2
Objemová hmotnost [g/cm ³]	0,46–0,57	1,20	0,5 (sypná hmotnost po proplachu)	2,63
Specifický povrch [m ² /g]	120–200	120	850	–
Pracovní oblast pH	5,5–8,5	6,5–7,5	–	6–8
Doba kontaktu [min]	3–5	5 (opt. 12)	10–20	–
Průtočná rychlost [m/h]	12–20	max. 20	5–20	5–15
Pórovitost [%]	85	76	–	–
Výška náplně v koloně [cm]	71/92 ³	55	76	82
Výrobce	LANXESS Deutschland GmbH	Kemira, Helsinki, Finland	Calgon Carbon Corporation, Moon Township, Pennsylvania	Gebrüder Dorfner GmbH & Co. Kaolin- und Kristallquarzsand- Werke KG

³ Náplň Bayoxidu E33 byla v koloně vyměněna před prováděním pokusů s vodním sklem. Surová voda s nanoželezem byla filtrována ještě přes původní náplň výšky 71 cm.

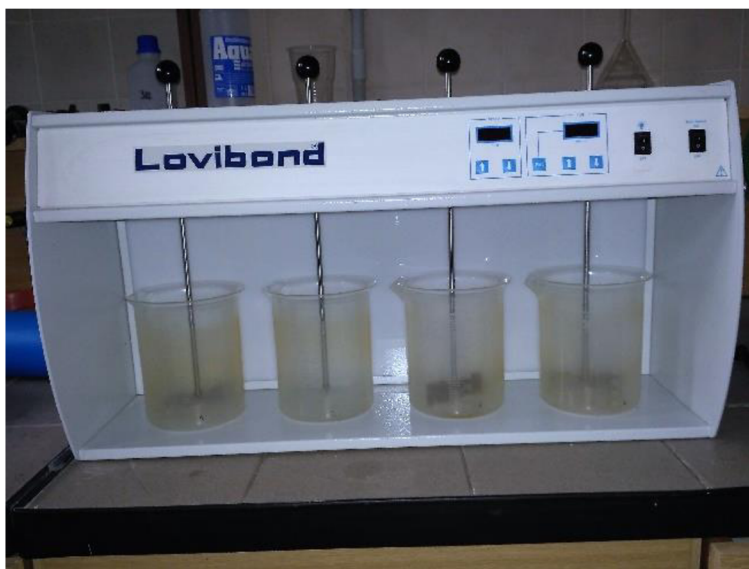
8.3 POUŽITÉ VYBAVENÍ

8.3.1 Míchací kolona

Pro sklenicovou optimalizační zkoušku byla použita laboratorní míchací kolona Lovibond ET 740 se čtyřmi míchacími místy osazenými listovými míchadly. Ovládání přístroje je umístěno na jeho přední straně. Zde se nachází i dva digitální displeje – pravý zobrazuje otáčky (rpm), na levém je vidět nastavený čas míchání v minutách (je zde i možnost načasování). Během provozu lze plynule měnit míchací rychlosti i dobu trvání procesu. Součástí kolony je také osvětlení, které umožňuje snadnější pozorování vzorků bez rizika oslnění. Testovaná voda byla míchána ve čtyřech plastových kádinkách o objemu 1 litr. [49]

Technické údaje [49]:

Rozsah otáček:	10 až 300 ot·min ⁻¹ (s přesností nastavení 1 otáčky)
Časovač:	0 až 999 min
Připojení k el. síti:	100–240 V, 50–60 Hz
Rozměry (d × š × v):	645 mm × 347 mm × 260 mm
Hmotnost:	cca 13 kg



Obr. 8.5 Míchací kolona Lovibond ET 740

8.3.2 Turbidimetr

Technické údaje [50]:

Rozsah:	0–1000 NTU (FNU)
Přesnost:	± 2 %
Rozlišení:	0,01 NTU
Protokolování dat:	500 záznamů
Napájení:	100–240 V střídavých, 50/60 Hz, 4 AA alkalické baterie
Požadovaný objem vzorku:	15 ml (0,5 oz.)
Kyvety na vzorky:	kulaté 60 × 25 mm, borosilikátové sklo se šroubovacími víčky
Rozměry:	22,9 × 10,7 × 7,7 cm
Hmotnost:	620 g (vč. 4 baterií)

Pro měření zákalu byl použit přenosný turbidimetr HACH 2100Q is, který pracuje na nefelometrickém principu. Přístroj využívá dva detektory (křemíkové fotodiody) umístěné kolmo na sebe. Zdrojem světla je LED dioda emitující světlo s vlnovou délkou 860 nm. Výsledek měření je zobrazován na digitálním displeji v NTU (FNU) jednotkách, přičemž je možno měřit rozsah 0–1000 NTU s přesností $\pm 2\%$. Ke kalibraci přístroje se využívá roztok stabilizovaného formazinu. [50]



Obr. 8.6 Přenosný turbidimetr HACH 2100Q is

8.3.3 Čerpadlo

Pro čerpání upravované vody bylo použito čerpadlo PUMP QB60 s maximálním průtokem Q_{\max} 32 l/min, maximální tlakovou výškou H_{\max} 18 m a výkonem 370 W.



Obr. 8.7 Čerpadlo používané v experimentální části práce

8.3.4 Voděodolný testovací přístroj pH/ORP a teploměr

Pro měření pH byl použit voděodolný testovací přístroj AD14 firmy Adwa, který kromě acidity/alkalinity roztoku umožňuje i měření ORP a teploty. Je vybaven LCD displejem a dvěma ovládacími tlačítky. Měřené hodnoty pH tímto přístrojem jsou automaticky kompenzovány změnami teploty. [51]

Technické údaje [51]:

Rozměry:	175,5 × 39 × 23 mm
Hmotnost:	100 g
Rozsah:	-2,00 až 16,00 pH; ± 1000 mV; 5,0 až 60,0 °C / 23,0 až 140,0 °F
Rozlišení:	± 0,01 pH; 1 mV; 0,1 °C / 0,1 °F
Přesnost:	± 0,01 pH; ± 2 mV; ± 0,5 °C / ± 1 °F



Obr. 8.8 Voděodolný testovací přístroj pH/ORP a teploměr

8.3.5 Mikropipeta Eppendorf Research® PLUS

Tato lehká, snadno ovladatelná pipeta umožňuje přesné dávkování objemu kapaliny, který lze nastavit na čtyřmístném displeji. [52]

Technické údaje [52]:

Nastavitelný objem:	500 až 5000 µl
Správnost:	± 0,6 až 2,4 %
Přesnost:	0,15 až 0,6 %



Obr. 8.9 Mikropipeta Eppendorf Research® PLUS

8.3.6 Multi – THERMOMETER

Teplota byla měřena digitálním teploměrem pro měření teplot v rozsahu -50 °C až +150 °C.



Obr. 8.10 Teploměr Multi – THERMOMETER

8.3.7 Průtokoměr (rotametr)



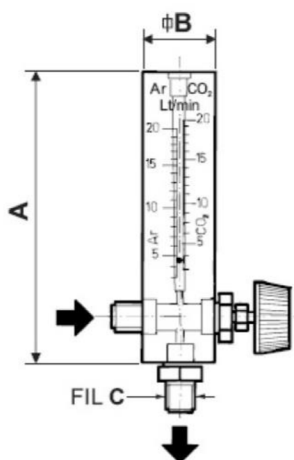
Obr. 8.11 Rotametr

Pravouhle připojený plováчковý průtokoměr s regulačním ventilem sloužil k měření objemového průtoku kapaliny. Tento typ měřicího zařízení patří do skupiny průtokoměrů s proměnlivým průřezem. Uvnitř kuželové trubice (směrem nahoru se rozšiřuje) se nachází kovové rotační tělíčko (plováček), které se může pohybovat svisle nahoru/dolů v závislosti na velikosti průtoku měřeného média. Rotační tělíčko zaujímá vyšší či nižší polohu dle průtoku, přičemž se mění průřez, kterým tekutina protéká. Tlakový spád a rychlost proudu v místě zúžení zůstávají konstantní. Hodnota průtoku byla odečítána (dle polohy plováčku) na stupnici s rozsahem 10–120 l/h vyznačené na přední straně měřidla. Průtok byl regulován jehlovým ventilem, který je umístěn vpravo od dolní části stupnice (viz obr. 8.11). [53]

Použitý průtokoměr dodala slovenská firma IN-ECO. Je vyroben z polymethylmetakrylátu (PMMA) a určen pro měření malých průtoků kapaliny. [54]

Technické údaje [54]:

Materiál plováku:	ocel DIN 1.4401 (AISI 316)
Max. tepelná odolnost:	70 °C
Maximální testovaný tlak:	70 bar
Přesnost:	± 5 %



Obr. 8.12 Rotametr typ a-m 145 (A = 145 mm, B = 30 mm, C = 1/4"-3/8") [54]

Dalším použitým vybavením byly hadice včetně spojek a přípojek na kohoutek, nádoby na jímání filtrátu (kbelíky), běžné laboratorní nádobí jako skleněné kádinky, odměrné válce, míchací tyčinky apod.

8.4 SKLENICOVÁ OPTIMALIZAČNÍ ZKOUŠKA (JAR TEST)

Sklenicová optimalizační zkouška slouží pro modelování procesu úpravy vody za účelem zjištění optimálních podmínek destabilizace a agregace. Pomocí ní lze stanovit nejvhodnější parametry procesu úpravy vody (dávka koagulantu, pH, dávka pomocného agregačního činidla, intenzita a doba trvání rychlého a pomalého agregačního míchání, sekvence přidávání jednotlivých činidel apod.), které zajistí získání upravené vody požadované kvality. Jedná se o laboratorní napodobení skutečného procesu koagulace a flokulace na úpravě vody. Postup sklenicové optimalizační zkoušky musí přesně simulovat skutečné podmínky a provozní hodnoty (intenzity a doby míchání, identická činidla, jejich pořadí a časové intervaly dávkování, stejná teplota vody) charakteristické pro vyšetřovanou úpravnu vody. Gradienty rychlosti používané na úpravě musí být při pokusu transformovány na hodnoty odpovídající míchadlům používaným při sklenicové zkoušce. [7]

První postup sklenicové optimalizační zkoušky navrhl Wilfred F. Langelier. Ten v roce 1920 v Sacramentu, hlavním městě Kalifornie (USA), zkonstruoval aparát, jehož součástí byl i motor pohánějící pádla určená k míchání obsahu šesti jednodlitrových skleněných nádob. Jako první byla testována voda z řeky Sacramento. Pokus umožňoval sledovat proces tvorby vloček při různých dávkách nebo druzích koagulantů, srovnávat výsledky získané při použití odlišných rychlostí míchání, délek jednotlivých fází míchání atd. [55]

Při dávkování koagulačních činidel na úpravě vody se nelze řídit pouze kvalitou vody surové přitékající na úpravnu, Sklenicová optimalizační zkouška poskytuje výsledky, jež umožňují kontrolovat chod úpravy vody a optimalizovat její účinnost. [56]

Princip sklenicové optimalizační zkoušky zůstal dodnes v podstatě stejný, od doby prvních aplikací procesu došlo pouze ke zmodernizování laboratorního vybavení.

8.4.1 Laboratorní vybavení

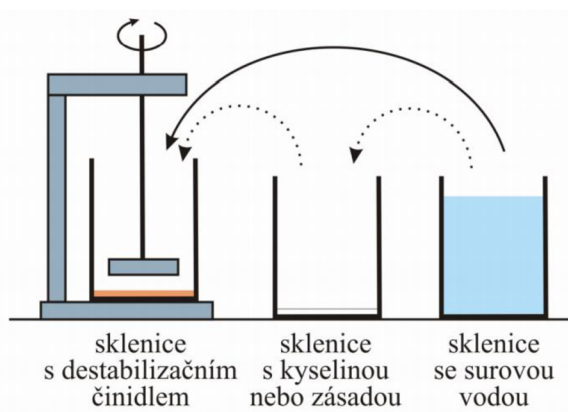
1. Vícemístná míchací kolona (běžně šestimístné, ideálně osmi nebo desetimístné) vybavená:
 - místem pro 1 až 2litrové reakční nádoby,
 - míchadly (na každé pozici pro nádobu),
 - počítadlem otáček,
 - nastavitelným časovým spínačem a ovladačem rychlosti, kterým lze měnit hodnotu gradientu rychlosti
2. Reakční nádoby (kádinky, sklenice)
 - všechny identické,
 - optimálně dvoulitrové sklenice (průměr cca 10 cm a výška cca 30 cm)
3. Roztoky činidel
 - destabilizační činidlo, pomocná agregační činidla, činidla pro předúpravu pH,
 - připraveny z chemikálií používaných na úpravě čerstvě před začátkem testů,
 - přesné dávkování
4. Doplnkové vybavení
 - laboratorní odstředivka s výkyvným rotorem, poloměrem otáčení 90 mm a nastavitelnými otáčkami minimálně do 4000 rpm (objem kyvet alespoň 100 ml),
 - běžné laboratorní nádobí (odměrné válce, pipety, skleněné tyčinky atd.) [7]

8.4.2 Pracovní postup

Existuje mnoho modifikací této zkoušky, které závisí na optimalizovaných parametrech. Jako příklad je níže uveden postup pro stanovení dávek destabilizačního činidla a činidel pro úpravu pH.

1. Prázdné očíslované reakční nádoby umístíme na své pozice do míchací kolony a nadávkujeme do nich destabilizační činidlo v předem stanoveném rozsahu odstupňovaných dávek.
2. Jinou sadu nádob naplníme stejnými objemy surové vody a umístíme v blízkosti sklenic v míchací koloně.
3. Připravíme si očíslované vzorkovací lahvičky dle rozsahu prováděných stanovení (lze stanovit např. zbytkové koncentrace činidel Al nebo Fe, DOC, TOC, CHSK_{Mn}, KNK_{4,5}, stanovení testů agregace atd.).
4. Surovou vodu z připravených nádob přelijeme do kádinek s nadávkovaným činidlem umístěných v míchací koloně a odebereme vzorky vody z každé reakční nádoby do vzorkovacích lahviček (pro určení skutečných koncentrací destabilizačních činidel).
5. Spustíme rychlé agregační míchání o požadované hodnotě gradientu rychlosti s nastavenou dobou trvání fáze. Po dokončení opět odebereme vzorky z každé reakční nádoby do vzorkovacích lahviček (pro stanovení koncentrace sledovaných parametrů a jejich měření po odstředění).
6. Provedeme pomalé agregační míchání, které má zpravidla nižší hodnotu gradientu rychlosti a delší dobu trvání než rychlé míchání.
7. Neprodleně po zastavení míchadel odebereme další vzorek z každé nádoby pro určení počáteční koncentrace sledovaných parametrů a pro jejich stanovení po odstředění. Od této chvíle začneme měřit čas sedimentace. Po 5 minutách odebereme vzorky pro stanovení koncentrace sledovaných parametrů. Další vzorky odebereme po 60 minutách od počátku sedimentace. Ty slouží pro určení zbytkové koncentrace destabilizačního činidla (Fe/Al), parametrů charakterizujících kvalitu upravené vody po sedimentaci (CHSK_{Mn}, TOC, zákal, pH, KNK_{4,5}, počet mikroorganismů atd.) a také pro určení koncentrace sledovaných parametrů po odstředění. [7]

V případě potřeby optimalizace dávky činidla pro úpravu reakčního pH by následoval další set sklenicových zkoušek. Pracovalo by se při něm se třemi řadami reakčních nádob (viz obr. 8.13). Mezi sklenice s destabilizačním činidlem umístěné v koloně a sklenice se surovou vodou se umístí další nádoby s odstupňovanými dávkami činidla pro úpravu pH. Do sklenic v koloně je tentokrát dávkováno nyní již zjištěné optimální množství koagulantu. Výsledky se zapisují do připravené tabulky. [7]



Obr. 8.13 Uspořádání sklenicové optimalizační zkoušky při optimalizaci dávky činidla pro úpravu pH [7]

Sklenicová zkouška se vyhodnocuje pomocí hodnot zbytkových koncentrací hliníku nebo železa (dle použitého koagulantu) a/nebo jiného sledovaného kritéria (CHSK_{Mn} , TOC, zákal, pH, $\text{KNK}_{4,5}$ atd.). Vhodné je grafické zobrazení závislosti měřených hodnot na dávce koagulantu nebo reakčního pH. Vyhodnocuje se optimální dávka hydrolyzujícího destabilizačního činidla, což je dávka taková, při níž bylo dosaženo maximálního snížení obsahu sledovaného parametru. Dále je určována provozní dávka koagulantu. Někdy se tato hodnota kryje s hodnotou optimální dávky (např. vody s obsahem kaolínových částic). Při úpravě vod s obsahem hydrofilních organických látek je však vymezena určitá oblast účinné dávky destabilizačního činidla a provozní dávka je volena obvykle kolem středu této oblasti nebo v její první polovině. [7]

V praktické části mé diplomové práce nebyly optimalizovány parametry procesu úpravy vody. Byly použity již předem prakticky odzkoušené dávky činidel, které stanovil dříve student VUT FAST v Brně (více v kapitole 8.6 Průběh pokusů). Míchací kolona byla použita pouze pro provedení procesu koagulace a flokulace s cílem vytvoření z vody separovatelné suspenze.

8.5 MĚŘENÉ VELIČINY

8.5.1 Zákal

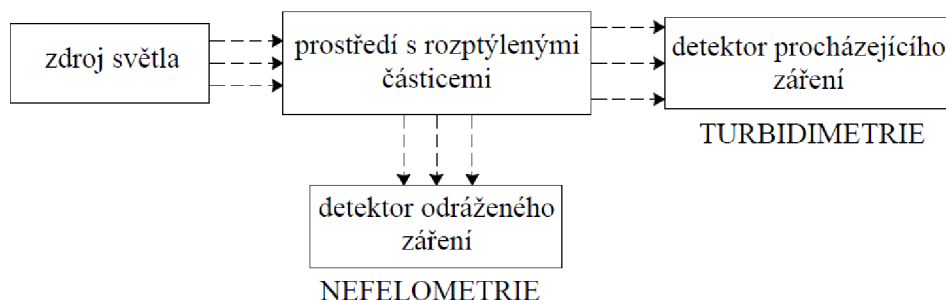
Zákal lze charakterizovat jako snížení průhlednosti vody vlivem nerozpuštěných látek. Způsobují ho anorganické (např. kovy, jílové minerály) nebo organické (např. bakterie, řasy, sinice, pyl) koloidní a jemně suspendované částice.

Metody měření zákalu jsou specifikovány v normě ČSN EN ISO 7027 Jakost vod – Stanovení zákalu. Pro měření zákalu v terénu se používají dva semikvantitativní způsoby – měření průhlednosti zkušební trubicí (vhodné pro čisté a málo znečištěné vody) a měření průhlednosti zkušební deskou (vhodné pro povrchové vody).

Metody laboratorního měření zákalu vychází ze schopnosti kapalin rozptylovat záření. Této vlastnosti kapalin využívají dvě kvantitativní metody měření optickými turbidimetry, a to měření rozptýleného záření – nefelometrie (vhodné vody s nízkým zákalem, např. pro pitnou vodu) a měření útlumu zářivého toku – turbidimetrie (vhodné pro velmi zakalené vody – např. odpadní nebo znečištěné).

Nefelometrie využívá měření intenzity světla rozptýleného pod určitým úhlem. Tento úkaz je nazýván Tyndallův jev a vyplývá ze speciálních optických vlastností koloidních disperzí – mají schopnost rozptylovat světlo. Takto naměřený zákal se vyjadřuje ve formazinových nefelometrických jednotkách (ZFn), popř. FNU nebo NTU. Výsledky se obvykle pohybují v rozsahu od 0,05 NTU do 400 NTU. Jednotky FNU a NTU jsou numericky ekvivalentní a platí vztah $1 \text{ NTU} = 1 \text{ ZFn} = 1 \text{ FNU}$.

Turbidimetrie spočívá v měření útlumu zářivého toku procházejícího vzorkem v původním směru. Zákal měřený touto metodou se vyjadřuje ve formazinových turbidimetrických jednotkách (ZFt), popř. FAU. Výsledky se obvykle pohybují v rozsahu 40 FAU až 4 000 FAU.



Obr. 8.14 Princip metod měření zákalu [63, přepracováno autorem]

Limit zákalu v pitné vodě stanovuje vyhláška č. 252/2004 Sb. v příloze č. 1. a jeho hodnota je 5 ZF(t,n). Její překročení zhoršuje vzhledové a chuťové vlastnosti vody, nepříznivě ovlivňuje účinnost dezinfekce chlórem, způsobuje přítomnost látek umožňujících růst a množení bakterií. Stanovení zákalu pomocí přístrojů ovlivňují rozpuštěné látky, které absorbují světlo (barvotvorné látky). Jejich působení lze při měření omezit použitím vlnových délek větších než 800 nm. Dalším negativním vlivem jsou vzduchové bublinky ve vzorcích, těm lze předejít opatrným zacházením se vzorkovacími lahvíčkami. [3, 4, 57, 58]

8.5.2 pH

Hodnotou pH se vyjadřuje acidita/alkalita vodného roztoku. Voda H₂O může přijímat i odevzdávat kationty H⁺ – molekuly vody mohou reagovat jako kyseliny i jako zásady. Disociací vody vznikají ionty H⁺ a OH⁻. Hodnota pH charakterizuje koncentraci vodíkových, popř. hydroxidových iontů a je vyjádřena jako záporný dekadický logaritmus látkové koncentrace (aktivity) vodíkových iontů.

$$\text{pH} = -\log c(\text{H}^+) \quad (8.1)$$

Součin látkových koncentrací H⁺ a OH⁻ iontů je při 25 °C roven 10⁻¹⁴:

$$K_v = c(\text{H}^+) \cdot c(\text{OH}^-) = 10^{-14} \text{ (při 25 °C)}, \quad (8.2)$$

kde: K_v ... iontový součin vody.

Platí tedy vztah:
$$\text{pH} = -\log c(\text{H}^+) = 14 + \log c(\text{OH}^-). \quad (8.3)$$

Tab. 8.4 Klasifikace roztoků podle stupnice pH (při 25 °C) [3]

(H ⁺) > (OH ⁻)	pH < 7	roztok je kyselý
(H ⁺) = (OH ⁻)	pH = 7	roztok je neutrální
(H ⁺) < (OH ⁻)	pH > 7	roztok je zásaditý

Mezní hodnotu pH 6,5–9,5 pro pitnou vodu udává vyhláška č. 252/2004 Sb. U podzemních vod se setkáváme s hodnotami pH 5,5–7,5 a u povrchových 6,0–8,5. Hodnota pH má zásadní vliv na formy výskytu látek obsažených ve vodě a ovlivňuje většinu fyzikálně-chemických, chemických a biochemických procesů. Pro správný průběh koagulace musí být dodrženo optimální rozmezí pH v závislosti na použitém destabilizačním činidle. Orientační stanovení pH se provádí porovnáním zbarvení indikátorového papírku po jeho namočení do roztoku s barevnou stupnicí (kolorimetricky). Pro větší přesnost určení pH se používají pH metry (elektrochemické měření za použití elektrod a elektrolytu). [3, 59]

8.5.3 Teplota

Teplota značně ovlivňuje kvalitu vody, rychlost průběhu chemických a biochemických reakcí, rozpustnost látek a vlastnosti vody jako jsou hustota, viskozita atd. Lze ji měřit různými typy teploměrů (skleněné, digitální atd.). Teplota podzemních vod je poměrně stálá a vzrůstá s hloubkou o cca 1 °C na každých 33 m (geotermický stupeň). Celoročně se její velikost pohybuje kolem 10 °C (optimální rozmezí pro pitnou vodu je 8 až 12 °C). Teplota povrchových vod kolísá v závislosti na ročním období a klimatických podmínkách. S rostoucí teplotou povrchových vod se zvyšuje rychlost samočisticích procesů vlivem biologického oživení těchto vod. Během zvyšování teploty však klesá rozpustnost plynů. Důsledkem může být vyčerpání rozpuštěného kyslíku. [59]

8.6 PRŮBĚH POKUSŮ

Před pokusy bylo změřeno pH, teplota vody a zákal. Voda byla slabě zásaditá (pH 7,47), měla teplotu 20,3 °C a zákal 9,55 ZF (FNU, NTU). Zákal byl v průběhu pokusů měřen u jednotlivých vzorků modelové vody vždy vícekrát a výsledná hodnota byla získána zprůměrováním dílčích výsledků.

Nanoželezo i vodní sklo sodné použil pro sklenicovou optimalizační zkoušku již dříve student VUT FAST v Brně Zdeněk Zelený. Ve své diplomové práci z roku 2014 na téma „Možnosti inovace procesu úpravy vody“ pracoval s vodou odebranou z Brněnské přehrady. Lze předpokládat, že tato surová voda měla podobné vlastnosti, jako voda použitá pro pokusy v rámci mé diplomové práce. Zelený optimalizoval prováděním několika sérií sklenicových zkoušek dávku koagulantu. Zkoumanou veličinou byl mimo jiné zákal. Při použití NANOFERU 25 jako koagulantu zaznamenal Zelený nejnižší zákal po 60ti minutové sedimentaci (14,7 ZF) při použití dávky 0,420 ml. U vodního skla sodného naměřil nejnižší hodnotu zákalu (0,32 ZF) u dávek v rozmezí 0,305–0,500 ml. Objemy činidel aplikované do modelové vody v experimentální části mé práce byly zvoleny dle těchto poznatků (viz tab. 8.5). Zachovány byly i rychlosti rychlého a pomalého míchání při koagulaci. [60]

Tab. 8.5 Použité dávky činidel a parametry sklenicové optimalizační zkoušky

		rychlé míchání		pomalé míchání	
		rychlost	doba	rychlost	doba
použité činidlo	dávka	[rpm]	[min]	[rpm]	[min]
NANOFER 25	0,42 ml	150	2	40	20
vodní sklo sodné	0,50 ml				

Před naplněním kádinek testovanou vodou byl obsah plastového zásobního barelu vždy důkladně promíchán protřesením nádoby po dobu 10 sekund za účelem homogenizace obsahu. Čtyři plastové jedolitrové kádinky byly po rysku naplněny vodou z řeky Svratky a umístěny do míchací kolony pod míchadla. Do každé kádinky byla přidána příslušná dávka činidla (NANOFER 25 nebo vodní sklo sodné) pomocí mikropipety a obsah byl zamíchán skleněnou tyčinkou.

Po spuštění všech listových míchadel do kádinek byl na displeji míchací kolony nastaven čas 2 minuty a rychlost míchání 150 rpm. Bezprostředně po dokončení rychlého míchání bylo provedeno pomalé míchání rychlostí 40 rpm po dobu 20 minut.

Po dokončení míchání byla listová míchadla vyzvednuta nad úroveň hladin v kádinkách. Jedna kádinka s obsahem nanoželeza a jedna kádinka s vodním sklem sodným byly postaveny stranou a využity pro sledování sedimentace. Ostatní vzorky byly po koagulaci vždy smíchány.

Filtrační účinnost materiálů byla zkoumána pro dva způsoby vedení testované vody na filtrační kolony:

- pomocí čerpadla, přičemž průtok byl regulován průtokoměrem na zvolenou hodnotu 0,15 l/h a
- pomocí přímé filtrace vody s vytvořenými vložkami (bez použití čerpadla).

Po průchodu veškeré filtrované vody náplní kolony byl u filtrátu změřen zákal.

Pro filtrace byly použity 4 plastové filtrační kolony o vnitřním průměru 4,4 cm připevněné ke zdi. Materiály Bayoxide E33, CFH 0818 a FILTRASORB 100 byly již ve filtračních kolonách připraveny k použití. Ve čtvrté koloně bylo nutné nahradit stávající náplň za DORSILIT. Po vysypání materiálu a vyčištění trubice byl na spodním konci nasazen plastový uzávěr, na nějž navazuje koleno s napojenou trubicí se dvěma kulovými kohouty. Aby při pokusech nedocházelo k vyplavování náplně kolony, byla na dně trubice vytvořena drenážní vrstva. Tu tvořily kameny o průměru 1–2 cm celkové výšky cca 5 cm a na ně nasypané skleněné kuličky o různých velikostech:

- vrstva kuliček o průměru 4 mm výšky 2 cm,
- vrstva kuliček o průměru 2 mm výšky 1 cm,
- vrstva kuliček o průměru 1 mm výšky 2 cm.

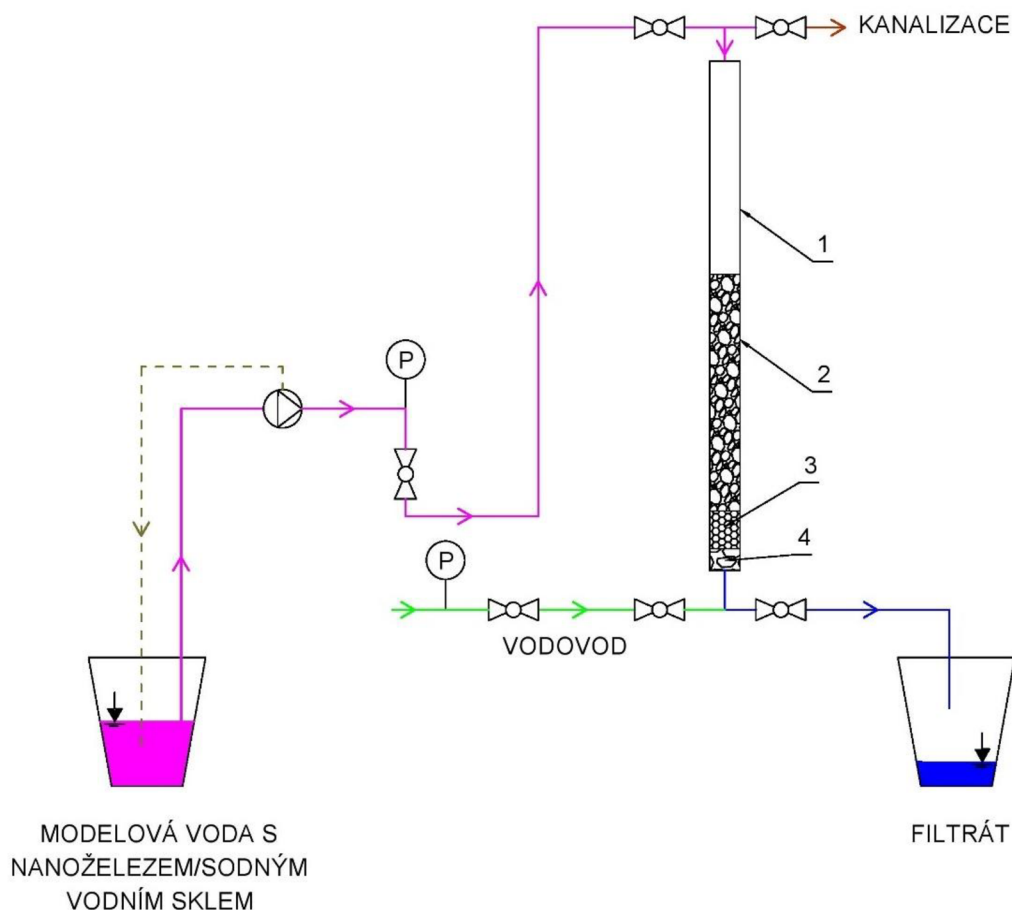
Na skleněné kuličky byl nasypán křemičitý písek DORSILIT do výšky 82 cm. Kolona byla následně uzavřena a utěsněna našroubováním plastové objímky se závitem.



Obr. 8.15 Filtrační kolony přichystané k použití

Celé filtrační zařízení bylo tvořeno nádobou s modelovou vodou (obsahující nanoželezo nebo sodné vodní sklo), čerpadlem, plováčkovým průtokoměrem s regulací, filtrační kolonou a nádobou na filtrát. Na obrázku 8.16 je zobrazeno schéma tohoto filtračního systému. Před započítím pokusů bylo vždy nutné všechny materiály proprat. To bylo provedeno vedením

pitné vody z vodovou přes průtokoměr do spodní části kolony. Velikost průtoku byla volena tak, aby nedocházelo k vyplavování přítomných materiálů (pohybovala se kolem 30 l/h). Trvání zpětného praní se odvíjelo od vzhledu vody vytékající z kolony – musela být čistá. Minimální čas průběhu praní byl však 30 minut. Kalová voda byla během procesu odváděna z horní části kolony do kanalizace.



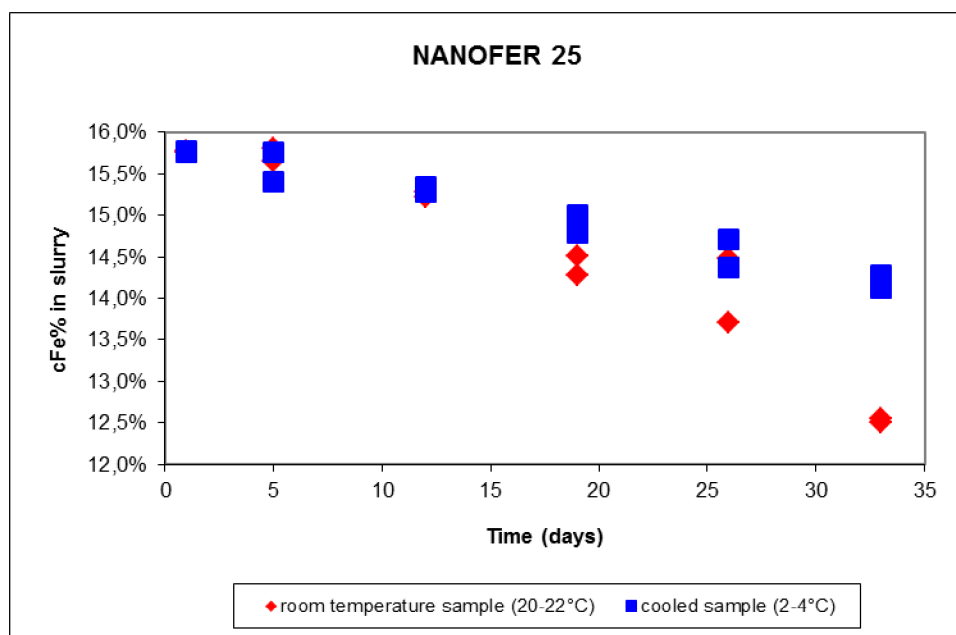
LEGENDA:

	ČERPADLO	1	FILTRAČNÍ KOLONA
	PRŮTOKOMĚŘ	2	NÁPLŇ FILTRU
	KULOVÝ KOHOUT	3	SKLENĚNÉ KULIČKY Ø 1-4 mm
	UPRAVOVANÁ VODA	4	VRSTVA KAMÍNKŮ
	OKRUH ČERPADLA		
	PRACÍ VODA		
	KALOVÁ VODA		
	VÝSTUP Z FILTRU		

Obr. 8.16 Schéma filtrační sestavy

8.6.1 NANO FER 25

Jako první byla provedena sklenicová optimalizační zkouška s použitím nanoželeza. Suspenzi černé barvy dodala firma NANO IRON, s.r.o. se sídlem v Rajhradě. Vodní disperze nanočástic Fe(0) bez povrchové úpravy je velmi reaktivní a rychle aglomeruje a sedimentuje. Čerstvou suspenzi je po její přípravě nutné spotřebovat nejlépe v průběhu 1–2 týdnů (co nejdříve po její výrobě), protože materiál podléhá degradaci. V průběhu času ve vodní disperzi klesá obsah Fe(0). Nulamocné železo je zodpovědné za reakci s cílovými kontaminanty, degraduje a mění se na oxidy a hydroxid-oxidy železa. Tento proces je silně ovlivněn teplotou, proto je vhodné disperzi z důvodu zpomalení koroze uchovávat v chladu (5 °C). Průběh stárnutí materiálu zobrazuje přiložený graf na obr.8.17. Suspenze NANO FER 25 byla po dodání uchována přes noc v lednici a pokusy byly provedeny hned druhý den po její přípravě, aby nedošlo ke změně vlastností.



Obr. 8.17 Graf zobrazující degradaci materiálu s časem

NANO FER 25 je dodáván v PET lahvích, skleněné nádoby nejsou vhodné z důvodu nebezpečí jejich prasknutí při zvýšení vnitřního tlaku (při stárnutí je produkován plyn). Dodavatel proto doporučuje u plastové lahvičky se suspenzí povolit uzávěr a uchovávat ji ve svislé poloze. Před použitím je nezbytné nádobkou zatřást, aby došlo k homogenizaci jejího obsahu.



Obr. 8.18 Vzhled suspenze NANO FER 25

Jak bylo již uvedeno výše, dávka tohoto činidla do každé z kádinek byla 0,420 ml. Pro přepočítání mezi nadávkovaným objemovým množstvím a hmotnostní dávkou NANOFERU 25 byl použit vzorec (8.4). Hmotnostní dávka železa Fe v daném množství pak byla vypočítána podle vzorce (8.5).

$$m_{NF} = V_{NF} \cdot \rho, \quad (8.4)$$

kde: m_{NF} ... hmotnostní dávka NANOFERU 25 [$\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$],

V_{NF} ... objemová dávka NANOFERU 25 [$\text{ml} \cdot \text{l}^{-1}$],

ρ ... objemová hmotnost NANOFERU 25 [$\text{g} \cdot \text{cm}^{-3}$].

$$m_{NF} = 0,42 \cdot 1,2 = 0,504 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$$

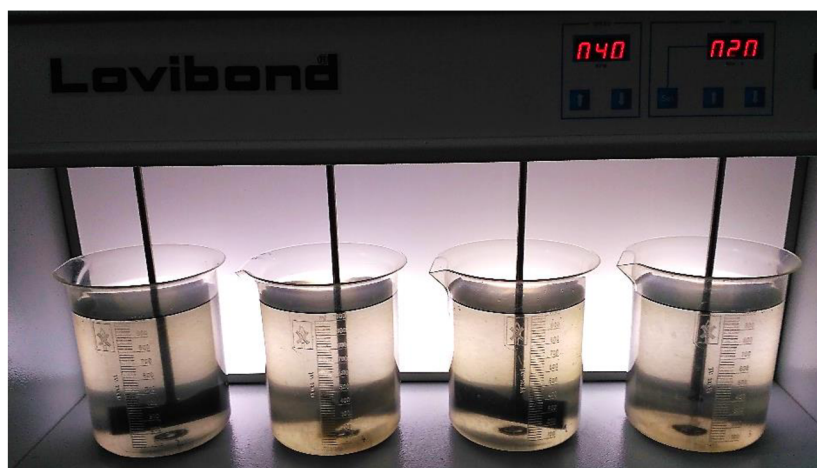
$$m_{Fe} = \frac{m_{NF} \cdot c_{Fe}}{100}, \quad (8.5)$$

kde: m_{Fe} ... hmotnostní dávka nulamocného železa [$\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$],

m_{NF} ... hmotnostní dávka NANOFERU 25 [$\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$],

c_{Fe} ... obsah nulamocného železa v NANOFERU 25 [%].

$$m_{Fe} = \frac{0,504 \cdot 16}{100} = 0,081 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$$



Obr. 8.19 Míchací kolona během druhé fáze míchání

Pozorování

Po nadávkování suspenze NANOFER 25 do modelové vody došlo ke zbarvení obsahu kádinek došeda. Už na začátku fáze pomalého míchání byly v nádobách pozorovatelné drobné vločky, které měly dobré sedimentační vlastnosti. Obsah jedné kádinky nebyl filtrován přes náplň filtrační kolony – sloužila ke zkoumání usazovací schopnosti vzniklých agregátů, které v ní sedimentovaly po dobu 3 hodin. V průběhu procesu byl měřen zákal ve vodě odebírané z hladiny této kádinky. Výsledky jsou zobrazeny v tab.8.6. Na obrázku 8.20 lze vidět usazenou vločkovitou suspenzi na dně kádinky po dokončení pozorování sedimentace.

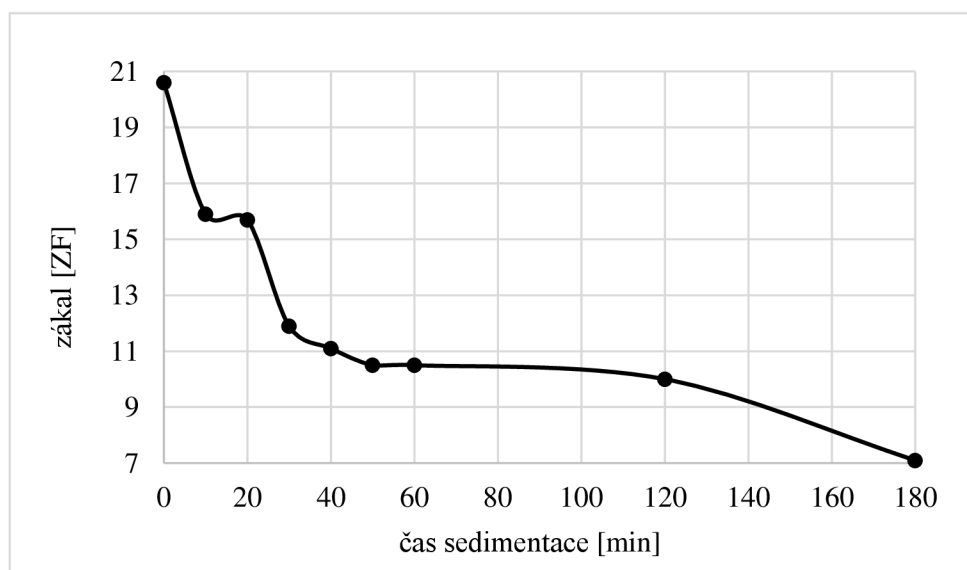


Obr. 8.20 Pohled do kádinky s usazenými vločkami

Tab. 8.6 Výsledky měření zákalu během sedimentace vzniklých vloček

čas sedimentace [min]	zákal [ZF]	odstranění zákalu [%]
0	20,61	–
10	15,92	22,76
20	15,74	23,63
30	11,91	42,21
40	11,14	45,95
50	10,52	48,96
60	10,50	49,05
120	10,00	51,48
180	7,10	65,55

Po hodině sedimentace klesl zákal přibližně na polovinu původní hodnoty. Za další hodinu nedošlo k výrazné změně, ale ve 180 minutě byla naměřena hodnota o téměř 3 ZF nižší než v čase 120 minut. Během tří hodin došlo k odstranění 65,55 % zákalu a výsledná hodnota 7,10 ZF je nižší než zákal v surové vodě před nadávkováním suspenze NANOFER 25, který měl hodnotu 9,55 ZF.



Obr. 8.21 Průběh zákalu v závislosti na čase sedimentace

Všechny ostatní kádinky byly po koagulaci vždy slévány dohromady do jedné nádoby. Zákal v zásobní nádobě před začátkem čerpání změřený pomocí turbidimetru měl hodnotu 38,50 ZF. Spuštěním čerpadla začala voda natékat na filtrační kolony. Průtok 15 l/h byl nastaven plováчковým průtokoměrem. Filtrát byl jímán v menší plastové nádobě a po přefiltrování cca 3 litrů modelové vody byl změřen jeho zákal (výsledky zobrazuje tabulka 8.7). Čerpané množství se u použitého čerpadla reguluje pomocí ventilu. Pokud je uzavřen, veškerá čerpaná voda teče okružem čerpadla zpět do zásobní nádoby a její obsah je tak intenzivně míchán. Při čerpání proto docházelo k rozbíjení vloček vzniklých při koagulaci a voda v zásobní nádobě získala opět našedlou barvu (srovnání této modelové vody s filtrátem vzniklým po filtraci materiálem CFH 0818 je na obr.8.22).



Obr. 8.22 Srovnání zákalu (vlevo modelová voda vedená na kolonu, vpravo filtrát – CFH 0818)

Po začátku čerpání byl v zásobní nádobě opět změřen zákal, přístroj však již hlásil „překročení rozsahu“. Bylo zřejmé, že varianta s čerpadlem není optimální a lepších výsledků by bylo dosaženo přímou filtrací obsahu kádinek s vytvořenými vločkami přes filtrační kolony. Vločky by se měly snáze zachycovat na filtračních náplních, a proto by měly být výsledné hodnoty zákalu získaných filtrátů nižší. Pro potvrzení této úvahy byla po provedení koagulace voda filtrována rovnou přes kolony bez použití čerpadla. Získané hodnoty zákalu měřené ve filtrátech zobrazuje následující tabulka 8.7.

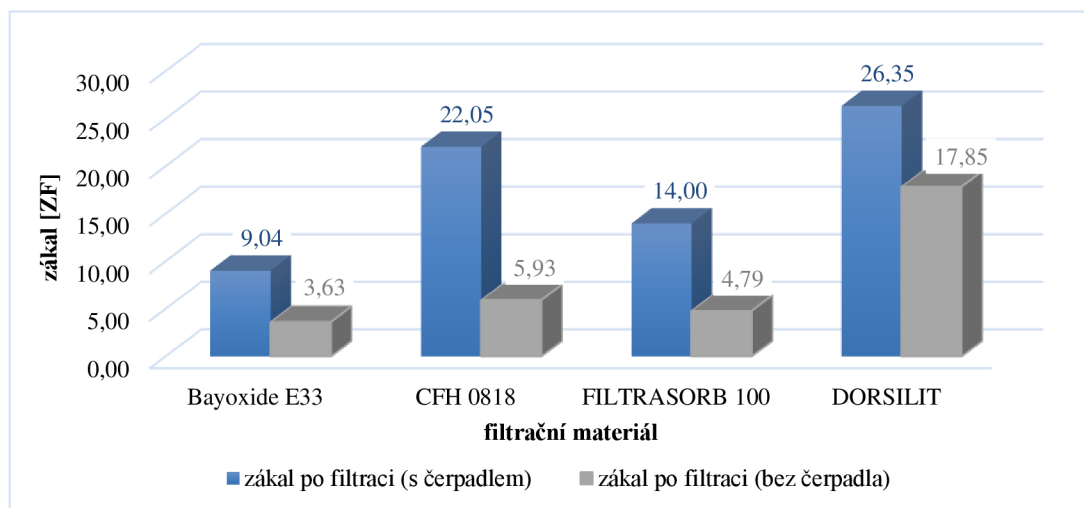
Tab. 8.7 Výsledné hodnoty zákalu modelové vody s obsahem suspenze NANOFER 25 po filtraci jednotlivými filtračními kolonami

	surová voda			dávka			zákal před filtrací ⁴	zákal po filtraci (s čerpadlem)	zákal po filtraci (bez čerpadla)
	pH	zákal	teplota	NANOFER 25	Fe				
náplň filtrační kolony	[-]	[ZF]	[°C]	[ml]	[mg]	[mg]	[ZF]	[ZF]	[ZF]
Bayoxide E33	7,47	9,55	20,3	0,420	0,500	0,080	38,50	9,04	3,63
CFH 0818								22,05	5,93
FILTRASORB 100								14,00	4,79
DORSILIT								26,35	17,85

Z tabulky 8.5 obsahující výsledky pokusu se suspenzí NANOFER 25 je zřejmé, že nižších hodnot zákalu ve filtrátu je opravdu dosahováno přímou filtrací upravované vody přes náplně kolon (tedy bez použití čerpadla). Co se týká první metody filtrace (s čerpadlem), nejlepší výsledek byl zaznamenán u Bayoxidu E33 a sice 9,04 ZF. Nejhuře na tom byl při odstraňování

⁴ Zákal měřený ve slitém vzorku před začátkem čerpání

zákalu filtrační písek DORSILIT, kdy byla ve filtrátu naměřena hodnota 26,35 ZF. Mírně lépe si vedl materiál CFH 0818 (22,05 ZF). Aktivní uhlí FILTRASORB 100 dokázalo snížit zákal jen na 14,00 ZF. Přímá filtrace upravované vody s obsahem vloček už dávala slibnější výsledné hodnoty. Největší účinnost při odstranění zákalu měl opět Bayoxide E33 s výsledkem 3,63 ZF. Mírně vyšší hodnota byla naměřena u FILTRASORBU 100 (4,79 ZF). Pouze tyto dva materiály dokázaly odstranit zákal pod 5 ZF, což je maximální povolená hodnota v pitné vodě. Těsně nad touto hranicí se nacházela hodnota 5,93 ZF, která byla získána přefiltrováním obsahu kádínek přes materiál CFH 0818. Nejhorší výsledek byl zaznamenán opět u DORSILITU (17,85 ZF).



Obr. 8.23 Srovnání zákalu filtrátu s/bez použití čerpadla (NANO FER 25)

Graf na obrázku 8.23 zobrazuje výsledné hodnoty zákalu po filtraci jednotlivými materiály při použití čerpadla a bez něj. Největší rozdíl v účinnosti materiálu při použití těchto dvou metod byl zaznamenán u CFH 0818 (73,1 %). Další v pořadí byl FILTRASORB 100 (65,8 %) a po něm Bayoxide E33 (59,9 %). Nejmenší rozdíl mezi hodnotou výsledného zákalu při použití čerpadla a bez něj byl získán u DORSILITU (32,3 %).

Po provedení pokusů bylo vždy nutné kolony proprat čistou vodou. Během zpětného praní bylo jasně vidět vyplavování vloček nanoželeza z obsahu kolon. Nejlépe byl tento jev pozorovatelný při praní DORSILITU.



Obr. 8.24 Nanoželezo uvolňované z DORSILITU při zpětném praní

8.6.2 Vodní sklo sodné

Vodní sklo sodné (MP > 2,6) dodala společnost Vodní sklo, a.s. v kanystru o hmotnosti 7 kg. Vzhled této husté průhledné bezbarvé tekutiny je patrný z obr. 8.25. Postup při použití vodního skla byl obdobný, jako u NANOFERU 25, pouze dávka byla odlišná – 0,50 ml na 1 litr surové vody. Pro pokusy byla použita voda z řeky Svatky stejně jako u nanoželeza. Pracovala jsem však s obsahem druhého kanystru, který měl nepatrně odlišné vlastnosti. Byl v něm naměřen zákal 15,05 FNU a pH 7,23. Odlišná byla i teplota – 21,1 °C.



Obr. 8.25 Vodní sklo sodné

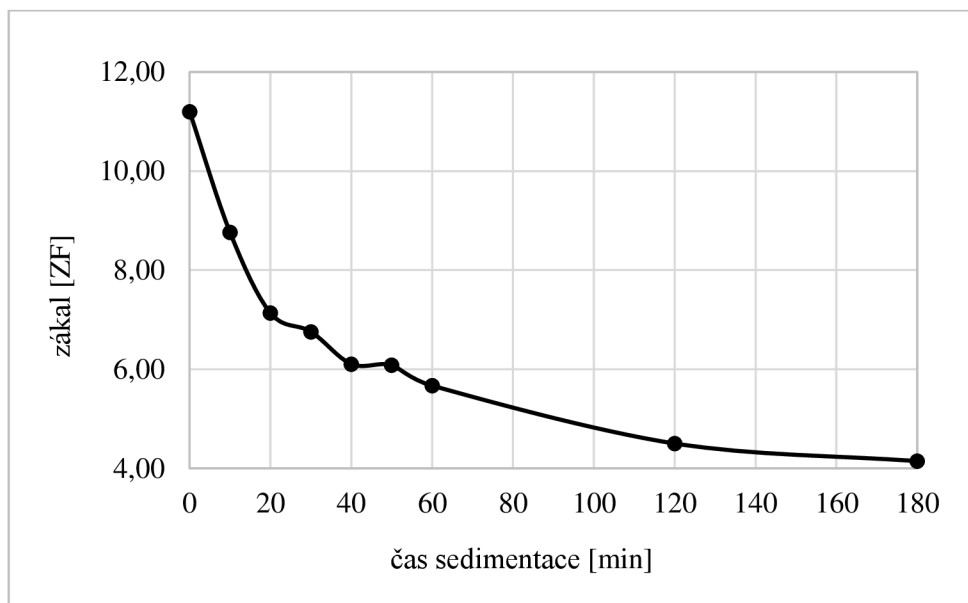
Pozorování

Při provádění sklenicové optimalizační zkoušky nebyly viditelné vločky, které by se v kádinkách tvořily během míchání tak, jako v případě použití nanoželeza. Jedna kádinka byla po koagulaci opět využita k měření zákalu během nerušené sedimentace nečistot (viz tab. 8.8).

Tab. 8.8 Výsledky měření zákalu během sedimentace částic

čas sedimentace [min]	zákal [ZF]	odstranění zákalu [%]
0	11,20	–
10	8,76	21,76
20	7,14	36,29
30	6,76	39,64
40	6,11	45,48
50	6,09	45,65
60	5,67	49,38
120	4,50	59,79
180	4,15	62,98

Po dokončení fáze rychlého míchání byl z hladiny odebrán první vzorek, u kterého byl změřen zákal 11,20 ZF. Během první hodiny sedimentace došlo k výraznému poklesu zákalu přibližně o 50 %. Po dvou hodinách se hodnota zákalu pohybovala pod maximálním limitem pro pitnou vodu 5 ZF stanoveným vyhláškou č. 252/2004 Sb. Během poslední hodiny nerušené sedimentace už pokles měřené veličiny nebyl tak výrazný. Hodnota se zastavila na 4,15 ZF, což představuje 62,98% odstranění zákalu. Pokles zákalu v kádince během sedimentace zobrazuje graf na obrázku 8.26.



Obr. 8.26 Průběh zákalu v závislosti na čase sedimentace

Na obrázku 8.27 je obsah kádinky na konci měření zákalu během sedimentace. Oproti nanoželezu ve vodě nejsou zřetelně vidět vločky, které se usazují na dně.



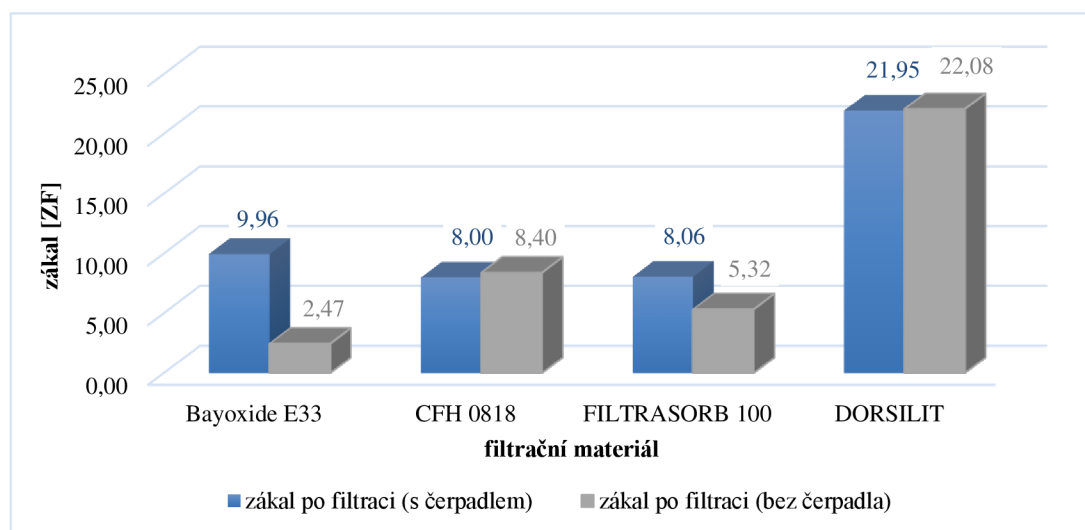
Obr. 8.27 Pohled na dno kádinky po 3 hod sedimentace

Obsah dalších kádinek byl po provedení pomalého míchání v rámci sklenicové optimalizační zkoušky slit dohromady a následně čerpán přes kolony. Zákal v zásobní nádobě před začátkem čerpání změřený pomocí turbidimetru měl hodnotu 23,20 ZF. Během čerpání byl potom naměřen zákal 42,33 ZF. Vyšší hodnota je způsobena rozbíjením agregátů v důsledku míchání vody v nádobě během čerpání. Rychlost průtoku kolonami byla opět nastavena na 15 l/h. Výsledky pokusů se sodným vodním sklem jsou zobrazeny v tabulce 8.9.

Tab. 8.9 Výsledné hodnoty zákalu modelové vody s obsahem sodného vodního skla po filtraci jednotlivými filtračními kolonami

náplň filtrační kolony	surová voda			dávka	zákal před filtrací ⁵	zákal po filtraci (s čerpadlem)	zákal po filtraci (bez čerpadla)
	pH	zákal	teplota	vodní sklo			
	[-]	[ZF]	[°C]	[ml]	[ZF]	[ZF]	[ZF]
Bayoxide E33	7,23	15,05	21,1	0,500	23,20	9,96	2,47
CFH 0818						8,00	8,40
FILTRASORB 100						8,06	5,32
DORSILIT						21,95	22,08

Při použití čerpadla měly materiály CFH 0818 a FILTRASORB 100 srovnatelnou účinnost odstranění zákalu s výslednými hodnotami 8,00 a 8,06 ZF. Hůře na tom byl Bayoxide E33 (9,96 ZF) a vůbec nejhorších výsledků bylo dosaženo u DORSILITU (21,95 ZF). Pro porovnání byla po koagulaci opět provedena přímá filtrace modelové vody přes náplně jednotlivých kolon. Obrovský rozdíl ve schopnosti odstranění zákalu byl pozorován u Bayoxidu E33. Po filtraci druhou metodou byl změřen zákal pouze 2,47 ZF, což představuje vůbec nejnižší hodnotu naměřenou při veškerých pokusech prováděných v rámci této práce. K této skutečnosti zřejmě přispěla i výměna Bayoxidu E33 v koloně před začátkem provádění pokusů s vodním sklem. Ke zlepšení výsledků došlo také u FILTRASORBU 100. Filtraci přes tento materiál byl snížen zákal až na hodnotu 5,32 ZF. U CFH 0818 i DORSILITU byly překvapivě naměřeny mírně vyšší hodnoty než při použití čerpadla (8,40 a 22,08 ZF).



Obr. 8.28 Srovnání zákalu filtrátu s/bez použití čerpadla (vodní sklo sodné)

Na obrázku 8.28 je zobrazen sloupcový graf porovnávající výsledné hodnoty zákalu po filtraci jednotlivými materiály při použití čerpadla a bez něj. Přímá filtrace byla účinnější (než použití čerpadla) u dvou materiálů – Bayoxidu E33 a FILTRASORBU 100. Bayoxide E33 byl o 75,2 % úspěšnější, aktivní uhlí zaznamenalo o 34,0 % účinnější odstranění zákalu. Zbylé dva filtrační materiály vykazovaly lepší výsledky při použití čerpadla. U CFH 0818 se výsledky lišily o 5,1 % a u DORSILITU pouze o 0,6 %.

⁵ Zákal měřený ve slitém vzorku před začátkem čerpání

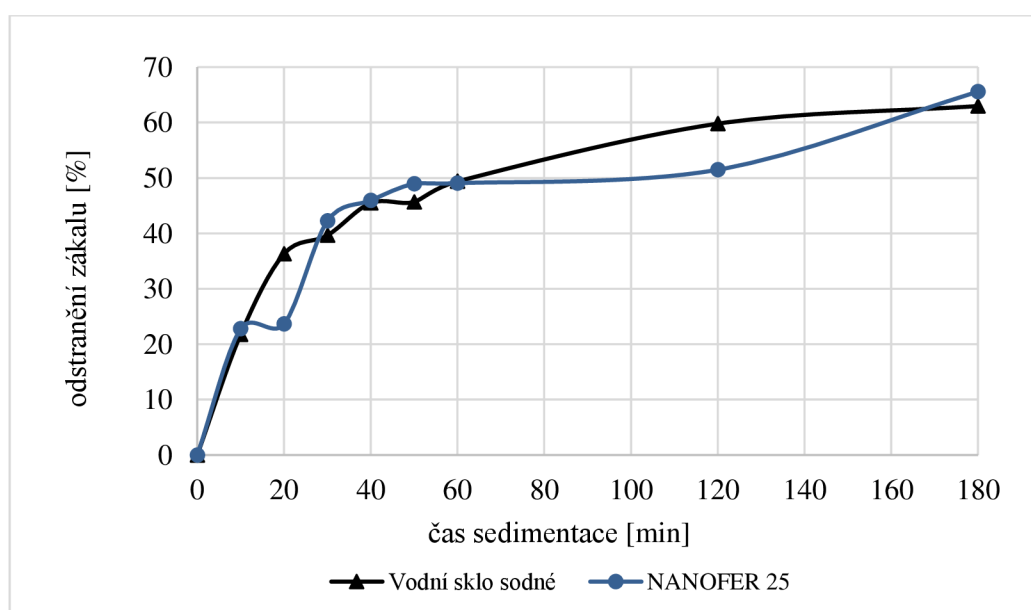
8.7 POROVNÁNÍ

8.7.1 Sedimentace

Pokud porovnáme sedimentační vlastnosti vloček vzniklých v kádinkách po provedení koagulace, jsou na tom obě koagulační činidla velmi podobně. Vzhledem k tomu, že v obou sledovaných kádinkách s nadávkovanými činidly byla na počátku (po koagulaci) naměřena odlišná hodnota zákalu (20,61 ZF u nanoželeza, a 11,20 ZF u vodního skla sodného), porovnána je schopnost odstranění zákalu v procentech. I když se na první pohled zdálo, že lepších výsledků bude dosaženo u nanoželeza, u vodního skla sodného byly naměřeny podobné hodnoty. Schopnost suspenze NANOFER 25 a vodního skla sodného odstraňovat zákal je zaznamenána v tabulce 8.10 a na grafu na obr. 8.29. Po 60minutové sedimentaci vloček došlo u obou činidel k téměř shodnému odstranění zákalu (cca 49 %). Na konci sedimentace po 180 minutách byla zaznamenána příznivější hodnota u nanoželeza (65,55 %), vodní sklo mělo však podobné sedimentační vlastnosti a hodnota zákalu byla po třech hodinách snížena o 62,98 %.

Tab. 8.10 Porovnání odstranění zákalu použitých koagulačních činidel v průběhu sedimentace

čas sedimentace [min]	odstranění zákalu [%]	
	vodní sklo sodné	NANOFER 25
0	-	-
10	21,76	22,76
20	36,29	23,63
30	39,64	42,21
40	45,48	45,95
50	45,65	48,96
60	49,38	49,05
120	59,79	51,48
180	62,98	65,55



Obr. 8.29 Průběh odstranění zákalu v závislosti na čase sedimentace

Plynulejší křivka snižování zákalu během sedimentace náleží vodnímu sklu sodnému. U suspenze NANOFER 25 došlo ve 120 minutě k dočasnému pozastavení poklesu zákalu. Mohlo to být způsobeno opatrným přemístěním kádinky s vločkami z pracovní plochy za účelem uvolnění místa. I přes snahu nenarušit sedimentaci mohla manipulace s kádinkou proces usazování ovlivnit.

8.7.2 Filtrace

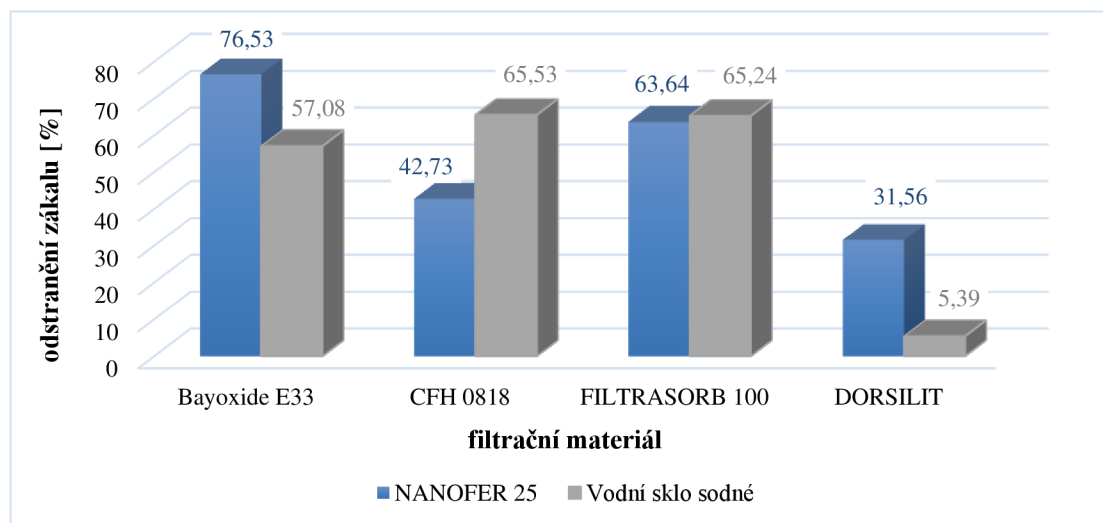
Srovnání účinnosti filtračních materiálů při odstraňování zákalu z vody je provedeno pro dva postupy filtrace – s použitím čerpadla při vedení vody na filtrační kolony a pro postup přímé filtrace. Souhrnné výsledky zobrazuje tabulka 8.11.

Tab. 8.11 Srovnání účinnosti odstranění zákalu jednotlivých materiálů při dvou postupech filtrace

	odstranění zákalu po filtraci (s čerpadlem) [%]		odstranění zákalu po filtraci (bez čerpadla) [%]	
	NANOFER 25	vodní sklo sodné	NANOFER 25	vodní sklo sodné
Bayoxide E33	76,53	57,08	90,58	89,38
CFH 0818	42,73	65,53	84,60	63,78
FILTRASORB 100	63,64	65,24	87,56	77,06
DORSILIT	31,56	5,39	53,64	4,85

Co se týká první metody, u které bylo použito čerpadlo, nejlepších výsledků při odstranění zákalu z vody s obsahem suspenze NANOFER 25 dosáhl Bayoxide E33 (76,53 %). Druhým nejúčinnějším filtračním materiálem byl FILTRASORB 100 s 63,64% odstraněním zákalu. O něco hůře si vedl materiál CFH 0818, u kterého byl zaznamenán pokles zákalu o 42,73 % oproti původní hodnotě. Nejmenší schopnost zachycovat částice tvořící zákal měl DORSILIT (31,56% odstranění zákalu).

Výsledky u vodního skla sodného byly podobné jako u naoželeza. Nejlépe si však vedl CFH 0818, který dokázal odstranit zákal v hodnotě 65,53 %. Těsně za tímto materiálem byl s úspěšností FILTRASORB 100 s poklesem zákalu o 65,24 %. Bayoxide E33 dokázal snížit zákal jen o 57,08 %. Křemičitý písek DORSILIT měl velice malou účinnost při odstraňování zákalu z vody s obsahem vodního skla – došlo k poklesu zákalu pouze o 5,93 %. Výsledky první metody názorně zobrazuje sloupcový graf na obrázku 8.30.

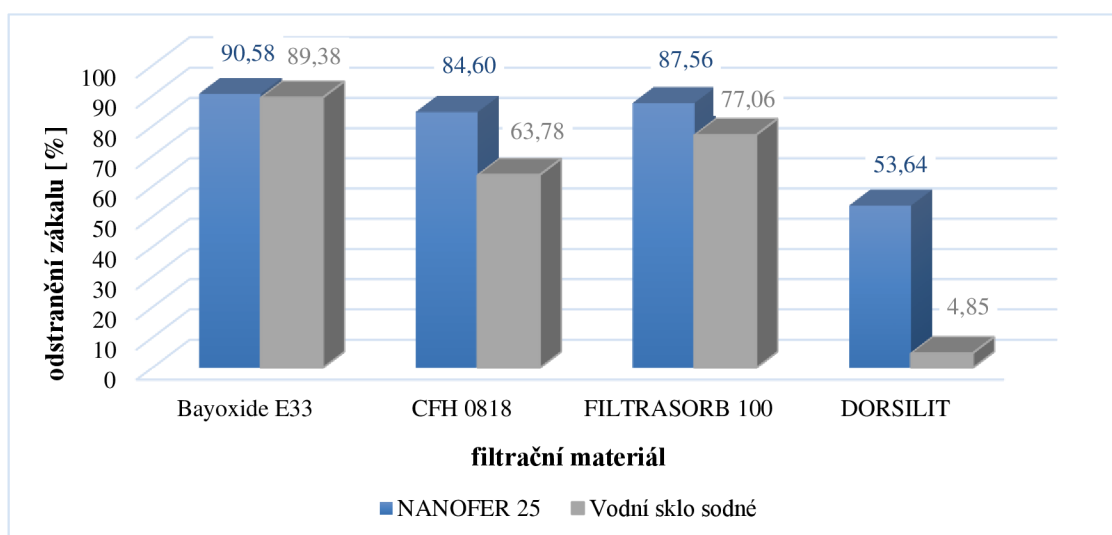


Obr. 8.30 Odstranění zákalu po filtraci s čerpadlem

Metoda s použitím čerpadla neměla příliš dobré výsledky, a proto byla zkoumána účinnost filtračních materiálů při odstraňování zákalu přímou filtrací, kdy byla voda s nadávkovaným činidlem vedena přímo na kolony bez použití čerpání. Výsledky tohoto druhého postupu byly příznivější u všech materiálů, až na dvě výjimky – CFH 0818 a DORSILITU při odstraňování vodního skla sodného. U CFH 0818 bylo při použití čerpadla zaznamenáno o 1,75 % větší odstranění zákalu, u DORSILITU šlo pouze o 0,54 %.

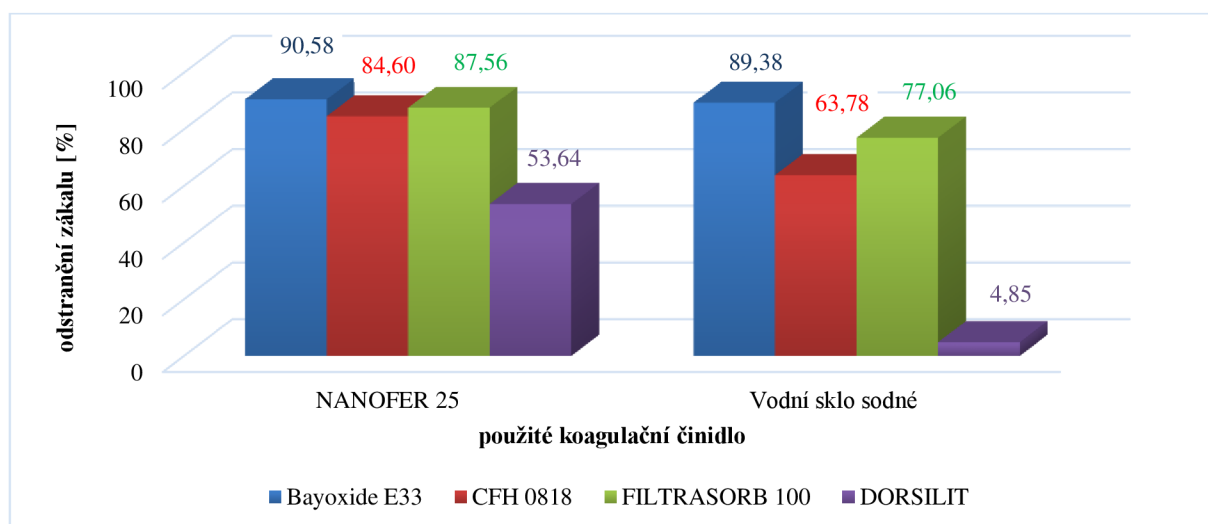
Filtrací vody s obsahem nanoželeza přes Bayoxide E33 došlo k odstranění 90,58 % zákalu, což je nejlepší výsledek, kterého bylo při pokusech prováděných v rámci diplomové práce dosaženo. Druhým nejúčinnějším materiálem, byl stejně jako při použití čerpadla FILTRASORB 100. U něj bylo pozorováno snížení zákalu o 87,56 %. O něco menší schopnost odstranění zákalu měl materiál CFH 0818 (84,60 %) a nejhůře dopadl opět DORSILIT (53,64 %).

Jako poslední byla provedena přímá filtrace vody s obsahem vodního skla sodného přes všechny čtyři kolony. Při seřazení filtračních materiálů podle účinnosti je pořadí stejné. Největší účinnost měl opět Bayoxide E33, který dokázal odstranit 89,38 % zákalu. Druhým nejúspěšnějším materiálem byl FILTRASORB 100 s 77,06% odstraněním zákalu. U CFH 0818 došlo k poklesu měřené veličiny o 63,78 %. Nejslabším materiálem z hlediska odstranění zákalu byl opět DORSILIT (4,85 %). Výsledky druhé metody (bez použití čerpadla) názorně zobrazuje sloupcový graf na obrázku 8.31.



Obr. 8.31 Odstranění zákalu po filtraci bez čerpadla

Filtrace, při níž nebyla voda dopravována na filtrační kolony pomocí čerpadla, byla účinnější (pouze dva případy z osmi vykazovaly nižší účinnost o méně než 2 %). Schopnost jednotlivých materiálů odstraňovat zákal při přímé filtraci je zobrazena na grafu obr. 8.32. Levá skupina sloupců znázorňuje úspěšnost materiálů při odstranění zákalu z vody s obsahem suspenze NANO FER 25 a pravý oddíl se týká vody s obsahem vodního skla sodného. Už na první pohled je zřejmé, že suspenze destabilizovaná pomocí nanoželeza je filtrací odstraňována lépe než agregáty vzniklé při koagulaci s použitím vodního skla. Nejúčinnějším filtračním materiálem při odstraňování zákalu z vody je Bayoxide E33. Nejhorší výsledky byly naměřeny u DORSILITU.



Obr. 8.32 Porovnání účinnosti jednotlivých materiálů při odstraňování zákalu

9 ZÁVĚR

V rámci experimentální části diplomové práce bylo hodnoceno odstranění zákalu z vodního prostředí (předupraveného pomocí procesu koagulace) sedimentací a filtrací. Jako koagulační činidla byla použita suspenze NANOFER 25 a sodné vodní sklo. Optimální dávky těchto destabilizačních činidel pro odstraňování zákalu z vody vycházely z předchozích experimentů provedených absolventem VUT FAST v Brně.

Nejprve byly provedeny pokusy s použitím nanoželeza. Koagulace probíhala při dávkování 0,42 ml na 1 litr vody. Po aplikaci černé tekutiny do jednotlivých kádinek se jejich obsah zbarvil došeda. Během míchání však vznikaly tmavé vločky s dobrými sedimentačními vlastnostmi. Schopnost suspenze NANOFER 25 odstraňovat z vody zákal při sedimentaci byla zkoumána po dobu tří hodin měřením zákalu ve vzorcích odebíraných z hladiny kádinky. Z počáteční hodnoty 20,61 ZF zákal po 60 minutách klesnul na 10,50 ZF, což představuje 49,03 % odstranění zákalu. Za další hodinu byl zaznamenán pokles pouze o 0,50 ZF. Ve 180 minutě byl na hladině naměřen zákal o 65,55 % nižší než na začátku, a to 7,10 ZF.

Dále byla u nanoželeza zkoumána schopnost filtračních materiálů odstraňovat agregáty vzniklé při koagulaci. Výpočet účinnosti vycházel z hodnoty zákalu naměřené v nádobě po slítí více litrů vzorků (obsah kádinek po dokončení fáze pomalého míchání) dohromady – 38,50 ZF. V první sérii pokusů bylo použito čerpadlo k přemístění upravované vody na náplně filtračních kolon. Při čerpání docházelo k rozbíjení vloček a vznikající částice nečistot zčásti procházely filtračními materiály. Nejlepší účinnost při odstranění zákalu (76,53 %) měl Bayoxide E33, který dokázal snížit tento parametr až na hodnotu 9,04 ZF. Největší zákal byl naměřen ve filtrátu kolony naplněné DORSILTEM (26,35 ZF) – účinnost 31,56 %. Druhá fáze pokusů s nanoželezem spočívala v přímé filtraci obsahu kádinek přes náplně laboratorních kolon. Nejúspěšnější byl opět Bayoxide E33, tentokrát s 90,58% odstraněním zákalu na hodnotu 3,63 ZF. Nejméně dokázal zredukovat zákal DORSILIT – o 32,26 % (17,85 ZF).

Druhým zkoumaným koagulantem bylo sodné vodní sklo, které bylo dávkováno do jednotlivých kádinek v množství 0,50 ml na 1 litr vody. Jelikož je vodní sklo čirá průhledná tekutina, nedošlo při jeho aplikaci do kádinek k zbarvení vody, viditelné nebyly ani vločky, které by se měly tvořit během koagulace. Schopnost vodního skla sodného odstranit zákal byla velmi podobná jako u suspenze NANOFER 25. Z počáteční hodnoty 11,20 ZF klesl zákal po 60 minutách sedimentace na hodnotu 5,67 ZF, což představuje 49,38% odstranění zákalu. Za další hodinu se snížil o 1,17 ZF a po 180 minutách od počátku sedimentace došlo k redukci celkového zákalu o 62,98 % na 4,15 ZF.

Při použití čerpadla během experimentu byla zaznamenána účinnost materiálů na bázi hydroxid oxidů železa a aktivního uhlí při odstraňování zákalu kolem 60 %. Nejvíce látek způsobujících zákal dokázal zachytit CFH 0818, kdy došlo k poklesu z počátečních 23,20 ZF na 8,00 ZF, což představuje odstranění 65,53 % zákalu. Téměř srovnatelnou účinnost měl i FILTRASORB 100 (65,24 %). Křemičitý písek nedokázal snížit zákal o více jak 5,39 % a ve vodě filtrované tímto materiálem byla naměřena hodnota 21,95 ZF. Přímá filtrace vody s obsahem vodního skla sodného přes náplně kolon překvapivě nedávala o mnoho lepší výsledky, tak jak tomu bylo u nanoželeza. Průchodem upravované vody přes Bayoxide E33 však došlo k odstranění zákalu (89,38 %) na vůbec nejnižší naměřenou hodnotu – 2,47 ZF. Při této metodě byla zjištěna také nejnižší účinnost filtračního materiálu (během všech pokusů), a to u DORSILITU (4,85 %) – ve filtrátu byl naměřen zákal 22,08 ZF.

Pokud jde o porovnání účinnosti odstranění zákalu obou činidel při sedimentaci, suspenze NANOFER 25 i vodní sklo sodné mají velmi podobný efekt. Vzhledem k tomu, že počáteční zákal obsahu kádinky s nanoželezem byl vyšší než u kádinky s vodním sklem, dalo se předpokládat, že i odstranění zákalu u první zmíněné suspenze bude mírně vyšší. Po finanční stránce vychází lépe vodní sklo sodné. Jeden kg se prodává za 4,60 Kč. Cena suspenze NANOFER 25 je 580 Kč/kg (obě ceny jsou uvedeny bez DPH).

Při použití čerpadla pro vedení vody na laboratorní kolony naplněné filtračními materiály byl nejúčinnějším materiálem při odstraňování zákalu Bayoxide E33 (při filtraci vody s obsahem suspenze NANOFER 25). Druhá nejvyšší účinnost při této metodě byla pozorována u materiálu CFH 0818, filtrována byla však voda s vodním sklem sodným. Nejnižší účinnost měl křemičitý písek DORSILIT při přímé filtraci (5,39 %). Zajímavá u tohoto materiálu byla skutečnost, že mnohem lépe odstraňoval zákal z vody s obsahem nanoželeza než s obsahem vodního skla, a to při použití obou metod.

Pokud srovnáme účinnost jednotlivých materiálů při odstraňování zákalu z vody při jejich použití pro přímou filtraci, nejúčinnějším je opět Bayoxide E33. Dokázal snížit zákal cca o 90 % u obou typů filtrované vody – s obsahem suspenze NANOFER 25 i s vodním sklem. Vůbec nejmenší schopnost odstranit zákal byla zjištěna u DORSILITU. Účinnost všech čtyř filtračních materiálů při přímé filtraci byla vyšší u vody s obsahem suspenze NANOFER 25 ve srovnání s vodou obsahující vodní sklo sodné.

10 POUŽITÁ LITERATURA

- [1] SINGH, N.B., Garima NAGPAL, Sonal AGRAWAL a RACHNA. Water purification by using Adsorbents: A Review. *Environmental Technology & Innovation* [online]. 2018, 2 June 2018, **2018**(11), 187-240 [cit. 2018-11-24]. ISSN 2352-1864. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.eti.2018.05.006>
- [2] MALÝ, Josef a Jitka MALÁ. *Chemie a technologie vody - Modul M02: Vodárenství: Studijní opory pro studijní programy s kombinovanou formou studia*. Brno, 58 s. Studijní opora. VUT FAST.
- [3] TUHOVČÁK, Ladislav, Pavel ADLER, Tomáš KUČERA a Jaroslav RACLAVSKÝ. *Vodárenství: úprava vody*. Brno, 2006.
- [4] MALÝ, Josef a Jitka MALÁ. *Chemie a technologie vody*. 2., dopl. vyd. Brno: ARDEC, c2006. ISBN 80-860-2050-9.
- [5] *Vodní sklo* [online]. Comerto, c2018 [cit. 2018-07-23]. Dostupné z: <http://www.vodnisklo.cz/cz>
- [6] *NANOIRON: FUTURE TECHNOLOGY* [online]. NANOIRON, c2008-2010 [cit. 2018-08-26]. Dostupné z: <http://nanoiron.cz/cz/>
- [7] PIVOKONSKÝ, Martin. *Tvorba suspenze při úpravě vody: teorie a praxe*. Líbeznice: Medim, 2011. ISBN 978-80-87140-18-5.
- [8] PIVOKONSKÝ, Martin. *Úprava podzemních a povrchových vod – 2. přednáška* [online]. Dostupné také z: http://www.pivokonsky.wz.cz/UV16-17/uprava_vod_2.pdf. ÚŽP PŘF UK.
- [9] ŠTÍCHA, Václav a Atanas G. CUREV. *Vodárenství: Zásobování obyvatelstva, průmyslu a zemědělství vodou*. Praha 1: SNTL - Nakladatelství technické literatury, 1969.
- [10] GRÜNWARD, Alexander. *Vodárenství*. Praha: Český svaz stavebních inženýrů, 1998. Technická knihovnice autorizovaného inženýra a technika. ISBN 80-902-4607-9.
- [11] PIVOKONSKÝ, Martin. *Úprava podzemních a povrchových vod – 3. přednáška* [online]. Dostupné také z: http://www.pivokonsky.wz.cz/UV16-17/uprava_vod_3.pdf. ÚŽP PŘF UK.
- [12] PIVOKONSKÝ, Martin. *Úprava podzemních a povrchových vod – 4. přednáška* [online]. Dostupné také z: http://www.pivokonsky.wz.cz/UV16-17/uprava_vod_4.pdf. ÚŽP PŘF UK.
- [13] DOLEJŠ, Petr. Možnosti zlepšení provozu úpraven vody optimalizací dávky koagulantu a pH. In: *Sborník příspěvků XIV. mezinárodní vodohospodářské konference Voda Zlín 2010*. Moravská vodárenská, a. s., 2010, s. 91 – 96.
- [14] *FLOTACE ROZPUŠTĚNÝM VZDUCHEM* [online]. © ENVI-PUR, 2012 [cit. 2018-11-25]. Dostupné z: http://www.envi-pur.cz/download/doc_20_flotace_daf_cz.pdf
- [15] SOVAK ČR ke kvalitě surové vody pro výrobu vody pitné. *Tzbinfo* [online]. c2011-2018, 29.8.2018 [cit. 2018-11-30]. ISSN ISSN 1801-4399. Dostupné z: <https://voda.tzb-info.cz/vlastnosti-a-zdroje-vody/17814-sovak-cr-ke-kvalite-surove-vody-pro-vyrobu-vody-pitne>

- [16] Vodovody, kanalizace a vodní toky - 2017. *ČESKÝ STATISTICKÝ ÚŘAD* [online]. 2018, 02.05.2018 [cit. 2018-09-11]. Dostupné z: <https://www.czso.cz/csu/czso/vodovody-kanalizace-a-vodni-toky-2017>
- [17] Vyhláška č. 409/2005 Sb.: Vyhláška o hygienických požadavcích na výrobky přicházející do přímého styku s vodou a na úpravu vody.
- [18] Vyhláška č. 428/2001 Sb.: Vyhláška Ministerstva zemědělství, kterou se provádí zákon č. 274/2001 Sb., o vodovodech a kanalizacích pro veřejnou potřebu a o změně některých zákonů (zákon o vodovodech a kanalizacích)
- [19] PIVOKONSKÝ, Martin. Úprava podzemních a povrchových vod - 5. přednáška. *PŘEDNÁŠKY: Martin Pivokonský* [online]. c2011-2018 [cit. 2018-09-12]. Dostupné z: http://www.pivokonsky.wz.cz/UV/uprava_vod_5.pdf
- [20] Sedimentační nádrže. *WPL Limited* [online]. [cit. 2018-09-13]. Dostupné z: <http://www.wpl.cz/sedimenta%C4%8Dn%C3%AD-n%C3%A1dr%C5%BEE/>
- [21] HÜBNER, Pavel. *Úprava vody pro průmyslové účely* [online]. Praha: Vysoká škola chemicko-technologická v Praze, 2006 [cit. 2018-09-13]. ISBN 80-708-0624-9.
- [22] DOLEJŠ, Petr. Flotace rozpuštěným vzduchem (DAF) pro úpravu pitné vody a její první provozní realizace v ČR. *Vodní hospodářství* [online]. 2006, **2006**(4), 99 - 102 [cit. 2018-11-25]. ISSN 1211-0760. Dostupné z: http://www.wet-team.cz/files/publikace/VH_flotace_4_2006.pdf
- [23] BIELA, Renata a . Vodárenská flotace a její použití při úpravě pitné vody v ČR. *Tzbinfo* [online]. © Copyright Topinfo, 2018, 6.8.2012 [cit. 2018-11-25]. Dostupné z: <https://voda.tzb-info.cz/vlastnosti-a-zdroje-vody/8900-vodarenska-flotace-a-jeji-pouziti-pri-uprave-pitne-vody-v-cr>
- [24] AMBROŽOVÁ, Jana, Jana HUBÁČKOVÁ a Táňa MATULOVÁ. Charakter a účinnost biologické filtrace. In: *Sborník Voda Zlín 2005* [online]. Továrni 41, 779 00 Olomouc: Moravská vodárenská, 2005, 2005, s. 47-52 [cit. 2018-11-26]. Dostupné z: <https://www.smv.cz/res/archive/014/001700.pdf>
- [25] DOLEJŠ, Petr a Klára ŠTRAUSOVÁ. Hodnocení provozu vodárenských filtrů a výběr vhodných filtračních materiálů. *SOVAK: Časopis oboru vodovodů a kanalizací*. 2011, **20**(5), 20-22. ISSN 1210-3039.
- [26] TRADIČNÍ A NOVÉ TECHNOLOGIE ÚPRAVY VODY. *ASIO* [online]. ASIO, spol. s r.o., c2011-2018, 26.2.2013 [cit. 2018-11-28]. Dostupné z: <https://www.asio.cz/cz/173.tradicni-a-nove-technologie-upravy-vody>
- [27] Úprava vody: Filtralite. *Envi-pur: Čistírny odpadních vod a úpravny vody* [online]. ENVI-PUR, 9.7.2018 [cit. 2018-11-28]. Dostupné z: <http://www.envi-pur.cz/cz/filtralite/>
- [28] RIVET, Christian, Fabrice COURAGEOT a Zdeněk HRADIL. Nerezové drenážní systémy Triton ve filtrační technologii pitných vod. *Sborník Voda Zlín 2008* [online]. Zlín: Moravská vodárenská, 2008, , 51-59 [cit. 2018-12-02]. ISSN 978-80-254-1348-7. Dostupné z: <https://www.smv.cz/res/archive/015/001810.pdf?seek=1429083262>
- [29] DOLEJŠ, Petr. Provozní optimalizace a vývojové trendy vodárenské filtrace. *Sborník konference s mezinárodní účastí Pitná voda* [online]. Hydrotechnológia Bratislava, 2008, , 75-82 [cit. 2018-11-28]. Dostupné z: <http://www.wet->

- team.cz/files/publikace/TT%20Dolej%C5%A1-filtrace-nov%C3%A1%20verze-a-s%20citac%C3%AD.pdf
- [30] MEMBRÁNOVÉ PROCESY. *ASIO: čištění a úprava vod* [online]. ASIO, spol. s r.o., ©2011-2018 [cit. 2018-12-02]. Dostupné z: <https://www.asio.cz/cz/membranove-procesy>
- [31] DOLEJŠ, Petr, Nataša KALOUSKOVÁ a Zuzana NOGOVÁ. Využití membránových procesů při úpravě pitné vody. In: *Sborník VI. mezinárodní konference Voda Zlín 2002*. Zlín: VaK Zlín, 2002, s. 109-114.
- [32] PIVOKONSKÝ, Martin. *Membránové procesy: Úprava podzemních a povrchových vod – 7. přednáška* [online]. [cit. 2018-12-02]. Dostupné z: http://www.pivokonsky.wz.cz/UV/uprava_vod_7.pdf. ÚŽP PřF UK.
- [33] MUSIL, Petr. MEMBRÁNOVÁ FILTRACE PRO ÚPRAVU PITNÉ VODY. <https://www.asio.cz/>: *čištění a úprava vod* [online]. ASIO, spol. s r.o., ©2011-2018 [cit. 2018-12-02]. Dostupné z: <https://www.asio.cz/cz/52.membranova-filtrace-pro-upravu-pitne-vody>
- [34] NOVÁKOVÁ, Tereza, Marek ŠVÁB a Martina ŠVÁBOVÁ. VYUŽITÍ NANOČÁSTIC V DEKONTAMINAČNÍCH TECHNOLOGIÍCH: SOUČASNÝ STAV. *Chemické listy*. 2009, **103**, 524-532. ISSN 1213-7103.
- [35] LU, Hai-Jiao, Jing-Kang WANG, Steven FERGUSON, Ting WANG, Ying BAO a Hong-xun HAO. Mechanism, synthesis and modification of nano zerovalent iron in water treatment. *Nanoscale*. 2016, **8**(19), 9962-9975. DOI: 10.1039/C6NR00740F. ISSN 2040-3364. Dostupné také z: <http://xlink.rsc.org/?DOI=C6NR00740F>
- [36] KOTLÍK, Petr. *Stavební materiály historických objektů: materiály, koroze, sanace*. Praha: Vysoká škola chemicko-technologická, 1999. ISBN 80-708-0347-9.
- [37] GLÁSER, Petr a Vratislav NEJEDLÝ, ed. Organokřemičitany v české památkové praxi: sborník z konference Padesát let používání organokřemičitanů na území České republiky, konané pod záštitou ICOMOS, Národního památkového ústavu a Národního muzea 16. dubna 2008 [online]. Praha: Národní památkový ústav, ústřední pracoviště, 2008 [cit. 2018-07-19]. Práce (Národní památkový ústav). ISBN 978-80-87104-15-6.
- [38] *Sodium and Potassium silicates: Versatile compounds for your applications* [online]. Issue: October 2004. The Netherlands: PQ Europe, 2004 [cit. 2018-07-28]. Dostupné z: https://www.pqcorp.com/docs/default-source/recommended-literature/pq-corporation/potassium-silicates/sodium-and-potassium-silicates-brochure-eng-oct-2004.pdf?sfvrsn=4f83aa6e_3
- [39] SODIUM SILICATES (GLASSY SODIUM SILICATE AND SODIUM WATER GLASS). *Ciech* [online]. [cit. 2018-07-29]. Dostupné z: <https://ciechgroup.com/en/relacje-inwestorskie/market-environment/silicates-and-glass-segment/sodium-silicates-glassy-sodium-silicate-and-sodium-water-glass/>
- [40] Pomykačová I., Kožíšek F., Weyessa Gari D., Němcová V., Nešpůrková L.: Problematika arsenu v pitné vodě v České republice. Sborník konference Pitná voda 2010, s. 145-150. W&ET Team, Č. Budějovice 2010. ISBN 978-80-254-6854-8
- [41] BAYOXIDE® E 33. *LAXNESS: Energizing Chemistry* [online]. LANXESS, c2017-2018, c2018 [cit. 2018-09-10]. Dostupné z: <http://lpt.lanxess.com/en/products-lpt/product-key-word-search/bayoxider-e-33/>

- [42] Product Information: Bayoxide® E 33. *LANXESS: Energizing Chemistry* [online]. © LANXESS, 2018, 2017-06-12 [cit. 2018-10-21]. Dostupné z: http://lpt.lanxess.com/files/products-lpt/product-groups/iron-oxide-adsorber/bayoxide-product-detail/?tx_filter_filter%5Burl%5D=aHR0cHM6Ly9pbmZvYmFzZS5sYW54ZXNzLmNvbS9hcHAvYXBpL3Byb2R1Y3QvZG93bmxvYWQ%2FaWQ9NTc3MTg2MDkmbGFuZ3VhZ2U9ZW4tR0ImY2xpZW50PTUwMDEwJmRvY3VtZW50X3R5cGU9aW5mb3JtYXRpb24%3D&tx_filter_filter%5Bsource%5D=infobase
- [43] HYDROXID ŽELEZITÝ: Kemira CFH12, CFH0818. *KEMWATER: PROCHEMIE* [online]. [cit. 2018-09-10]. Dostupné z: <http://www.prochemie.cz/chem/tech-list-hydroxid-zelezity-kemira-cfh.pdf>
- [44] *Chemické výrobky pro potravinářský průmysl* [online]. Č. p. 137, 293 01 Nepřevázka: Würth, spol. s r.o., 2016 [cit. 2018-10-21]. Dostupné z: https://kat.wuerth.cz/brozury/chemicke_vyroby_potr/files/assets/common/download/s/chemicke%20vyrobky.pdf
- [45] Data Sheet: FILTRASORB® 100. *CalgonCarbon: A Kuraray Company* [online]. Calgon Carbon Corporation, ©2018, © 2018 [cit. 2018-10-21]. Dostupné z: <https://www.calgoncarbon.com/app/uploads/DS-FILTRA10018-EIN-E1.pdf>
- [46] Filtrační hmoty a chemikálie pro úpravu vody: Vodárenský tříděný písek DORSILIT. *KOWA spol. s r.o.* [online]. Kowa spol. s r.o., c2011 [cit. 2018-09-10]. Dostupné z: <http://www.kowa.cz/komponenty-pro-upravu-vody/filtracni-hmoty-a-chemikalie/vodarensky-pisek>
- [47] *MAPY.CZ* [online]. Seznam.cz, 2015 [cit. 2017-02-24]. Dostupné z: <https://mapy.cz>
- [48] Filtrační hmoty a chemikálie pro úpravu vody: Aktivní uhlí FILTRASORB. *KOWA spol. s r.o.* [online]. Kowa spol. s r.o., c2011 [cit. 2018-09-10]. Dostupné z: <http://www.kowa.cz/komponenty-pro-upravu-vody/filtracni-hmoty-a-chemikalie/aktivni-uhli>
- [49] *Katalog měřících přístrojů: Přístroje a reagentie pro moderní analýzu vody* [online]. Praha 7: GHC Invest, 2010 [cit. 2018-12-09]. Dostupné z: http://www.ghcinvest.cz/files/uploaded/UserFiles/File/soubory/katalogy/Lovibond_GHC_environment.pdf
- [50] *2100Q and 2100Qis* [online]. Edition 4. Germany: HACH COMPANY, 2017 [cit. 2018-12-09]. Dostupné z: <https://cz.hach.com/asset-get.download.jsa?id=25593610110>
- [51] Uživatelská příručka AD14: Voděodolný testovací přístroj pH/ORP a teploměr. *Štěpán: Bazénový obchod* [online]. Hradec Králové, ©2000-2018 [cit. 2018-12-09]. Dostupné z: <https://www.bazeny-hk.cz/down/AD14-manual.pdf>
- [52] PIPETY EPPENDORF RESEARCH. *VERKON: společnost pro vaši laboratoř* [online]. Praha: VERKON, c2009-2017 [cit. 2017-04-19]. Dostupné z: <http://www.verkon.cz/pipety-eppendorf-research/>
- [53] KADLEC, Karel. Plováčkové průtokoměry – průtokoměry s proměnlivým průřezem. *AUTOMA*. 2016, **22**(10), 12-15. ISSN 1210-9592.
- [54] Model A/Mprietokomery (rotametre) z akrylátu (PMMA) na meranie malých prietokov. *IN-ECO: Air and Vacuum Components* [online]. ©1996-2018 [cit. 2018-12-07]. Dostupné z: <https://www.in-eco.sk/prietokomery/prietokomer-a-m/>

- [55] HENDRICKS, David W. *Water treatment unit processes: physical and chemical*. Boca Raton, FL: Taylor, 2005. ISBN 08-247-0695-1.
- [56] BINNIE, Chris., Martin. KIMBER a George. SMETHURST. *Basic water treatment*. 3rd ed. Cambridge: Royal Society of Chemistry, 2002. ISBN 08-540-4989-4.
- [57] ČSN EN ISO 7027 (757343). *Jakost vod - Stanovení zákalu*. Český normalizační institut, 2000.
- [58] Chemický slovník. *Chemila: Chemická a mikrobiologická laboratoř č.1273, akreditovaná ČIA* [online]. Hodonín: Chemila, 2017 [cit. 2017-02-22]. Dostupné z: <http://www.chemila.cz/products/chemicky/>
- [59] MALÝ, Josef a Jitka MALÁ. *Chemie a technologie vody - Modul M01: Chemie přírodních a pitných vod: Studijní opory pro studijní programy s kombinovanou formou studia*. Brno, 42 s. Studijní opora. VUT FAST.
- [60] ZELENÝ, Zdeněk. *Možnosti inovace procesu úpravy vody*. Brno, 2014. Diplomová práce. Vysoké učení technické v Brně, fakulta stavební, ústav vodního hospodářství obcí. Vedoucí práce Ing. Tomáš Kučera, Ph.D.
- [61] KOPECKÝ, Jaroslav. Aktivní uhlí – technologie pro úpravu pitných a bazénových vod. *Vodní hospodářství*. 2003, **2003**(7), 183-185. ISSN 1211-0760.
- [62] HOFMANOVÁ, Lucie. *Využití alternativních koagulantů při úpravě vody*. Brno, 2017. Bakalářská práce. Vysoké učení technické v Brně, Fakulta stavební, Ústav vodního hospodářství obcí. Vedoucí práce Ing. Tomáš Kučera, Ph.D.
- [63] Nefelometrie a turbidimetrie. *Univerzitní informační systém Mendelovy univerzity v Brně* [online]. [cit. 2018-12-28]. Dostupné z: https://is.mendelu.cz/eknihovna/opory/zobraz_cast.pl?cast=52957

SEZNAM TABULEK

Tab. 4.1 Charakteristika typů homogenizačních míchání [7]	27
Tab. 4.2 Hodnoty k_x pro jednotlivá destabilizační činidla (Polášek a Mutl, 1995) [7].....	30
Tab. 5.1 Rozdělení procesů podle povahy separovatelných látek [14]	31
Tab. 5.2 Typy úprav pro jednotlivé kategorie surové vody [18].....	33
Tab. 6.1 Typické návrhové parametry flotace (DAF) [22]	42
Tab. 6.2 Charakteristiky a použití jednotlivých membránových procesů [30, 31]	47
Tab. 7.1 Složení a vlastnosti Bayoxidu E33 [42].....	60
Tab. 7.2 Typické procentuální zastoupení zrn (dle velikosti) v produktu Kemira [43].....	61
Tab. 7.3 Složení a vlastnosti CFH 0818 a CFH 12 [43].....	62
Tab. 8.1 Charakteristika vodního skla sodného použitého pro pokusy	66
Tab. 8.2 Charakteristika suspenze NANOFER 25 použité pro pokusy	67
Tab. 8.3 Charakteristiky použitých filtračních materiálů [41, 43, 46, 48].....	67
Tab. 8.4 Klasifikace roztoků podle stupnice pH (při 25 °C) [3]	75
Tab. 8.5 Použité dávky činidel a parametry sklenicové optimalizační zkoušky	76
Tab. 8.6 Výsledky měření zákalu během sedimentace vzniklých vloček	81
Tab. 8.7 Výsledné hodnoty zákalu modelové vody s obsahem suspenze NANOFER 25 po filtraci jednotlivými filtračními kolonami	82
Tab. 8.8 Výsledky měření zákalu během sedimentace částic	84
Tab. 8.9 Výsledné hodnoty zákalu modelové vody s obsahem sodného vodního skla po filtraci jednotlivými filtračními kolonami	86
Tab. 8.10 Porovnání odstranění zákalu použitých koagulačních činidel v průběhu sedimentace	87
Tab. 8.11 Srovnání účinnosti odstranění zákalu jednotlivých materiálů při dvou postupech filtrace.....	88

SEZNAM OBRÁZKŮ

Obr. 3.1 Interakce částic stabilizovaných elektrickou dvojvrstvou [8]	18
Obr. 3.2 Tvorba polymerních můstků [8]	19
Obr. 3.3 Vznik deplečních sil mezi koloidními částicemi v roztoku neadsorbujících se polymerů [8]	20
Obr. 4.1 Mechanismus destabilizace adsorpcí a nábojovou neutralizací v závislosti na dávce činidla [8]	23
Obr. 4.2 Stádia vývoje velikostí (d) a počtu (N) tvořených agregátů, a) stádium růstu agregátů (pokles počtu agregátů), b) stádium rozbíjení agregátů (růst počtu agregátů), c) stádium velikostní homogenizace (konstantní počet agregátů) [11].....	26
Obr. 4.3 Různé typy statických mísičů: vlevo potrubní statický mísič Statiflo, uprostřed statický mísič firmy Chemineer, vpravo statický mísič LPD (Low Pressure Drop) firmy Ross Static Mixers [12].....	27
Obr. 4.4 Flokulační kanál: a) vertikální uspořádání, b) horizontální uspořádání [12].....	27
Obr. 4.5 Míchadla s vratným pohybem: a) kyvadlová, b) vahadlová [12]	29
Obr. 5.1 Blokové schéma úpravy vody bez separačního stupně [3, přepracováno autorem]	34
Obr. 5.2 Blokové schéma úpravy vody s jednostupňovou separací [3, přepracováno autorem]	35
Obr. 5.3 Blokové schéma úpravy vody s dvoustupňovou separací [3, přepracováno autorem]	35
Obr. 5.4 Blokové schéma úpravy vody s vícestupňovou úpravou [3, přepracováno autorem]	36
Obr. 6.1 Pravoúhlá usazovací nádrž [19]	38
Obr. 6.2 Kruhová usazovací nádrž s horizontálním průtokem vody [19].....	39
Obr. 6.3 Usazovací nádrž s deskovými lamelami [20].....	40
Obr. 6.4 Princip čiřiče s kalovým mrakem [21].....	41
Obr. 6.5 Klasické schéma uspořádání zařízení pro flotaci rozpuštěným vzduchem [14]	42
Obr. 6.6 Velikost jednotlivých částic ve vodě a metody jejich přímého odstranění [21]	43
Obr. 6.7 Drenážní systém Triton firmy Johnson Screens [28].....	46
Obr. 7.1 Model struktury nanočástice železa s příkladem probíhajících dějů [34].....	50
Obr. 7.2 Využití sodného vodního skla v Evropě [39].....	57
Obr. 7.3 Zastoupení států na světové produkci sodného vodního skla [39].....	58
Obr. 7.4 Bayoxide E33 používaný při experimentální části práce.....	61
Obr. 7.5 CHF 0818 používaný při experimentální části práce.....	61
Obr. 7.6 FILTRASORB 100 používaný při experimentální části práce	63
Obr. 7.7 DORSILIT používaný při experimentální části práce	64
Obr. 8.1 Letecký snímek s vyznačením odběrného místa [47]	65

Obr. 8.2 Místo odběru vody a měření teploty	65
Obr. 8.3 Plastový 7 kg barel s vodním sklem sodným	66
Obr. 8.4 Plastová lahvička se suspenzí NANOFER 25	66
Obr. 8.5 Míchací kolona Lovibond ET 740	68
Obr. 8.6 Přenosný turbidimetr HACH 2100Q is	69
Obr. 8.7 Čerpadlo používané v experimentální části práce.....	69
Obr. 8.8 Voděodolný testovací přístroj pH/ORP a teploměr	70
Obr. 8.9 Mikropipeta Eppendorf Research® PLUS.....	70
Obr. 8.10 Teploměr Multi – THERMOMETER.....	70
Obr. 8.11 Rotametr.....	71
Obr. 8.12 Rotametr typ a-m 145 (A = 145 mm, B = 30 mm, C = 1/4"–3/8") [54]	71
Obr. 8.13 Uspořádání sklenicové optimalizační zkoušky při optimalizaci dávky činidla pro úpravu pH [7]	73
Obr. 8.14 Princip metod měření zákalu [63, přepracováno autorem]	75
Obr. 8.15 Filtrační kolony přichystané k použití	77
Obr. 8.16 Schéma filtrační sestavy.....	78
Obr. 8.17 Graf zobrazující degradaci materiálu s časem	79
Obr. 8.18 Vzhled suspenze NANOFER 25	79
Obr. 8.19 Míchací kolona během druhé fáze míchání	80
Obr. 8.20 Pohled do kádinky s usazenými vločkami	81
Obr. 8.21 Průběh zákalu v závislosti na čase sedimentace	81
Obr. 8.22 Srovnání zákalu (vlevo modelová voda vedená na kolonu, vpravo filtrát – CFH 0818)	82
Obr. 8.23 Srovnání zákalu filtrátu s/bez použití čerpadla (NANOFER 25)	83
Obr. 8.24 Nanoželezo uvolňované z DORSILITU při zpětném praní	83
Obr. 8.25 Vodní sklo sodné.....	84
Obr. 8.26 Průběh zákalu v závislosti na čase sedimentace	85
Obr. 8.27 Pohled na dno kádinky po 3 hod sedimentace	85
Obr. 8.28 Srovnání zákalu filtrátu s/bez použití čerpadla (vodní sklo sodné)	86
Obr. 8.29 Průběh odstranění zákalu v závislosti na čase sedimentace.....	87
Obr. 8.30 Odstranění zákalu po filtraci s čerpadlem	88
Obr. 8.31 Odstranění zákalu po filtraci bez čerpadla.....	89
Obr. 8.32 Porovnání účinnosti jednotlivých materiálů při odstraňování zákalu.....	90

SEZNAM POUŽITÝCH ZKRATEK A SYMBOLŮ

μ ...	dynamická viskozita [Pa·s]
ν ...	kinematická viskozita [$\text{m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$]
ρ ...	objemová hmotnost NANOFERU 25 [$\text{g} \cdot \text{cm}^{-3}$]
ρ_k ...	měrná hmotnost kapaliny [$\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$]
ρ_p ...	měrná hmotnost částice [$\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$]
A...	empirický koeficient v rozmezí 4 až 20 [-]
AISI ...	American Iron and Steel Institute – Institut podporující činnosti ve prospěch sdružení amerických výrobců oceli
ANSI ...	the American National Standards Institut – Americký národní standardizační institut
AOM ...	Algal Organic Matter – organické látky produkované fytoplanktonem
AU ...	aktivní uhlí
BNP ...	bimetallic nanoparticles – bimetalické nanočástice
BSK ₅ ...	biochemická spotřeba kyslíku za 5 dní [$\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$]
CA ...	acetát celulózy
c_{Fe} ...	obsah nulamocného železa v NANOFERU 25 [%]
CMC ...	karboxymethylcelulóza
COM ...	Cellular Organic Matter – celulární organické látky
CPC ...	cetylpyridiniumchlorid
CTAB ...	cetyltrimethylamoniumbromid
CTAB ...	cetyltrimethylamoniumbromid
ČSN EN ISO ...	Česká technická norma, která zavádí do soustavy českých norem evropskou normu identickou s mezinárodní normou ISO
d ...	velikost tvořených agregátů [mm]
D ...	Dalton – jednotka MWCO [$\text{g} \cdot \text{mol}^{-1}$]
DAF ...	Dissolved Air Flotation – flotace rozpuštěným vzduchem
d_{ζ} ...	průměr částice [m]
d_d ...	průměr děr ve stěně [mm]
DDT ...	dichlordifenyltrichloretan
DIN ...	Deutsche Industrie-Norm – německá národní norma
DNAPL ...	dense nonaqueous phase liquid – kapaliny těžké nevodné fáze
DOC ...	Dissolved Organic Carbon – rozpuštěný organický uhlík [$\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$]
DOM ...	Dissolved Organic Matter – rozpuštěné organické látky
D _{SH18} ...	dávka destabilizačního činidla $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ [$\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$]

D_x ...	dávka destabilizačního činidla [$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$]
EDL ...	Electrical Double Layer – elektrická dvojevrstva
EOM ...	Extracellular Organic Matter – extracelulární organické látky
EZVI ...	Emulsified Zero-Valent Iron – emulgované nulamocné železo
FAU ...	Formazin Attenuation Unit – formazinová turbidimetrická jednotka
FNU ...	Formazin Nephelometric Unit – formazinová nefelometrická jednotka zákalu
g ...	gravitační zrychlení [$\text{m}\cdot\text{s}^{-2}$]
G ...	střední gradient rychlosti [s^{-1}]
GAU ...	granulované aktivní uhlí
HAA ...	halogenderiváty kyseliny octové
HC ...	H = High density (vysoká hustota), C = Crushed (drcený)
HDTMA ...	hexadecyltrimethylamoniumbromid
CHSK_{Mn} ...	chemická spotřeba kyslíku – oxidace manganistanem draselným [$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$]
IBC ...	Intermediate Bulk Container
k ...	konstanta závislá na viskozitě prostředí a poloměru částic [-]
$\text{KNK}_{4,5}$...	kyselinová neutralizační kapacita do pH 4,5 [$\text{mmol}\cdot\text{l}^{-1}$]
K_v ...	iontový součin vody [-]
k_x ...	přepočítávací koeficient pro jednotlivá destabilizační činidla [-]
LCD ...	displej z tekutých krystalů
L_d ...	vzdálenost mezi dvěma sousedními stěnami [mm]
LED ...	světlo vyzařující dioda
LPD ...	Low Pressure Drop
Me ...	kation alkalického kovu
MF ...	mikrofiltrace
m_{Fe} ...	hmotnostní dávka nulamocného železa [$\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$]
m_{NF} ...	hmotnostní dávka NANOFERU 25 [$\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$]
MP ...	křemičitý modul (molární poměr $\text{SiO}_2/\text{Me}_2\text{O}$) [-]
MWCO ...	Molecular Weight Cut-Off (molekulová hmotnost nejmenší částice, kterou je membrána schopna zachytit)
N ...	počet tvořených agregátů
N_0 ...	počet částic v čase 0 [-]
NC ...	N = Normal density (normální hustota), C = Crushed (drcený)
N_t ...	počet částic v době t [-]
NF ...	nanofiltrace
NOM ...	Natural Organic Matter – přírodní organické látky

NSF ...	National Sanitary Foundation – Národní hygienická nadace
NTU ...	Nephelometric Turbidity Unit – nefelometrická jednotka zákalu
nZVI ...	nanoscale zerovalent iron – nulamocné nanoželezo
ORP ...	oxidačně redukční potenciál
P ...	výkon míchadla [$J \cdot s^{-1}$]
PA ...	polyamidy
PAA ...	polykrylová kyselina
PACl ...	polyaluminium chlorid
PAM ...	polyakrylamid
PAU ...	polyaromatické uhlovodíky
PCB ...	polychlorované bifenyly
PCE ...	perchlorethen
PET ...	polyethylentereftalát
pH ...	vodíkový exponent [-]
PMMA ...	polymethylmetakrylát
POM ...	Particulate Organic Matter – nerozpuštěné organické látky
PP ...	polypropylen
PTFE ...	polytetrafluorethylen
PVA ...	polyvinylalkohol
PVDF ...	polyvinylidenfluorid
R ...	uhlovodíkový zbytek
RO ...	reverzní osmóza
rpm ...	otáčky za minutu
SDBS ...	dodecylbenzensulfonát sodný
SDS ...	dodecylsíran sodný
SOM ...	Suspended Organic Matter – suspendované organické látky
t ...	čas [s]
T ...	termodynamická teplota [K]
TCE ...	trichlorethen
THM ...	trihalogenmetan
TNT ...	trinitrotoluen
TOC ...	Total Organic Carbon – celkový organický uhlík [$mg \cdot l^{-1}$]
TOPO ...	trioktylfosfinoxid
u ...	rychlost klesání částice [$m \cdot s^{-1}$]
UF ...	ultrafiltrace

USA ...	United States of America – Spojené státy americké
ÚV ...	úpravna vody
V ...	objem vločkovací nádrže [m ³]
V _{NF} ...	objemová dávka NANOFERU 25 [ml·l ⁻¹]
X ...	halogen
ZFn ...	formazinová nefelometrická jednotka
ZFt ...	formazinová turbidimetrická jednotka

SUMMARY

This diploma thesis deals with the efficiency of separation technologies in water treatment. In total, it includes eight chapters, including an introduction. The first part is theoretical, the second describes the practical experiments performed in the laboratory.

After the introduction, there is a chapter in which undesirable impurities in surface water are specified. The next part defines interparticle interactions affecting the stability of colloidal dispersions. The fourth chapter focuses on the formation of the separable suspension, the coagulation agents, the mechanisms of colloidal dispersion destabilization and the phases of coagulation. Two other parts are devoted to types of raw water treatment and to separation technologies (sedimentation, flotation clarification, filtration). The last chapter of the theoretical part characterizes the coagulating agents (nanoiron and sodium water glass) and the filtration materials used in the practical part.

The experimental part consisted of the pretreatment of raw surface water from the Svatka River by coagulation using nanoiron (NANOFER 25 suspension) or sodium water glass. A laboratory flocculation tester designed for the jar test was used for this process. The flakes which formed in the beakers settled for three hours. During sedimentation, turbidity was measured in the beaker to determine the efficacy of the coagulant in the removal of turbidity. In the case of nanoiron, the turbidity in the beaker dropped after three hours from 20,61 ZF to 7,10 ZF. Nanoiron has been able to remove 65,55 % of turbidity. Sodium water glass was able to reduce turbidity in three hours by 62,98 % (from 11,20 ZF to 4,15 ZF). The ability of these coagulants to remove turbidity from the water was quite comparable.

The second separation technology examined was filtration. After coagulation, water containing nanoiron or sodium water glass was passed to the laboratory filter column using a pump or without its use (two ways were tested). Efficacy to remove turbidity during filtration was investigated in four materials: Bayoxide E33, CFH 0818, FILTRASORB 100 and DORSILIT. Using a pump to transport water on a laboratory column, Bayoxide E33 was the most effective turbidity removal material (for filtering water containing NANOFER 25 suspension). It managed to reduce turbidity by 76,53 %. The second highest efficacy in this method was observed for CFH 0818, but water with sodium water glass was filtered. The lowest efficacy had DORSILIT silica sand in direct filtration (5,39 %). Interesting in this material was the fact that it much better removed turbidity from water containing nanoiron rather than water glass, using both methods. During the pumping process flakes were broken, and the resulting particles of dirt partly passed through the filter materials. The non-pump method therefore gave better results.

When comparing the performance of individual materials to remove turbidity from water when used for direct filtration, the most effective is Bayoxide E33. It managed to reduce the turbidity by about 90 % for both types of filtered water - containing both NANOFER 25 suspension and sodium water glass. The smallest ability to remove turbidity was found at DORSILIT. The efficiency of all four filter materials in direct filtration was higher for water containing NANOFER 25 suspension compared to water containing sodium water glass.

The results of laboratory experiments show that Bayoxide E33 is the most effective filtering material for removing turbidity from water containing nanoiron/sodium water glass. DORSILIT has the least efficiency.