

Univerzita Karlova v Praze

Přírodovědecká fakulta

Ústav pro životní prostředí



**OPTIMALIZACE ÚPRAVY POVRCHOVÝCH VOD SE
ZVÝŠENÝM OBSAHEM HLINÍKU A PŘÍRODNÍCH
ORGANICKÝCH LÁTEK**

Disertační práce

Hana Pivokonská

Školitel: Ing. Libuše Benešová, Csc.

Na tomto místě bych ráda poděkovala školitelce Ing. Libuši Benešové, Csc. za její cenné rady, podporu a vedení v průběhu disertační práce. Dále děkuji pracovníkům Ústavu pro hydrodynamiku AV ČR, v.v.i. za jejich rady a připomínky, jak v průběhu samotného výzkumu, tak i při sepisování této práce. V neposlední řadě děkuji společnosti 1.SčV, a.s. a pracovníkům úpravny vody Kozičín za vytvoření podmínek pro měření a odběr vzorků na úpravně vody.

Prohlašuji, že jsem tuto disertační práci vypracovala samostatně a cituji v ní veškeré prameny, které jsem použila. Dále prohlašuji, že jsem tuto disertační práci ani její podstatnou část nepředložila k získání jiného nebo stejného akademického titulu.

V Praze dne 28.7.2008

Hana Pivokonská

OBSAH

ABSTRAKT	5
1. ÚVOD	9
2. CÍLE DISERTAČNÍ PRÁCE	11
3. PROBLEMATIKA POVRCHOVÝCH VOD SE ZVYŠENÝM OBSAHEM HLINÍKU A PŘÍRODNÍCH ORGANICKÝCH LÁTEK	12
3.1. Výskyt hliníku v životním prostředí	12
3.1.1. Antropogenní příčiny zvýšených koncentrací hliníku v ŽP	14
3.1.2. Huminové vody – charakteristika a souvislost se zvýšenými koncentracemi hliníku	18
3.2. Faktory ovlivňující výskyt hliníku ve vodním prostředí	23
3.2.1. Formy výskytu hliníku ve vodním prostředí	23
3.2.2. Přehled metod frakcionace a stanovení koncentrace hliníku	28
3.3. Problémy způsobené zvýšenými koncentracemi hliníku ve vodě	37
4. PROCES ÚPRAVY POVRCHOVÝCH VOD SE ZVYŠENÝM OBSAHEM HLINÍKU A PŘÍRODNÍCH ORGANICKÝCH LÁTEK	47
4.1. Chemická úprava	49
4.1.1. Agregátní stabilita příměsí	49
4.1.2. Destabilizace, agregace a separace příměsí obsažených ve vodách	51
4.1.2.1. Proces destabilizace příměsí	51
4.1.2.2. Proces agregace příměsí	56
4.1.2.3. Separace vzniklých agregátů	60
4.2. Problematika výskytu vyšších koncentrací reziduálního hliníku při úpravě vody	63
5. METODIKA PRÁCE	67
5.1. Metodika frakcionace hliníku a chemických analýz	67
5.2. Metodika optimalizace reakčních podmínek	69
5.3. Metodika provozního měření	72
5.4. Metodika statistického hodnocení	73
6. VÝSLEDKY	76
6.1. Charakteristiky surové vody	76
6.1.1. Sezónní změny v charakteru surové vody na úpravě vody Kozičín	78
6.2. Laboratorní optimalizace reakčních podmínek	80
6.2.1. Optimalizace velikosti gradientu rychlosti a doby jeho působení	80
6.2.2. Optimalizace dávek alkalizačního a destabilizačního činidla	81
6.3. Laboratorní optimalizace odstranění hliníku	82
6.3.1. Vliv fyzikálně-chemických charakteristik surové vody na koncentraci reziduálního hliníku a zastoupení jeho frakcí	82
6.3.2. Vliv reakčních podmínek úpravy na koncentraci reziduálního hliníku a zastoupení jeho frakcí	82
6.3.2.1. Vliv typu použitého destabilizačního činidla	83
6.3.2.2. Vliv dávky použitého destabilizačního činidla	90

6.3.2.3.	Vliv reakčního pH	90
6.3.2.4.	Vliv dávkování pomocného agregačního činidla	91
6.3.2.5.	Vliv velikosti gradientu rychlosti a doby jeho působení	94
6.4.	Provozní měření a sledování filtračních cyklů	96
7.	DISKUSE	102
8.	ZÁVĚR	110
9.	SEZNAM POUŽITÝCH ZKRATEK A SYMBOLŮ	112
10.	LITERATURA	114
	PŘÍLOHA	

ABSTRAKT

Předkládaná disertační práce se zabývá problematikou optimalizace úpravy vod s přirozeně zvýšenou koncentrací hliníku a organických látek. V České republice existuje mnoho úpraven pitné vody, které upravují surovou vodu z povrchových zdrojů obsahujících vysoký obsah hliníku a organických látek přírodního původu (NOM), jejichž výskyt může negativně ovlivňovat technologické postupy aplikované při úpravě vody. Problémy nastávají zejména s dodržением normovaných koncentrací u ukazatelů chemické spotřeby kyslíku, hliníku, kyselinové neutralizační kapacity a problematická je často také barva upravené vody. S vyšší reziduální koncentrací hliníku souvisejí problémy při zásobování pitnou vodou, jako je usazování produktů hydrolyzy v potrubí, následné snížení jejich průtokové kapacity a také zvýšení zákalu vody. Hliník přítomný v pitné vodě ve formě hlinitých vloček může reagovat s dezinfekčními činidly používanými jako ochrana před mikroorganismy a tím snižovat jejich účinnost. Také dochází k jeho sekundárnímu uvolňování z usazenin, které vznikly na povrchu trubek (zejména v případě vody s nízkým pH a alkalitou nebo nízkým obsahem vápníku) a následně může způsobovat zdravotní problémy u spotřebitelů.

Pro úpravu tohoto typu vod se nejčastěji používá chemických způsobů úpravy založených na procesu destabilizace a agregace znečišťujících příměsí s následnou separací vzniklých agregátů na pískových filtrech. Účinnosti odstranění NOM a hliníku jsou ovlivněny mnoha chemickými a fyzikálními faktory úpravy vody. Podstatný je zejména charakter znečišťujících příměsí, typ a dávka použitých destabilizačních, alkalizačních, případně dalších pomocných činidel, hodnota pH, teplota vody a intenzita a doba míchání. Problémem při úpravě vody bývá často nevhodná dávka a typ destabilizačního činidla. Velký vliv má také zvolená intenzita a doba míchání. Podmínky míchání musí být optimalizovány s ohledem na kvalitu surové vody a použitou metodu separace. Velmi důležité, avšak často nedodržované, je zajištění rovnoměrné distribuce gradientu v celém míchaném objemu vody.

Pro hodnocení upravitelnosti byla zvolena úpravna vody Kozičín upravující surovou vodu z nádrží Pílská a Lázká, protože obsahuje zvýšené koncentrace organických látek a navíc se potýká s problémem vyšších koncentrací hliníku. Optimalizace podmínek úpravy za využití síranu hlinitého, síranu železitého, polyaluminiumchloridu, polyaluminiumsulfátu a pomocného agregačního činidla Magnafloku LT 20 byla provedena v letech 2005 a 2006. Laboratorní optimalizace základních technologických parametrů byla prováděna metodou sklenicové

optimalizační zkoušky využívající laboratorního míchacího zařízení – míchací kolony. Pomocí této zkoušky je možné stanovit nejen optimální dávku destabilizačního činidla, ale také další parametry úpravy vody, jako je optimální hodnota pH, optimální dávka pomocného agregačního činidla nebo optimální intenzita a doba míchání. Testován byl vliv gradientu rychlosti a doby jeho působení na velikostní rozložení vznikajících agregátů, jeho vliv na účinnost separace organických látek a na reziduální koncentraci základní složky použitého destabilizačního činidla (hliníku nebo železa). Z důvodu srovnání výsledků laboratorních optimalizací se skutečným provozem bylo realizováno provozní měření na úpravně vody Kozičín. Provedeno bylo zhodnocení agregační účinnosti provozního míchání děrovanými stěnami instalovanými v úpravně vody Kozičín a posouzení účinnosti provozních filtračních cyklů.

Z výsledků disertační práce vyplývá, že vody se zvýšeným obsahem organických látek a hliníku lze dobře upravit na kvalitní pitnou vodu a to všemi testovanými destabilizačními činidly a bez použití pomocných agregačních činidel. Obecně lze konstatovat, že v upravované surové vodě byly zjištěny nejvyšší koncentrace hliníku v jarních měsících, přičemž většina hliníku byla přítomna ve formě anorganického rozpuštěného, která je také nejobtížněji odstranitelná. V práci bylo prokázáno, že při optimalizaci dávky destabilizačního činidla, dávky alkalizačního činidla a při optimalizaci podmínek míchání lze dosáhnout velice nízkých koncentrací reziduálního hliníku a organických látek. Ze srovnání výsledků dosažených s jednotlivými typy destabilizačních činidel vyplývá, že pro úpravu tohoto typu vod lze použít všechna testovaná destabilizační činidla. Laboratorní měření prokázala, že nejvyšší účinnost při odstranění organických látek a hliníku je v rozmezí $\text{pH} = 5,5 - 6,2$ a pro upravovaný typ vody platí, že je optimálně upravitelná aplikací vyšší gradientů rychlosti ($\bar{G} > 100 \text{ s}^{-1}$) s dobou působení minimálně 10 minut. Výsledky dále ukázaly, že použití pomocného agregačního činidla Magnaflok LT 20 nevede ke snížení koncentrace reziduálního hliníku a naopak při vyšších dávkách zvyšuje koncentraci reziduálních organických látek. Z porovnání laboratorních testů a provozních měření je zřejmé, že účinnost odstranění organických látek a hliníku je na úpravně vody Kozičín výrazně horší než při laboratorních testech. Provozní výsledky se od výsledků sklenicových zkoušek lišily i ve velikostní distribuci agregátů v průběhu úpravy.

ABSTRACT

The submitted doctoral thesis deals with the optimisation of chemical treatment process of water with the high concentration of aluminium and natural organic matter (NOM). Natural organic matter in connection with the higher concentration of natural aluminium is the common components of some surface water in the Czech Republic. The high aluminium in water reservoirs can lead to the higher concentration of residual aluminium in drinking water and then it can cause some health problems. Both of these components can be removed from drinking water by chemical treatment process based on the destabilisation and the aggregation. Chemical treatment aims at the formation of aggregates that are separable by filtration through a layer of granular media.

The efficiency of the NOM and Al removal is influenced by many chemical and physical factors (the reaction conditions under which the aggregation takes place, the type and dosage of destabilisation reagent, the reaction pH value, the mean velocity gradient, and the period of its duration). For this reason it is very important to optimise the condition of water treatment. The main problem is inadvisable type and dose of the reagent and unsuitable intensity and duration of mixing. Common water treatment technologies are based only on the reagent doses optimisation. Properties of formed aggregates (namely their size, shape, and density) and their separation capabilities are also influenced by the magnitude of the velocity gradient and the period of its application. The agitation conditions have to be optimised with respect to the raw water quality and the separation method applied. A uniform distribution of a velocity field in the agitation volume belongs among other important physical and chemical aspects of water treatment. Unfortunately, in many cases it is unconsidered.

The thesis evaluates the influence of types and doses of destabilisation and alkalisation reagents as well as the conditions of agitation (mean velocity gradient and time of its application) on destabilisation and subsequent aggregation of impurities contained in water (NOM and Al). Optimisation with aluminium sulphate (alum), ferric sulphate, polyaluminiumchlorid, and polyaluminiumsulphate was made with raw water from two drinking water reservoirs Pilská and Lázká in Czech Republic. Tests of treatability were conducted by virtue of jar tests using the laboratory mixing unit. Jar tests were used to determine the optimal conditions of coagulation and to compare the effects of chosen destabilisation reagents. The jar tests were also used for an evaluation of the influence of velocity gradient and time of its duration on the aggregation

efficiency. The coagulation conditions were optimised for the best NOM and aluminium removal. The operational measurements on the water treatment plant Kozicin were made by the reason of comparison with laboratory tests. The full size plant testing aimed at the evaluation of the efficiency of the perforated baffle type flocculation chamber on the aggregation. The perforated baffles are installed at the waterworks as the agitation element. The quality of water (especially residual NOM and aluminium concentration) and the speciation of aluminium were monitored through the treatment at the water treatment plant and during the jar tests as well. Fractionation was applied to improve the characterisation of Al in the treated water. This fractionation could help understanding which of the Al fractions are hardly removed during the water treatment. The efficiency of aggregation during laboratory tests as well as during operational monitoring was evaluated with the help of the degree and test of aggregation.

The results of the thesis show that the concentration of aluminium and representation of aluminium fractions in raw water has been significantly changed during year. The highest concentration of aluminium and NOM were detected in the spring months and the dissolved inorganic Al represents the dominant fraction in raw water in this period. The results of the laboratory testing proved the fundamental significance of optimisation both reagents dosing and agitation conditions (particularly its intensity and duration) at water treatment of water with high content of NOM and Al. In general, it was proved that the type of destabilisation reagent have the slightly influence on the concentration of residual aluminium and NOM in comparison with the dose of the destabilisation reagent. It was also showed that for this type treated water the optimum treatability was demonstrated by application velocity gradients $< 100 \text{ s}^{-1}$ with the time of its application at least 10 minutes. The highest removing effectivity of aluminium and natural organic matter with the use of different destabilisation reagents were attained in pH range between 5.5 to 6.2. The results indicate that the concentration of organic matter and all aluminium fractions decreased significantly after laboratory jar tests in comparison with operational treatment. The obtained results of the thesis show that conditions of water treatment are slightly improved by the addition of filtration aid Magnafloc LT 20, and the application of this reagent is not necessary if the optimal conditions of treatment are secured in the laboratory and operational testing, as well.

1. ÚVOD

Vodárenská úprava pitné vody je stále velmi aktuálním odvětvím, neboť zabezpečení dostatečné dodávky kvalitní pitné vody je v dnešním světě jedním z nejzávažnějších úkolů. Pitná voda určená ke spotřebě obyvatelstvem musí vyhovovat vysokým požadavkům standardů, pokud jde o její chemické složení, fyzikální vlastnosti a hygienické zabezpečení. Kvalita pitné vody je závislá jednak na jakosti vodních zdrojů, ale také na technologii úpravy surové vody na vodu pitnou. Neméně důležitá je také modernizace úpravárenských zařízení a optimalizace používaných technologií zohledňující typ upravované surové vody.

Hliník a organické látky přírodního původu (NOM) jsou běžnou součástí povrchových zdrojů surové vody používaných pro úpravu na pitnou vodu. Úprava tohoto typu vod je obvykle velmi problematická a zvýšené koncentrace NOM a Al mohou negativně ovlivňovat používané technologické postupy. Z hlediska úpravy jsou kromě vysokých koncentrací NOM a Al problematické i další vlastnosti této surové vody, jako je nízký obsah vápníku, hořčíku a hydrogenuhličitanových iontů, nízká hodnota pH a kyselinové neutralizační kapacity $KNK_{4,5}$. Doposud nejběžnější způsob úpravy tohoto typu surové vody je destabilizace a agregace znečišťujících příměsí s následnou separací na pískových filtrech. Podmínkou produkce kvalitní pitné vody je však důsledná optimalizace chemických a fyzikálních parametrů úpravy. Problémem bývá často nedostatečná či nadbytečná dávka destabilizačního činidla, a to zejména v období, kdy dochází k velkým výkyvům kvality vody v hodnotách pH, teplotě a obsahu organických látek. Na výsledek optimalizace má kromě dávky vliv také typ použitého destabilizačního činidla. Dalším významným faktorem ovlivňujícím kvalitu upravené vody jsou zvolené podmínky míchání (intenzita a doba míchání), které umožňují vznik separovatelných agregátů. V samotných provozech úpraven vody je často vliv míchání značně podceňován a pro zabezpečení dostatečné účinnosti úpravy se mnohdy dávkuje zbytečně nadhodnocené dávky destabilizačních činidel nebo se využívá přídavku pomocných agregačních činidel.

V případě, že nejsou zajištěny optimální podmínky úpravy, se často objevuje problém se zvýšenou koncentrací reziduálního hliníku. V závislosti na podmínkách procesu úpravy se hliník (pocházející ze surové vody a/nebo nadávkovaný do vody jako destabilizační činidlo) může vyskytovat v rozdílných formách s různou mírou odstranitelnosti. Většina úpraven vody zjišťuje pouze koncentraci celkového nebo rozpuštěného hliníku a sledováním výskytu jednotlivých forem hliníku v průběhu úpravy je věnována velmi malá pozornost. Zjišťování výskytu

jednotlivých frakcí má význam také s ohledem na hodnocení toxicity hliníku, protože jeho toxicita se vztahuje nejen k jeho celkové koncentraci, ale zejména k zastoupení jeho sloučenin. Anorganické formy hliníku jsou považovány za toxičtější ve srovnání s organickými. V neposlední řadě souvisejí s vyšší reziduální koncentrací hliníku v upravené vodě i některé další problémy při zásobování pitnou vodou. Je to zejména usazování produktů hydrolýzy hliníku v potrubí, následné snížení jejich průtokové kapacity, a zvýšení zákalu a inhibice desinfekčních činidel používaných jako ochrana před mikroorganismy. S ohledem na problémy způsobené zvýšenou koncentrací hliníku v upravené vodě je snahou těmto zvýšeným koncentracím předcházet.

2. CÍLE DISERTAČNÍ PRÁCE

Disertační práce se zabývá problematikou úpravy pitné vody s vyšším obsahem přírodních organických látek a hliníku. Protože úprava tohoto typu povrchových vod činí mnoha úpravnám značné problémy, je cílem disertační práce komplexní řešení otázky vlivu chemických a fyzikálních parametrů na úpravu tohoto typů vod, s možností přispět k řešení provozních problémů na úpravárnách. Problémem při úpravě vod s vyšším obsahem přírodního hliníku je také skutečnost, že se na většině úpraven nezabývají tím, které frakce hliníku se ve vodě nacházejí a jaká je jejich odstranitelnost. V neposlední řadě také není přesně znám vliv používaných hlinitých destabilizačních činidel na koncentraci jednotlivých frakcí reziduálního hliníku v pitné vodě.

Tyto důvody vedly k vytyčení následujících cílů práce:

- vysledování sezónní variability celkového a jednotlivých forem hliníku v surové vodě na úpravně vody Kozičín
- laboratorní optimalizace základních technologických parametrů úpravy (dávky alkalizačního, destabilizačního a pomocného agregačního činidla) a podmínek míchání (intenzity a doby míchání)
- porovnání vlivu nejčastěji používaných destabilizačních činidel na koncentraci reziduálního hliníku a kvalitu upravené vody
- identifikace a posouzení vlivu některých fyzikálně-chemických ukazatelů ovlivňujících účinnost odstranění reziduálního hliníku
- provozní ověření výsledků dosažených v laboratorních podmínkách - hodnocení vlivu podmínek destabilizace a agregace na tvorbu suspenze a posouzení separačních účinností při filtračních cyklech na úpravně vody Kozičín
- zhodnocení účinnosti odstraňování hliníku při procesu úpravy vody na úpravně a porovnání výskytu frakcí hliníku v rámci jednotlivých kroků úpravy

3. PROBLEMATIKA POVRCHOVÝCH VOD SE ZVÝŠENÝM OBSAHEM HLINÍKU A PŘÍRODNÍCH ORGANICKÝCH LÁTEK

3.1. Výskyt hliníku v životním prostředí

Hliník je třetím nejrozšířenějším prvkem a nejčastěji se vyskytujícím kovem v zemské kůře, v níž tvoří 8,1 váhových procent [1, 2, 3]. Přirozeně se nachází v pedosféře, hydrosféře i atmosféře, ale díky jeho velké reaktivitě se s ním v přírodě setkáváme téměř výhradně ve formě sloučenin [4]. Největší zásobárna hliníku se nachází v půdách a podloží, odkud se uvolňuje do dalších složek životního prostředí [1].

V půdách a sedimentech se hliník vyskytuje zejména ve formě biologicky těžko využitelných minerálů metamorfovaných a magmatických hornin jako jsou aluminosilikáty (živce $K_2O \cdot Al_2O_3 \cdot 6SiO_2$) a kyslíkaté minerály (např. bauxit $Al(OH)_3 \cdot AlO(OH)$, gipsit $Al_2O_3 \cdot 3H_2O$, diaspor (boehmit) $Al_2O_3 \cdot H_2O$, kryolit $Na_3(AlF_6)$, korund Al_2O_3). Během zvětrávání krystalických hornin se hliník akumuluje v jílových minerálech (kaolinit $Al_2Si_2O_5(OH)_4$, montmorillonit, smektit, vermikulit apod.) [2, 5]. V průběhu půdních procesů může docházet k uvolňování hliníku z minerálů a hornin a tento uvolněný hliník je buďto vymýván z půd nebo se dostává do atmosféry [1].

Výskyt hliníku v atmosféře není z hlediska celosvětové zásobárny příliš významný. Do atmosféry se hliník dostává ve formě prachových částic nebo ve formě páry [6]. Uvolňování hliníku do atmosféry je způsobeno přirozenou cestou (větrná eroze) a v menší míře i v důsledku antropogenních aktivit jako je spalování fosilních paliv, výroba cementu a extrakční metalurgie. Produkce přirozených zdrojů hliníku je odhadována na $48,9 \cdot 10^9 \text{ kg.rok}^{-1}$, zatímco antropogenní produkci je uvolňováno $7,2 \cdot 10^9 \text{ kg.rok}^{-1}$ [6]. Koncentrace hliníku v ovzduší je velmi variabilní, ve venkovském prostředí byly zjištěny koncentrace hliníku v rozsahu od 0,005 do 1,5 mg.m^{-3} , zatímco v městském a průmyslovém prostředí od 0,01 do několika mg.m^{-3} [7]. Výskyt hliníku v atmosféře není příliš problematický z důvodu velmi nízké reaktivity zde přítomného hliníku. Problémy mohou nastat, pokud se hliník dostane do roztoku a stává se tak lépe využitelný pro chemické a biologické procesy [1].

Hliník, který se uvolňuje z hornin, se nejčastěji vymývá do půdních roztoků a z nich se dále dostává do podzemních a povrchových vod. Zvýšené uvolňování hliníku z podloží (za normálních podmínek je velmi pomalé) je způsobeno působením kyselých srážek, kdy dochází ke zvýšení mobility hliníku v horninách. Podrobnější informace o uvolňování hliníku vlivem

acidifikace je uvedeno v kap. 3.1.1.). Koncentrace hliníku v přírodních vodách je relativně nízká, což je způsobeno jednak malou rozpustností hlinitokřemičitanů a také vysokou adsorpcí rozpuštěného hliníku na povrchy suspendovaných částic rozptýlených v přírodních vodách [8]. Ve vodách se hliník vyskytuje v rozpuštěné, koloidní nebo suspendované formě [9]. Koncentrace hliníku v prostých podzemních a povrchových vodách se pohybují obvykle v setinách až desetínách mg.l^{-1} , obdobných koncentrací hliníku dosahuje i mořská voda [8, 9]. Vyšší koncentrace přirozeného hliníku se vyskytují častěji v povrchových vodách než ve vodách podzemních [10, 11]. V podzemních vodách se za přirozené pozadí považuje koncentrace hliníku asi do $0,1 \text{ mg.l}^{-1}$. Také v minerálních vodách se vzhledem k jejich složení nacházejí koncentrace hliníku jen v setinách nebo desetínách mg.l^{-1} , zcela výjimečné jsou koncentrace přesahující $1,0 \text{ mg.l}^{-1}$ [9]. Velké množství hliníku (desítky až stovky mg.l^{-1}) obsahují kyselé vody z okolí nalezišť sulfidických rud nebo některých břidlic, jejichž oxidací se tvoří kyselina sírová rozkládající okolní horniny [9]. V povrchových vodách mohou být koncentrace hliníku velmi variabilní a jsou ovlivněny mnoha faktory. Rozdílné koncentrace hliníku bývají zjištěny v tekoucích a stojatých vodách, v závislosti na srážkových podmínkách, objemu a hloubce nádrže či průtoku vody v toku. Ovlivňovány jsou také charakterem povodí a složením půdního horizontu, kterým voda protéká [12 - 15].

Ve svém cyklu se hliník z vodných roztoků opět dostává do sedimentů, nebo je asimilován živými organismy [1]. Mezi sedimenty na dně nádrží a vodou dochází k transportu hliníku oběma směry. V sedimentech se hliník nejčastěji ukládá ve formě Al(OH)_3 nebo se váže na organický materiál, což je ovlivněno zejména hodnotou pH a celkovou koncentrací hliníku v nádrži a jejích přítocích. Při změně podmínek může opět docházet ke zpětnému uvolňování hliníku ze sedimentů do volného vodního sloupce v nádrži. V eutrofizovaných nádržích obsahujících vysoké koncentrace fosforu je situace poněkud odlišná. Při zvýšeném pH dochází k hydrolyze iontů hliníku za vzniku partikulovaných oxohydroxidů, na které se váže ortofosforečnan a společně sedimentují na dno jezer. Tyto sloučeniny jsou stabilní i v redukčních podmínkách, a ačkoliv je v těchto případech koncentrace hliníku v sedimentech poměrně vysoká, nedochází ke zpětnému uvolňování hliníku ani při nízkém obsahu kyslíku v nádrži [16, 17].

Hliník se ve svém koloběhu dostává i do živých organismů. Jelikož není aktivně využíván v tkáních organismů, není zařazen mezi esenciální prvky [1]. K jeho akumulaci v tkáních organismů přesto dochází a speciálně v tkáních některých rostlin byly zjištěny poměrně vysoké koncentrace hliníku [18, 19]. Problémem spojeným s akumulací hliníku v živých organismech je jeho toxicita, o které je podrobněji pojednáno v kap.3.3.).

3.1.1. Antropogenní příčiny zvýšených koncentrací hliníku v životním prostředí

Původ hliníku v životním prostředí je přírodní nebo antropogenní. Mezi přírodní zdroje hliníku patří (jak již bylo uvedeno v kap. 3.1) zejména křemičitany, hlinitokřemičitany, oxidy a hydroxidy hliníku, které se uvolňují erozí hornin. Zvýšené koncentrace hliníku v životním prostředí jsou však často způsobeny lidskou činností, jako je např. těžba či spalování uhlí. Koncentraci hliníku ve vodním prostředí zvyšují odpadní vody z povrchové úpravy hliníku a jeho slitin, z výroby papíru, zpracování kůže či z výroby laků a barviv [9]. Jednou z hlavních příčin růstu koncentrace hliníku v přírodních vodách je acidifikace prostředí způsobující zvýšení mobility hliníku v půdách a jeho následné vyplavování do vodních systémů [20, 21]. V acidifikovaných vodách některých nádrží a jezer lze nalézt koncentrace hliníku převyšující 1,0 mg.l⁻¹ [9].

Acidifikace je komplexní chemický proces zahrnující okyselení půd, podzemních i povrchových vod. Tento proces probíhá v přírodě přirozeně, v posledních několika desetiletích je však výrazně posílen antropogenním působením člověka. Přirozená acidifikace je způsobena mikrobiálními procesy v půdách, rozkladem humusu a jeho vymýváním do vodního prostředí, což má za následek vznik přirozeně kyselých ekosystémů, jako jsou např. horská rašeliniště obsahující velké množství huminových kyselin a fulvokyselin [22, 23]. Proces přirozené acidifikace je však mnohonásobně urychlován a zesílen antropogenními vlivy - průmyslem, spalováním fosilních paliv a dopravou [22, 24]. Důsledkem antropogenní acidifikace jsou kyselé povrchové vody bez ryb, vzrůst koncentrace některých toxických kovů uvolněných z půd a hornin a uhynulé horské lesy [20, 25 - 27]. Uvolňování toxických kovů (zejména hliníku) z podloží je považováno za jeden z nejvýznamnějších ekologických problémů způsobených okyselováním ŽP [28]. Vlivem kyselé atmosférické depozice na zvýšenou koncentraci hliníku v přirozených vodách se zabývá řada studií [24, 29 - 31].

Problém acidifikace životního prostředí není otázkou řešenou pouze v posledních desetiletích. Již ve dvacátých letech devatenáctého století bylo v některých oblastech Norska považováno okyselování vod za příčinu způsobující problémy sladkovodního rybolovu [32]. O čtyřicet let později byly rozpoznány souvislosti mezi okyselováním povrchových vod a hodnotou pH srážek a bylo potvrzeno, že déšť je kyselý zejména v důsledku lidské činnosti [22, 33, 34, 35]. V této době se také poprvé ve větší míře projevil úhyn živočichů a rostlin v řekách a jezerech jižní Skandinávie [23]. O dalších dvacet let později bylo zjištěno, že zvýšené koncentrace hliníku v povrchových vodách a toxicita některých jeho sloučenin mají také souvislost s okyselováním vod [33, 36].

Okyselování životního prostředí způsobené lidskou činností je spojeno zejména s emisemi oxidu siřičitého (SO_2) a oxidů dusíku (NO_x). Hlavní příčinou emisí oxidu siřičitého je spalování hnědého uhlí, emise oxidů dusíku jsou způsobené zejména vysokoteplotním spalováním v automobilových motorech. V atmosféře a na povrchu vegetace tyto oxidy dále oxidují a hydratují za vzniku kyseliny sírové a kyseliny dusičné, které se prostřednictvím srážek dostávají do půd, podzemních a povrchových vod [23, 25]. V České republice hraje nejdůležitější roli v okyselování půd kyselina sírová. Z atmosféry se na zemský povrch dostává dvěma mechanismy. Prvním mechanismem je vlastní kyselý déšť, tzn. mokrá depozice, druhým je tzv. suchá depozice síry, která se uplatňuje v oblastech s vysokými koncentracemi SO_2 v ovzduší (vyšší než $3\text{--}5 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$). SO_2 a síranový aerosol z atmosféry se zachycují na povrchu vegetace, oxidují na H_2SO_4 , která je při dešti spláchnuta do půdy. Suchá depozice síry tvoří na území ČR zhruba dvě třetiny celkové depozice a je rozhodujícím faktorem okyselování zalesněných oblastí [25]. Ačkoliv došlo k poklesu produkce SO_2 a NO_x , jsou jejich koncentrace v mnoha oblastech ČR stále vysoké. Způsobují je emise z domácích průmyslových zdrojů a dopravy, ale svůj podíl mají i přenosy ze zahraničí [22]. V posledním desetiletí se sice snížila kyselost produkovaná spalováním fosilních paliv (sulfátová depozice), ale zvýšila se nitrátová depozice způsobená hlavně automobilovým provozem [22, 23].

Emise nejsou jedinou antropogenní příčinou, proč dochází ke změnám v chemickém složení půd a následnému okyselování vod. K okyselování půd přispívá také nevhodný způsob obhospodařování lesů, zejména pěstování jehličnatých monokultur [24]. V současné době převažující způsoby lesního hospodaření zaměřené na smrkové porosty přispívají k acidifikaci a degradaci lesních půd [22]. Bylo potvrzeno, že existují souvislosti mezi intenzivní kultivací a výsadbou některých druhů stromů (např. smrk a jedle) a zvýšenou koncentrací iontů vodíku a hliníku v tocích v blízkosti těchto lesů [35, 37]. Pro snížení vlivu acidifikace v nejpostiženějších oblastech je nutná změna lesního hospodářství. Smrkové monokulturní lesy by měly být nahrazeny lesy listnatými či smíšenými, protože tyto lesy vykazují nižší záchyt suché atmosférické depozice a v těchto lesích se tak dostává do půdy nižší množství kyselin než z jehličnanů. Listnaté lesy jsou navíc odolnější vůči hliníkové toxicitě a jejich opad tvoří mnohem příznivější humus napomáhající rychlejšímu návratu bazických kationtů do půd. Smrkové jehličí se rozkládá pomalu a při jeho rozkladu se uvolňuje velké množství organických kyselin [22].

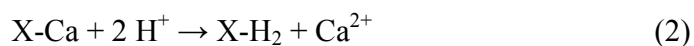
Vedle množství depozice, které je závislé na imisních poměrech a druhové skladbě a věku lesa, rozhodují o vlivu acidifikace další faktory. Jedním z nich jsou přirozené vlastnosti půd,

zejména množství bazických kationtů (tedy Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+) v půdách. Hlavním zdrojem těchto kationtů je zvětrávání podložních hornin a jejich celkové množství určuje odolnost vůči kyselé depozici, čili dobu, po kterou mohou neutralizovat přísun kyselin z atmosféry [22]. Nejméně odolné jsou horské kyselé hnědé lesní půdy, které mají malou mocnost a přirozeně nízké množství bazických kationtů [38]. To je spolu s drsným klimatem a vysokým přísunem kyselin příčinou, proč se devastující vliv kyselých dešťů nejdříve objevuje v horských oblastech [22]. Vliv na kyselost povrchových vod pak mají i další faktory jako je charakter a velikost povodí, geologické podloží a průtok vody v tocích [39].

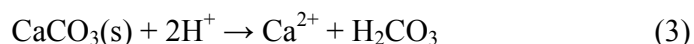
Jak již bylo uvedeno výše, kyselé atmosférické depozice startuje řetěz reakcí vedoucích k okyselení půd, podzemních a povrchových vod, jehož důsledkem je řada negativních procesů, jako je vyplavování prvků důležitých pro udržení vyvážené hodnoty půdní kyselosti, které jsou současně nezbytnými živinami pro vegetaci. Kyseliny, které se dostanou do půd, způsobují řadu reakcí. V první řadě dochází k disociaci kyselin a k následnému snižování pH v důsledku růstu koncentrace H^+ iontů:



Protony se mohou vyměňovat s bazickými kationty (Na^+ , K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+}) adsorbovanými v jílovitých minerálech, oxohydroxidech a organických materiálech. Při této reakci jsou uvolněné bazické kationty nevratně odnášeny z půd do podzemních a povrchových vod [22]:



Protony H^+ mohou také reagovat přímo s minerály či oxohydroxidy:

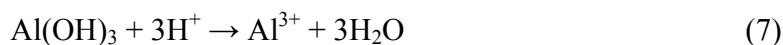


Jak dochází k poklesu pH půd a pufrční kapacita půd je již vyčerpána, dochází k zvýšenému uvolňování toxického hliníku a dalších kovů, které se za normálních podmínek (bez působení kyselého deště) nevyluhují [2, 22]. O tom, jak výrazné bude uvolnění hliníku z půd, nerozhoduje jen absolutní koncentrace hliníku, ale také poměr mezi obsahem hliníku a vápníku [22].

Další negativní vlivy acidifikace se projevují ve vodních nádržích, kam se dostává kyselé voda z přítoků nebo přímo spadají kyselé srážky. Při okyselení jezer nastává několik fází a neutralizační kapacita vodního prostředí je determinována zejména koncentrací hydrogenuhličitanových iontů. V první fázi, kdy je ve vodě dostatek těchto iontů, nedochází k acidifikaci a hodnota pH je stabilně mezi cca 6-7. V této fázi probíhá ve vodě reakce, kdy jsou vodíkové ionty neutralizovány hydrogenuhličitanovými ionty:



V druhé fázi, ve které se vyrovnávají koncentrace hydrogenuhlíčanových a síranových iontů, dochází k velkým fluktuacím v hodnotách pH během roku. Kolísání může být od hodnot kolem 4,5 až do cca 7 a toto kolísání již může mít negativní vliv na vodní organismy. V poslední fázi, kdy je pufrací kapacita vodního prostředí vyčerpána a koncentrace síranů je vyšší než hydrogenuhlíčanů, dochází s rostoucím množstvím SO_4^{2-} ke snižování pH a alkality vody. Hodnota pH vody je již stabilně nízká (cca 4,5) a zabraňuje tak výskytu ryb. K poklesu pH dochází až do fáze, kdy huminové látky a ionty hliníku začnou působit jako pufr proti další acidifikaci. V této fázi již nedochází k poklesu pH, ale může docházet k nárůstu koncentrace toxického hliníku [40]:



V případě povrchových vod je dalším problémem spojeným s kyselou atmosférickou depozicí tzv. jarní acidifikační šok. Dochází k němu v jarních měsících, když probíhá tání sněhu a znečištěniny zachycené ve sněhu se uvolňují do vodního prostředí. Z důvodu většího povrchu sněhové vločky a pomalejší rychlosti při spadu je kapacita vymývání u sněhu větší než u kapky vody. Ve sněhu je zadrženo daleko větší množství oxidů síry a dusíku, které při uvolnění způsobují výrazný pokles hodnoty pH v krátkém časovém období.

Problematická je také situace antropogenní acidifikace přirozeně kyselých vodních ekosystémů, jako jsou horská rašeliniště. Rašeliniště se obvykle nacházejí ve vyšších nadmořských výškách, kde je více srážek a navíc se rašeliniště vyznačují optimálními podmínkami pro zadržování velkého množství vody, což umožňuje ukládat velké množství síry, dusíku a vodíkových iontů. V ČR jsou rašelinné vody významně postiženy kyselostí způsobenou člověkem [23], a ačkoliv se to nemusí projevovat výrazným snížením pH těchto přirozeně kyselých vod, nastávají změny v jejich celkovém složení a ubývá jejich neutralizačních schopností. Anionty huminových kyselin a fulvokyseliny (převažující v původních podmínkách) jsou během antropogenního okyselení nahrazovány sírany a dusičnany z atmosféry. Na fauně a flóře rašelinišť se tento vliv obvykle výrazněji neprojevuje, protože typická společenstva jsou vůči kyselosti odolná, ale okyselení se projeví v tocích vytékajících z rašelinišť. Tyto horské potoky mají v současné době mnohem větší okyselující schopnost než v dobách před nástupem průmyslu. Jsou většinou bez ryb a mají sníženou druhovou rozmanitost vodních rostlin [23].

Je tedy zřejmé, že proces acidifikace vykazuje řadu negativních účinků na životní prostředí. Příмым vlivem acidifikace je snižování pH (v důsledku růstu koncentrací iontů NO_3^- ,

SO_4^{2-}), snižování koncentrací vápníku, draslíku, fosforu a vzrůst koncentrací iontů kovů jako je hliník, železo a mangan. Acidifikace se projevuje také řadou nepřímých negativních vlivů, obvykle vede ke snížení druhové diverzity (vymizení senzitivních druhů) a zjednodušení trofických řetězců. Změny se začínají projevovat pokud pH klesne pod hodnotu 6, kdy dochází ke snižování diverzity zoo- a fytoplanktonu. Ze zoobentosu jako první mizí jepice a naopak nejodolnější k nízkému pH jsou zpravidla chrostíci. Při hodnotách pH pod 5 dochází k úplnému vymizení rozsivek z důvodu vysrážení křemíku [2]. Acidifikace také zpomaluje rozklad organických látek a to jednak přímým vlivem nízkého pH na průběh mikrobiologických procesů a dále také z důvodu ovlivnění populací organismů podporujících tlení [2].

Problém acidifikace životního prostředí je v České republice řešen poměrně dlouhou dobu. K určitému zlepšení došlo po roce 1999, kdy bylo v ČR dokončeno odsíření velkých zdrojů oxidu siřičitého, což vedlo ke snížení celkových emisí síry na úroveň 10 % proti polovině osmdesátých let. Emise oxidů dusíku klesly v průběhu devadesátých let o přibližně 50 % a změnila se jejich struktura – hlavním zdrojem se stala doprava, která byla v roce 2001 zdrojem 60 % emisí NO_x , zatímco v roce 1990 to bylo pouze 28 % [22]. Relativní pokles emisí obou látek je sice obrovský, ale i tak stále významně okyselují prostředí. V současné době jsou vyčerpány možnosti jejich významného snižování a v nejbližší době nelze očekávat další pokles. Situace týkající se depozice dusíku se pravděpodobně ještě mírně zhorší, a jelikož se v současné době opět zvyšuje počet míst vytápěných uhlím, je pravděpodobné opětovné mírné zvýšení depozice síry [22]. Podle modelů, které simulují odezvu ekosystémů na různou velikost kyselé depozice, nedovolí současná výše emisí významnou samovolnou obnovu půdního prostředí v horských oblastech, pokud zde budou pěstovány smrkové monokultury.

3.1.2. Huminové vody – charakteristika a souvislost se zvýšenými koncentracemi hliníku

V ČR existuje mnoho úpraven pitné vody, které upravují surovou vodu z povrchových zdrojů obsahující jako hlavní znečištění huminové látky. Tyto vody obsahují vysoký obsah organických látek přírodního původu – NOM (natural organic matter), v nichž převládají látky huminové [41 - 43] a souhrnně se tyto vody nazývají vody huminového typu. NOM představují různorodou skupinu látek, která je zastoupena organickými látkami huminového typu (zejména huminové kyseliny a fulvokyseliny) a látkami nehuminového typu (především proteiny a polysacharidy) [41, 43]. V řadě publikací však nejsou jednotlivé typy NOM rozlišovány a označení NOM je často synonymem pro huminové látky. NOM obsažené ve vodě mohou pocházet např. z výluhů půd a sedimentů. Do vod se dostávají splachem biologického materiálu

z okolních terestrických ekosystémů a jeho následnou humifikací nebo mohou ve vodách přímo vznikat jako vedlejší produkty biologických a chemických procesů živých organismů [44, 45].

Samotné huminové látky jsou složité vysokomolekulární organické sloučeniny aromatického nebo alifatického charakteru, které obsahují uhlík, kyslík, vodík, dusík a síru [9, 46, 47]. Relativní molekulová hmotnost těchto látek se pohybuje v rozmezí od několika stovek až do desítek tisíc. Pro huminové látky je charakteristická přítomnost karboxylových a hydroxylových funkčních skupin a také skupin metoxylových a karbonylových [48]. Tyto funkční skupiny jsou vázány na aromatická jádra i na boční alifatické řetězce. Většina autorů rozlišuje tři skupiny huminových látek - huminové kyseliny, fulvokyseliny a huminy [47]. Huminové kyseliny jsou rozpustné v zásadách, ale nerozpustné v kyselinách, fulvokyseliny jsou rozpustné v zásadách i v kyselinách a huminy nejsou rozpustné ani v kyselinách ani v zásadách [47, 49]. Díky své vyšší rozpustnosti bývají fulvokyseliny v přírodních vodách v převaze [50]. Ve srovnání s huminovými kyselinami se vyznačují nižší molekulovou hmotností, obsahují méně aromatických struktur, více alifatických postranních řetězců a mají homogennější strukturu. Hranice mezi oběma typy je však obtížně stanovitelná [42, 44, 49], a protože jsou oba typy látek v praxi těžko rozlišitelné, obvykle hovoříme souhrnně o huminových látkách. Přítomnost huminových látek ve vodě lze odhadnout z jejího zbarvení, např. fulvokyseliny způsobují světle žluté až hnědé zbarvení vody, huminové kyseliny tmavohnědé a huminy černé. Barva huminových vod závisí tedy především na přítomnosti určitých typů huminových látek, ale projevuje se i vliv pH, teploty vody a intenzity světelného záření [51].

Ze zdravotního hlediska jsou vlastní huminové látky v podstatě nezávadné. Závažným důvodem pro odstranění huminových látek je však skutečnost, že se tyto látky mohou po desinfekci (nejčastěji sloučeninami chlóru) transformovat na produkty s možnými karcinogenními účinky v literatuře souhrnně označované jako DBP (Disinfection By-Products) [52, 53]. Tyto alifatické halogenderiváty (např. trihalogenmetan THM) vznikají haloformovou reakcí při chloraci vody s obsahem některých organických látek, především pak látek huminových [46]. Pro omezení vzniku chlorovaných uhlovodíků je třeba maximálně snížit obsah huminových látek ve vodě její úpravou. Huminové látky dále působí problémy senzoricke (zbarvení vody), snižují povrchové napětí vody a přispívají k rozpuštění látek, které pak na hladině rašelinných potoků tvoří pěnu [23]. Huminové látky jsou nežádoucí i v průmyslových vodách, např. v textilním, či papírenském průmyslu mohou ovlivňovat výsledné zbarvení výrobků. Zanedbatelné nejsou ani agresivní vlastnosti huminových vod při styku s kovy nebo

stavebninami (maltou či betonem), kdy dochází ke zvyšování rozpustnosti CaCO_3 a CaO , a tím k agresivnímu vyluhování stavebnin [54].

Pro řadu povrchových vod se zvýšeným obsahem huminových látek je často typický také zvýšený obsah některých kovů, především pak hliníku [55]. V těchto vodách lze nalézt koncentrace hliníku převyšující $1,0 \text{ mg.l}^{-1}$ [9]. Huminové látky se vyznačují komplexotvornými vlastnostmi, jejichž příčinou je přítomnost karboxylových a hydroxylových skupin. Schopnost tvorby komplexů se zvyšuje se vzrůstající hodnotou pH. Rozpustnost komplexů s vícemocnými kationty závisí na hmotnostním poměru obou složek, čím je poměrné zastoupení kationtu větší, tím je rozpustnost komplexu menší. Podle literatury [9] může 1g fulvokyselin udržet v rozpuštěné formě ve vodě asi 85 mg železa nebo 40 mg hliníku, což je mnohem více než by bylo možné ve vodě prosté huminových látek. Tato vlastnost je jednou z příčin vyluhovatelnosti kovů z půd huminovými látkami a příčinou zvýšené koncentrace železa, hliníku a manganu v rašelinných vodách. V přirozených vodách se huminové látky v závislosti na hodnotě pH vyskytují jako negativně nabitě makromolekuly. Jejich záporný náboj je dán přítomností karboxylových a hydroxylových funkčních skupin [47]. Kyselý charakter huminových vod je dán zejména přítomností karboxylových skupin, které mají silně kyselý charakter. Stabilita těchto skupin v roztocích je závislá na hodnotě pH, protože s rostoucí hodnotou pH se zvyšuje disociace funkčních skupin a roste negativní náboj molekul. Významnou vlastností huminových látek je jejich pufrací schopnost, kterou brání změně pH vyvolané vnějšími podmínkami [23].

Úprava surové vody s obsahem huminových látek je obvykle velmi problematická, výskyt vyšších koncentrací přírodních organických látek a také vyšších koncentrací hliníku může negativně ovlivňovat technologické postupy aplikované při úpravě vody [45]. Problémy nastávají zejména s dodržením normovaných koncentrací u ukazatelů, jako je chemická spotřeba kyslíku, koncentrace hliníku, kyselinová neutralizační kapacita, ale také barva upravené vody. O problematice úpravy huminových vod s vyšší koncentrací hliníku je pojednáno v kap.4.

Úpravna vody Kozičín

Z předchozí části je zřejmé, že huminové látky jsou běžnou součástí povrchových zdrojů surové vody používaných pro úpravu na pitnou vodu. Tématem této disertační práce je sledování upravitelnosti huminových vod s vyšší koncentrací hliníku. Pro hodnocení této upravitelnosti byla zvolena úpravna vody Kozičín nacházející se u Příbramy v oblasti Brd, protože obsahuje zvýšené koncentrace organických látek (zejména huminového typu), a navíc se potýká s problémem vyšších koncentrací hliníku.

Úpravna vody Kozičín používá k úpravě směsnou surovou vodu pocházející ze dvou nádrží Pilská a Lázká. Obě nádrže leží západně od Příbrami ve východní části Brd a jsou situovány ve vojenském výcvikovém prostoru Jince, který je uzavřen pro širší veřejnost. Z tohoto důvodu není v blízkosti zdrojů surové vody prováděna průmyslová ani zemědělská činnost, což přispívá k dobré kvalitě vody ve vodárenských nádržích. Vodní nádrž Lázká byla vybudována na říčce Litavce nad obcí Láz v letech 1818 - 1822 pro potřeby hutí a stříbrných dolů Březových hor u Příbrami. V letech 1991-1992 byla provedena rekonstrukce vodního díla, součástí bylo i vybudování nové štoly s odběrným věžovým objektem. Koruna 245 m dlouhé hráze je na kótě 643,3 m.n.m., výška nad údolím 15,7 m. Při výšce hladiny na kótě přelivu má nádrž objem 829 tis. m³ a zatopená plocha je 15,5 ha. [56]. Vodárenská nádrž Pilská se nachází v blízkém sousedství nádrže Lázká a byla vybudována v letech 1846 – 1850 na Pilském potoce. Po havárii, která se stala v roce 1854, byla Pilská nádrž rekonstruována. Délka hráze je 380 m a výška nad údolím 17,3 m. Při hladině na kótě přelivu (673,1 m.n.m.) má nádrž objem 1 589 tis. m³ a zatopená plocha je 20,7 ha [56]. Hlavním účelem obou vodních děl je akumulace vody pro úpravnu vody v Kozičíně. Kvalita surové vody z obou zdrojů je obdobná, vyznačuje se velice nízkým obsahem rozpuštěných látek, nízkým obsahem vápníku a hořčíku, nízkou hodnotou pH a neutralizační kapacity a vysokým obsahem přírodních organických látek (humínové látky) a zvýšenými obsahy Al, Fe a Mn. Ke zvýšení obsahu organických látek dochází pravidelně zejména v době tání, při déle trvajících deštích a také v letním období. Obsah huminových látek není pravidelně sledován, ale je pravděpodobné, že zvýšené hodnoty CHSK_{Mn} při deštích způsobují právě huminové látky [57]. V souvislosti s nárůstem koncentrací organických látek lze pozorovat i zvýšení koncentrací hliníku. Voda z nádrží Pilská i Lázká se vzhledem ke svým fyzikálně-chemickým vlastnostem vyznačuje problematickou upravitelností. Chemické složení vod v nádržích je mírně proměnlivé, záleží na ročním období, na vydatnosti srážek, průtoku vody v přítocích a fyzikálně-chemických parametrech přítékající vody. Vzhledem k nízkému obsahu živin a nižšímu pH vody je biologické oživení obou nádrží nízké. Ve vodě je celoročně přítomno jen malé množství drobných vodních organismů (řas, sinic, rozsivek atd.). Zastoupeny jsou hlavně obrněnky a bezbarví bičíkovci.

Huminový charakter vody a také vyšší koncentrace hliníku v nádržích Pilská a Lázká jsou ovlivněny zejména charakterem Brdské vrchoviny. Brdy patří z geologického hlediska k oblasti Barrandienu — souboru proterozoických a paleozoických hornin. Brdská vrchovina je složena z prvohorních souvrství břidlic, drobů, splitů, pískovců, slepenců a křemenců kambrického stáří [58]. V oblasti Brdské vrchoviny se v souvislosti s geologickým podložím

vyvinulo několik základních typů půd. V údolí Příbramského potoka a Litavky se na nivních uloženinách vyvinuly jílovitopísčité nivní půdy s různým stupněm podmáčení a oglejení či zrašelinění. Na údolních svazích a návršních planinách se nacházejí hlinitopísčité hnědé půdy, místy podmáčené a oglejené. Geneticky jde o kyselé hnědé půdy na kambrických sedimentech. V lesích se na sedimentárních horninách (břidlicích, prachovcích a slepencích) vytvořily většinou mělké hnědé půdy a humusové podzoly. Ve vyšších polohách pak pseudogleje, gleje, glejové podzoly a místy i rašeliny. V lesních oblastech horních toků se nacházejí rozsáhlá rašeliniště, která mají velký vliv na vodní režim a kvalitu vody v nádržích.

Oblast Brd je horskou krajinou s charakterem pahorkatiny až hornatiny s průměrnou nadmořskou výškou okolo 600 m n. m a s maximální nadmořskou výškou 850 m n. m. Nižší polohy Brd spadají do klimatické podoblasti B8 - mírně teplá, vlhká vrchovinná s ročním průměrným úhrnem srážek 700 mm a průměrnou roční teplotou 6,5 °C. Brdské vrchy spadají do klimatické podoblasti C1 - chladná vlhká vrchovinná s ročním průměrným úhrnem srážek 950 mm a průměrnou roční teplotou 5,5 °C. Z širšího pohledu náleží oblast Brd a západní část Příbramské pahorkatiny do povodí Berounky a podstatná část Brd se nachází ve významné vodohospodářské oblasti - Chráněné oblasti přirozené akumulace vod Brdy (CHOPAV BRDY). Brdská vrchovina se vyznačuje pestrým krajinným rázem. Ve vyšších polohách jde o horskou krajinu s masivem lesů, odlesněnými plochami širokých mírně ukloněných strání, v nižších polohách má charakter vysoké pahorkatiny a místy také charakter podhorské lužní krajiny. Nádrže Pilská a Lázká se nacházejí v oblasti téměř stoprocentně zalesněné smrkovými monokulturami a vystavené vysokým ročním srážkovým úhrnům. Jde tedy o oblast dlouhodobě ohroženou účinky kyselých dešťů, jejichž působení se obtížně vyrovnává kvůli chudému křemencovému a slepencovému podkladu. Kyselé prostředí je zde zvýrazňováno opadem jehličí, jež se v mikrobiálně redukovaném prostředí smrkového lesa rozkládá jen pomalu za vzniku huminových komplexů, které jsou vyplavovány do vodních toků a posléze se dostávají do nádrží.

Technologie úpravy vody na úpravně Kozičín se musí vypořádat s problémy jako je nízké pH vody či vysoký obsah přírodního hliníku a organických látek. Úpravna vody Kozičín byla postavena již v roce 1964. Původní technologie byla již zastaralá a kvalita produkované pitné vody nevyhovovala současným nárokům. Z těchto důvodů proběhla na úpravně v roce 2004 rozsáhlá rekonstrukce a modernizace technologie úpravy vody zahrnující rekonstrukci přípravy suspenze (homogenizace, míchání), rekonstrukci filtrace a doplnění dávkování pomocného fakulantu. Při modernizaci byl plně automatizován celý proces úpravy vody, včetně přípravy chemikálií, což umožňuje automatické měření a regulaci, které zajistí přesnější dávkování

chemikálií a lepší sledování celého procesu úpravy vody. Při modernizaci byl zvýšen i objem upravené vody, kdy místo původních 75 litrů vody je úpravna schopna upravit až 105 litrů vody za sekundu. V současné době zásobuje úpravna pitnou vodou město Příbram a okolí a dodává většinový podíl vody do skupinového vodovodu Příbram. Nespornou výhodou úpravny vody Kozičín je skutečnost, že vlivem její výhodné polohy lze upravenou vodu dopravovat ke spotřebiteli z velké části gravitačně, což podstatně snižuje náklady na výrobu vody, a tím i její cenu. Také voda z nádrží Pilská i Lázká je odebírána gravitačně a samostatnými přívodními řady je vedena do úpravny vody Kozičín.

Úpravna vody Kozičín má v posledních letech občasné problémy s průnikem hliníku do upravené vody. Tyto problémy mají obvykle periodický charakter, kdy na několik týdnů v roce dojde k prudkému zhoršení upravitelnosti vody oproti celoročnímu průměru. Problematická upravitelnost vody v tomto období souvisí se zhoršenou kvalitou surové vody po jarním tání či po vydatných deštích. Zhoršená kvalita surové vody se může projevit nažloutlým zbarvením pitné vody vlivem zvýšení obsahu hliníku či přírodních organických látek. Problémy s kvalitou pitné vody se ale mohou vyskytovat i v letních měsících, kdy se extrémní teploty a nízké množství srážek mohou negativně projevit na vlastnostech vody.

3.2. Faktory ovlivňující výskyt hliníku ve vodním prostředí

Faktorů ovlivňujících výskyt jednotlivých forem hliníku ve vodním prostředí je velké množství. Mezi nejvýznamnější patří jednotlivé fyzikálně-chemické vlastnosti vodního prostředí, které se mění v závislosti na mnoha podmínkách, jako jsou např. srážkové poměry, charakter povodí a nádrže nebo roční období. Pro pochopení výskytu hliníku a jeho jednotlivých forem ve vodním prostředí je zásadní nejprve porozumět chemismu hliníku a jeho sloučenin [59].

3.2.1. Formy výskytu hliníku ve vodním prostředí

Ve vodním prostředí se hliník v závislosti na podmínkách prostředí nachází v různých formách, jejichž výskyt je ovlivněn mnoha chemickými a fyzikálními parametry vody jako je pH, teplota, iontový součin vody a v neposlední řadě i koncentrací jednotlivých komplexotvorných ligandů a celkovou koncentrací organických látek [13, 20]. Hliník ve vodě existuje jako volný hlinitý ion $\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_6^{3+}$ (zkracováno jako volný hydratovaný ion Al^{3+}), dále ve formě monomerních sloučenin nebo v celé řadě různě stabilních komplexů s anorganickými či organickými sloučeninami [60, 61]. Ve všech sloučeninách se hliník vyskytuje pouze v mocenství Al^{3+} . V přírodních vodách je distribuce jednotlivých sloučenin hliníku ovlivněna

koncentrací hliníku a dalších anorganických a organických ligandů a také jejich konstantami stability [59]. V tab. 1. jsou uvedeny konstanty stability základních sloučenin hliníku.

Tab. 1. Rovnovážné konstanty (K) solí hliníku [54, 62]

reakce	K
hydroxokomplexy	
$\text{Al}^{3+} + \text{H}_2\text{O} \leftrightarrow \text{Al}(\text{OH})^{2+} + \text{H}^+$	$1,4 \cdot 10^{-5}$
$\text{Al}^{3+} + 2\text{H}_2\text{O} \leftrightarrow \text{Al}(\text{OH})_2^+ + 2\text{H}^+$	$7,9 \cdot 10^{-11}$
$\text{Al}^{3+} + 3\text{H}_2\text{O} \leftrightarrow \text{Al}(\text{OH})_3 + 3\text{H}^+$	$7,9 \cdot 10^{-10}$
$\text{Al}^{3+} + 4\text{H}_2\text{O} \leftrightarrow \text{Al}(\text{OH})_4^+ + 4\text{H}^+$	$6,3 \cdot 10^{-23}$
$\text{Al}(\text{OH})_3 \leftrightarrow \text{Al}^{3+} + 3\text{OH}^-$	$1,9 \cdot 10^{-33}$
$\text{Al}(\text{OH})_3 + \text{OH}^- \leftrightarrow \text{AlO}_2^- + 2\text{H}_2\text{O}$	$4 \cdot 10^{-13}$
fluorokomplexy	
$\text{Al}^{3+} + \text{F}^- \leftrightarrow \text{AlF}^{2+}$	$1 \cdot 10^7$
$\text{Al}^{3+} + 2\text{F}^- \leftrightarrow \text{AlF}_2^+$	$6,3 \cdot 10^{12}$
$\text{Al}^{3+} + 3\text{F}^- \leftrightarrow \text{AlF}_3$	$1 \cdot 10^{17}$
$\text{Al}^{3+} + 4\text{F}^- \leftrightarrow \text{AlF}_4^-$	$5 \cdot 10^{19}$
$\text{Al}^{3+} + 5\text{F}^- \leftrightarrow \text{AlF}_5^{2-}$	$7,9 \cdot 10^{20}$
$\text{Al}^{3+} + 6\text{F}^- \leftrightarrow \text{AlF}_6^{3-}$	$7,9 \cdot 10^{20}$
sírany	
$\text{Al}^{3+} + \text{SO}_4^{2-} \leftrightarrow \text{AlSO}_4^+$	$1,6 \cdot 10^3$
$\text{Al}^{3+} + 2\text{SO}_4^{2-} \leftrightarrow \text{Al}(\text{SO}_4)_2^-$	$1,3 \cdot 10^5$
minerály	
$\text{Al}(\text{OH})_3(\text{s})$ (gibsit) + $3\text{H}^+ \leftrightarrow \text{Al}^{3+} + 3\text{H}_2\text{O}$	$1 \cdot 10^9$
$\text{AlPO}_4(\text{s}) \leftrightarrow \text{Al}^{3+} + \text{PO}_4^{3-}$	$3,2 \cdot 10^{22}$
$\text{Al}_2\text{O}_3(\text{s}) + 6\text{H}^+ \leftrightarrow 2\text{Al}^{3+} + 3\text{H}_2\text{O}$	$1 \cdot 10^{23}$
$\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_4$ (kaolinit) $\leftrightarrow 2\text{Al}^{3+} + 2\text{HSiO}_4^{3-} + \text{H}_2\text{O}$	$1 \cdot 10^6$
$\text{Al}_2\text{Si}_4\text{O}_{10}(\text{OH})_2$ (pyrophylit) $\leftrightarrow 2\text{Al}^{3+} + 4\text{HSiO}_4 + 4\text{H}_2\text{O}$	$3,2 \cdot 10^{-2}$

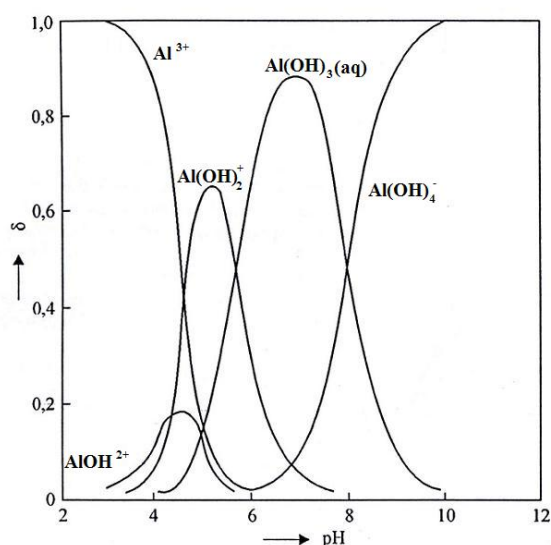
Sloučeniny hliníku lze charakterizovat mnoha parametry, jako je poměr atomů hliníku k ostatním ligandům, typ ligandů, forma výskytu apod. Poměrně často využívané je dělení sloučenin hliníku založené na poměru počtu atomů hliníku k ostatním ligandům dané sloučeniny, kdy rozlišujeme monomerní a polymerní sloučeniny hliníku. Monomerní sloučeniny jsou takové, u kterých je poměr hliníku vůči ostatním ligandům 1:1, 1:2, 1:3 atd., tj. různé hydroxidy, fluoridy nebo sírany [63]. Polymerní sloučeniny hliníku mají poměr atomů hliníku vůči ostatním ligandům 2:1, 3:1 atd. a vyskytují se převážně ve vodách s vysokou koncentrací hliníku. Mezi hlavní polymerní sloučeniny hliníku patří hydroxopolymery, ve kterých je více atomů hliníku spojeno hydroxidovými můstky. Nejčastěji se však používá základní rozdělení sloučenin hliníku na organické a anorganické formy. Organické sloučeniny hliníku jsou většinou vázány na

přírodně se vyskytující organické látky a mají negativní náboj nebo jsou bez náboje. Oproti tomu anorganické sloučeniny hliníku mají většinou náboj kladný [61]. Těchto odlišných vlastností lze využít při metodách frakcionace hliníku, jak je podrobně uvedeno v kap.3.2.2.

V přírodních vodách může existovat velké množství různých anorganických sloučenin hliníku. Kromě nejčastěji se vyskytujících hydroxokomplexů existují ve vodním prostředí ještě sulfatokomplexy, fosfatokomplexy a fluorokomplexy. Tvorba anorganických komplexů hliníku probíhá většinou v kyselém prostředí, mohou se formovat i smíšené komplexy s různými ligandy, např. $[\text{Al}_3\text{OH}(\text{PO}_4)_2]^{2+}$ [9]. Se snižováním pH vody dochází ke změnám v zastoupení anorganických sloučenin hliníku [64]. V kyselé vodě převládají zejména monomerní anorganické sloučeniny hliníku, nejvíce komplexy s fluoridy a sírany, ale také se objevuje volný hydratovaný ion Al^{3+} , a to zejména při vysoké koncentraci hliníku a nižší koncentraci ligandů a při poklesu pH vody pod hodnotu 4,5 [59]. V alkalickém prostředí dochází k transformaci všech komplexů hliníku na hydroxokomplexy, které jsou ve většině případů dominující formou i v neutrální oblasti pH [65]. Ve vhodných podmínkách vznikají také komplexy s křemíkem a ve velmi malém množství i sloučeniny s uhličitany. Na rozdíl od jiných kovů hliník nikdy netvoří komplexy s chloridy, dusičnany a hydrogenuhličitany [9, 59, 60].

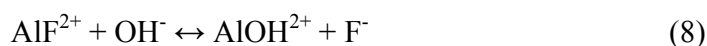
Nejběžněji zastoupenými anorganickými sloučeninami hliníku ve vodách jsou hydroxokomplexy. Existují jednak v monomerních formách o nejčastějším složení $\text{Al}(\text{OH})_n^{(3-n)+}$, kde $n=1$ až 4 (např. AlOH^{2+} , $\text{Al}(\text{OH})_2^+$, $\text{Al}(\text{OH})_3$ a $\text{Al}(\text{OH})_4^-$) [20], ale velmi častý je také výskyt polymerních hydroxosloučenin hliníku. Tyto hydroxopolymery hliníku mají různou stavbu od $[\text{Al}_2(\text{OH})_2]^{4+}$ až po $[\text{Al}_{14}(\text{OH})_{32}]^{10+}$, jsou kladně i záporně nabité, mohou se vyskytovat jako nízkomolekulární rozpuštěné sloučeniny nebo se jedná o vysokomolekulární látky s koloidním charakterem. Hydroxopolymery hliníku jsou nestabilní sloučeniny a tvoří meziproducty při tvorbě krystalického $\text{Al}(\text{OH})_3$ [9]. Výskyt všech hydroxosloučenin hliníku je závislý zejména na hodnotě pH. Hliník je amfoterní prvek, který je rozpustný v silně kyselých ($\text{pH} < 6$) nebo silně alkalických ($\text{pH} > 8,5$) podmínkách, ale je nerozpustný při pH neutrálním [61]. Minimální rozpustnosti hliníku je dosaženo v rozmezí pH asi od 6 do 7 [9]. Při snižujícím se pH (4-6) je převažující formou výskytu kationt $\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_6^{3+}$ [9, 60, 65]. Se vzrůstajícím pH vody dochází u této sloučeniny ke ztrátě vodíku a formují se monomerní hydroxokomplexy $\text{AlOH}(\text{H}_2\text{O})_5^{2+}$ [59, 65]. Tyto monomerní ionty mají silnou tendenci k tvorbě polymerů a jejich sklony k polymerizaci jsou zvýšené, pokud se zvyšuje pH vody (zvyšuje se dostupnost OH^- iontů) a zvyšuje se koncentrace hliníku [59, 60, 65]. Při polymerizaci je první vznikající sloučeninou dimer $\text{Al}_2(\text{OH})_2(\text{H}_2\text{O})_8^{4+}$, který může vznikat poměrně rychle, ale polymerizace do větších celků

je relativně pomalý proces [65]. V oblasti neutrálního pH je hliník ve vodním prostředí ve formě hydratovaného oxidu hlinitého Al(OH)_3 (aq) a v alkalickém prostředí se z anorganických forem objevují zejména komplexy s hydroxidy a smíšené komplexy s různými ligandy. Při hodnotách pH nad 8,5 převažují aniontové hydroxokomplexy se strukturou Al(OH)_4^- a při silně alkalickém pH dochází k tvorbě pentahydroxohlinitanů $[\text{Al(OH)}_5(\text{H}_2\text{O})]^{2-}$ a hexahydroxohlinitanů $[\text{Al(OH)}_6(\text{H}_2\text{O})]^{3-}$. Z hydroxosloučenin je hodnotou pH vody výrazně ovlivňován výskyt monomerních hydroxohlinitanů (viz obr.1).



Obr.1. Nelogarithmický distribuční diagram monomerních hydroxohlinitanů při $T = 25\text{ }^\circ\text{C}$ a $I = 0$ (δ – distribuční koeficient) [9]

Dalšími běžně se vyskytujícími anorganickými sloučeninami hliníku ve vodách jsou komplexy s fluoridy. Procesy probíhající při reakci fluoridů s různými formami hliníku závisí na hodnotě pH, na koncentraci fluoridů a hliníku a jejich vzájemném látkovém poměru [9]. Jelikož bývá v povrchových vodách koncentrace fluoridových iontů poměrně nízká (cca $10\text{ }\mu\text{mol.l}^{-1}$) [62, 66], je fluór obvykle limitujícím prvkem výskytu těchto sloučenin. Fluoridy tvoří s hliníkem velmi silné a málo rozpustné komplexy o složení $\text{AlF}_n^{3\pm n}$, kde $n = 1$ až 6 (zejména fluorokomplexy AlF^{2+} , AlF_2^+ , AlF_3) [9, 20, 60, 65]. V přírodních vodách může docházet k soupeření mezi vazbou hliníku na hydroxidové ionty nebo na ionty fluoridů, které mají podobnou velikost jako ionty hydroxidové. Rozhodující pro vznik jednotlivých sloučenin je zejména pH vody a koncentrace fluoridových a hydroxidových iontů. Když jsou ve vodě v dostatečném množství přítomny F^- i OH^- ionty, vytváří se rovnováha [65]:



Pokud se ve vodě nachází vyšší koncentrace fluoridů, mohou být komplexy hliníku s fluoridy nejčastěji se vyskytující formou hliníku [59, 65], nutným předpokladem je však nízká hodnota pH vody (pod 6,6), kdy se ustavuje rovnovážný stav [65]:



Ve vodách také dochází v kyselé oblasti pH k sorpci fluoridů na hydratovaný oxid hlinitý a při dostatečné koncentraci fluoridů ve vodě a při hodnotě pH 4 až 7 se ve vodě vytvářejí málo rozpustné sloučeniny $\text{Al}_{13}(\text{OH})_{29}\text{F}_{10}$, případně Na_3AlF_6 (kryolit) při nadbytku fluoridů [9].

Dalšími anorganickými sloučeninami hliníku ve vodách jsou komplexy s fosforem. Jejich výskyt je ovlivněn koncentrací rozpuštěného fosforu a hliníku a vytváření komplexů hliníku s fosforem je také výrazně závislé na pH vody. K nejvýznamnější tvorbě těchto komplexů dochází při pH v rozsahu 5- 6 [17]. Pravděpodobně nejčastěji se vyskytující sloučeninou hliníku a fosforu je nerozpustný komplex $[\text{AlPO}_4]$, ale jsou známy i další anorganické komplexy hliníku (např. $[\text{AlH}_2\text{PO}_4]^{2+}$ a $[\text{AlHPO}_4]^+$). Anorganický fosfor může být také vázán na oxidy a hydroxidy hliníku [59].

Výskyt dalších anorganických sloučenin hliníku - síranů hliníku - ve vodním prostředí je závislý na pH vody, iontovém součinu a koncentraci hliníku a síranů, přičemž koncentrace síranů je limitující. Je-li koncentrace síranů dostatečná a pH vody nízké, převládají ve vodě komplexy $[\text{Al}(\text{SO}_4)_4]^-$ nebo $[\text{Al}(\text{SO}_4)_2]^-$. Pokud je síranů nedostatek, objevuje se ve vodě nejvíce komplex $[\text{AlSO}_4]^+$. Síraný hliník rozhodně nepatří mezi nejčastěji se vyskytující sloučeniny hliníku ve vodním prostředí, ve formě síranů se hliník nachází zejména ve vodách s nízkým pH [65]. Jelikož molekuly síranů velikostí odpovídají hydroxidům, jsou v mnoha sloučeninách při alkalickém pH ionty SO_4^{2-} nahrazovány ionty OH^- [66].

Další anorganické sloučeniny hliníku jsou aluminosilikáty, což jsou sloučeniny obsahující křemík. Ačkoliv jsou typickou složkou mnoha minerálů, v rozpuštěné formě se v povrchových vodách vyskytují zřídka. Aluminosilikáty se nejčastěji formují v kyselých vodách (pH 5,5 – 6) s dostatečnou koncentrací křemíku ($100\text{-}500\mu\text{mol.l}^{-1}$) [63]. V kyselých vodách však většinou bývá velmi nízká koncentrace křemíku, výskyt aluminosilikátů proto bývá poměrně vzácný [65].

Anorganické formy hliníku tvoří v povrchových vodách široké spektrum různých sloučenin, ale neméně početnou skupinou jsou organické komplexy hliníku. Hliník vytváří komplexy s vysokomolekulárními i nízkomolekulárními přírodními organickými sloučeninami. Tyto komplexy se liší také dle své stability a míry odbouratelnosti [59]. V přirozených vodách se vyskytuje široká škála organických sloučenin obsahující různou kombinaci funkčních skupin

a představující širokou škálu látek od jednoduchých kyselin a hydroxokyselin až po složité komplexy jako fulvokyseliny a huminové kyseliny. V přirozených vodách je na tyto komplexy stabilně vázána velká část hliníku [60]. Schopnost organických látek tvořit sloučeniny s hliníkem je proces závislý na mnoha faktorech, hlavní vliv má pH vody. K maximální tvorbě komplexů s huminovými látkami dochází obvykle kolem hodnoty pH 6. Ve vodách s vyšší hodnotou pH se projevuje konkurence hydroxylových sloučenin a při dále rostoucím pH již komplexační schopnost huminových látek klesá. Se snižující se hodnotou pH vody se schopnost tvorby komplexů přírodních organických látek také snižuje a hodnota pH 3,5 se jeví jako minimální, kdy jsou ještě NOM schopny vázat hliník [67, 68]. Komplexaci organických látek s hliníkem také ovlivňují vazebné interakce mezi ligandy v molekule, konformační změny v molekule či různé agregační reakce. Vytváření komplexů hliníku s organickými látkami umožňuje hliníku být v rozpuštěné formě, a to i v případech kdy nejsou zajištěny vhodné fyzikálně-chemické podmínky [33].

3.2.2. Přehled metod frakcionace a stanovení koncentrace hliníku

Jak bylo uvedeno v předchozí kapitole, hliník je ve vodním prostředí vázán s mnoha typy sloučenin o různých vlastnostech, jejichž výskyt je ovlivněn zejména fyzikálně-chemickými charakteristikami vody. Stanovení jednotlivých sloučenin hliníku je však problematické a často vyžaduje složité přístrojové vybavení. Z tohoto důvodu se ve vodárenské praxi téměř výhradně používá stanovení určitých pracovně definovaných skupin sloučenin hliníku tzv. frakcí hliníku, které lze stanovit experimentálně nebo výpočtem [69 - 71]. Skupinově lze oddělit rozpuštěný a partikulární hliník, organické a anorganické sloučeniny hliníku, odlišit lze i monomerní formy od polymerních sloučenin hliníku a to např. využitím metod filtrace, dialýzy, iontové výměny nebo měřením absorbance v ultrafialové a viditelné oblasti spektra [72]. Znalosti o výskytu forem hliníku jsou důležité i při hodnocení průběhu procesu úpravy vody. Při optimalizaci úpravy surové vody s obsahem NOM, vyšší koncentrací hliníku nebo při použití hlinitých destabilizačních činidel je vhodné řídit technologický proces v závislosti na obsahu a zastoupení jednotlivých forem hliníku a výhodné je znát i možnosti jejich transformace v průběhu technologického procesu. Znalost výskytu jednotlivých frakcí hliníku umožňuje následně optimalizovat jednotlivé technologické postupy tak, aby bylo možné účinně odstranit problematické sloučeniny hliníku.

Metod používaných ke stanovení jednotlivých frakcí hliníku existuje velké množství a většinu z nich lze použít pro stanovení celkové koncentrace hliníku i jeho jednotlivých forem

[73]. Nejčastěji používané jsou metody založené na fyzikálních principech, jako je filtrace, ultrafiltrace, dialýza a odstředování. V praxi je pravděpodobně nejpoužívanější metodou filtrace, která umožňuje oddělení rozpustných forem hliníku od jemných minerálních koloidů a makromolekulárních organických sloučenin hliníku [60, 74]. Metodou filtrace používanou oddělení některých sloučenin hliníku a také problémy spojenými s jejím použitím (např. volba vhodné velikosti pórů a materiálů filtrů, nebo řešení problémů s ucpáváním a adsorpcí látek na filtru) se zabývalo mnoho odborných studií [72, 75, 76]. Speciálním způsobem filtrace používaným v některých metodách frakcionace je ultrafiltrace. Ve většině studií jsou při použití ultrafiltrace sloučeniny hliníku rozdělovány podle jejich relativní molekulové hmotnosti (v rozmezí M_r 500 – 100 000), nejčastěji dochází k odlišení nízkomolekulárních forem hliníku ($M_r < 1000$) od vysokomolekulárních (např. koloidů) [26, 75 - 77].

Další metodou využívající fyzikálních principů je dialýza. Tato metoda je založená na principu difuze sloučenin hliníku o určité molekulové velikosti, tvaru a náboji přes polopropustnou membránu, která odděluje roztok vzorku (dialyzát) od roztoku, do kterého difundují sloučeniny hliníku (difuzát). Nevýhodou je zejména časová náročnost této techniky (ustálení rovnováhy trvá 5 – 7 dní) [78]. Dalším problémem je osmóza rozpouštědla z difuzátu do dialyzátu a tím jeho následné zředování. Použití dialýzy při frakcionaci hliníku uvádějí např. studie [79 - 81]. Také metoda odstředování využívá fyzikálních principů, pomocí kterých je možné oddělit částice o různé velikosti a hustotě. Používá se i při některých postupech frakcionace hliníku, ale problémem při této metodě může být schopnost malých sloučenin s velkou hustotou sedimentovat se stejnou rychlostí jako velké molekuly s nižší hustotou [80]. Z tohoto důvodu se odstředování ve většině případů používá zejména pro předúpravu vodných vzorků [81].

V současné době běžnou frakcionační technikou používanou k oddělení jednotlivých frakcí hliníku je iontová výměna využívající buď kladně, nebo záporně nabitých ionexů (iontoměničů). Ionexy jsou nerozpustné látky, které mohou vyměňovat ionty vázané ve své struktuře elektrostatickými silami za jiné nabitě částice, které mají k ionexu větší afinitu. Těmito nabitými částicemi mohou být i ionty hliníku. Ionexy se rozlišují na katexy, které jsou schopny vyměňovat kationty a anexy vyměňující anionty. Podstatou metody využívající iontové výměny je skutečnost, že anorganické formy hliníku vyskytující se v přírodních vodách mají kladný náboj, zatímco komplexy hliníku s organickými látkami mají převážně záporný náboj nebo jsou bez náboje [60, 74]. Při použití katexu dochází k zachycování anorganických sloučenin hliníku a organické frakce zůstanou v roztoku nebo protečou přes kolonu (v závislosti na technickém

provedení, zda je používáno kolonové nebo vsádkové uspořádání). V případě anexu je tomu naopak, nicméně při frakcionaci hliníku je využíván méně často [74]. Metoda frakcionace hliníku formou iontové výměny je často využívanou technikou zejména z důvodu relativně jednoduchého instrumentálního vybavení, snadné a účinné regenerace a možnosti automatizace procesu [74].

Dalšími metodami vhodnými pro stanovení koncentrací jednotlivých sloučenin hliníku jsou metody chromatografické. Často využívanou metodou je zejména iontová chromatografie (IC) s následnou fluorimetrickou nebo spektrofotometrickou detekcí umožňující přímé stanovení anorganických sloučenin hliníku. Výhodou chromatografických metod je velmi malý objem vzorku potřebný pro stanovení, vysoká rychlost separace (cca 5 min) a možnost stanovit odděleně některé fluoridové komplexy, což je u většiny dalších metod problematické [60, 74]. Při analýze přírodních vod se ale metoda IC příliš nevyužívá, protože existuje obava, že vysoká koncentrace organických látek v těchto vzorcích může díky adsorpci na ochranný povrch kolony snižovat její životnost [60]. Další používanou chromatografickou metodou je vysokotlaká kapalinová chromatografie (HPLC), která k separaci jednotlivých frakcí hliníku využívá jejich rozdílný molekulární náboj a k frakcionaci hliníku slouží již více než deset let [20, 82]. Velmi podrobně se praktickými aplikacemi HPLC ve spojení s detekcí pomocí atomové absorpční spektrometrie (AAS) při frakcionaci hliníku ve vzorcích z životního prostředí věnují studie [59, 83].

Poslední velkou skupinou metod, které se využívají při frakcionacích hliníku, jsou metody spektrofotometrické a fluorimetrické. Tyto metody jsou většinou používány při kvantitativním stanovení celkových koncentrací hliníku, lze je ale využít i pro separaci jednotlivých sloučenin hliníku a to na základě odlišných reakčních rychlostí jednotlivých forem hliníku s různými komplexotvornými činidly. Principem těchto frakcionačních metod je použití vhodného reakčního času, který umožní rozdělení rychle reagujících sloučenin hliníku (zejména anorganických monomerních forem) od pomaleji reagujících (organických) forem hliníku [74]. Činidlo se přidává ve velkém nadbytku a musí být dodržována určitá hodnota pH vhodná pro reakci činidla s hliníkem. Výhodou těchto stanovení je především jednoduchost postupu, instrumentální nenáročnost a finanční dostupnost. Při spektro- a fotometrických metodách se využívá celá řada reakčních činidel, jako je pyrokatecholová violet', aluminon, hydrochinon, ferron, chromazurol, eriochromkyanin a další. Velmi podrobně je použití jednotlivých činidel popsáno ve studiích [60, 74]. Pravděpodobně nejčastěji používaným spektrofotometrickým činidlem je pyrokatecholová violet' (PCV), která s hliníkem vytváří stabilní komplex zcela rozpustný ve vodě [84]. Výhodou tohoto činidla je také skutečnost, že vzniklý komplex absorbuje světlo ve vyšších vlnových délkách (měření bývá prováděno při 580 – 585 nm) a v důsledku toho

je tato metoda méně citlivá k interferenci způsobené přirozeným zbarvením přírodních vod [85]. Velmi podrobně se přesností tohoto stanovením zabýval ve své práci Wilson a kol. [86]. Metoda stanovení s PCV je dostatečně citlivá a umožňuje stanovit hliník do koncentrace $2 \mu\text{g.l}^{-1}$ (mez detekce je $2 \mu\text{g.l}^{-1}$ při použití 5cm kyvety a 25 ml vzorku) [87, 88]. Touto metodou lze stanovit rozpuštěný a partikulární hliník a také hliník, který je rozpustný v silně kyselém prostředí. Navíc lze stanovit další formy hliníku převedením na ion Al^{3+} . Jistou nevýhodou stanovení s pyrokatecholovou violetí je pracovní rozsah jen do $500 \mu\text{g.l}^{-1}$. Proces tvorby komplexu mezi PCV a hliníkem vyžaduje přísnou kontrolu pH. Pokud není zajištěno optimální pH reakce ($5,9 \pm 0,1$), může dojít k podhodnocení nebo nadhodnocení koncentrace hliníku ve vzorku [5]. Při kvantitativním stanovení hliníku je poměrně často využívána i spektrofotometrická metoda spočívající v reakci hlinitých iontů s činidlem aluminonem. V kyselém prostředí vytváří hliník s aluminonem červeně zbarvený komplex, jehož intenzita se měří spektrofotometricky při 530 nm a touto metodou lze stanovit rozpuštěný hliník. Stanovení hliníku s aluminonem má oproti pyrokatecholové violeti nižší mez detekce ($15 \mu\text{g.l}^{-1}$ při použití 5cm kyvety a 25 ml vzorku), ale výhodou aluminonové metody může být vyšší použitelný pracovní rozsah (do $1000 \mu\text{g.l}^{-1}$), což umožňuje pracovat s vyššími koncentracemi hliníku bez nutnosti ředit odebrané vzorky [87].

Hliník může být také analyzován pomocí relativně nových metod, jako je atomová absorpční spektrometrie (AAS) nebo nukleární magnetická rezonance (NMR) [59]. Metoda AAS je optická metoda, založená na měření absorpce světelného záření volnými atomy studovaného materiálu, která je poměrně často využívána ke kvantitativnímu stanovení hliníku ve vodných roztocích. Pro generování volných atomů se používá indukčně vázaná plazma (ICP-AAS), plamen (FAAS) nebo grafitová píčka (GFAAS) [78]. Metoda AAS je vhodná zejména pro stanovení nízkých koncentrací hliníku, při vyšších koncentracích je nutno vzorky ředit a tím se zavádí do stanovení chyba [60]. Pro stanovení hliníku je možné využít i metodu nukleární magnetické rezonance (NMR) založenou na analýze magnetických momentů atomových jader (v tomto případě Al^{27}) [20]. Tato analytická metoda je v současné době široce využívána ke studiu reaktivity a struktury komplexů hliníku s přirozeně se vyskytujícími ligandy [59, 89, 90].

Historický přehled významných studií zabývajících se frakcionací hliníku

Práci věnujících se problematice frakcionace hliníku bylo sepsáno v posledních několika desetiletích relativně velké množství. Většina těchto studií využívá k oddělení frakcí hliníku výše popsaných technik jako je membránová filtrace, iontová výměna nebo reakce s komplexotvornými ligandy, případně jejich různé kombinace. Výsledky většiny těchto studií

jsou obtížně srovnatelné, protože autoři ve většině případů pracují s přírodními vodami, z nichž každá má zcela jiné a nenapodobitelné složení. Většinou lze srovnávat pouze používané analytické postupy. V další části práce je uveden stručný historický přehled významných prací věnujících se tomuto tématu.

První pokusy týkající se frakcionace hliníku ve vodním prostředí byly provedeny v 50. letech minulého století, kdy M. Tanaka v roce 1954 [91] použil metodu odstředování k oddělení partikulárního hliníku od celkového hliníku obsaženého v povrchové vodě a dále jako první představil metodu kationtové výměny použitelnou k separaci iontových a neiontových forem hliníku. V této studii však nebylo provedeno žádné stanovení, které by charakterizovalo, jaké sloučeniny hliníku byly ve skutečnosti touto metodou separovány. Mezi první práce, ve kterých byly přesněji charakterizovány stanovované frakce hliníku v přírodních vodách, patří metoda popsaná R. Barnesem roku 1975 [92]. Ve své studii pro rozlišení frakcí hliníku používal membránovou filtraci a různě dlouhý reakční čas nutný k vytvoření komplexu sloučenin hliníku s hydrochinonem.

V průběhu dalších let se postupně začaly vyvíjet složitější frakcionační metody umožňující podrobnější rozdělení sloučenin hliníku a jejich charakterizaci. Další, kdo výrazně ovlivnil vývoj frakcionačních metod hliníku, byl C.T. Driscoll, který v osmdesátých letech minulého století navrhnul frakcionační schéma pro stanovení různých forem hliníku [40]. Driscoll zkombinoval spektrofotometrické stanovení s feronem a později s hydrochinonem se sorpcí v koloně s ionexem. Při analýze rozdělil vzorek na tři části, u první části vzorku provedl okyselení na pH 1 po dobu jedné hodiny a pomocí spektrofotometrického stanovení zjistil koncentraci „celkového reaktivního hliníku“. V druhé části vzorku provedl spektrofotometrické stanovení bez předcházejícího okyselení a tuto frakci nazval „monomerní hliník“. Rozdíl mezi oběma frakcemi nazval „kysele reaktivní hliník“ reprezentující koloidní, polymerní a silně vázané organické komplexy hliníku. Třetí část vzorku nechal protéct přes kolonu s katexem (AMBERLIT IR 120) ve formě Na^+ a H^+ . Anorganické formy hliníku byly zadrženy v koloně, zatímco organické formy, které kolonou prošly, byly spektrofotometricky stanoveny a nazvány „organický monomerní hliník“. Odečtením této frakce od monomerního hliníku byla získána frakce „anorganického monomerního hliníku“, která je součtem koncentrace iontu Al^{3+} a nejdůležitějších anorganických komplexů hliníku (síranů, křemičitanů, fluoro- a hydrokomplexů). Hlavním přínosem Driscollovi metody byl nový koncept kombinující dvě metody založené na odlišných principech, pomocí něhož mohly být frakce hliníku měřeny daleko přesněji než v dřívějších studiích. Na Driscollově metodě bylo založeno mnoho dalších postupů

frakcionace hliníku a jeho metoda se stala klasickou a v menších obměnách dodnes široce využívanou.

Jedním z prvních autorů, kteří modifikovali Driscollovu metodu, byl H.M.Seip a kol. [93]. Tento autor stanovoval obdobné frakce jako Driscoll, ale pro spektrofotometrické stanovení používal pyrokatecholovou violet'. Metodu upravil k měření celkového i monomerního hliníku. Celkový hliník stanovoval podobně jako Driscoll z okyseleného vzorku. Při velice nízkém pH používaném Driscollem by v případě stanovení s pyrokatecholovou violetí nastaly problémy s nepřesnostmi výsledků, z těchto důvodů prováděl Seip okyselení vzorku na hodnotu pH 1,4 po dobu 24 hodin. Pro stanovení monomerního hliníku používal neokyselený vzorek. Nedostatkem této studie však bylo chybějící upřesnění týkající se sloučenin zahrnutých pod frakci monomerního hliníku. Seip také provedl porovnání s Driscollovou metodou využívající feron a zjistil, že PCV metoda je citlivější a méně ovlivněna interferencemi. Také E.J.S.Rogeborg a A.Henriksen [94] prováděli stanovení forem hliníku za využití pyrokatecholové violeti (PCV) jako komplexačního činidla. Navíc provedli zautomatizování iontově výměnné procedury a zavedli metodu průtočného měření, která umožňovala rychlé stanovení velkého množství vzorků. Autoři svou metodu otestovali v laboratorním prostředí i v terénu a podrobně se zabývali i vlivem podmínek uchovávání vzorků na jednotlivé frakce hliníku.

Další významným autorem zabývajícím se frakcionací hliníku byl J.R.Miller a kol. [95], který roku 1987 navrhnul frakcionační metodu založenou na iontové výměně využívající měnící se kontaktní dobu působení mezi roztokem a ionexem. Při této metodě byl celkový hliník rozdělen do čtyř pracovně definovaných frakcí a koncentrace hliníku v jednotlivých frakcích byla stanovena pomocí AAS. Také X. Goenaga a kol. ve svých studiích z let 1987 a 1988 [13, 39] použil metodu frakcionace vycházející z Driscollovi metody. Ve své obměněné metodice zkombinoval membránovou filtraci přes filtry o různé velikosti pórů (0,015 - 0,4 μm) s kationtovou výměnou a spektrofotometrickým stanovením s pyrokatecholovou violetí a svým postupem odlišil pět frakcí hliníku. Goenaga se ve svých studiích zabýval také vlivem doby působení mezi ionexem a vzorkem (podstatné pro oddělení frakcí organického a anorganického hliníku), vlivem různé velikosti pórů membránových filtrů a také sledoval vliv reakční doby při působení komplexotvorného činidla používaného při spektrofotometrickém stanovení.

V oblasti frakcionace hliníku při úpravě vody je velmi významná studie J.E.Van Benschotena a J.K. Edzwalda [96], kteří roku 1990 upravili a rozšířili Driscollovu metodiku, tak aby byla lépe využitelná pro vzorky vody odebírané v průběhu úpravy na úpravnách a čistírnách odpadních vod. V této metodice je stanovováno celkem devět frakcí hliníku a využívá se v ní

okyselování vzorku (na pH cca 2 minimálně jednu hodinu před analýzou), membránové filtrace (konkrétně zvolil filtr o velikosti pórů 0,22 μm , který lépe oddělí rozpuštěný hliník a hliník přítomný ve vločkách po koagulaci) a iontové výměny s katexem. V této práci se autoři také velmi podrobně zabývali ověřením vlivu rychlosti průtoku vzorku kolonou s ionexem na zachycování anorganických forem hliníku a také vlivem koncentrace organických látek na proces frakcionace hliníku. Testována byla také minimální doba okyselení, která je nutná k rozpuštění veškerého partikulárního hliníku.

Roku 1992 byla E. Lydersenem a kol. [26] vyvinuta metoda, která používá ultrafiltraci a kyselý loužení k přesnějšímu oddělení jednotlivých frakcí hliníku. Kombinací Driscollovi metody využívající iontovou výměnu s ultrafiltrací a zavedením několika kroků okyselení vytvořil Lydersen nové schéma frakcionace hliníku, které umožnilo přesně separovat monomerní nízkomolekulární sloučeniny hliníku od polymerních a koloidních vysokomolekulárních sloučenin hliníku. Celkem stanovoval deset odlišných frakcí hliníku. Lydersen ve své práci sledoval i vliv změn teploty a hodnoty pH na iontově výměnnou metodu a při svých testech využíval uměle připravené roztoky obsahující hydroxokomplexy. Obdobně jako Lydersen i další autor J. Gerke [97] používal pro studium komplexace hliníku s huminovými látkami frakcionační metodu využívající kombinaci ultrafiltrace a iontové výměny. Svou metodou stanovoval volný monomerní a organicky vázaný hliník, ale problematické byly nejasnosti týkající se možné přítomnosti polymerních forem hliníku ve frakci monomerního hliníku. Z Driscollovi metody frakcionace hliníku vycházel také B. Fairman a kol. [98]. V roce 1994 popsal variantu stanovení sériové kationové výměny se spektrofotometrickým stanovením s pyrokatecholovou violetí. Automatický průtočný systém využívaný při této metodě umožňoval použití menšího objemu vzorků a při této metodice, obdobně jako Driscoll, stanovoval pět frakcí hliníku.

M.J. Gardner a kol. ve svých studiích z let 2002 a 2003 [99, 100] používal rozdělení hliníku ve vodě na čtyři frakce s využitím membránové filtrace, dialýzy a spektrofotometrického stanovení s hydrochinonem. Základním nedostatkem této studie však bylo nedostatečné rozlišení organického a anorganického hliníku. Také další z významných autorů D. Berube a kol. používal ve svých studiích [101, 102] modifikovanou Driscollovu metodiku frakcionace, v níž rozděloval stanovovaný hliník na pět frakcí a k oddělování využíval okyselení, filtraci (filtr o velikosti pórů 0,45 μm), iontovou výměnu s katexem Chelex-100 a koncentraci jednotlivých frakcí hliníku stanovoval pomocí hmotnostní spektrometrie s indukčně vázanou plazmou (ICP-MS). Obdobnou metodiku frakcionace používal P.T. Srinivasan a kol. ve svých studiích z let 1998 - 2004 [61, 103 - 106]. Celkem stanovoval osm frakcí hliníku a k jejich separaci využíval membránovou filtraci,

kyselému loužení a kationovou výměnu. Rozdílné bylo stanovení koncentrací hliníku, k němuž používal metodu GFAAS. Významným autorem z posledních let je také H.Z.Zhao a kol. [107], který modifikoval metodu dle Srinivasana [106]. K oddělení celkem sedmi frakcí používal membránovou filtraci, okyselení vzorku na pH 1 po dobu 2 hodin, gelovou filtrační chromatografií se Sephadexem G-10 (pro oddělení koloidního hliníku) a k oddělení organicky vázaného hliníku využíval iontovou výměnu na katexu (Amberlit IR-120). Ke stanovení koncentrací všech frakcí hliníku využíval metodu ICP.

Současně s metodami vycházejícími ze základní Driscollovy metody se objevovaly i studie využívající k frakcionaci hliníku poněkud odlišných principů. V roce 1983 navrhnul P.G.C.Campbell a kol. [108] frakcionační schéma využívající kromě klasických principů jako je filtrace a iontová výměna také nový postup založený na fotooxidaci. V prvním kroku zfiltrování vzorku oddělil partikulární hliník, zfiltrovaný roztok nechal reagovat s katexem (vsádkový způsob) k oddělení organického a anorganického hliníku a v posledním kroku použil na zfiltrovaný vzorek fotooxidaci s peroxidem vodíku k oddělení dalších frakcí hliníku. Tímto postupem stanovil celkem sedm frakcí hliníku, jejichž koncentraci určoval pomocí metody AAS. Také B. LaZerte 1984 [109] používal odlišnou metodu frakcionace. K oddělení organických a anorganických forem hliníku používal dialýzu a ve své studii také provedl porovnání dialýzy s metodou iontové výměny. Zjistil, že obě tyto metody jsou vhodné k oddělení organických od anorganických forem hliníku a poskytují velmi srovnatelné výsledky. Dalším autorem, který představil novou frakcionační metodu hliníku byl např. C.L.Chakrabarti a kol. [76]. Využíval kombinaci filtrace, ultrafiltrace, kationové výměny a anodické stripovací voltametrie. Kombinací těchto postupů stanovoval několik pracovně definovaných frakcí hliníku v povrchové vodě z nádrží a řek a ve sněhové pokrývce.

Mnoho autorů se při studiu metod frakcionace zabývalo optimálními podmínkami, které je nutné dodržet pro správný průběh frakcionace hliníku. Při klasických frakcionačních metodách jsou kritickými momenty zejména membránová filtrace používaná k oddělení partikulárního hliníku a proces oddělení organických a anorganických forem hliníku iontovou výměnou. Při membránové filtraci představuje membrána selektivní bariéru mezi fází zachycovaných látek a fází procházející membránou. Transport látek skrz membránu je ovlivněn mnoha faktory, zejména pak vlastnostmi membrány (velikostí pórů, strukturou, materiálem a povrchovým nábojem), ale také interakcemi filtrovaných látek s membránou [110 - 112]. Vlivem velikosti pórů filtru na průběh membránové filtrace se zabývalo mnoho autorů. Výsledky některých studií

[39, 113] prokázaly, že použití filtrů o velikosti pórů 0,05 – 0,45 μm při frakcionaci hliníku vykazuje srovnatelné výsledky. K obdobnému závěru dospěly i další studie, v nichž je konstatováno, že ačkoliv je filtr o velikosti pórů 0,45 μm nejčastěji používaným filtrem při separaci rozpuštěných a partikulárních částic [60, 74], jsou obdobné výsledky získány při použití filtrů o jiných velikostech (většinou od 0,1 do 10 μm) [114, 115]. Za zmínku stojí studie Van Benschotena a kol. [96], ve které autoři používali k separaci filtr o velikosti 0,22 μm , který umožnil přesnější oddělení vloček vznikajících při koagulaci od dalších sledovaných frakcí hliníku. Filtr o této velikosti byl pak používán i u dalších studií pracujících s vodou z úpraven a čistíren odpadních vod. Na výsledky frakcionace může mít vliv i typ filtru, tj. z jakého materiálu je vyroben. Materiálů využívaných k výrobě membránových filtrů je velké množství. V případě vod s vyššími obsahy přírodních organických látek jsou nejčastěji využívány filtry vyrobené z polyamidu, polypropylenu, polyetylenu nebo z acetátu celulózy [110, 111, 116]. Zvolený typ filtru může významně ovlivňovat stanovenou koncentraci frakce rozpuštěného hliníku [61], a proto je v případě určitých zavedených frakcionačních postupů nutné používat stále stejný typ filtru [114, 117]. Dalšími problémy, které mohou nastat při filtraci roztoku, je adsorpce částic na povrchu filtru a následné zanášení filtrů. Této problematice se podrobně věnují např. studie [78, 114, 117].

Ještě problematičtější fází frakcionačních technik bývá proces iontové výměny. Výsledky frakcionace hliníku ve vodních vzorcích mohou být výrazně ovlivněny například dobou kontaktu roztoku s ionexem, což bylo jednoznačně prokázáno [39, 40, 105]. Problematikou optimální rychlosti při průtoku vzorku kolonou naplněnou ionexem se zabývala řada autorů. Někteří z nich doporučovali poměrně nízké rychlosti průtoku od 0,5 do 1,5 $\text{ml}\cdot\text{min}^{-1}\cdot\text{ml}^{-1}$ ionexu [96, 101, 118], další autoři za optimální považovali rychlost v rozsahu od 2 – 3 $\text{ml}\cdot\text{min}^{-1}\cdot\text{ml}^{-1}$ ionexu např. [40, 105] a někteří autoři testovali relativně vysoké rychlosti kolem 4 $\text{ml}\cdot\text{min}^{-1}\cdot\text{ml}^{-1}$ ionexu [26, 119]. Problémem nízkých rychlostí je delší doba zdržení roztoku v koloně, při které dochází k silnější disociaci organických komplexů hliníku působením katexu. Problematické jsou i příliš vysoké rychlosti průtoku, při nichž byl pozorován průnik anorganických forem hliníku přes kolonu [40, 67]. Výsledky studií dokazují, že za optimální rychlosti lze považovat průtok v rozmezí od cca 2,5 do 4 $\text{ml}\cdot\text{l}^{-1}$ na ml ionexu. Při aplikaci těchto rychlostí byla minimalizována disociace organických forem hliníku a zároveň nebylo pozorováno propouštění anorganických forem hliníku a sledovaná hladina hliníku procházejícího kolonou byla konstantní.

Při použití ionexů je důležité dodržování některých základních principů, jinak zjištěné výsledky frakcionace nejsou vypovídající. Vzorek procházející ionexem musí být zbaven

mechanických nečistot, důležitá je regenerační fáze a fáze praní ionexu. Neméně důležité je udržování konstantní hodnoty pH a průtoku roztoku kolonou s ionexem. Oba tyto parametry mohou výrazně ovlivnit zjištěné zastoupení jednotlivých frakcí hliníku ve vzorku [36, 96, 105]. Správný průběh frakcionace lze sledovat několika způsoby, jednou z možností je měření hodnoty pH na vstupu a výstupu z kolony. Změny pH roztoku při průchodu kolonou s katexem musí být co nejmenší, aby byla udržena stále stejná iontová síla roztoku [105]. Zachování této podmínky je nutné pro udržení komplexní rovnováhy. Pokud by došlo k porušení komplexní rovnováhy mezi organickými a anorganickými sloučeninami, mohlo by dojít k soupeření mezi ionty vodíku a hliníku ve vazbě s organickými komplexy přítomnými ve vodě a výsledky frakcionace by neodpovídaly skutečným poměrům organického a anorganického hliníku ve vzorku. K zajištění obdobné iontové síly a pH vzorku na vstupu i výstupu z kolony je využíváno kombinace Na^+ a H^+ formy ionexu [40, 119]. Tento poměr je nutné experimentálně vyzkoušet pro konkrétní typ vod [26]. Také ze sledování koncentrace DOC na vstupu a výstupu z kolony lze usuzovat na správný průběh frakcionace hliníku. Koncentrace DOC ve výstupu z kolony by měla být stejná jako koncentrace DOC na vstupu, tzn. žádný organicky vázaný uhlík by neměl být zachycen v koloně a naopak by se neměl uvolňovat žádný organický uhlík z katexu [40, 120]. Podobně lze použít i měření absorbance vzorku v UV spektru, absorpční křivka by měla být srovnatelná na vstupu i výstupu z kolony [40].

3.3. Problémy způsobené zvýšenými koncentracemi hliníku ve vodě

Zvýšený výskyt sloučenin hliníku ve vodním prostředí způsobuje celou řadu problémů, které mají za následek nejen změnu kvality vody, ale i toxický dopad na vodní a suchozemské organismy. Zvýšené koncentrace hliníku v přírodních vodách ovlivňují pufrací kapacitu vody, její pH a následně cykly esenciálních prvků jako je fosfor, rozpuštěný organický uhlík a stopové prvky [19, 20]. Zajímavé je dosud nezdůvodněné a jednoznačně neprokázané zjištění, že náhle a dočasně zvýšené koncentrace hliníku v acidifikovaných, velmi málo mineralizovaných a organicky znečištěných vodách mohou být příčinou snížení povrchového napětí vody a z toho vyplývajícího pění [9]. Problematické jsou také zvýšené koncentrace hliníku ve vodě, pokud se dostanou do distribučního systému. S vyšší reziduální koncentrací hliníku v upravené vodě souvisejí problémy při zásobování pitnou vodou, jako je usazování produktů hydrolyzy hliníku v potrubí, následné snížení jejich průtokové kapacity a také zvýšení zákalu vody [88, 121]. Hliník přítomný v pitné vodě ve formě hlinitých vloček může reagovat s dezinfekčními činidly používanými jako ochrana před mikroorganismy a tím snižovat jejich účinnost [121, 122]. Také

se může sekundárně uvolňovat do pitné vody z usazenin, které vznikly na povrchu trubek (cementových či azbestocementových) a to zejména v případě vody s nízkým pH a alkalitou nebo nízkým obsahem vápníku [121, 123]. Tyto usazeniny hliníku vznikají v distribučním systému v případě neúplného odstranění vloček hliníku při úpravě. Voda je přesycena vysráženými sloučeninami hliníku jako $\text{Al}(\text{OH})_3(\text{aq})$, krystalickými formami $\text{Al}_2\text{O}_3(\text{s})$, aluminosilikáty a aluminofosfáty [121]. Toto přesycení vody hliníkem nastává při nesprávném průběhu úpravy, problematické je zejména zimní období, kdy při nízkých teplotách upravované vody probíhá hydrolyza hliníku pomalu. Pokud v tomto případě dojde k nevhodnému dávkování hlinitých solí, vzniká nebezpečí dodatečného vylučování hydratovaného oxidu hlinitého až ve vodovodní síti [9]. K vylučování $\text{Al}(\text{OH})_3(\text{aq})$ v distribuční síti dochází častěji pokud pH vody poklesne a hliník se transformuje do forem, které mají nižší rozpustnost a usazují se spolu s dalšími kovy jako je železo, mangan a olovo na povrchu potrubí [121]. Problematice usazování sloučenin hliníku v distribuční síti se podrobně věnuje řada autorů [64, 121, 124, 125].

Nejzávažnějším problémem vyšších koncentrací hliníku ve vodě je však jeho potenciální toxicita a negativní vliv na přirozené ekosystémy. Z důvodu nízké rozpustnosti hliníku v roztoku za neutrálních podmínek byl poměrně dlouho hliník považován za netoxický prvek a jeho negativní účinky na životní prostředí nebyly známy [120]. Později byly prokázány toxické účinky hliníku na živé organismy v souvislosti se zvýšením výskytu reaktivních forem hliníku z důvodu výskytu kyselých dešťů a snižování pH přírodních vod.

Hliník není považován za esenciální stopový prvek a jeho fyziologický význam není zcela jasný. Hliník se jako téměř jediný z prvků I. - III. základní skupiny prvků periodické soustavy přirozeně nevyskytuje prakticky v žádné živé tkáni, ať již rostlinné nebo živočišné. Významným problémem spojeným s výskytem hliníku je jeho sekundární akumulace v tělech organismů, která ohrožuje i organismy postavené výše v potravním řetězci. Např. u některých druhů ptáků živících se vodním hmyzem byly zjištěny vysoké koncentrace hliníku v kostní dřeni a vejcích, což indikuje posun hliníku potravním řetězcem [33, 126].

Většina studií zabývajících se toxicitou hliníku se věnuje jeho toxickému vlivu na určité cílové skupiny organismů, od nejmenšího planktonu až po velké ryby a suchozemské organismy [63]. Toxicita hliníku závisí na koncentraci a výskytu jednotlivých forem hliníku a dále na druhu a na vývojovém stádiu organismu. Uvádí se, že nejcitlivější vodní organismy jsou poškozovány koncentracemi hliníku v hodnotách nad $0,5 \text{ mg.l}^{-1}$ [9]. V acidifikovaných vodách se zvýšeným obsahem hliníku byl zjištěn úbytek fyto- a zooplanktonu [127]. V literatuře [18, 128] je podrobně popsán toxický vliv hliníku na zelené řasy a rozsivky. Nebylo však potvrzeno, že by vyšší vodní

rostliny byly příliš ovlivněny zvýšenou koncentrací hliníku ve vodním prostředí [33]. Na vodní živočichy má hliník prokazatelně negativní vliv. U bezobratlých vodních živočichů (stejně jako u ryb) hliník způsobuje poruchy osmoregulace a poškozuje jejich dýchací soustavy [129]. Dále hliník snižuje reprodukční schopnosti vodních organismů (prokázáno u rodu *Daphnia*), nicméně ne všechny skupiny bezobratlých vodních organismů jsou citlivé ke zvýšeným koncentracím hliníku, např. nebyla prokázána zvýšená úmrtnost u rodu škeble (*Anodonta*) nebo raka (*Astactus*) [33].

Toxicita hliníku pro rybí populace se projevuje při pH vod pod cca 5. Bylo potvrzeno, že ve vodách s nízkým pH (4,6 – 5,3) a nízkým obsahem vápníku (0,5 - 1,5 mg.l⁻¹) je hliník prokazatelně toxický pro ryby již v koncentracích mezi 0,025 – 0,075 mg.l⁻¹ [33, 34]. K toxicitě hliníku jsou citlivější některá vývojová stádia ryb. Jelikož hliník působí jako buněčný jed, hubí zejména jikry nakladené na dně jezer a potoků a juvenilní stádia ryb [33, 130]. Podstata negativního působení vyšších koncentrací hliníku spočívá ve snížení aktivity enzymů důležitých pro zisk iontů, což vede ke snižování koncentrace plazmatických a hemolymfatických iontů a následně poruše osmoregulace [130]. Na žábřácích, kde se vylučuje alkalický NH₃, je vyšší pH v porovnání s okolní vodou a dochází zde k vysrážení monomerního anorganického hliníku. Tyto sraženiny jednak snižují plochu pro možnou výměnu iontů a difuzi plynů O₂ a CO₂ mezi vodou a krví a také vyvolávají zánětlivé otoky [33, 130, 131]. Hliník také negativně působí na kožní soustavu ryb, zvyšuje produkci hlenovitého sekretu a často způsobuje zhoršení čichových schopností ryb [36]. V neposlední řadě dochází k akumulaci hliníku ve tkáních ryb, hlavní branou vstupu hliníku do jejich organismu jsou žábra [130, 131]. Stejně jako u ostatních organismů také u ryb platí, že různé druhy jsou k toxicitě hliníku více či méně odolné [36]. Velmi citlivou rybou je losos, stejně jako pstruh a kaprovité ryby. Krátkodobě odolný je okoun a jedním z nejodolnějších druhů je siven americký, který dokáže žít i v poměrně kyselých vodách. V případě vody určené pro chov ryb se doporučuje, aby jeho koncentrace nepřestoupila hodnotu 0,05 mg.l⁻¹[9].

Ve srovnání s jinými kovy je hliník pro suchozemské živočichy málo toxický. Tyto organismy přicházejí do styku s hliníkem zejména přes trávicí trakt, ale absorpce hliníku přes trávicí soustavu je nízká a hliník je navíc poměrně účinně vylučován močí. Přesto může docházet k akumulaci hliníku v některých tkáních u suchozemských organismů a pozorován byl negativní vliv hliníku na centrální nervovou soustavu [33, 132].

U suchozemských rostlin byl prokázán výrazný fyto toxický vliv hliníku [133]. Hliník přítomný v půdách a půdních roztocích je pro rostliny toxický, pokud je jeho koncentrace při

kyselém pH vyšší než 2-3 ppm [133]. Hliník ve vyšších koncentracích inhibuje růst rostlin. Pokles růstu vlivem zvýšené koncentrace hliníku se projevuje v koncentracích hliníku přibližně nad 5 mg.l^{-1} u bylin a nad 20 mg.l^{-1} u dřevin. Tato limitní koncentrace je však závislá i na rostlinném druhu, např. u jehličnatých dřevin je rod borovice (*Pinus*) mnohem odolnější vůči toxicitě hliníku než rod smrk (*Picea*) [33]. Negativní vliv hliníku se projevuje nejen na kořenovém systému a listech rostlin, ale ovlivňuje i fyziologické procesy probíhající v tkáních rostlin. Hliník zasahuje do buněčného dělení, způsobuje odumírání jemných kořínků a omezuje kořenové dýchání. Rovněž snižuje tuhost buněčné stěny, narušuje aktivitu enzymů, oslabuje fotosyntetickou schopnost rostlin a ovlivňuje příjem a transport některých esenciálních prvků jako je Ca, Mg, K, P a Fe [133]. Protože se hliník v tkáních rostlin velmi účinně akumuluje, dochází k působení na celý potravní řetězec [134]. Z důvodu fytotoxicity hliníku by neměla jeho koncentrace v závlahových vodách přesahovat 10 mg.l^{-1} a za zcela nevhodnou se považuje voda s koncentrací hliníku nad 20 mg.l^{-1} [9].

Toxicita hliníku na živé organismy není způsobena pouze celkovou koncentrací hliníku, ale značně závisí na formě hliníku [107, 135]. Toxicitou jednotlivých sloučenin se zabývala celá řada autorů [99, 136 - 138]. Bylo zjištěno, že komplexní formy hliníku jsou méně toxické než jednoduché ionty. Toto zjištění souvisí s biologickou absorpcí a akumulací hliníku v kritických orgánech a tkáních, neboť sloučeniny hliníku s nižší molekulovou hmotností jsou obvykle biodostupnější [78]. Laboratorními biologickými testy bylo indikováno, že nejvíce toxické pro živé organismy jsou anorganické monomerní aqua a hydroxidové formy hliníku jako je Al^{3+} , AlOH^{2+} , $\text{Al}(\text{OH})_2^+$ a $\text{Al}(\text{OH})_4^-$ [20, 36, 61, 74]. Naopak sloučeniny hliníku s fluorem nebo komplexy s organickými látkami nevykazují žádné toxické účinky [20, 36, 61, 136, 138]. Toxicita hliníku také závisí na některých dalších faktorech, jako je např. koncentrace vápníku a křemíku. Bylo prokázáno, že zvýšená koncentrace iontu Ca^{2+} snižuje toxicitu hliníku [33] a také přítomnost kyseliny křemičité může snižovat biodostupnost a toxicitu hliníku tvorbou komplexů hydroxyhlinitokřemičitanů s hydratovanými sloučeninami hliníku [36, 61, 137, 138]. V souhrnu lze konstatovat, že toxicita hliníku závisí na celkovém složení vody. Ve vodách málo mineralizovaných jsou jeho účinky prokazatelnější než ve vodách více mineralizovaných.

Ačkoliv byly negativní vlivy hliníku na vodní ekosystémy známy již od poloviny 19. století (první významná studie zabývající se toxickými účinky byla práce L.M.Kopeloffa a kol. [139]), byla voda obsahující hliník po dlouhou dobu považována pro člověka za zdravotně nezávadnou. Studie zabývající se toxickým vlivem hliníku na lidský organismus se začaly

objevovat až později. Řada z nich potvrdila, že zvýšené koncentrace hliníku mohou u člověka způsobovat různé zdravotní problémy a vážné choroby jako je Alzheimerova choroba, Parkinsonova nemoc, dialýzní encefalopatie, osteomalacie nebo anémie. Do souvislosti s vývinem Alzheimerovy choroby začal být hliník dáván přibližně od sedmdesátých let dvacátého století. O existenci této choroby se vědělo již od začátku 20. století, kdy německý lékař Alois Alzheimer předváděl na vědecké radě pacientku ztrácející se ve vlastním domě. Tato porucha však byla považována za velice neobvyklou a vzácnou a rozhodně nebyla hledána spojitost s výskytem hliníku [140]. Prvními projevy Alzheimerovy choroby jsou výpadky paměti, dezorientace, zmatečnost a deprese a dále následuje mentální úpadek. V sedmdesátých letech dvacátého století se tato nevyléčitelná mozková porucha stávala čím dál častější a jejími příčinami se začalo zabývat velké množství lékařů a vědců. Vědci se domnívali, že příčinou je pravděpodobně špatná funkce chemických přenašečů signálů mezi nervovými buňkami způsobená tvorbou povlaků na membránách nervových buněk za přítomnosti hlinitých iontů. Studií tvrdících, že existuje spojitost mezi zvýšenou expozicí hliníku a Alzheimerovou chorobou bylo publikováno velké množství [např. 136, 141 - 146]. V řadě populačních studií bylo zjištěno, že v mozkových tkáních osob, které zemřely na diagnózu Alzheimerovy demence, byly nalezeny vyšší hodnoty hliníku než v tkáních mozku zdravých osob [142, 147]. Další studie prokázaly, že výskyt Alzheimerovy choroby je vyšší v oblastech, kde je průměrná koncentrace hliníku v pitné vodě vyšší než v oblastech, kde je koncentrace pod $0,01 \text{ mg.l}^{-1}$ [61, 101]. Studie jiných autorů však tyto nálezy nepotvrdily [141, 148, 149] a přesvědčení, které panovalo dlouhá léta, že hliník může způsobovat rozvoj Alzheimerovy nemoci, bylo ve studiích z poslední let většinou vyvráceno [134, 141, 150, 151]. Ačkoliv je skutečná příčina vzniku Alzheimerovy choroby stále nejasná [135], je v současné době hliník uváděn pouze ve skupině domnělých rizikových faktorů společně s mnoha dalšími. Je mnoho teorií o důvodech vzniku Alzheimerovy choroby, jako jsou genetické faktory, metabolické změny (produkce odlišných proteinů), infekční činitla a toxické látky jako je hliník, další kovy nebo rozpouštědla. Nejpravděpodobnější je kombinace genetických dispozic s působením dalších faktorů. Ačkoliv je u této nemoci pozorováno zvýšené ukládání hliníku do nervové tkáně mozku, je pravděpodobné, že se hliník ukládá až sekundárně do degenerovaných neuronů v mozkové tkáni. Podporuje to i fakt, že u těchto pacientů byly zjištěny nízké koncentrace hliníku v séru a cerebrospinálním moku.

Obdobně jako u Alzheimerovy choroby, také u Parkinsonovy nemoci existují určité hypotézy, že zvýšená expozice hliníku může přispívat k rozvoji této choroby. Demence

u Parkinsonovy choroby bývá většinou podstatně mírnější a pomaleji postupující, než u Alzheimerovy nemoci a také její výskyt je méně častý [3, 7, 134, 140, 141].

Zvýšené koncentrace hliníku ale mohou mít i jiné negativní vlivy na zdraví člověka než je zmiňovaná Alzheimerova a Parkinsonova choroba. Obecně sice není hliník považován za zdravotně rizikový pro zdravého člověka bez pracovní expozice hliníku [152], ale existují studie, které tvrdí, že se hliník vyznačuje toxickými účinky na trávicí ústrojí, plíce a vstřebané sloučeniny hliníku mohou působit škodlivě na celý lidský organismus [3, 7, 134, 136, 140]. Akutní i chronická toxicita hliníku je relativně nízká pro malou míru vstřebávání a rychlé vylučování hliníkových iontů [3, 61]. Hodnota orální LD₅₀ (střední letální dávka) se pohybuje v rozmezí od několika stovek do tisíce mg hliníku na kg váhy za den [7]. NPK (nejvyšší přípustná koncentrace) hliníku není stanovena. Při krátkodobé expozici vysokým dávkám hliníku byly u postiženého zjištěny potíže jako je zvracení, průjmy, tvorba aftů, vyrážek a artritické bolesti [3]. Všechny tyto účinky však v krátké době po ukončení expozice hliníku odezněly. Chronické působení hliníku pravděpodobně ovlivňuje absorpci fosforu, železa a fluoru, blokuje funkci některých stopových prvků, inaktivuje některé metaloenzymy a způsobuje poruchy metabolismu fosfátů a cukrů [7, 61].

Při laboratorním testování toxických vlivů hliníku byla prokázána jeho neurotoxicita [33, 132, 134, 147]. Dále bylo zjištěno, že hliník vykazuje reprodukční a vývojovou toxicitu a působí embryotoxicky [7]. Naopak nebylo zjištěno, že by hliník vykazoval karcinogenní, teratogenní ani mutagenní účinky navzdory jeho schopnosti tvořit komplexy s DNA [61].

Vážné problémy spojené se zvýšenou koncentrací hliníku v prostředí nastávají v případě pacientů s chronickou renální dysfunkcí. U těchto pacientů mohou zvýšené koncentrace hliníku, které se jim dostanou do těla např. s pitnou vodou, potravou, ale nejčastěji ve formě dialyzačního roztoku, způsobit řadu závažných chorob. Mezi nejzávažnější patří dialýzová resp. hemolytická encefalopatie [3, 20]. Jedná se o postupující demenci charakterizovanou řečovými obtížemi a změnami chování, třesem, křečemi a psychózou. Objevuje se zejména u pacientů s poruchou ledvin, kteří prošli hemodialyzačním léčením a byli vystaveni koncentracím hliníku vyšším než 50 µg.l⁻¹ [7, 61, 152]. U těchto pacientů bývá omezena schopnost vylučovat hliník a navíc dochází ke zvýšené adsorpci hliníku z trávicího ústrojí. Odstranění hliníku z roztoku používaného pro dialýzu snížilo symptomy demence u sledovaných pacientů [61].

Dalšími chorobami, které mohou souviset s příjmem vyšších koncentrací hliníku, je u pacientů s poruchou ledvin osteomalacie a dialýzová osteodistrofie. Osteomalacie je porucha ve vývinu kostí snížením inkorporace vápníku a demineralizace kostí, která se projevuje svalovou

slabostí, bolestí v kostech a patologickými frakturami způsobenými měknutím kostí a vývojem křivice [3, 7, 20, 134]. Také dialýzová osteodistrofie je choroba projevující se poruchami kostní mineralizace [61, 134]. U řady pacientů se navíc v souvislosti s výskytem hliníku vyvinuly choroby jako je mikrocytární anemie (chudokrevnost), způsobená toxickým působením hliníku na enzymy podílející se na syntéze krevního barviva, glukózová intolerance nebo amyotrofická laterální skleróza podpořená nedostatkem vápníku a hořčíku v potravě a pitné vodě [3, 7, 20].

Hliník, kterému je lidský organismus vystaven, pochází z mnoha zdrojů. Nejvíce hliníku je obsaženo v prachu, vodě a potravinách. Hliník se také nachází v kosmetických přípravcích a v řadě léků a příjem hliníku do lidského těla je možný i dalšími způsoby jako je např. dialýza u pacientů s chorobami ledvin a ve velmi malém množství se hliník může uvolňovat i z některých antiperspirantů [62].

Hlavním zdrojem příjmu hliníku jsou bezesporu potraviny a pitná voda. Některé druhy potravin mohou přirozeně obsahovat vyšší koncentrace hliníku, do většiny potravin se ale hliník dostane uměle ve formě tzv. potravinových aditiv (označení E) [7, 62]. Aditiva jsou látky přidávající se do potravin např. pro prodloužení trvanlivosti, zvýraznění barvy, ovlivnění chuti či hustoty a hliník je obsažen např. v některých druzích prášků do pečiva či v instantních čokoládových směsích. Hliník se do potravin také dostává při jejich přípravě, riziko používání hliníkového nádobí, příborů či alobalu při přípravě a konzumaci potravy je stále diskutovaným problémem [7, 62]. V podmínkách, kdy se potraviny běžně tepelně upravují i konzumují, je hliníkový povrch stabilní a prakticky nerozpustný. Problém nastává, když je např. vařený pokrm okyselen octem. Pak může skutečně nastat situace, kdy se z hliníkových nádob bude při každém použití uvolňovat hliník [33]. Koncentrace hliníku v běžně konzumovaném jídle může dosahovat hodnot od 0,001 až do 69,5 mg Al na 100 g, nejvyšší koncentrace hliníku byly zjištěny v oříšcích, obilných a mléčných produktech a v částečně sířených sýrech. Také v některých nápojích jako jsou čaj, káva, nebo ovocné šťávy byl zjištěn zvýšený obsah hliníku v koncentracích až 2-8 mg.l⁻¹ [33]. Celkový příjem hliníku z potravin je u dospělého jedince odhadnut na 5 – 15 mg za den, dávky pro děti jsou o něco nižší [9, 33].

Další možný příjem hliníku je s pitnou vodou, ve které se hliník nachází přirozeně, může být pozůstatkem použitých hlinitých destabilizačních činidel nebo se sekundárně uvolňovat z usazenin v distribuční síti. Studií zabývajících se příjmem hliníku s pitnou vodou je velké množství [33, 62, 145, 153]. Příjem hliníku pitnou vodou tvoří méně než 5 % z jeho celkového denního příjmu. Na druhou stranu se však upozorňuje na to, že je hliník ve vodě přítomen v

biologicky dostupnější formě než v potravinách a jeho vstřebávání do krevního řečiště může být snazší [9, 62, 147, 152].

V neposlední řadě se hliník do těla může dostat s některými léky, jako jsou např. antacida (léky na bázi sloučenin hliníku snižující kyselost žaludečních šťáv), které mohou během léčby přivést do zažívacího traktu až 3 g hliníku za 1 den [7, 9, 33, 62, 141]. Také analgetika jako např. aloxipirin či acylpyrin obsahují hliník a příjem těchto léků může v závislosti na doporučeném dávkování zvýšit denní příjem hliníku až na několik stovek $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ tělesné váhy [7, 33].

O vstřebávání hliníku do organismu a jeho metabolismu existuje relativně málo informací, jisté však je, že příjem hliníku do organismu je možný přes trávicí trakt, plicemi, pokožkou nebo z dialyzačního roztoku a transfúzí [62]. Nejčastějším způsobem, jak se hliník dostává do lidského těla je absorpce v trávicím traktu, kam se hliník dostává s potravou a pitnou vodou. Kritickými místy absorpce hliníku v trávicím traktu je žaludek a tenké střevo. V žaludku se přijatá potrava zdrží 1 až 4 hodiny a předpokládá se, že v silně kyselém prostředí žaludku (hodnota pH 1,5 – 2) se převážná část přijatého hliníku přemění na formu Al^{3+} nebo jiné rozpustné monomerní sloučeniny hliníku [3, 9, 62, 152]. Tyto formy hliníku pak zůstávají v roztoku a mohou vytvářet komplexy se složkami potravy např. s různými organickými sloučeninami [62]. Sliznicová výstelka žaludku neumožňuje prostupování nabitých částic přes žaludeční stěnu a ani průchod velkých organických komplexů hliníku, a tak se většina hliníku v žaludku nemůže vstřebat [3, 62]. Příjem hliníku v žaludku může být zvýšen, pokud je žaludeční výstelka narušena stresem, nadměrným příjmem etanolu nebo acylpyrinu [4]. Adsorpce hliníku v žaludku je také ovlivněna skutečností, zda je žaludek prázdný či plný tráveniny. Při plném žaludku je vstřebávání hliníku nižší, protože potrava působí jako pufr a dochází ke zvyšování pH v žaludku. Za normálních podmínek se však téměř veškerá absorpce hliníku odehrává v tenkém střevě [4], kam pokračuje trávenina a kde dochází k její neutralizaci na hodnotu pH 6 až 7. Při tomto neutrálním pH se většina hliníku vysráží, přejde do formy nerozpustného $\text{Al}(\text{OH})_3$ a je tudíž nedostupná pro absorpci [3, 62, 152]. Malé množství hliníku však zůstává nevysrážené a může prostupovat střevní stěnou. Jde o organokomplexy hliníku, které vznikly v žaludku navázáním hliníku na organické molekuly (zejména na karboxylové kyseliny), což jim umožnilo zůstat v rozpuštěné formě i v neutrálním prostředí tenkého střeva [3, 62, 134]. Absorpce hliníku v tenkém střevě je možná, přesto je celkové vstřebané množství hliníku v trávicím ústrojí velmi nízké. Předpokládá se, že se ve střevě absorbuje cca 1 % hliníku, který se dostane do trávicího traktu [7, 134].

V literatuře zabývající se příjmem hliníku do organismu bylo zjištěno, že biodostupnost hliníku závisí zejména na formě přijímaného hliníku, hodnotě pH v zažívacím traktu, množství

potravy v žaludku a ve střevě a také na věku a zdravotním stavu člověka [7, 147, 152, 154]. Některé studie prokázaly, že vyšší koncentrace hliníku v krevním séru a v moči byly zjištěny, pokud byl přijímán hliník ve formě hydroxidu hlinitého, uhličitanu hlinitého nebo ve formě komplexů s citráty [4, 33, 141]. Vstřebávání dále ovlivňuje i přítomnost některých látek v trávicím traktu, jako jsou např. komplexující organické látky, fluoridy nebo železo. Absorpce hliníku je závislá i na hladině vitamínu D a hormonu parathormonu, který také s největší pravděpodobností zvyšuje ukládání hliníku v mozkové tkáni [152]. Řada vědeckých studií potvrzuje, že určité choroby ovlivňují vstřebávání hliníku v trávicím traktu. Například pacienti s chronickou renální disfunkcí vykazují vyšší absorpci hliníku [3] a zvýšená možnost adsorpce některých rozpuštěných forem hliníku v tenkém střevě je možná i v případě starších lidí nebo lidí s oslabeným imunitním systémem [3, 4]. Hliník, který se vstřebal v trávicím systému nebo byl do organismu přijat jiným způsobem, se dále dostává do krevního řečiště. Za fyziologických podmínek je v krevním séru 80 % hliníku vázáno na bílkoviny transferin a albumin [3, 62, 152]. Koncentrace hliníku v krvi je 5-10 μM a cévním systémem je pak hliník roznášen do celého organismu. Přítomnost hliníku byla prokázána ve všech tkáních lidského těla, kde se vyskytuje v koncentracích 1-6 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ suché váhy [62]. Nejvyšší koncentrace hliníku jsou obvykle nalezeny v tkáních plic (až 60 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ suché váhy), kostech, tkáních mozku, ledvin, jater, srdeční tkáni a svalech [134]. Hliník byl nalezen v plodové vodě i v mateřském mléce.

Jak již bylo uvedeno výše, pouze malá část přijatého hliníku se dostává do tkání, kde se akumuluje. Většinu hliníku, kterou denně přijmeme, dokáže zdravý organismus z těla velice rychle vyloučit [7, 154]. K vylučování hliníku dochází zejména ledvinami (moči) [3, 152] a nerozpustné sloučeniny hliníku, které vznikly vysrážením v neutrálním prostředí tenkého střeva, jsou vylučovány s tuhými exkrementy [4, 9].

Jelikož je potvrzeno, že koncentrace hliníku v pitné vodě mohou přispívat ke zvýšenému příjmu hliníku do organismu, je nutné jeho koncentraci v pitných vodách limitovat. Limitní hodnotu pro hliník v pitné vodě má stanovena většina vyspělých států a za maximální přijatelnou koncentraci hliníku považuje 0,1 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (např. Belgie, Švédsko) nebo 0,2 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (např. Česká republika, Finsko, Dánsko, Rakousko, Kanada, Čína). Výjimkou je např. Švýcarsko, které jako maximální přijatelnou koncentraci stanovuje 0,5 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ nebo Kalifornie, která dokonce toleruje koncentraci hliníku v pitné vodě do 1 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ [61, 88, 107, 155].

Současné hygienické požadavky na pitnou a teplou vodu v ČR uvádějí pro koncentraci hliníku mezní hodnotu 0,2 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (Vyhláška č.252/2004 Sb. ve znění pozdějších předpisů vyhlášky č.187/2005 Sb. a vyhlášky č.293/2006 Sb.). U balených kojeneckých a pramenitých vod

byla tato koncentrace snížena na $0,05 \text{ mg.l}^{-1}$ (Vyhláška č. 275/2004 Sb. ve znění novely č.404/2006 Sb.) Koncentrace hliníku patří také mezi kritéria znečištění povrchových vod. V nařízení vlády č.61/2003 Sb. (novelizováno nařízením č.229/2007) je jako imisní standard ukazatelů přípustného znečištění povrchových vod stanovena koncentrace hliníku $1,5 \text{ mg.l}^{-1}$.

4. PROCES ÚPRAVY POVRCHOVÝCH VOD SE ZVÝŠENÝM OBSAHEM HLINÍKU A PŘÍRODNÍCH ORGANICKÝCH LÁTEK

Povrchové vody obsahující vysoké koncentrace přírodních organických látek jsou z hlediska upravitelnosti na pitnou vodu značně problematické. Vzhledem ke svým různorodým vlastnostem mohou výrazně ovlivňovat účinnost technologických postupů aplikovaných při úpravě vody. Mezi obtížně odstranitelnou skupinu organických látek patří zejména huminové látky, které při vyšších koncentracích významně ovlivňují chemismus a upravitelnost vody. Tyto látky často tvoří komplexní sloučeniny s různými kationy a snižují tak jejich mobilitu. Tvorba komplexů s vícemocnými kationty hliníku a železa způsobuje inhibici procesu koagulace (destabilizačních a následně i agregačních pochodů) při úpravě vody s vyšším obsahem těchto látek [156]. Huminové látky navíc nejsou biodegradabilní, a z tohoto důvodu téměř nepodléhají procesu samočištění v povrchových vodách [116]. Pro surovou vodu s obsahem organických látek huminového typu jsou typické i další, z hlediska úpravy, problematické vlastnosti, jako je nízký obsah vápníku, hořčíku a hydrogenuhličitanových iontů, nízká hodnota pH a $KNK_{4,5}$. Upravená voda pak často vykazuje nevyhovující sensorické vlastnosti jako je barva, chuť nebo zápach a úpravny upravující huminový typ vod se také setkávají s problémy v dodržení normovaných parametrů kvality pitné vody zejména v ukazatelích $CHSK_{Mn}$, koncentrace hliníku a $KNK_{4,5}$ [157]. Proces úpravy huminových vod na rozdíl od povrchových vod s vyšší hodnotou $KNK_{4,5}$ vyžaduje častější a dokonalejší kontrolu [27]. Obecně platí, že vysokomolekulární huminové kyseliny jsou většinou úpravárenských procesů z vody snadněji odstranitelné než nízkomolekulární fulvokyseliny [51]. Zvýšené koncentrace huminových látek a hliníku v surové vodě jsou často příčinou vyšších koncentrací tohoto kovu ve filtrátu zejména v případech, kdy se jako destabilizační činidla používají hlinité soli. Podrobněji je o problémech spojených s vyšší koncentrací reziduálního hliníku pojednáno v kap. 4.2.

Protože charakter organických látek obsažených v různých typech povrchových vod bývá často rozmanitý, je pro jednotlivé typy surové vody vhodný odlišný způsob úpravy. Hledání optimálních způsobů úpravy vod se zvýšeným obsahem huminových látek je po dlouhou dobu věnována celosvětově značná pozornost. Huminové látky (spolu s hliníkem na ně navázaným) mohou být z vody odstraněny pomocí destabilizačních a agregačních procesů (koagulace), membránovou filtrací, sorpčními procesy, iontovou výměnou nebo také oxidačními

a biochemickými procesy [53, 110, 112]. Účinnost odstranitelnosti huminových látek je závislá především na velikosti, tvaru a polaritě jejich molekul [49, 53, 54].

Ačkoliv existuje mnoho způsobů úpravy těchto typů vod, jako nejvýhodnější se stále jeví chemický způsob úpravy (koagulace) založený na destabilizaci a agregaci huminových látek s následnou separací na pískových filtrech. Tímto způsobem se velmi dobře odstraňují zejména vysokomolekulární huminové látky, nízkomolekulární fulvokyseliny jsou odstraňovány podstatně hůře [53, 54, 158]. Výhodou této technologie jsou zejména únosné investiční a provozní náklady a také možnost instalace v úpravárnách s rozdílným objemem upravené vody. Nevýhodou chemické úpravy používající hlinité soli je v některých případech vznik špatně odvodnitelného kalu s vysokými koncentracemi hliníku a někdy i nevyhovující kvalita upravené vody, která je dána charakterem upravované vody nebo neoptimálně provozovanou technologií úpravy [158, 159].

Záporný náboj molekul huminových látek způsobený disociací funkčních skupin rovněž umožňuje separaci huminových látek z vody iontovou výměnou. Výhodná je také membránová filtrace nebo sorpční procesy (např. sorpce na aktivním uhlí) [112, 116]. Iontová výměna (nejlépe při použití silných anexů) se pro odstranění huminových látek zdá být účinnější než adsorpce na aktivním uhlí, oxidech kovů nebo na anorganických iontech jako jsou hlinitokřemičitany nebo silikagel [160]. Výhodou iontové výměny jsou relativně nízké instalační a provozní náklady oproti sorpci na aktivním uhlí a membránové filtraci, i když ve srovnání s chemickou úpravou jsou podstatně vyšší. Naopak výhodou sorpčních procesů zejména při použití aktivního uhlí je schopnost odstranit i nízkomolekulární látky (např. fulvokyseliny), které jsou ostatními procesy špatně odstranitelné [160]. Účinnost odstranění huminových látek je obvykle nejvyšší při použití vysokotlakých membránových procesů (nanofiltrace), ale investiční a provozní náklady jsou neúměrně vysoké [112, 160]. Žádná ze zmiňovaných technologií, pokud je používána samostatně, nedokáže odstranit všechny huminové látky přítomné v surové vodě. Pro zvýšení účinností je proto v některých případech výhodné použít kombinaci několika metod.

Také způsobů jak odstranit hliník z vody za využití chemicko-fyzikálních postupů existuje celá řada. Organicky vázaný hliník se odstraňuje stejnými způsoby jako huminové látky, při odstraňování dalších forem hliníku patří mezi účinné způsoby úpravy např. ultrafiltrace, reverzní osmóza, iontová výměna nebo klasická destilace [61]. Vzhledem k poměrně vysoké finanční náročnosti těchto procesů je však nejlepším způsobem opět chemická úprava. Pro velké objemy vody, které je třeba upravit na úpravárnách vody, se téměř výhradně používá klasická koagulace, jejíž výhodou je i odstranění řady dalších nežádoucích látek [27].

4.1. Chemická úprava

Znečišťující příměsi povrchových zdrojů surové vody tvoří nejčastěji koloidní disperze a makromolekulární organické látky. Také většina huminových látek se ve vodách vyskytuje vlivem vysoké molekulové hmotnosti a záporného povrchového náboje v koloidním stavu. Koloidní charakter huminových látek umožňuje pro jejich odstranění z vody využít konvenční chemickou technologii založenou na jejich destabilizaci a následné agregaci, která se jeví ze všech možných způsobů úpravy jako nejvhodnější. Destabilizované a agregované částice jsou pak z vody odstranitelné běžnými separačními procesy, jako je sedimentace, filtrace nebo flotace [157, 158]. Výhodou chemické úpravy je zejména účinek destabilizačních činidel neomezující se jen na koloidní a jemné disperzní látky, ale zasahující i ostatní suspendované látky, které se na vytvořené vločky také adsorbují. Tím se dosahuje relativně vysoké účinnosti úpravy a celý proces separace je urychlen. Podmínkou produkce kvalitní pitné vody při chemické úpravě je však důsledná optimalizace chemických a fyzikálních parametrů ovlivňujících úpravu (reakční pH, typ a dávka destabilizačního činidla apod.).

4.1.1. Agregátní stabilita příměsí

Základními kroky procesu chemické úpravy je destabilizace znečišťujících příměsí a jejich následná agregace. Celý tento proces je výrazně ovlivněn agregátní stabilitou částic, které je nutné z vody odstranit. Nezbytnou podmínkou pro to, aby bylo možné účinně odstranit nežádoucí příměsí z vody je porušení jejich agregátní stability. Agregátně stabilní molekuly nebo částice nemění s časem svůj stupeň disperzity. Agregátně labilní molekuly mají oproti tomu tendenci se při vzájemné srážce či kontaktu s vhodným povrchem spojovat.

V přirozených vodách se vyskytují příměsí minerálního a organického charakteru. Podle velikosti částic je lze rozdělit do tří skupin na hrubé, koloidní a analytické disperze. Hrubé disperze o velikosti částic nad 10^{-6} m podléhají působení silového pole, sedimentují a spojují se do větších celků. Jsou tedy kineticky a agregátně nestálé a tyto vlastnosti předurčují jejich snadné odstranění v procesu úpravy vody. Koloidní disperze o velikosti částic 10^{-8} do 10^{-6} m nepodléhají vlivům silového pole, jsou kineticky stálé, nesedimentují a nelze je proto odstranit usazováním. Stabilitu koloidních disperzí v systému lze ovlivnit změnami podmínek prostředí, ve kterém se nacházejí. Jsou odstranitelné destabilizací a následnou agregací [157, 158, 161]. Analytické disperze o velikosti částic menší než 10^{-8} m jsou zpravidla tvořeny jednotlivými molekulami nebo ionty. Jsou kineticky velmi stálé a tudíž běžnými technologickými postupy prakticky

neodstranitelné [157]. Koloidní a analytické disperze se navíc vyznačují agregátní stabilitou, tj. odolností vůči vzájemnému spojování ve větší agregáty a odolností vůči adhezi na povrchu jiných částic. Agregátní stabilita je přitom úzce vázána na strukturu částice [161]. Výskyt jednotlivých příměsí je ovlivněn zejména typem vodního zdroje a charakterem povodí. Hlavním cílem úpravy surové vody na vodu pitnou je co nejúčinnější odstranění těchto příměsí. Prvním krokem je porušení jejich agregátní stability a tím překonání bariéry pro jejich agregaci do větších celků.

Hlavními stabilizačními mechanismy uplatňujícími se ve vodním prostředí je elektrická dvojrivrstva a hydratační obal. Prvně zmíněný stabilizační mechanismus se uplatňuje zejména u nerozpuštěných koloidních látek, druhý u rozpuštěných hydrofilních makromolekulárních organických látek [162]. Koloidní částice mohou být také stabilizovány přítomností adsorbovaných polymerů, jedná se o tzv. sférickou stabilizaci. Základní příčinou stability částic hydrofobního charakteru je energetická bariéra, která vzniká v důsledku náboje povrchu částic a bývá označována jako elektrická dvojrivrstva. Podstatu stabilizace elektrickou dvojrivrstvou nejlépe vystihuje tzv. Sternova teorie, která je založena na elektroneutralitě celého systému [9]. Protože v koloidních suspenzích nemůže existovat nerovnováha v celkovém elektrickém náboji systému, musí být primární náboj na povrchu částice v systému jako celku vyrovnán. U záporně nabitých koloidních částic převažujících v přirozených vodách se proto v jejich okolí přednostně akumulují opačně nabitě (kladné) ionty. Na povrchu hydrofobních koloidů tak vzniká dvojrivrstva, kterou charakterizuje elektrokinetický ζ (zeta) potenciál vyjadřující míru stability koloidních částic ve vodě. Pokud dojde ke snížení ζ potenciálu na hodnotu cca 30 mV (kritický potenciál), dochází v důsledku zeslabení elektrostatických sil k agregaci [9, 158].

U hydrofilních koloidních disperzí (koloidních roztoků) vychází stabilita z přítomnosti silně polárních skupin na svém povrchu, které jsou příčinou vzniku tzv. hydratačního obalu. Náboj hydrofilních koloidů vzniká především disociací charakteristických skupin v organické molekule a jejich rozložením podél řetězce molekuly. Přítomnost těchto skupin na površích organických látek způsobuje prostorovou orientaci dipólů molekul vody a vytváří kolem organické makromolekuly prostorově orientovaný hydratační obal. Díky tomuto hydratačnímu obalu se makromolekuly navzájem odpuzují a neslučují se samovolně do větších celků [163]. Protože hydrofilní i hydrofobní koloidy mají v přirozených vodách stejné znaménko hydratačního obalu, není možné ani jejich vzájemné shlukování do větších celků a lze je odstranit jen tehdy, podaří-li se potlačit jejich stabilizující mechanismy [162].

K poslednímu zmíněnému způsobu stabilizace, tzv. stérické stabilizaci, dochází při adsorpci hydrofilních koloidů na fázovém rozhraní mezi pevnou částicí a vodou, kdy adsorbované segmenty vytvářejí na pevném povrchu „smyčky“ a řetězce prostorově orientované do roztoku [159]. V závislosti na poměrném množství polymeru a pevných částic, afinitě polymeru k vodě a k pevné částici, typu a koncentraci elektrolytu mohou mít adsorbované polymery stabilizující nebo destabilizující účinek. Stabilizující polymery mohou obsahovat dva typy skupin - jeden s vysokou afinitou k povrchu pevné částice a druhý, více hydrofilní, který vyčnívá do roztoku.

4.1.2. Destabilizace, agregace a separace příměsí obsažených ve vodách

4.1.2.1. Proces destabilizace příměsí

Chemická úprava vody zahrnuje dva odlišné procesy - destabilizaci znečišťujících příměsí a agregaci již destabilizovaných částic ve větší separovatelné agregáty [158, 159, 164]. Destabilizace částic přítomných ve vodě je nutná pro následnou agregaci částic a jejich možné odstranění z vody. Na účinnosti destabilizace částic je přímo závislá účinnost technologických procesů agregace a separace. Obecně lze říci, že destabilizace hydrofobních koloidních látek je způsobena potlačením elektrické dvojvrstvy, čehož lze dosáhnout neutralizací náboje např. pomocí přirozených elektrolytů, adsorpcí částic na povrchích již zformovaných agregátů nebo specifickou adsorpcí na produktech hydrolyzy hlinitých či železitých solí. Destabilizace hydrofilních koloidů se naopak dosahuje převážně pomocí koordinačních reakcí probíhajících mezi funkčními skupinami nesenými částicemi a kovovými ionty hydroxopolymerů [54]. V praxi je destabilizace prováděna přidávkou destabilizačních činidel na bázi hliníku nebo železa, které ve vodě hydratují za tvorby hydroxokomplexu (nesoucích na svém povrchu náboj) se schopností adsorpce na povrchích koloidních částic [157]. Důležitá je zejména dostatečně rychlá reakce destabilizačního činidla se znečišťujícími příměsemi, která je nutným předpokladem pro jejich dobré odstranění z vody. Proces destabilizace zahrnuje řadu hydrolytických, disociačních, srážecích, oxidačně-redukčních a komplexotvorných reakcí.

Destabilizace přírodních organických látek probíhá dvěma základními procesy. Jedná se o neutralizaci náboje organických látek hydroxopolymerů destabilizačního činidla a sorpci organických látek na hydroxidech hliníku a železa. O tom, který destabilizační proces bude převažovat, rozhoduje především pH vody, koncentrace organických látek, typ a dávka destabilizačního činidla [160]. V oblasti pH = 6,0 - 8,0, kde dochází ke tvorbě sraženin $\text{Al}(\text{OH})_3$

a $\text{Fe}(\text{OH})_3$ z nadávkovaného destabilizačního činidla, probíhá odstraňování organických látek adsorpcí na sraženině [54, 158]. Tento mechanismus je typický pro vody s nižší koncentrací organických látek, s vyšším obsahem hydrogenuhličitanových iontů, vyšší hodnotou pH a vyšším obsahem solí. V oblasti $\text{pH} = 4,0 - 5,5$ se uplatňuje mechanismus neutralizace náboje hydroxopolymery. V této oblasti se hydroxopolymery mohou projevovat buď specifickými reakcemi s negativně nabitými molekulami huminových kyselin, nebo stíněním negativně nabitých center, což vede ke změně struktury molekuly, její kontrakci a vypadávání. Tento druhý mechanismus se uplatňuje v úzké oblasti pH a vyznačuje se stechiometrií mezi dávkou a koncentrací organických látek při optimální dávce [157], proto nutným předpokladem účinné destabilizace je optimalizace pH upravované vody [158]. Mechanismus je typický pro vody s vysokou koncentrací přírodních organických látek, s nízkou koncentrací hydrogenuhličitanových iontů, nízkou hodnotou pH a nízkým obsahem solí [27]. Při destabilizaci přírodních organických látek neutralizací náboje je dávka destabilizačního činidla velmi úzce závislá na koncentraci organických látek [54].

Po nadávkování destabilizačního činidla do vody začíná probíhat proces hydrolyzy, který je značně závislý na iontové síle, teplotě a pH vody, na koncentraci použitého destabilizačního činidla. Tento proces probíhá mechanismem vratných reakcí. Při vysoké hodnotě pH vody probíhá hydrolyza solí hliníku či železa mnohem rychleji než při nízké hodnotě pH vody. Vlastní hydrolytická reakce je ovlivňována i teplotou, při nízké teplotě vody je rychlost hydrolyzy a zpětné reakce téměř shodná, naopak při vyšší teplotě (např. při $20\text{ }^\circ\text{C}$) je rychlost hydrolyzy mnohem vyšší než reakce zpětné [163].

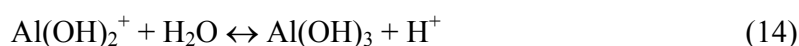
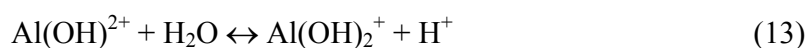
Hydrolyza probíhá ihned po nadávkování destabilizačního činidla do vody. Soli používané jako destabilizační činidla ve vodě disociují a hydratují za tvorby hydroxokomplexů. Hydroxokomplexy jsou schopny polymerace, vytvořené polymery nesou na svém povrchu náboj (s opačným znaménkem než mají koloidní částice obsažené ve vodě) a specificky se adsorbují na cizích površích [163]. Hydrolyzu hlinitých iontů probíhající po nadávkování jejich solí do vody můžeme popsat následující rovnicí:



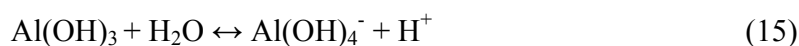
Hydrolyza dále pokračuje polymeračními reakcemi za vzniku kladně nebo záporně nabitých polyhydroxokomplexů, např. $[\text{Al}_2(\text{OH})_2]^{4+}$ a $[\text{Al}_7(\text{OH})_{17}]^{4+}$ [9]. Nízkomolekulární polyhydroxokomplexy jsou rozpuštěné, se zvyšujícím se počtem molekul nabývají koloidního charakteru a dochází k vylučování tuhé fáze a hydratovaného oxidu hlinitého $\text{Al}_2\text{O}_3 \cdot x\text{H}_2\text{O}$

(amorfni $\text{Al}(\text{OH})_3$) [9, 55, 161, 163]. Při hodnotách pH pod 4,5 převažuje v roztoku z rozpuštěných forem jednoduchý hydratovaný iont Al^{3+} , při hodnotách pH nad 8,5 jsou pak dominantní formou výskytu Al^{III} aniontové hydroxokomplexy. Penta a hexahydroxohlinitaný převažují až v silně alkalickém prostředí, které ve vodárenské praxi nemá význam [9]. Nehydrolyzované ionty hliníku a neagregované produkty částečné hydrolyzy přítomné v rozpustné formě nejsou v procesu úpravy zachyceny a zhoršují jakost upravené vody. Částečně agregované produkty hydrolyzy přítomné většinou v koloidní formě mohou být zčásti odstraněny na pískových filtrech [27].

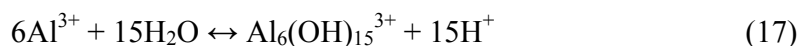
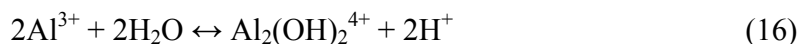
Podrobněji lze průběh hydrolyzy předvést např. na síranu hlinitém [45, 165]



v alkalické oblasti probíhá hydrolyza až na hlinitan



Kromě výše uvedených reakcí pravděpodobně probíhají při nízké hodnotě pH vody také následující reakce, při kterých dochází k vzniku polynukleárních komplexů [54]



Hydrolyza železitých iontů probíhá obdobně jako hydrolyza hlinitých iontů. Postupně dochází také k tvorbě monohydroxokomplexů, polyhydroxokomplexů a následně vzniká hydratovaný oxid železitý. Mezi hlavní rozpuštěné formy výskytu železa ve vodách patří Fe^{3+} , $[\text{Fe}(\text{OH})]^{2+}$, $[\text{Fe}(\text{OH})_2]^+$, $[\text{Fe}(\text{OH})_3(\text{aq})]^0$ a $[\text{Fe}(\text{OH})_4]^-$. Jednoduchý Fe^{3+} převládá ve vodách s hodnotou pH nižší než 2, zatímco aniont tetrahydroxoželezitanový je dominující formou při pH nad 10. Mononukleární komplexy snadno kondenzují a polymerují za vzniku polynukleárních hydroxopolymerů. Nejjednodušším hydroxopolymerem je dimer $[\text{Fe}_2(\text{OH})_2]^{4+}$, který podléhá dalším polymeračním reakcím za vzniku např. $[\text{Fe}_2(\text{OH})_3(\text{H}_2\text{O})_7]^{3+}$ a dalších komplexů. Postupně tak dochází ke vzniku hydroxopolymerů Fe^{III} až nakonec dochází k vysrážení hydratovaného oxidu železitého, který je v podstatě směsí různých polynukleárních hydroxokomplexů. Distribuce vznikajících hydroxokomplexů je závislá zejména na hodnotě pH, ale i na poměru mezi koncentrací iontů OH^- a počáteční koncentrací železa [9, 163].

Při hydrolyze destabilizačních činidel vznikají také vodíkové ionty, které jsou ve vodě neutralizovány přítomnými hydrogenuhličitany podle rovnice:



Pokud je ale přirozená neutralizační kapacita vody vyčerpána, dochází vlivem hydrolyzy ke snižování hodnoty pH vody, což následně vede k zpomalení či zastavení procesu destabilizace. V takovém případě je třeba pH vody udržovat ve vhodné oblasti např. pomocí dávkování vápna nebo sody. Vliv hodnoty pH vody na průběh destabilizace je výrazný, hodnota pH ovlivňuje velikost náboje částic a jejich strukturu, vedle toho určuje také typ převažujícího hydroxopolymeru charakterizovaného sorpčními schopnostmi a velikostí náboje [161]. Při optimalizaci chemické úpravy vody je hledána taková hodnota pH, při které je destabilizace schopný největší podíl obsažených příměsí.

V technologické praxi úpravy vody se jako destabilizační činidla používají především hlinité a železité soli. Také při úpravě přírodních vod s vysokým obsahem organických látek (až 80% tvoří huminové látky) se využívají kladně nabitá destabilizační činidla na bázi hliníku a železa [160, 166 - 169]. Názory na to, zda jsou pro úpravu huminových vod vhodnější hlinitá nebo železitá destabilizační činidla nejsou v literatuře jednotné. Řada autorů se domnívá, že pro úpravu surové vody s vysokou koncentrací huminových látek jsou vhodnější hlinitá destabilizační činidla, protože rozmezí hodnot pH, kdy jsou hlinitá činidla maximálně účinná (pH 5,8-6,2) se překrývá s optimální hodnotou pH pro odstranění NOM (pH 5,0-6,5) [54, 158]. Použití hlinitých destabilizačních činidel může přinášet řadu provozních výhod, jako jsou menší průnik hliníku do upravené vody ve srovnání s železem, menší pravděpodobnost vzniku sensorických závad při průniku destabilizačního činidla do upravené vody, vyšší účinnost nebo menší agresivita dávkovaného roztoku [27, 107]. Nevýhodou hlinitých destabilizačních činidel ve srovnání s železítými je jejich vyšší cena a pomalejší průběh hydrolyzy při velmi nízkých teplotách vody [27]. Naopak z prací [112, 160, 170] vyplývá, že při použití železítých činidel je dosahováno vyšších účinností odstranění přírodních organických látek než při použití hlinitých činidel. Specifický povrch vloček hydroxidů hliníku i železa je sice podobný, ale při stejných dávkách činidel vzniká vlivem vyšší molekulové hmotnosti železa a silnějšímu kladnému náboji železitého činidla až třikrát více hydroxidů železa než hliníku.

Mezi běžně používaná destabilizační činidla patří síran hlinitý $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$, síran železitý $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$, chlorid železitý $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$, síran železnatý $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, chlorsíran železitý FeClSO_4 , hlinitan sodný NaAlO_2 a další. Poslední dobou se používají také tzv. směsná

destabilizační činidla, která obsahují současně hliník i železo. Ve vodárenské praxi pro úpravu vod s obsahem huminových látek je stále nejvíce používaným destabilizačním činidlem síran hlinitý $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ a to z důvodu prokázaného výkonu, vysoké efektivity a nízké ceny [155].

Další, v poslední době poměrně propagovanou skupinou, jsou tzv. polykoagulanty. Jde o předpolymerizovaná, částečně neutralizovaná destabilizační činidla na bázi hliníku jako např. polyaluminiumchlorid nebo polyaluminiumsulfát. Polyaluminiumchlorid (označení PAC, PAX, PACI apod.) je obchodní název pro částečně neutralizovaný chlorid hlinitý AlCl_3 . Jde o látku obsahující již vytvořené produkty hydrolyzy hliníku. Za hlavní komponentu polyaluminiumchloridu se považuje polymer $[\text{Al}_{13}\text{O}_4(\text{OH})_{24}]^{7+}$. Složení PAX však závisí na poměru r_{OH} (což je látkový poměr OH^- a Al iontů), druhu a koncentraci zásady při neutralizaci, reakční době, přítomnosti dalších iontů a teplotě [9, 155, 171]. Dalším využívaným předpolymerizovaným destabilizačním činidlem je polyaluminiumsulfát (PAS). Toto činidlo se ve srovnání s PAX používá mnohem méně často a vyznačuje se nižší účinností. Některé studie tvrdí, že síran hlinitý je z hlediska tvorby předpolymerizovaných hlinitých destabilizačních činidel problematictější než chlorid hlinitý [172]. Polykoagulanty se dodávají buď jako hotové výrobky nebo je lze připravit dávkováním alkálie do zásobního roztoku běžného hlinitého destabilizačního činidla. Používání polykoagulantů může mít některé přednosti ve srovnání s běžnými destabilizačními činidly. Zásobní roztoky těchto činidel již obsahují polynukleární komplexy, které se při koagulaci síranem hlinitým teprve vytvářejí a jejich výhodou je účinnost v širším rozmezí pH a teplot, tvorba lépe separovatelných vloček, delší filtrační cykly, nižší tvorba kalu navíc méně zvodněného a menší ovlivnění neutralizační kapacity vody způsobující menší pokles pH po jejich nadávkování do vody [45, 116, 165, 172]. V některých případech lze dosáhnout i nižší zbytkové koncentrace hliníku [9, 168]. Zásadní nevýhodou těchto polymerních činidel je však jejich vyšší cena ve srovnání s běžnými činidly. V praxi se tato činidla používají především pro málo mineralizované vody s vyššími koncentracemi huminových látek a pro vody s nižší teplotou, kde hydrolytické reakce probíhají pomalu [116].

V posledních letech jsou také při úpravě vod s vyšším obsahem organických látek prováděny pokusy s využitím přírodních polyelektrolytů, jako je chitosan a tannin. Chitosan (slabě bazický kationtový aminopolysacharid) je účinný v široké oblasti pH, výhodou jsou i delší filtrační cykly a tvorba polovičního množství kalu ve srovnání s běžnými destabilizačními činidly, který je navíc lépe biologicky rozložitelný. Chitosan je účinný již v poměrně nízkých dávkách, ale jeho širšímu využití při úpravě vod brání jeho velmi vysoká cena. [116, 166].

Kromě destabilizačních činidel se následně v průběhu agregace někdy využívají tzv. pomocné agregační prostředky (flokulanty). Účelem těchto činidel je především zlepšení separačních vlastností tvořených vloček. Rozlišují se anorganická a organická pomocná agregační činidla. Z anorganických činidel se nejvíce používá aktivovaná kyselina křemičitá, bentonit, práškové aktivní uhlí, jemný křemičitý písek či mletý vápenec. Většina z těchto látek působí jako tzv. zatěžkávadla, která zvětšují hustotu a sedimentační rychlost agregátů, ve kterých jsou zabudována. Organické pomocné agregační prostředky jsou vysokomolekulární organické látky, které pomocí dlouhých lineárních řetězců umožňují tvorbu větších a kompaktnějších agregátů. Nejčastěji jsou používány syntetické organické flokulanty, jejichž základ tvoří obvykle kyselina akrylová (např. Magnaflok) [158].

Studii zabývajících se vlivem jednotlivých typů destabilizačních činidel na průběh úpravy vody je velké množství. Častým tématem těchto studií je porovnání účinností klasických a předhydrolyzovaných destabilizačních činidel. V některých studiích provádějících provozní měření na úpravárnách vod bylo zjištěno, že síran hlinitý a PAX vykazují srovnatelné účinnosti v odstranění přírodních organických látek a hliníku [96, 102, 170]. V jiných studiích bylo naopak zjištěno, že polykoagulanty jsou lepšími destabilizačními činidly než běžně používaná činidla [168, 172]. Často je srovnávána i úprava vody při použití hlinitých a železitých destabilizačních činidel se zaměřením na výskyt reziduálního hliníku [10, 64], protože koncentrace reziduálního hliníku v upravené vodě je zásadním problémem spojeným s používáním destabilizačních činidel na bázi hliníku. Tímto tématem se zabývalo velké množství studií [3, 10, 61, 64, 70, 96, 100, 104 - 107, 120, 173 - 177]. Podrobněji jsou závěry těchto studií probrány v kap.4.2.

4.1.2.2. Proces agregace příměsí

V situaci, kdy jsou již ve vodě přítomny destabilizované částice a elektrické odpudivé síly nebrání shlukování částic do větších celků, nastává fáze agregace. Částice mohou agregovat pokud vykazují adhezní schopnosti a je umožněno jejich vzájemné setkání. K setkání vede pohyb částic, jehož mechanismus je dvojitý a agregaci podle něj můžeme rozdělit na perikinetickou a ortokinetickou [178]. Dominantní transportní mechanismy v obou těchto fázích úzce souvisí s velikostí částice. Zatímco perikinetická fáze se uplatňuje především pro nejmenší částice vznikající bezprostředně po destabilizaci, orthokinetická fáze se týká již částic větších rozměrů, které jsou produktem předchozí perikinetické fáze.

Na počátku agregace se uplatňuje perikinetická fáze, při které je dominantním transportním mechanismem Brownův tepelný pohyb částic. Částice se neuspořádaně pohybují a vzájemně do sebe narážejí. Srážkou primárních částic vznikají částice sekundární (mají dvojnásobnou hmotnost), srážkou primárních se sekundárními terciární atd. Destabilizované částice se postupně shlukují v agregáty, u kterých se vzhledem k jejich velikosti přestává uplatňovat Brownův pohyb. V tomto stádiu nastává orthokinetická fáze agregace, na které se podílejí jiné transportní mechanismy, především pohyb kapaliny a tíhová síla. Podle povahy transportního děje zodpovědného za přenos částic na vzdálenost, ve které se již uplatňují adhezní síly, rozlišujeme vertikální a horizontální ortokinetickou agregaci. Jako velikostní hranice částic mezi ortokinetickou a perikinetickou fází agregace je nejčastěji uváděn průměr částic 10^{-6} m. Při vertikální ortokinetické agregaci je pohyb částic vyvolán tíhovou silou působící na částice. Vliv gravitace na agregaci částic je podrobně popsán v literatuře [168, 179]. Pro dvě částice různých rozměrů platí, že mají i různou sedimentační rychlost. Větší částice sedimentují rychleji a dohánějí částice menší s nižší sedimentační rychlostí, což umožňuje vzájemný kontakt a agregaci do větších celků. Horizontální orthokinetická agregace je dosažena pohybem kapaliny – mícháním, což je ve vodárenské praxi dominující agregační mechanismus [161, 179].

Na průběh agregace částic má vliv mnoho faktorů. Agregace nastává v případě, kdy dojde k vytvoření rovnováhy mezi elektrostatickými (tečnými) silami způsobujícími odpuzování dvou shodně nabitých částic a přitažlivými (adhezními) silami van der Waalsova typu. Poměr těchto sil určuje průběh agregace, ale také zároveň velikost a strukturu agregátů, a tím i jejich odstranitelnost ze systému [158, 164]. Agregace je závislá na frekvenci s jakou přicházejí částice do vzájemného kontaktu a tato frekvence je určována koncentrací částic přítomných v systému a také intenzitou jejich pohybu. Průběh agregace je dále ovlivňován agregátní stabilitou jednotlivých částic. Tato stabilita je určována především fyzikálně-chemickými vlastnostmi vodního prostředí a vlastnostmi částic. V případě anorganických částic je to zejména jejich chemické složení, rozložení náboje na povrchu, jeho znaménko a velikost a v případě organických částic je rozhodující velikost molekul, typ funkčních skupin a jejich rozložení v molekule a prostorové uspořádání [157].

Zásadní vliv na proces agregace částic má koncentrace částic přítomných v systému. V systémech s vysokou koncentrací je pravděpodobnost setkání částic vysoká, a tudíž je i vyšší rychlost a účinnost agregace. Naopak v systémech s nízkým počtem částic v jednotce objemu je rychlost i účinnost agregace nižší. Jelikož v průběhu agregace počet částic klesá, klesá i rychlost a účinnost agregace [164]. Na průběh agregace má podstatný vliv také intenzita pohybu

(míchání) kapaliny. Čím je intenzita míchání kapaliny větší, tím jsou srážky částic četnější a je i větší pravděpodobnost vzniku agregátů. Intenzita pohybu kapaliny je v kinetických rovnicích vyjádřena gradientem rychlosti G . Obecně je gradient rychlosti definován vztahem

$$G = \frac{dv}{dy} \quad (19)$$

Z rovnice je patrná také jednotka gradientu rychlosti [s^{-1}]. Tento vzorec definuje gradient rychlosti obecně pro laminární i turbulentní proudění. Při odvozování vztahu pro výpočet gradientu rychlosti pro reálná míchací zařízení se však vychází ze zjednodušených podmínek laminárního proudění [178] a velikost středního gradientu rychlosti je definována jako:

$$\bar{G} = \sqrt{\frac{P}{V\eta}} \quad (20)$$

kde \bar{G} je střední gradient rychlosti, P příkon míchadla, V objem kapaliny a η dynamická viskozita

Na morfologii agregátu má vliv zejména velikost tečných sil, která je dána velikostí aplikovaného gradientu rychlosti \bar{G} charakterizujícího intenzitu pohybu kapaliny (míchání). Setkají-li se částice, které na sebe vzájemně působí velkou adhezní silou a tečné síly jsou malé, spojí se v místě prvního dotyku a vzniklý agregát je rozměrný s neuspořádanou strukturou. Naopak setkají-li se částice, jejichž vzájemná adhezní síla je malá a tečné síly v okamžiku setkání částic jsou velké, potom se částice při spojování po sobě posouvají, až zaujmou energeticky nejstabilnější polohu. Vzniklý agregát je charakterizován malým objemem a vyšší hustotou.

V agregujícím systému se vytvářejí čtyři velikostně odlišitelné kategorie agregátů, které mají rozdílné fyzikální a technologické vlastnosti [157, 179]. První skupinou jsou „neagregované částice – NEA“, což jsou jednotlivé nedestabilizované, částečně destabilizované, ale neagregované částice příměsí a částice destabilizačního činidla. Druhou skupinou jsou „primární agregáty – PRI“, které vznikají agregací destabilizovaných částic, a jejich velikost je řádově omezena průměry $10^{-6} < d < 10^{-4}$ m. Struktura těchto agregátů je relativně kompaktní a hustota se příliš neliší od hustoty částic příměsí. Svou velikostí leží na hranici oddělující působnost peri- a orthokinetického pohybu a jejich pohyb je tudíž ovlivňován oběma mechanismy. Třetí skupinou jsou „mikroagregáty – MI“. Jsou to agregáty vznikající spojováním primárních agregátů. Jejich velikost je omezena průměry $10^{-4} < d < 10^{-3}$ m a jejich struktura je ve srovnání s agregáty primárními volnější, takže hustota je podstatně nižší. Pohybují se výhradně orthokinetickým pohybem a jsou kineticky nestálé. Poslední skupinou jsou „makroagregáty – MA“, které vznikají agregací mikroagregátů a jejich velikost je omezena průměrem $d > 10^{-3}$ m.

Struktura makroagregátů je volná, neuspořádaná, hustota se blíží hustotě prostředí. Stejně jako mikroagregáty jsou kineticky nestálé a jejich přítomnost v systému se projevuje zákalem. Dělení agregátů na mikro- a makroagregáty má spíše význam technologický než fyzikální. Stanovení jednotlivých typů agregátů se v praxi provádí pomocí tzv. testu agregace, který je podrobně popsán v metodické části práce.

Vliv podmínek míchání na charakter vznikajících agregátů

Ve vodárenské praxi mají podmínky míchání zásadní vliv na charakter vznikajících agregátů. Destabilizované částice obsažené ve vodě spolu mohou agregovat, pokud mezi nimi dojde ke vzájemnému kontaktu. Tento kontakt je ve většině případů vyvolán pohybem, který je v technologické praxi uskutečňován mícháním. Studium vlivu podmínek agregace na tvorbu vločkovitých agregátů se velmi podrobně zabývala řada autorů [159, 161, 164, 178, 179]. Účinnost procesu je rozhodujícím způsobem ovlivněna kinetikou procesu, a proto je při úpravě vody jako prioritní studován vliv intenzity a doby míchání na kinetiku tvorby agregátů [163]. V řadě studií zabývajících se vlivem intenzity míchání byl prokázán obecný trend snižování velikosti agregátů v souvislosti s rostoucí intenzitou míchání [158,161,164]. Důležitým kritériem je velikost kritického gradientu rychlosti $G_{krit.}$, který vyjadřuje rovnováhu mezi velikostí tečné a adhezí síly. Při překročení kritického tečného napětí vlivem působení kritického gradientu rychlosti dochází k rozbíjení již vytvořených vloček. Hodnota kritického tečného napětí je závislá na kvalitě suspenze respektive na charakteru příměsí, typu destabilizačního činidla atd. Kromě intenzity míchání je podstatná i doba působení míchání, která také ovlivňuje morfologické a fyzikální vlastnosti agregátů (velikost, hustota, pevnost, struktura) [164]. Kromě intenzity a doby míchání je neméně významnou charakteristikou z hlediska vlastností tvořených agregátů i rozložení rychlostního pole v míchaném objemu [158,161,164]. V provozech úpraven vody je míchání zajištěno nejčastěji horizontálními a vertikálními míchadly, kanály, přepady, normými stěnami atd., tato zařízení však zpravidla neumožňují rovnoměrné rozložení rychlostního pole, v důsledku toho vznikají velmi různorodé agregáty, které jsou pak obtížně odstranitelné separačními procesy [158, 159, 181].

Ze studií věnujících se vlivu intenzity a doby míchání na vlastnosti agregátů lze vyvodit obecný trend ve změnách struktury agregátů v průběhu agregace při konstantní intenzitě míchání. Po zahájení míchání dochází nejdříve při vzájemném stětavání a spojování částic k nárůstu velikosti agregátů. V agregujícím systému mohou v závislosti na gradientu rychlosti postupně vznikat objemné agregáty s otevřenou porézní strukturou. K agregaci částic dochází již během

homogenizace, kdy se vytvářejí primární agregáty, které jsou základními stavebními jednotkami pro tvorbu agregátů vyšších vývojových stadií. Po určité době míchání se růst agregátů zastaví a tyto agregáty pak buďto setrvávají ve své původní maximální velikosti nebo jejich velikost klesá, až se zastaví v určitém rovnovážném stavu, kde mají agregáty menší, avšak kompaktnější strukturu. Dosažení rovnovážného stavu je důsledkem rovnováhy mezi shlukováním částic a rozbíjením vločkovitých agregátů. V průběhu agregace však ke změnám velikosti a struktury agregátů může kromě spojování částic a rozbíjení agregátů docházet vlivem jejich restrukturalizace, při které dochází k zeslabování vnitřních vazeb v důsledku působení tečných sil na agregáty [158].

V poslední době se v několika studiích objevil názor zpochybňující dělení aplikovaných gradientů rychlosti na pomalé a rychlé [164, 181]. Důvodem je především fakt, že toto dělení nezohledňuje fáze tvorby agregátů (fáze destabilizace a agregace), ve kterých je aplikováno. Z hlediska vývoje agregace při aplikaci míchání je třeba rozlišovat míchání homogenizační a míchání agregační a až ve fázi agregace je vhodné rozlišovat rychlé a pomalé agregační míchání [158, 181]. Rychlé míchání je jako technologický proces aplikováno bezprostředně po homogenizaci, kdy perikinetický pohyb částic zajišťující kolize nejmenších částic pozbývá svůj vliv a převládá vliv orthokinetického pohybu. Toto míchání má zásadní význam z hlediska průběhu následných procesů a významně ovlivňuje celkovou účinnost úpravy vody. Jeho účelem je agregace primárních agregátů v mikroagregáty. Jeho podmínky jsou vymezeny gradienty v rozmezí $\bar{G} = 100$ až 500 s^{-1} a dobou působení $t = 1$ až 5 min . Pomalé míchání je aplikováno ve fázi tvorby rozměrnějších agregátů, a to v případě jsou-li požadovány agregáty schopné usazování případně flotace. Dochází při něm k agregaci mikroagregátů v makroagregáty. Podmínky jsou definovány hodnotou gradientu rychlosti v rozmezí $\bar{G} = 20$ až 100 s^{-1} a dobami působení v rozsahu $t = 5$ až 20 min [158].

4.1.2.3. Separace vzniklých agregátů

Důležitou součástí procesu úpravy vody, která může výrazně ovlivnit účinnost úpravy, je separace agregátů vzniklých předchozími procesy. Ve vodárenské praxi se pro separaci vzniklé pevné suspenze užívají nejčastěji procesy sedimentační, filtrační, flotační či separace vznášeným ložem. Odstranitelnost agregátů jednotlivými separačními procesy závisí na jejich charakteru. Vlastnosti suspenze vzniklé chemickou úpravou vody jsou závislé na průběhu procesu destabilizace a agregace a z hlediska separačních procesů jsou rozhodující zejména počet částic v jednotce objemu, velikost a hustota částic a schopnost vzájemné adheze částic [54].

Technologická praxe ukazuje, že v souvislosti s velikostí agregátů existují různé optimální metody separace. Nedestabilizované částice jsou běžnými metodami neseparovatelné. Primární částice sedimentují samovolně až po velmi dlouhé době a nejlépe se odstraňují filtračními filtry s pevnou filtrační vrstvou, nebo přímou separací ve fluidní vrstvě zrnitého materiálu. Částice agregované do vyšších vývojových stadií (mikro- a mikročástice) jsou separovatelné filtračními filtry s pevnou filtrační vrstvou, filtračními filtry ve vznášené vrstvě suspenze a flotací. Pro makročástice je zejména vhodné použití usazování v gravitačním poli, protože samovolně sedimentují [158, 159, 179].

Sedimentace je proces separace suspendovaných částic vyvolaný působením gravitačního pole. Sedimentace kulovitých částic se řídí Stokesovým zákonem a závisí na měrné hmotnosti, rozměru a tvaru částice a odporu kapaliny proti klesání částice [162]. Rychlost usazování se zvyšuje s rostoucí hustotou částic, s jejich rostoucí velikostí a se zvyšující se teplotou. Proces usazování je samozřejmě závislý i na době trvání. V technologii úpravy vody je separace sedimentací provozována v různých typech průtočných usazovacích nádrží a slouží k odstranění velkých agregátů (zejména makroagregátů) [158].

Základním procesem separace agregátů je filtrace na pískových filtrech. Je posledním článkem technologického procesu a rozhoduje o výsledné kvalitě upravované vody. Filtrace je složitý fyzikálně-chemický proces, který je ovlivněn mnoha parametry, jako jsou vlastnosti filtrační náplně (průměr a hustota zrn, zrnitost, mezerovitost, výška filtrační náplně) a vlastnosti upravované vody a vzniklé suspenze. Za zachycování suspenze ve filtrační fázi jsou zodpovědné slabé adhezní síly. Přiblížení částic k povrchu pískových zrn je umožněno transportními mechanismy - difúze, setrvačnost, sedimentace a hydrodynamické síly. Typické pro separaci v pevné filtrační vrstvě je postupné snižování její kapacity, což může vést až k průniku filtrované suspenze vrstvou. Filtrace je proces cyklický a je nutné provádět regeneraci filtru praním zpětným proudem vody a vzduchu [179]. O tom, kdy je nutné filtr vyprat se zpravidla rozhoduje podle nárůstu tlakových ztrát na filtrační náplň vlivem zachycených suspenzí v náplni a průniku suspenzí do filtrátu (hodnotí se zejména průnik hliníku a železa).

Separace suspenze je možná i fluidní vrstvou zrnitého materiálu. Fluidní vrstva se častěji využívá k agregaci, ale může mít i separační funkci a to v případě, kdy je zajištěno, aby k destabilizaci částic docházelo přímo ve fluidní vrstvě (dávkování destabilizačního činidla musí být prováděno těsně před vstupem upravované vody do fluidní vrstvy) [158]. V průběhu vznášení zrnitého materiálu dochází vlivem adhezních sil k zachycování příměsí na povrchu zrn. V průběhu separace se mění charakteristiky fluidní vrstvy, dochází především ke změně průměru

zrn, a tedy i ke změně jejich objemu a povrchu a mění se také expanzní poměr vrstvy, výška fluidní vrstvy, hmotnost vrstvy a její hydraulický odpor.

Poměrně osvědčenou separační technologií pro úpravu vod s vyšším obsahem huminových látek je i technologie flotace rozpuštěným vzduchem. Princip procesu spočívá v syčení upravované vody vzduchem za zvýšeného tlaku. Prudkým snížením tlaku se z vody následně uvolňují mikrobublínky vzduchu, které se spojují se s vytvořenými agregáty znečišťujících příměsí a vynášejí je na povrch kapaliny. Na hladině se agregáty shromažďují ve formě kalu, který je pravidelně odstraňován.

Optimalizace procesu úpravy vody

Proces úpravy vod je komplexní děj složený z řady dílčích procesů vzájemně na sobě závislých. Tyto procesy jsou ovlivněny řadou faktorů jako je pH, iontová síla, teplota, oxidačně-redukční potenciál vody, koncentrace separovatelných částic apod. Na těchto faktorech jsou výrazně závislé zejména destabilizační procesy, což jsou z hlediska úpravy zásadní procesy ovlivňující průběh agregace a separace a tudíž účinnost celého procesu úpravy. Z tohoto pohledu je významná optimalizace podmínek při procesu destabilizace znečišťujících příměsí. Průběh destabilizace je nejvíce ovlivněn hodnotami pH, kyselinovou neutralizační kapacitou, iontovou silou roztoku μ a teplotou vody. Obecně lze říci, že pro vody s nízkou iontovou silou $\mu < 4 \cdot 10^{-3}$ je vhodnější použití hlinitých solí, naopak pro vody s vyšší iontovou silou je výhodnější použít soli železa. Hodnota pH má vliv na strukturu částic a velikost jejich náboje. Organické částice tvořené makromolekulárními látkami mění svou prostorovou strukturu v závislosti na pH od makromolekulárního klubka až po rozvinutý řetězec. K destabilizaci může dojít, pokud je na povrchu částice naadsorbováno tolik částic destabilizačního činidla, aby byla potlačena energetická bariéra částice. Destabilizaci je tedy nutno provádět při takové hodnotě pH, při které je přítomen hydroxopolymer s co nejvyšším nábojem a zároveň je tvar částice takový, že poskytuje dostatečný počet míst pro adsorpci [157, 158]. Toto pH se však liší u různých typů částic, proto je při optimalizaci hledána taková hodnota pH, při které je destabilizace schopný největší podíl obsažených příměsí [157].

Hodnota pH úzce souvisí s hodnotou kyselinové neutralizační kapacity upravované vody. Její hodnota vlivem rostoucí dávky destabilizačního činidla klesá, protože se při hydrolyze uvolňuje kyselina. Z toho vyplývá, že při vysoké hodnotě pH a kyselinové neutralizační kapacity vody je pro dosažení optimální hodnoty pH potřeba vysokých dávek destabilizačního činidla. Naopak při nízké hodnotě kyselinové neutralizační kapacity a pH je optimální dávka pH

prakticky nedosažitelná. V uvedených případech je třeba vodu předupravit přísadkami alkalizačních činidel [157, 158].

Při procesu úpravy je také důležitá aplikace optimální dávky destabilizačního činidla, což je dávka, při které dochází k potlačení energetické bariéry a následné agregaci částic. Oblast v okolí této dávky je oblast optima, kde se účinnost agregace příliš neliší. Šíře optima závisí na kvalitě upravované vody, tedy na obsahu hydrogenuhličitanových iontů, iontové síle a charakteru odstraňovaných látek. Je úzká u vod relativně málo znečištěných a také u vod, kde převažuje jeden typ znečišťujících látek. Poměrně široká oblast optima se naopak vyskytuje u vod silně znečištěných. Stanovení optimální dávky destabilizačního činidla a dalších optimálních podmínek úpravy se provádí sklenicovou optimalizační zkouškou [157], která je podrobně popsána v kap. 6.

4.2. Problematika výskytu vyšších koncentrací reziduálního hliníku při úpravě vody

Jak již bylo uvedeno v předchozí kapitole, s úpravou pitné vody využívající hlinitých destabilizačních činidel je spojena problematika výskytu zvýšených koncentrací hliníku v upravené vodě. Tento problém je zřetelnější, pokud se v surové vodě upravované těmito činidly přirozeně vyskytují zvýšené koncentrace hliníku. V těchto případech často dochází k výskytu nadlimitních koncentrací reziduálního hliníku v pitné vodě.

Mezi první studie, které se podrobněji začaly zabývat problematikou výskytu hliníku v surové a v pitné vodě po úpravě patří práce R.G.Millera a kol. [10]. Ve své práci sledoval vliv hlinitého destabilizačního činidla na reziduální koncentraci hliníku a zjistil, že téměř v polovině případů se při použití těchto činidel koncentrace hliníku v upravené vodě zvýšila. Otázkou je, zda hlinitá destabilizační činidla zvyšují koncentraci reziduálního hliníku v upravené vodě. Touto problematikou se zabývalo mnoho studií a často se v nich objevuje názor, že při dodržení optimálních podmínek úpravy nedochází ke zvýšení reziduální koncentrace hliníku [61, 70, 96, 100, 173]. Mnoho úpraven má problémy s dodržением optimálních podmínek úpravy vody a z tohoto důvodu se u některých z nich objevuje občasné zvýšené koncentrace hliníku v upravené vodě. Tento předpoklad potvrzují výsledky řady studií, ve kterých bylo prokázáno, že při použití hlinitého destabilizačního činidla dochází ke zvýšení koncentrace hliníku v upravené vodě oproti vodě surové [3, 10, 61, 64, 174, 175].

Další důležitou prací zabývající se tímto problémem je studie M.J.Gardnera [100], která se věnuje úpravě surové vody s vysokým obsahem hliníku s použitím hlinitého destabilizačního činidla (síran hlinitý). Při provozním testování na úpravě autor zjistil, že koncentrace hliníku se

úpravou výrazně snížila a změnilo se také zastoupení forem výskytu hliníku. Úpravou bylo odstraněno velké množství partikulárního hliníku přítomného v surové vodě a naopak se výrazně zvýšila koncentrace nízkomolekulárních anorganických sloučenin hliníku. Z výsledků dalších prací [61, 70, 96, 104 - 106, 120] je zřejmé, že znalost výskytu forem hliníku v surové a upravené vodě a v průběhu úpravy je důležitá pro účinné snížení celkové koncentrace reziduálního hliníku. Zvýšená koncentrace reziduální hliníku je indikátorem nevyhovující funkce jednotlivých technologických článků úpravy, zejména pak procesu koagulace a filtrace a při volbě vhodného postupu úpravy je jedním z rozhodujících faktorů forma, v níž hliník proniká do pitné vody. Některé formy hliníku jsou z hlediska jejich odstranitelnosti problematičtější, jiné lze naopak odstranit jen malými změnami v technologii procesu úpravy.

Je zřejmé, že se hliník v surové, upravené i v průběhu úpravy nachází v odlišných formách. V surových vodách se hliník vyskytuje v nejrůznějších formách v závislosti na fyzikálně-chemických parametrech daného typu vody [61, 70, 96, 100, 102, 104, 180]. V průběhu úpravy se zastoupení frakcí hliníku mění. V případě, že se k úpravě používá hlinité destabilizační činidlo, se hliník vyskytuje nejprve v koloidní a rozpuštěné formě a po agregaci se většina hliníku převede do partikulární formy a případně nerozpuštěné anorganické formy [102, 175]. Separací se odstraní velký podíl partikulárního hliníku a zbytkový hliník zůstává zejména v rozpuštěné anorganické formě [70, 96, 100, 102, 173]. V případě neoptimálních podmínek separace zůstává v upravené vodě část hliníku přítomná v partikulární formě a tento podíl výrazně zvyšuje koncentraci celkového reziduálního hliníku [120].

Ze znalostí výskytu frakcí hliníku v upravené vodě, lze často vyvodit možné příčiny zvýšených koncentrací reziduálního hliníku. Pokud do upravené vody pronikají polymerní a koloidní formy hliníku, svědčí to o nedostatečné flokulaci při nízké teplotě a je nutné zajistit vyšší účinnost flokulace a upravit dávky destabilizačního činidla [27]. Pokud je reziduální hliník zejména ve formě anorganického hliníku, je pravděpodobnou příčinou jeho průniku do filtrátu nízká hodnota pH neumožňující správný průběh hydrolyzy a část destabilizačního činidla zůstává v nehydrolyzované formě. Tento problém lze řešit úpravou dávek vápna a případně i dávek destabilizačního činidla [27]. V případě že do upravené vody proniká hliník ve formě partikulární, svědčí to, jak již bylo uvedeno, o neúčinném odstranění agregátů na filtrech. Příčinou ale může být i dodatečné vyvločkování destabilizačního činidla v upravené vodě nebo vymývání hlinitých vloček z filtru. Pro všechny tyto případy je důležité upravit podmínky filtrace [10, 27, 102, 173, 177]. Příčinou průniku organických forem hliníku do upravené vody je nízká dávka destabilizačního činidla nebo také nevyhovující průběh flokulace [27]. Problémy

s reziduálním organickým hliníkem jsou ale ojedinělé, protože obecně je organicky vázaný hliník úpravou odstraňován poměrně s vysokou účinností [70, 173].

Významnou prací zabývající se zvýšenou koncentrací reziduálního hliníku je studie A.Rahmana [174]. Autor sledoval proces úpravy vody hlinitými destabilizačními činidly na sedmi úpravárnách vody a zjištěné provozní výsledky byly doplněny i laboratorním testováním. Autor také určil některé faktory ovlivňující koncentraci reziduálního hliníku (jako jsou pH, teplota apod.) a hodnotil vybrané způsoby vedoucí k minimalizaci koncentrace reziduálního hliníku v pitné vodě. Podrobně se faktory ovlivňujícími reziduální hliník, laboratorním sledováním odstranitelnosti hliníku a také mechanismem koagulace hlinitých destabilizačních činidel zabývaly studie [45, 64, 70, 96, 102, 175 - 177]. Z výsledků těchto prací vyplývá, že koncentrace reziduálního hliníku je ovlivňována celou řadou vzájemně souvisejících faktorů jako je koncentrace hliníku v surové vodě, dávka hlinitého destabilizačního činidla, podmínky koagulace, kinetika srážení, teplota, koncentrace DOC a účinnost filtrace [3, 174]. Při koagulaci má zásadní vliv hodnota pH a optimalizace tohoto pH je velmi účinným způsobem, jak snížit reziduální koncentraci hliníku v upravené vodě [3, 64, 96, 174, 176]. Optimální pH koagulace pro dosažení nízkých koncentrací reziduálního hliníku je mezi 5,1 – 7. Pro odstranění organických látek nacházejících se v surové vodě je toto optimální rozmezí užší v hodnotách mezi 5,5 – 6,5 [70]. Významný vliv na koncentraci reziduálního hliníku má i dávka hlinitého destabilizačního činidla [3, 174, 175]. Nevhodné jsou nízké i vysoké dávky a předpokládá se, že např. předávkování síranem hlinitým vede ke vzniku velkých vloček, které nejsou efektivně odstraňovány filtrací [70]. Sporná je otázka, zda mohou vysoké koncentrace hliníku v surové vodě významně ovlivňovat koncentraci reziduálního hliníku. Např. studie [3, 70] potvrdily souvislost mezi vysokou koncentrací hliníku v surové vodě a zvýšenou koncentrací reziduálního hliníku ve vodě upravené. Naopak jiné studie tvrdí, že mezi koncentrací hliníku v surové a v upravené vodě je jen úzká souvislost [174] a vysoká koncentrace hliníku ve vodách s nízkým pH nemusí nutně způsobovat vyšší koncentrace hliníku v upravené vodě [177]. Co se týká dalších dvou faktorů, teploty a obsahu organických látek, názory na jejich vliv na obsah reziduálního hliníku v upravené vodě se opět různí. Ačkoliv je známo, že teplota zpomaluje proces hydrolyzy a srážení $\text{Al}(\text{OH})_3$ a tím zvyšuje koncentraci reziduálního hliníku [3, 96, 174], nebyla např. ve studii [70] teplota shledána jako hlavní faktor ovlivňující koncentraci reziduálního hliníku. Stejná je i situace s výskytem organických látek (vyjádřených jako DOC), které také mohou ovlivňovat koncentraci reziduálního hliníku [3, 61, 96], ale pravděpodobně nejsou jedním z významných faktorů [96].

5. METODIKA PRÁCE

V následujících kapitolách je uvedena metodika, která byla použita při laboratorních a provozních měření v průběhu disertační práce. Výzkum byl prováděn se surovou vodou z vodárenských nádrží Pilská a Lázká nacházejících se ve východní části Brd. Tyto nádrže jsou zdrojem vody pro úpravnu vody Kozičín. Optimalizace základních technologických parametrů (dávky alkalizačního a destabilizačního činidla, reakční pH, atd.) byla prováděna pomocí sklenicové optimalizační zkoušky. V rámci těchto testů byla stanovována i účinnost agregace. Jako destabilizační činidlo byl používán síran hlinitý, síran železitý, polyaluminiumchlorid a polyaluminiumsulfát a používáno bylo i pomocné agregační činidlo Magnaflok LT 20. Pomocí sklenicových testů byl testován vliv gradientu rychlosti a doby jeho působení na velikostní rozložení vznikajících agregátů, jeho vliv na účinnost separace organických látek a na reziduální koncentraci základní složky použitého destabilizačního činidla (hliníku nebo železa). Celou prací prostupuje problematika frakcionace hliníku, která byla prováděna jak při sklenicových testech tak i v průběhu provozních měření.

5.1. Metodika frakcionace hliníku a chemických analýz

Hliník je v přírodních vodách vázán s mnoha typy organických i anorganických látek rozdílných fyzikálně chemických vlastností, které mohou různě ovlivňovat proces úpravy vody. Za účelem posouzení účinnosti separace jednotlivých typů sloučenin hliníku byla prováděna jejich frakcionace. Vlastní frakcionace hliníku byla uskutečněna za použití modifikované metodiky dle Van Benschotena a Edzwalda [96]. Podle této metodiky lze odlišnými kroky úpravy vzorku oddělit pět frakcí hliníku a další čtyři frakce se získají z příslušných rozdílů mezi stanovenými frakcemi. Základními postupy používanými k oddělení jednotlivých frakcí hliníku bylo kyselé loužení roztoku, filtrace roztoku přes membránové filtry a k oddělení organických a anorganických forem hliníku byl využíván záchyt ve vhodném ionexu. Na katexech dochází k zachycení všech kladně nabitých anorganických forem hliníku, a naopak organické komplexy hliníku, které mají negativní náboj nebo jsou bez náboje, kolonou procházejí [60]. Ve vzorcích s obsahem hliníku byly stanovovány následující frakce hliníku (obr.2.). Podrobně je metodika frakcionace popsána ve studii [96].

A. celkový reaktivní hliník - okyselení nefiltrovaného vzorku kyselinou dusičnou na pH 2 po dobu minimálně 60 minut

B. celkový rozpuštěný hliník - filtrace přes 0,22 µm membránový filtr Millipore, filtrát okyselen a analyzován

C. rozpuštěný monomerní hliník - vzorek zfiltrován (filtr Millipore 0,22 µm) a filtrát analyzován bez okyselení

D. rozpuštěný organický hliník - vzorek zfiltrován (filtr Millipore 0,22 µm), filtrát aplikován na kolonu se silně kyselým katexem v kombinované Na⁺ a H⁺ formě (NOROMIT 001*7), zvolená rychlost průtoku vzorku kolonou byla 2,7 ml.min⁻¹ml⁻¹ ionexu, eluent okyselen a analyzován

E. rozpuštěný organický monomerní hliník - vzorek zfiltrován (filtr Millipore 0,22 µm), filtrát aplikován na kolonu se silně kyselým katexem v kombinované Na⁺ a H⁺ formě (NOROMIT 001*7), eluent analyzován bez předcházejícího okyselení

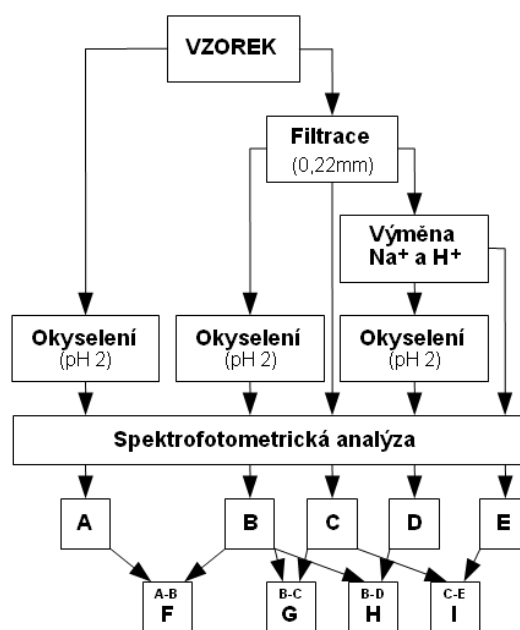
Další frakce byly stanoveny výpočtem:

F. partikulární hliník - rozdíl celkového reaktivního a celkového rozpuštěného hliníku (A - B)

G. polymerní, koloidní a silně vázaný organický hliník - rozdíl mezi celkovým rozpuštěným a rozpuštěným monomerním hliníkem (B - C)

H. rozpuštěný anorganický hliník - rozdíl mezi celkovým rozpuštěným a organickým rozpuštěným hliníkem (B - D)

I. rozpuštěný anorganický monomerní hliník - rozdíl mezi rozpuštěným monomerním a rozpuštěným organicky vázaným hliníkem (C - E)



Obr.2. Schéma frakcionace hliníku

Koncentrace hliníku byla stanovována spektrofotometricky po reakci s pyrokatecholovou violetí (PCV), což je metoda, která je pro svou jednoduchost a přesnost velmi často využívána ve vodárenské praxi. Stanovení spočívá v tvorbě barevného komplexu hliníku s pyrokatecholovou violetí (PCV) při pH 5,9. Tento komplex je zcela rozpustný ve vodě a vykazuje maximální absorbanci při 580 nm. Pracovní rozsah stanovení je do 0,5 mg.l⁻¹ hliníku a mez detekce je 2 µm.l⁻¹ hliníku při použití 25 ml vzorku a kyvety s optickou drahou 5 cm [55, 94, 109].

U vzorků surové, upravené a vody v průběhu úpravy byly stanovovány základní fyzikálně-chemické parametry, pro jejichž stanovení byly využity běžně používané postupy. Mezi tyto parametry patří zejména chemická spotřeba kyslíku manganistanem – CHSK_{Mn},

kyselinové neutralizační kapacity do pH 4,5 – $\text{KNK}_{4,5}$, reakce vody – pH, konduktivita, rozpuštěný organický uhlík - DOC a spektrofotometricky byla stanovována koncentrace hliníku a železa. Postupy stanovení teploty, pH, $\text{KNK}_{4,5}$ a koncentrace železa jsou podrobně popsány v literatuře [87]. Koncentrace organických látek byla při laboratorních i poloprovozních testech měřena jako CHSK_{Mn} a DOC (TOC- V_{CPH} Shimadzu analyzer). Kalibrace TOC analyzátoru byla prováděna pomocí standardů celkového uhlíku a standardů anorganického uhlíku v rozsahu od 0 do 20 mg.l^{-1} . Koncentrace rozpuštěného organického uhlíku (DOC) byla stanovena jako rozdíl v koncentracích celkového a anorganického uhlíku ve vzorku po filtraci přes 0,45 μm membránový filtr. Standardy celkového a anorganického uhlíku o koncentracích 5 a 10 mg.l^{-1} byly použity jako kontrolní vzorky. Stanovení CHSK_{Mn} bylo prováděno podle metodiky popsané v literatuře [87].

5.2. Metodika optimalizace reakčních podmínek

K optimalizaci podmínek úpravy vody s vyšším obsahem organických látek a hliníku byla použita klasická metoda sklenicové optimalizační zkoušky [157] prováděná pomocí laboratorního míchacího zařízení - míchací kolony LMK 8-03. Použitá míchací kolona je zařízení tvořené sadou osmi sklenic, ve kterých je objem vody míchán pomocí pádlových míchadel. Z důvodu zaručení stejné intenzity míchání ve všech sklenicích mají míchadla společný pohon. Použité míchací zařízení umožňuje plynule měnit intenzitu otáček a tím i simulovat rychlé a pomalé míchání. Sklenicová zkouška je v celosvětovém měřítku používána po dlouhou dobu, první postup byl v roce 1920 navržen Lageliorem a je v různých modifikacích používán dodnes [157, 158]. Tato zkouška jednoduchým způsobem modeluje úpravu vody destabilizací a agregací znečišťujících příměsí za použití odstupňovaných dávek destabilizačního činidla, které jsou nadávkovány do jednotlivých sklenic. Pomocí sklenicové zkoušky je možné stanovit nejen optimální dávku destabilizačního činidla, ale také další parametry úpravy vody, jako je optimální hodnota pH, optimální dávka pomocného agregačního činidla nebo optimální intenzita a doba míchání [182, 183, 184].

Vzhledem k charakteru používané surové vody (nízké hodnoty pH a $\text{KNK}_{4,5}$) byla při úpravě nutná předalkalizace pomocí vápenné vody - roztok $\text{Ca}(\text{OH})_2$. Jako destabilizační činidlo byl používán síran hlinitý - $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$, síran železitý - $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$, polyaluminiumchlorid – PAX-18 a polyaluminiumsulfát – PAS-3. Jako pomocné agregační činidlo byl použit Magnaflok LT 20. Hodnoty použitých gradientů rychlosti byly při testování optimálních dávek činidel zvoleny v souladu s již dříve publikovanými výsledky [159, 161, 164].

Při těchto sklenicových zkouškách byl jako homogenizační gradient aplikován střední gradient rychlosti $\bar{G} = 400 \text{ s}^{-1}$ (doba aplikace 1 min) a jako agregační pak gradient $\bar{G} = 100 \text{ s}^{-1}$ (doba aplikace 15 min). Po ukončeném míchání a 60 minutách sedimentace byly odebrány vzorky pro stanovení vybraných parametrů sloužících k hodnocení účinnosti procesu úpravy. Sledovanými parametry byly pH, $\text{KNK}_{4,5}$, CHSK_{Mn} , DOC, Fe, Al a frakce hliníku. Proces úpravy byl hodnocen i pomocí účinnosti agregace a pomocí testu agregace, jejichž pracovní postup je uveden níže.

Vedle optimalizace reakčních podmínek byl pomocí laboratorní míchací kolony hodnocen vliv velikosti a doby působení gradientu rychlosti na proces agregace. V rámci výzkumu byly hodnoceny následující gradienty rychlosti $\bar{G} = 20, 40, 60, 80, 100, 150, 200, 250, 300$ a 350 s^{-1} . Hodnoty gradientů odpovídají svým rozsahem gradientům používaným ve vodárenských provozech. Jednotlivé gradienty rychlosti byly aplikovány po dobu 150, 300, 450, 600, 900 a 1200 sekund. Po této době byly přímo ve sklenicích používaných pro sklenicové testy provedeny testy agregace a hodnocena účinnost agregace organických látek (CHSK_{Mn}) a hliníku. Dále byly odebrány vzorky suspenze, které byly odstředěny a ve fugátu byly stanoveny další sledované parametry. Výsledky optimalizace velikostí gradientů rychlosti jsou popsány v kapitolách zabývajících se úpravou při jednotlivých odběrech surové vody.

Doplňkovým měřením často používaným při sklenicových zkouškách je tzv. test agregace [157]. Tento test umožňuje sledovat kvalitu vzniklé suspenze a je velmi vhodným způsobem vyhodnocení sklenicové optimalizační zkoušky. Pro hodnocení využívá tzv. stupeň agregace - α , který je definován jako poměr mezi agregovanou částí a celkovou koncentrací destabilizačního činidla a je dán následující rovnicí:

$$\alpha = \frac{\rho_0 - \rho_F}{\rho_0} = 1 - \frac{\rho_F}{\rho_0} \quad (21)$$

kde ρ_0 je koncentrace monitorovaného indikátoru (Al, Fe) a ρ_F koncentrace tohoto indikátoru po separaci suspenze odstředěním při definovaných podmínkách (odstředění při 3500 ot.min^{-1} po dobu 15 minut).

Stupeň agregace α nabývá hodnot od 0 do 1. Při hodnotě $\alpha = 0$ k agregaci vůbec nedošlo, naopak pro $\alpha = 1$ je agregace kvantitativní, všechno nadávkované destabilizační činidlo přešlo do nerozpuštěné separovatelné formy [9].

Součástí testu agregace je také sedimentační analýza, pomocí níž lze získat podrobnější informace o charakteru vzniklé suspenze v jednotlivých sklenicích. Sedimentační analýza umožňuje rozdělení tvořených agregátů do čtyř kategorií na makroagregáty (MA), mikroagregáty

(MI), primární agregáty (PRI) a neagregovaný podíl (NEA). V podstatě se jedná o sedimentační analýzu vzniklé suspenze na poměrně krátké dráze (40 mm), aby se zabránilo nárůstu vloček do větších agregátů vlivem vertikální ortokinetické agregace. Jednotlivé částice jsou charakterizovány podle jejich sedimentační rychlosti. Makroagregáty (MA), jejichž sedimentační rychlost je 0,13 mm.s⁻¹, urazí 4 cm dlouhou sedimentační dráhu do pěti minut. Mikroagregáty (MI) se sedimentační rychlostí v rozmezí 0,01 až 0,13 mm.s⁻¹ dosáhnou konce čtyřcentimetrové dráhy mezi 5. a 60. minutou sedimentace a primární agregáty (PRI) jsou nejjemnější vločky, které již vlastně nejsou v gravitačním poli schopny sedimentovat v přiměřeném čase. Jejich sedimentační rychlost je menší než 0,01 mm.s⁻¹. I po 60-ti minutách sedimentace ještě neprotnou konec čtyřcentimetrové dráhy. Podíl jednotlivých částic (agregátů) byl zjištěn tak, že z jednotlivých sklenic míchací kolony byl po ukončení sklenicového testu odebrán vzorek z hloubky 4 cm v a další vzorky byly odebrány z té samé hloubky v 5-té a 60-té minutě po zahájení sedimentace. Ve vzorcích byla stanovena zbytková koncentrace základní složky destabilizačního činidla a podíl jednotlivých typů agregátů byl určen dle následujících rovnic:

$$P_{MA} = \frac{\rho_c - \rho_5}{\rho_c} \quad P_{MI} = \frac{\rho_5 - \rho_{60}}{\rho_c} \quad P_{PRI} = \frac{\rho_{60} - \rho_{F(60)}}{\rho_c} \quad P_{NEA} = \frac{\rho_{F(60)}}{\rho_c} \quad (22-25)$$

$$P_{MA} + P_{MI} + P_{PRI} + P_{NEA} = 1 \quad (26)$$

kde P_{MA} je podíl makroagregátů, P_{MI} mikroagregátů, P_{PRI} primárních agregátů a P_{NEA} neagregovaný podíl; ρ_c je celková koncentrace základní složky destabilizačního činidla (Al nebo Fe), ρ_5 po pěti minutách sedimentace, ρ_{60} po šedesáti minutách sedimentace a $\rho_{F(60)}$ koncentrace měřená v odstředěném vzorku po šedesáti minutách sedimentace.

Význam tohoto rozdělení agregátů (částic) spočívá v tom, že různě velké agregáty jsou z vody separovatelné různými procesy. Makroagregáty a v malé míře i mikroagregáty jsou separovatelné z vody sedimentací. Pokud je největší podíl agregátů tvořen mikroagregáty a primárními agregáty je technologicky neúnosné separovat sedimentací, protože by bylo zapotřebí velmi dlouhých dob zdržení. Tyto velikostní frakce jsou z vody dobře separovatelné filtrací. Neagregovaný podíl destabilizačního činidla není z vody separovatelný žádným mechanickým postupem, protože tato část destabilizačního činidla je ve vodě po koagulaci přítomna ve formě pravého roztoku. Vyhodnocení testu agregace nám tedy dovoluje jednak optimalizovat tvorbu suspenze a míchání vzhledem k procesům, které následují po procesu koagulace (tedy bude-li následovat sedimentace a filtrace nebo přímo filtrace), a dále lze tento test využít i pro vyhodnocení separační účinnosti jednotlivých již existujících separačních stupňů

na úpravách vody. Jak již bylo řečeno, filtrační stupeň je schopen zachytit všechny druhy agregátů (kromě neagregovaného podílu), sedimentační stupeň je schopen z vody odstranit především makroagregáty [157, 158, 179].

Účinnost procesu separace suspenze při sklenicových testech i při provozních měřeních byla hodnocena pomocí koeficientu účinnosti separace φ , který je dán následující rovnicí:

$$\varphi = 1 - \left(\frac{\rho_f}{\rho_0} \right) \quad (27)$$

kde ρ_0 je počáteční koncentrace měřeného indikátoru (Al, Fe, CHSK_{Mn}) a ρ_f koncentrace tohoto indikátoru v upravené vodě (po separaci suspenze). Podrobně je postup koeficientu účinnosti separace popsán v literatuře [158, 179].

5.3. Metodika provozního měření

Provozní měření bylo prováděno na úpravně vody Kozičín, která upravuje vodu z údolních nádrží Pilská a Lázeňská a je projektována na výkon 105 l.s⁻¹ (průměrný výkon 60 – 70 l.s⁻¹). Technologický proces úpravy zahrnuje předalkalizaci pomocí vápenné vody, dávkování síranu hlinitého, dávkování pomocného agregačního činidla (Magnaflok LT 20), filtraci, ztvrdování vody a dezinfekci plynným chlórem. Agregace destabilizovaných částic je zajištěna průtokem přes děrované stěny a vytvořená suspenze je odstraňována na pěti otevřených pískových filtrech.

Pro zaručení optimální kvality pitné vody je nezbytné správné nastavení podmínek procesu úpravy vody zejména hodnoty reakčního pH. Z tohoto důvodu je podle potřeby na přítoku do flokulačních nádrží dávkován hydroxid vápenatý Ca(OH)₂ (5% vápenné mléko) v provozních dávkách 0 – 45 mg.l⁻¹ [56]. Do flokulačních nádrží se také dávkuje síran hlinitý Al₂(SO₄)₃.18H₂O (v dávkách 7 - 21 mg.l⁻¹) používaný na úpravě jako destabilizační činidlo. Z důvodu zlepšení filtračních vlastností vytvořených agregátů je do vody odtékající z flokulační nádrže dávkován pomocný flokulant Magnaflok LT 20 v provozních dávkách 0,01 – 0,1 mg.l⁻¹ [56]. V případě, že je v surové vodě přítomen mangan, zoxiduje se reakcí s manganistanem draselným na nerozpuštěné hydratované oxidy manganu. Provozní dávka KMnO₄ používaného na úpravě k oxidaci železa a manganu do nerozpustných forem je v rozsahu od 0 do 1,5 mg.l⁻¹. Upravená voda je ztvrdována dávkováním oxidu uhličitého (provozní dávky 5 – 30 mg.l⁻¹) a hydroxidu vápenatého. Ztvrdováním se ve vodě zvyšuje obsah vápníku a hydrogenuhličitanů, což je důležité zejména pro zlepšení zdravotních účinků pitné vody, zlepšení chuti a potlačení

korozivních účinků pitné vody na kovové materiály vodovodní sítě. Po ztvrzení a úpravě pH je upravená voda hygienicky zabezpečena dávkováním plynného chlóru v provozních dávkách 0,25 – 1,0 mg.l⁻¹[56]. Chlór slouží nejen k desinfekci upravené pitné vody, ale i k její ochraně před opětovným mikrobiologickým znečištěním při dopravě potrubím. Z tohoto důvodu je také v některých vodojemech vodovodní sítě dávkováno Savo (v provozních dávkách 0 – 35 ml.m⁻³). Ve vybraných profilech vodovodní sítě je přechodně, kvůli ochraně potrubí proti korozi, dávkován přípravek SILIPHOS (polyfosforečnan sodný) v provozních dávkách maximálně 5 mg.l⁻¹ P₂O₅ [56].

Provozní měření bylo realizováno v dubnu a květnu 2006 a spočívalo v hodnocení agregační účinnosti provozního agregačního míchání děrovanými stěnami a v posouzení účinnosti filtračních cyklů provozních filtrů. Provozní měření probíhala v krátkém časovém období, ve kterém nedocházelo k výrazným výkyvům kvality vody a tato skutečnost umožnila odměřit všechny filtrační cykly při konstantní dávce destabilizačního činidla (0,130 mmol.l⁻¹ Al₂(SO₄)₃.18H₂O) a při drobné změně dávky pomocného agregačního činidla Magnafloku LT 20. Při I. a II. cyklu bylo dávkováno 0,05 mg.l⁻¹ Magnafloku LT 20 a při III. cyklu byla tato dávka 0,04 mg.l⁻¹. Provozní délka všech sledovaných filtračních cyklů (zahrnuta i fáze praní a zafiltrování) byla 25 hodin. Protože v průběhu měření nedocházelo k výkyvům kvality vody a výrazně se neměnily dávky činidel, bylo možné přímé srovnání jednotlivých měření. Vzorky vody byly odebírány na přítoku do úpravny (surová voda), dále po homogenizačním a agregačním míchání a po průchodu filtrem. Hodnoty gradientů rychlosti ve flokulační nádrži byly stanoveny z tlakových ztrát na jednotlivých děrovaných stěnách.

5.4. Metodika statistického hodnocení

Výsledky laboratorních optimalizací stejně jako výsledky provozních měření byly statisticky hodnoceny v programu S-PLUS. Statistická významnost byla testována následujícími testy – regrese a korelace, analýza rozptylu jednoduchého třídění, analýza rozptylu dvojného třídění. Při všech prováděných statistických testech byla nejprve testována normalita dat a zvolen příslušný parametrický či neparametrický test [185]. Data byla hodnocena na zvolené hladině významnosti $\alpha = 5 \%$. Stanovení všech základních parametrů bylo prováděno třikrát a chyba při těchto stanoveních byla u $CHSK_{Mn}$ do 5 % a u ostatních stanovení do 3%.

Reprodukovatelnost výsledků sklenicové optimalizační zkoušky

Pro ověření reprodukovatelnosti výsledků sklenicových zkoušek byly testy se všemi čtyřmi typy použitých destabilizačních činidel (síran hlinitý, síran železitý, polyaluminiumchlorid, polyaluminiumsulfát) opakovány třikrát. Reprodukovatelnost byla hodnocena u testu zaměřeném na optimalizaci dávky destabilizačního a alkalizačního činidla. Nejprve byla pochopitelně provedena klasická optimalizace dávky, postup viz kap. č. 5.1. Sklenicová zkouška, která ukázala optimalizovanou dávku přidávaných činidel, byla poté za stejných podmínek, opakována ještě dvakrát. Tyto testy reprodukovatelnosti výsledků však byly vzhledem k časové náročnosti provedeny pouze u prvních odběrů, tj. 5.5.2005 pro použité destabilizační činidla síran hlinitý a síran železitý a 26.4.2006 pro polyaluminiumchlorid a polyaluminiumsulfát. Celkově byly tedy provedeny tři sklenicové optimalizační zkoušky se stejnou dávkou destabilizačního a alkalizačního činidla pro jednotlivé typy destabilizačních činidel. Jako ukazatele pro hodnocení reprodukovatelnosti byly použity následující chemické parametry: chemická spotřeba kyslíku – CHSK_{Mn} a koncentrace hliníku – Al. Výsledky provedených pokusů jsou znázorněny v tab. 2 a 7. Porovnání dosažených výsledků dílčích pokusů sklenicové optimalizační zkoušky bylo provedeno analýzou rozptylu jednoduchého třídění (jednofaktorová ANOVA), viz tab. 3 - 6 a 8 - 11. Při intervalu spolehlivosti s koeficientem 0,95 ($\alpha = 0,05$) byla testována nulová hypotéza, že střední hodnoty CHSK_{Mn} a Al spočítané z hodnot odpovídajících jednotlivým sklenicovým optimalizačním zkouškám se liší.

Tab.2. Pílská 5.5.2005 – reprodukovatelnost výsledků sklenicových optimalizačních zkoušek (síran hlinitý a síran železitý)

sklenice	síran hlinitý						síran železitý					
	CHSK_{Mn} [mg.l^{-1}]			Al [mg.l^{-1}]			CHSK_{Mn} [mg.l^{-1}]			Fe [mg.l^{-1}]		
	I.	II.	III.	I.	II.	III.	I.	II.	III.	I.	II.	III.
1	3.055	3.168	3.130	0.360	0.375	0.380	3.280	3.346	3.430	0.89	0.93	0.91
2	2.892	2.935	3.005	0.280	0.270	0.270	2.550	2.586	2.670	0.55	0.57	0.57
3	2.570	2.620	2.682	0.135	0.140	0.135	2.330	2.305	2.310	0.32	0.31	0.32
4	2.202	2.175	2.150	0.085	0.085	0.090	2.200	2.208	2.220	0.17	0.16	0.17
5	2.350	2.310	2.330	0.100	0.105	0.105	2.240	2.300	2.350	0.21	0.21	0.22
6	2.600	2.552	2.582	0.110	0.115	0.110	2.350	2.432	2.400	0.33	0.35	0.33
7	2.898	2.990	3.030	0.220	0.230	0.225	2.800	2.930	2.882	0.68	0.71	0.70
8	3.253	3.368	3.212	0.275	0.265	0.280	2.860	3.000	2.960	0.65	0.68	0.69

Tab.3. Pílská 5.5.2005 (síran hlinitý) – Analýza rozptylu jednoduchého třídění (hodnoty CHSK_{Mn} z tab.2.)

Výběr	počet	součet	průměr	rozptyl	
I.	8	21.82	2.73	0.13	
II.	8	22.12	2.76	0.18	
III.	8	22.12	2.77	0.15	
One-way ANOVA	Df	Sum of Sq	Mean Sq	F Value	Pr(F)
CHSK_{Mn}	7	3.1575	0.4511	160.4281	1.3045E-13
Residuals	16	0.0450	0.0028		

Tab.4. Pilská 5.5.2005 (síran hlinitý) – Analýza rozptylu jednoduchého třídění (hodnoty Al z tab.2.)

Výběr	počet	součet	průměr	rozptyl	
I.	8	1.57	0.20	0.01	
II.	8	1.59	0.20	0.01	
III.	8	1.60	0.20	0.01	
One-way ANOVA	Df	Sum of Sq	Mean Sq	F Value	Pr(F)
Al	7	0.2244	0.0321	992.8802	0.0000
Residuals	16	0.0005	0.0000		

Tab.5. Pilská 5.5.2005 (síran železitý) – Analýza rozptylu jednoduchého třídění (hodnoty CHSK_{Mn} z tab.2.)

Výběr	počet	součet	průměr	rozptyl	
I.	8	20.61	2.58	0.14	
II.	8	21.11	2.64	0.17	
III.	8	21.22	2.65	0.17	
One-way ANOVA	Df	Sum of Sq	Mean Sq	F Value	Pr(F)
CHSK _{Mn}	7	3.3559	0.4794	159.917	1.3378E-13
Residuals	16	0.0480	0.003		

Tab.6. Pilská 5.5.2005 (síran železitý) – Analýza rozptylu jednoduchého třídění (hodnoty Fe z tab.2.)

Výběr	počet	součet	průměr	rozptyl	
I.	8	3.80	0.48	0.07	
II.	8	3.92	0.49	0.07	
III.	8	3.91	0.49	0.07	
One-way ANOVA	Df	Sum of Sq	Mean Sq	F Value	Pr(F)
Fe	7	1.4775	0.2111	1178.096	0.0000
Residuals	16	0.0029	0.0002		

Tab.7. Pilská 26.4.2006 – reprodukovatelnost výsledků sklenicových optimalizačních zkoušek (PAX-18 a PAS-3)

sklenice	PAX-18						PAS-3					
	CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]			Al [mg.l ⁻¹]			CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]			Al [mg.l ⁻¹]		
	I.	II.	III.	I.	II.	III.	I.	II.	III.	I.	II.	III.
1	3.250	3.400	3.368	0.345	0.360	0.355	2.950	3.010	3.015	0.160	0.150	0.160
2	2.782	2.890	2.842	0.245	0.240	0.255	2.605	2.580	2.670	0.135	0.130	0.130
3	2.522	2.550	2.480	0.185	0.180	0.185	2.378	2.396	2.420	0.100	0.095	0.100
4	2.330	2.327	2.300	0.160	0.160	0.155	2.200	2.168	2.180	0.095	0.095	0.090
5	2.178	2.200	2.180	0.140	0.135	0.140	2.283	2.190	2.255	0.105	0.110	0.110
6	2.198	2.300	2.220	0.150	0.155	0.150	2.334	2.320	2.356	0.135	0.130	0.135
7	2.280	2.388	2.365	0.185	0.195	0.190	2.416	2.530	2.400	0.140	0.145	0.145
8	2.511	2.460	2.560	0.280	0.265	0.275	2.746	2.800	2.873	0.180	0.190	0.180

Tab.8. Pilská 26.4.2006 (PAX-18) – Analýza rozptylu jednoduchého třídění (hodnoty CHSK_{Mn} z tab.7.)

Výběr	počet	součet	průměr	rozptyl	
I.	8	20.05	2.51	0.13	
II.	8	20.52	2.56	0.16	
III.	8	20.32	2.54	0.16	
One-way ANOVA	Df	Sum of Sq	Mean Sq	F Value	Pr(F)
CHSK _{Mn}	7	3.0957	0.4422	181.9004	4.8627E-14
Residuals	16	0.0389	0.0024		

Tab.9. Pilská 26.4.2006 (PAX-18) – Analýza rozptylu jednoduchého třídění (hodnoty AI z tab.7.)

Výběr	počet	součet	průměr	rozptyl	
I.	8	1.69	0.21	0.01	
II.	8	1.69	0.21	0.01	
III.	8	1.71	0.21	0.01	
One-way ANOVA	Df	Sum of Sq	Mean Sq	F Value	Pr(F)
AI	7	0.1146	0.0164	561.1786	0.0000
Residuals	16	0.0005	0.0000		

Tab.10. Pilská 26.4.2006 (PAS-3) – Analýza rozptylu jednoduchého třídění (hodnoty CHSK_{Mn} z tab.7.)

Výběr	počet	součet	průměr	rozptyl	
I.	8	19.91	2.49	0.07	
II.	8	19.99	2.50	0.09	
III.	8	20.17	2.52	0.09	
One-way ANOVA	Df	Sum of Sq	Mean Sq	F Value	Pr(F)
CHSK _{Mn}	7	1.6684	0.2383	120.1841	1.2538E-12
Residuals	16	0.0317	0.0020		

Tab.11. Pilská 26.4.2006 (PAS-3) – Analýza rozptylu jednoduchého třídění (hodnoty AI z tab.7.)

Výběr	počet	součet	průměr	rozptyl	
I.	8	1.05	0.13	0.00	
II.	8	1.05	0.13	0.00	
III.	8	1.05	0.13	0.00	
One-way ANOVA	Df	Sum of Sq	Mean Sq	F Value	Pr(F)
AI	7	0.0197	0.0028	192.6429	3.0864E-14
Residuals	16	0.0002	0.0000		

Nulová hypotéza byla zamítnuta u všech osmi pokusů a to u obou sledovaných ukazatelů (CHSK_{Mn}, AI). V praxi to znamená, že nebyla zjištěna statisticky významná odchylka (na hladině spolehlivosti 95%) mezi jednotlivými sklenicovými optimalizačními zkouškami. Provedené statistické testy prokázaly plnou reprodukovatelnost výsledků sklenicových optimalizačních zkoušek a to u všech typů používaných destabilizačních činidel. Rovněž tak rozdíly v absolutních hodnotách sledovaných ukazatelů jsou minimální a pochopitelně zcela odpovídají i zjištěná optima jednotlivých sklenicových zkoušek.

6. VÝSLEDKY

6.1. Charakteristiky surové vody

Výzkum byl prováděn na úpravně vody Kozičín v letech 2005 a 2006. Úpravna Kozičín používá pro úpravu na vodu pitnou směsnou surovou vodu, která pochází z nádrží Pílská a Lážská. Přehled kvality surové vody z obou nádrží i směsné vody ve sledovaném období je uveden v tab.12.

Tab.12. Kvalita surové vody z nádrží Pílská a Lážská a vody směsné v letech 2005 a 2006

Surová voda	teplota [°C]	pH [-]	KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	DOC [mg.l ⁻¹]	Al [mg.l ⁻¹]	Fe [mg.l ⁻¹]
5.5.2005							
Pílská	12.0	5.12	0.210	6.611	6.920	0.455	-
Lážská	12.1	4.91	0.165	7.070	6.711	0.490	-
směsná	12.2	5.05	0.164	6.854	6.685	0.465	0.45
1.7.2005							
Pílská	15.0	5.35	0.221	6.292	6.734	0.350	-
Lážská	15.1	5.55	0.234	6.828	6.643	0.395	-
směsná	15.1	5.48	0.230	6.535	6.692	0.365	0.30
25.10.2005							
Pílská	13.9	6.56	0.292	6.130	4.650	0.145	-
Lážská	14.0	6.50	0.270	6.610	4.609	0.115	-
směsná	14.0	6.55	0.284	6.364	5.234	0.130	0.13
23.1.2006							
Pílská	6.2	6.33	0.253	5.105	5.870	0.155	-
Lážská	6.3	6.48	0.245	5.302	6.095	0.140	-
směsná	6.3	6.45	0.251	5.181	6.013	0.150	0.12
6.4.2006							
Pílská	8.2	5.11	0.195	7.839	6.852	0.320	0.19
Lážská	8.2	6.13	0.250	6.400	6.848	0.155	1.21
směsná	8.2	5.70	0.247	6.982	6.891	0.255	0.70
26.4.2006							
Pílská	9.0	4.32	0.000	6.723	7.020	0.400	-
Lážská	9.1	4.20	0.000	6.983	7.146	0.420	-
směsná	9.0	4.21	0.000	6.780	7.132	0.390	0.66
11.5.2006							
Pílská	10.0	4.90	0.140	7.225	6.977	0.350	-
Lážská	10.0	4.48	0.000	7.567	7.100	0.365	-
směsná	10.2	4.57	0.075	7.503	7.071	0.350	0.32
24.10.2006							
Pílská	12.9	6.44	0.270	5.844	6.973	0.180	-
Lážská	13.0	6.02	0.253	6.152	7.222	0.200	-
směsná	13.0	6.19	0.261	6.080	7.170	0.190	0.12

Z tab.12. je zřejmé, že při jednotlivých sledovaných odběrech se hodnota pH surových vod pohybovala v rozmezí od 4,2 do 6,6 a zjištěné koncentrace hliníku byly v rozmezí od 0,115 do 0,490 mg.l⁻¹. Obsah organických látek byl v průběhu celého sledovaného období poměrně vysoký, koncentrace CHSK_{Mn} dosahovala maximálních hodnot téměř 8 mg.l⁻¹ a parametr DOC přesahovala 7 mg.l⁻¹. Ve vzorcích surové vody byla dále stanovována koncentrace jednotlivých frakcí hliníku viz tab.13.

Tab.13. Zastoupení jednotlivých frakcí hliníku v surové vodě z nádrží Pilská a Lážská a ve vodě směsné v letech 2005 a 2006

Surová voda	Frakce hliníku [mg.l ⁻¹]								
	A	B	C	D	E	F	G	H	I
5.5.2005									
Pilská	0.530	0.415	0.410	0.170	0.165	0.115	0.005	0.245	0.245
Lážská	0.535	0.515	0.460	0.170	0.140	0.020	0.055	0.345	0.320
směsná	0.500	0.425	0.400	0.155	0.135	0.075	0.025	0.270	0.265
1.7.2005									
Pilská	0.380	0.270	0.260	0.085	0.080	0.110	0.010	0.185	0.180
Lážská	0.435	0.380	0.330	0.125	0.100	0.055	0.050	0.255	0.230
směsná	0.385	0.305	0.270	0.095	0.080	0.080	0.035	0.210	0.190
25.10.2005									
Pilská	0.165	0.135	0.060	0.065	0.030	0.030	0.075	0.070	0.030
Lážská	0.125	0.110	0.070	0.095	0.060	0.015	0.040	0.015	0.010
směsná	0.145	0.080	0.065	0.025	0.020	0.065	0.015	0.055	0.045
23.1.2006									
Pilská	0.170	0.100	0.075	0.035	0.025	0.070	0.025	0.065	0.050
Lážská	0.165	0.090	0.075	0.030	0.025	0.075	0.015	0.060	0.050
směsná	0.170	0.090	0.075	0.025	0.025	0.080	0.015	0.065	0.050
6.4.2006									
Pilská	0.320	0.290	0.265	0.100	0.080	0.030	0.025	0.190	0.185
Lážská	0.185	0.090	0.065	0.025	0.020	0.095	0.025	0.065	0.045
směsná	0.290	0.205	0.145	0.065	0.050	0.085	0.060	0.140	0.095
26.4.2006									
Pilská	0.410	0.325	0.305	0.170	0.155	0.085	0.020	0.155	0.150
Lážská	0.450	0.360	0.320	0.185	0.155	0.090	0.040	0.175	0.165
směsná	0.465	0.370	0.345	0.195	0.170	0.095	0.025	0.175	0.175
11.5.2006									
Pilská	0.365	0.310	0.280	0.105	0.095	0.055	0.030	0.205	0.185
Lážská	0.385	0.325	0.310	0.105	0.100	0.060	0.015	0.220	0.210
směsná	0.335	0.270	0.265	0.095	0.090	0.065	0.005	0.175	0.175
24.10.2006									
Pilská	0.200	0.110	0.080	0.075	0.070	0.090	0.030	0.035	0.010
Lážská	0.225	0.115	0.085	0.080	0.080	0.110	0.030	0.035	0.005
směsná	0.260	0.130	0.100	0.100	0.095	0.130	0.030	0.030	0.005

(Frakce hliníku - A. celkový reaktivní, B. celkový rozpuštěný, C. rozpuštěný monomerní, D. rozpuštěný organický, E. rozpuštěný organický monomerní, F. partikulární, G. polymerní, koloidní a silně vázaný organický, H. rozpuštěný anorganický, I. rozpuštěný anorganický monomerní)

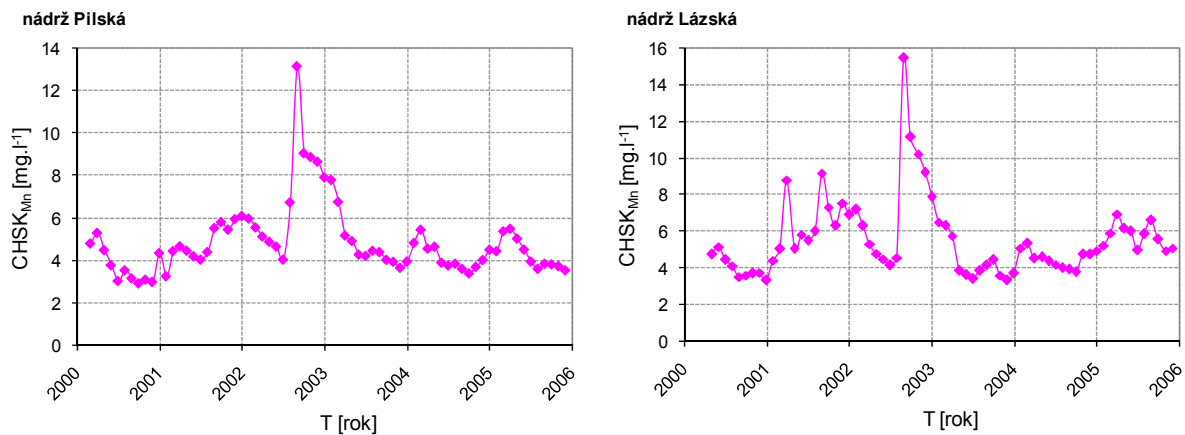
Z výsledků frakcionace hliníku vyplývá, že zastoupení jednotlivých frakcí bylo při jednotlivých odběrech značně odlišné. Z výsledků provedených frakcionací je možné konstatovat, že při odběrech realizovaných v jarních měsících byla ve většině případů v surové vodě převažující frakce rozpuštěného anorganického hliníku, která tvořila až 65 % z jeho celkové koncentrace. Oproti tomu v podzimním a zimním období byly zjištěny zvýšené hodnoty partikulárního hliníku, jehož podíl tvořil až 50 % z přítomného hliníku.

Výskyt jednotlivých frakcí hliníku nelze hodnotit bez přihlédnutí k celkovým fyzikálně-chemickým vlastnostem vody. Vliv těchto parametrů surové vody na celkovou koncentraci hliníku i na jeho frakce byl prokázán v mnoha studiích [např. 13, 20, 59]. Vzájemné souvislosti jednotlivých fyzikálně-chemických charakteristik v surové vodě byly testovány na vzorcích surové vody z nádrží Pilská a Lážská. Z výsledků jsou patrné závislosti mezi hodnotou pH a celkovou koncentrací hliníku (korelační koeficient $r = -0,88$), dále mezi hodnotou pH a koncentrací CHSK_{Mn} ($r = -0,72$), celkovou koncentrací hliníku a koncentrací CHSK_{Mn} , celkovou koncentrací hliníku a hodnotou $\text{KNK}_{4,5}$ a také mezi hodnotou pH a koncentrací DOC. Statisticky byl testován i vztah mezi výskytem jednotlivých frakcí hliníku a některými fyzikálně-chemickými vlastnostmi vody. Při těchto testech bylo zjištěno, že hodnota pH vody výrazně ovlivňuje výskyt většiny frakcí hliníku (konkrétně frakcí A, B, C, D, E, H a I) a prokázána byla také souvislost mezi koncentrací organických látek, hodnotou $\text{KNK}_{4,5}$ a zastoupením některých frakcí hliníku.

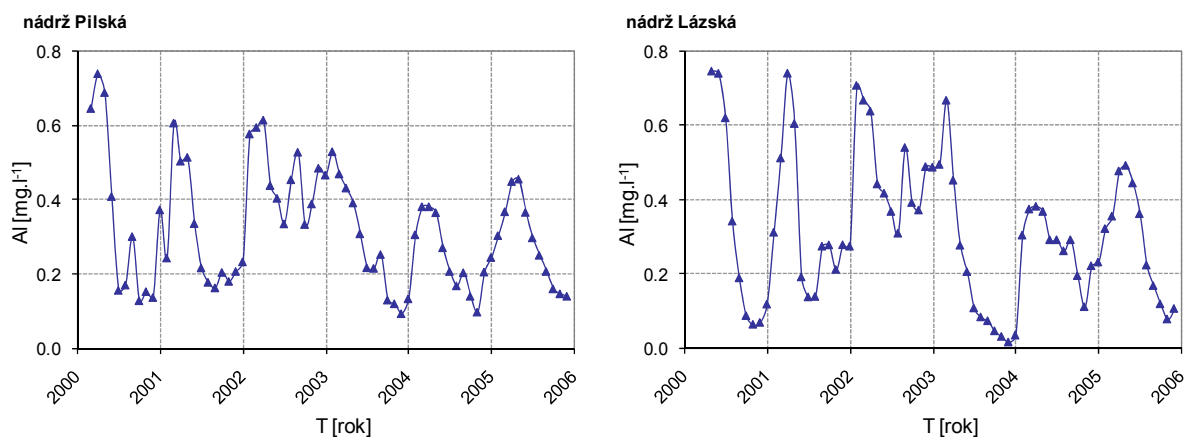
Vzájemný vztah mezi koncentrací hliníku a výskytem organických látek v surové vodě (CHSK_{Mn}) byl potvrzen i z výsledků z dlouhodobého provozního měření na úpravně vody Kozičín. Jedná se o výsledky měření koncentrací hliníku a CHSK_{Mn} ve směsné surové vodě z let 2000-2005, kdy bylo na zvolené hladině významnosti $\alpha = 0,05$ prokázáno, že vyšší koncentrace hliníku souvisí se zvýšeným obsahem organických látek v surové vodě.

6.1.1. Sezónní změny v charakteru surové vody na úpravně vody Kozičín

Na charakteristiky surové vody má bezesporu zásadní vliv střídání ročních období, které ovlivňuje zejména stratifikaci vodních vrstev a výrazně mění fyzikálně-chemické vlastnosti (teplota, pH, obsah O_2 apod.) surové vody ve vodních nádržích. Na obr. 3 a 4 jsou znázorněny průměrné koncentrace CHSK_{Mn} a Al v jednotlivých měsících ve sledovaném období v surové vodě z obou nádrží (Pilská, Lážská).



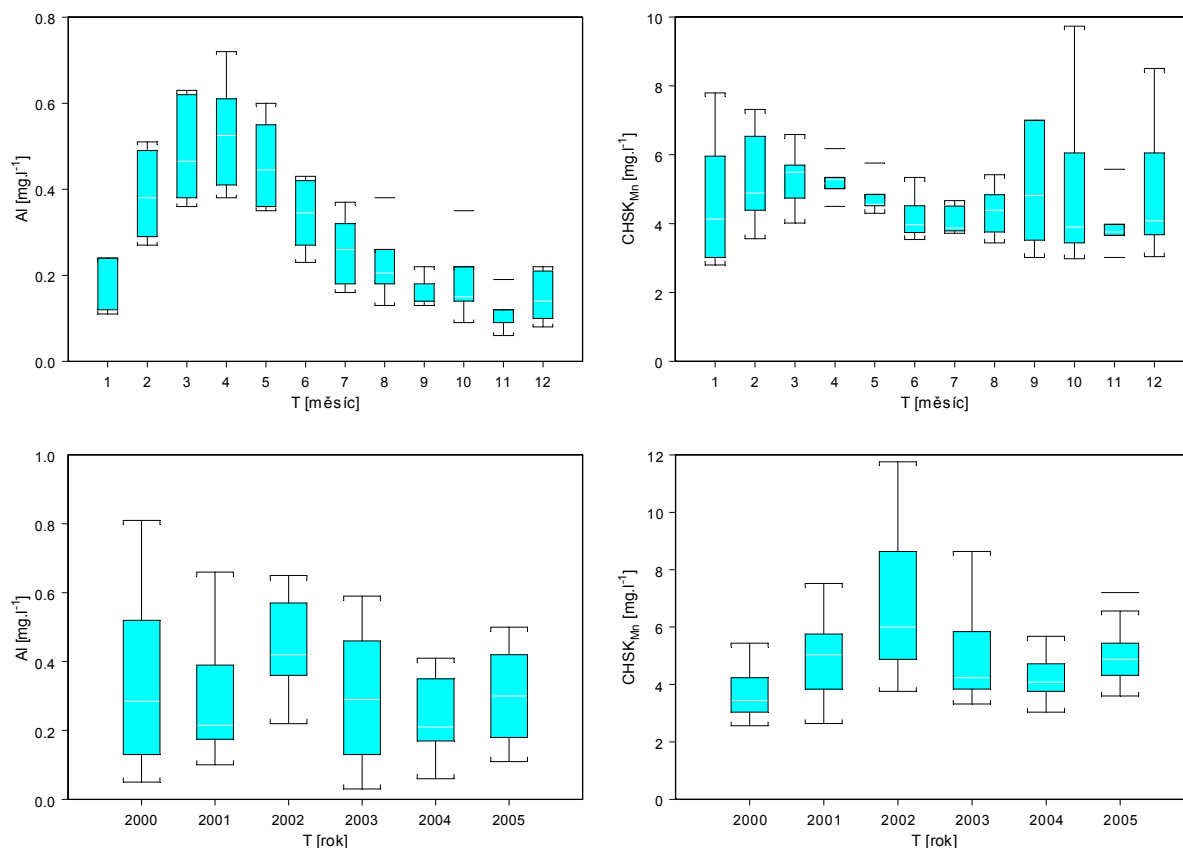
Obr.3. Dlouhodobý vývoj koncentrace CHSK_{Mn} v surové vodě nádrží Pilská a Lázska



Obr.4. Dlouhodobý vývoj koncentrace hliníku v surové vodě nádrží Pilská a Lázska

Z obr. 3 a 4 je patrné kolísání koncentrací CHSK_{Mn} a Al u obou nádrží ve sledovaném období. Toto kolísání má periodický charakter. Z důvodu posouzení kolísavosti koncentrací obou sledovaných parametrů bylo provedeno statistické testování. Pomocí jednofaktorové analýzy rozptylu byly srovnávány koncentrace zjištěné v jednotlivých měsících a letech. Výsledky statistického testování na zvolené hladině významnosti $\alpha = 0,05$ potvrdily odlišnosti v koncentracích hliníku a CHSK_{Mn} v surové vodě v jednotlivých sledovaných obdobích. V případě testování změn koncentrací hliníku v průběhu roku byl jako výrazně odlišný sledán měsíc duben, ve kterém byly zjištěny nejvyšší koncentrace hliníku. Obdobě odlišné byly i další jarní měsíce – březen a květen. Při porovnání jednotlivých sledovaných let, bylo zjištěno, že pouze rok 2002 se statisticky průkazně odlišoval od ostatních let. Koncentrace hliníku zjištěné v tomto roce byly vyšší než koncentrace v ostatních sledovaných letech. Při sledování koncentrací CHSK_{Mn} byly také potvrzeny rozdíly mezi jednotlivými měsíci, ale tyto rozdíly spočívaly spíše v rozsahu zjištěných koncentrací. V jarních měsících byly zjištěny vyšší koncentrace CHSK_{Mn} u všech odběrů, zatímco v případě ostatních měsíců byly tyto koncentrace

velice kolísavé. Při srovnání koncentrací CHSK_{Mn} dle jednotlivých let byl jako statisticky odlišný zjištěn opět rok 2002. Grafické vyjádření statistických testů je uvedeno na obr. 5.



Obr.5. Sezónní vývoj koncentrace hliníku a CHSK_{Mn} v surové vodě směsné v průběhu let 2000 – 2005

6.2. Laboratorní optimalizace reakčních podmínek

Úprava vod se zvýšenou koncentrací přírodních organických látek a hliníku je často spojena s problémem vyšších koncentrací reziduálního hliníku, jejichž výskyt způsobuje celou řadu problémů (viz kap. 3.3.). Při hledání optimálních podmínek úpravy tohoto typu vod je zásadní použít dávku destabilizačního a alkalizačního činidla. Důležité je také nalézt vhodné podmínky ve fázi tvorby agregátů – zejména intenzitu a dobu míchání.

6.2.1. Optimalizace velikosti gradientu rychlosti a doby jeho působení

Před provedením sérií sklenicových testů zaměřených na testování vlivu vybraných parametrů ovlivňujících úpravu byla provedena optimalizace doby a intenzity míchání. Při těchto optimalizacích byly použity dávky činidel zjištěné předběžnými sklenicovými testy. Optimalizace středního gradientu rychlosti (\bar{G}) a doby míchání (t) při úpravě se síranem hlinitým a síranem železitým byla provedena při prvním odběru dne 5.5.2005. Destabilizační činidla

PAX-18 a PAS-3 se v disertační práci začala používat až při jarních odběrech v roce 2006, proto byla optimalizace \bar{G} a t při jejich použití provedena až 26.4.2006. Výsledky optimalizací těchto parametrů jsou uvedeny v příloze 1.

Při homogenizačním míchání byl v souladu se studii zabývajícími se výzkumem podmínek homogenizace použit $\bar{G} = 400 \text{ s}^{-1}$ a $t = 60 \text{ s}$ [159, 161, 164]. Tyto parametry homogenizačního míchání byly použity při všech sklenicových testech. Optimalizace agregačního míchání byla prováděna se zvolenými gradienty rychlosti $\bar{G} = 20, 40, 60, 80, 100, 150, 200, 250, 300$ a 350 s^{-1} a porovnávány byly následující doby míchání $t = 150, 300, 450, 600, 900$ a 1200 s . Dávky destabilizačních a alkalizačních činidel byly zvoleny na základě předběžných sklenicových testů. Z výsledků optimalizací agregačního míchání je patrné, že shodně u všech destabilizačních činidel jsou vhodné gradienty nad 100 s^{-1} a použité doby míchání alespoň 600 s . Účinnost agregace se při dalším zvýšení \bar{G} a t zvyšovala již mírně. Jako optimální byly zvoleny $\bar{G} = 100 \text{ s}^{-1}$ a $t = 900 \text{ s}^{-1}$. Tyto gradienty a doby jsou již velmi účinné a zejména použití delších dob by bylo v provozu výrazně ekonomicky náročnější a v praxi na úpravárnách často velmi obtížně dosažitelné. Konkrétní vliv vybraných gradientů rychlosti a dob míchání na kvalitu upravené vody bude testován v dalších částech práce.

6.2.2. Optimalizace dávek alkalizačního a destabilizačního činidla

Účinnost destabilizace znečišťujících látek v upravované vodě je významně závislá na použité dávce destabilizačního činidla a na hodnotě pH (viz kap. 4.1.2.1.). Součástí každého laboratorního měření byla současně s optimalizací dávky destabilizačního činidla i optimalizace reakčního pH, respektive dávky alkalizačního činidla $\text{Ca}(\text{OH})_2$. Výsledky optimalizací hodnot pH a dávek destabilizačních činidel při jednotlivých laboratorních pokusech prováděných v letech 2005 a 2006 jsou znázorněny v příloze 2. Účinnost procesu byla hodnocena pomocí zbytkových koncentrací organických látek (CHSK_{Mn}) a hliníku (Al) nebo železa (Fe). Ze souhrnných výsledků je patrné, že nejvyšších účinností úpravy vody je dosahováno v poměrně úzkém rozmezí $\text{pH} = 5,5 - 6,2$; přičemž optimální pH se mírně liší u jednotlivých používaných destabilizačních činidel. Nejvyšší hodnoty optimálního reakčního pH při dodržení dalších podmínek úpravy byly zjištěny při použití PAX-18 (průměrná hodnota 5,97) a PAS-3 (průměr 5,96). Při použití síranu hlinitého bylo toto optimální pH nižší (průměr 5,82) a při použití síranu železitého byly zjištěny nejnižší hodnoty (průměr 5,68). Zjištěný rozsah pH odpovídá optimální odstranitelnosti hodnocených parametrů CHSK_{Mn} i Al (Fe). Podrobné výsledky optimalizací

dávek destabilizačních činidel jsou uvedeny v *příloze 3*. Optimální dávky destabilizačního činidla při odpovídajících dávkách alkalizačního činidla jsou v tabulkách označeny modře. Z dosažených výsledků vyplývá, že v závislosti na kvalitě surové vody se optimální dávky alkalizačního činidla pohybovaly v rozmezí 0,037 až 0,130 mmol.l⁻¹. Dávky destabilizačních činidel se také lišily dle kvality surové vody a byly různé pro jednotlivá činidla. U síranu hlinitého se pohybovaly mezi 0,034 – 0,083 mmol.l⁻¹, u síranu železitého 0,036 – 0,081 mmol.l⁻¹, u PAX-18 v rozsahu 0,114 – 0,148 mmol.l⁻¹ a u PAS-3 0,058 – 0,072 mmol.l⁻¹.

6.3. Laboratorní optimalizace odstranění hliníku

Cílem disertační práce bylo nalézt optimální podmínky úpravy surové vody, při nichž bude dosaženo kvalitní pitné vody s důrazem na nízkou koncentraci reziduálního hliníku. Při laboratorní optimalizaci podmínek vedoucích k snížení koncentrace reziduálního hliníku bylo snahou zhodnotit, které faktory ovlivňují jeho koncentraci v upravené vodě. Hodnocen byl vliv parametrů surové vody a vliv podmínek úpravy.

6.3.1. Vliv fyzikálně-chemických charakteristik surové vody na koncentraci reziduálního hliníku a zastoupení jeho frakcí

V případě úpravy surových vod s vyšší koncentrací přírodního hliníku se vliv některých parametrů surové vody projevuje zvýšením koncentrace reziduálního hliníku či ovlivněním dalších charakteristik zhoršujících kvalitu upravené vody. Pro zhodnocení vlivu těchto vlastností surové vody byly použity výsledky optimálně upravených vod při aplikaci všech čtyř testovaných destabilizačních činidel. Výsledky byly statisticky testovány pomocí korelační analýzy. Sledován byl vliv fyzikálně-chemických parametrů surové vody na koncentraci reziduálního hliníku. Z výsledků provedených statistických testů vyplývá, že pouze koncentrace KNK_{4,5} a hodnota pH mají na zvolené hladině významnosti vliv na koncentraci reziduálního hliníku a na frakce A a F přítomné v upravené vodě. Vliv ostatních parametrů se nepodařilo prokázat. Z výsledků statistického testování také vyplývá, že nebyla zjištěna souvislost mezi koncentracemi některých frakcí hliníku v surové a upravené vodě.

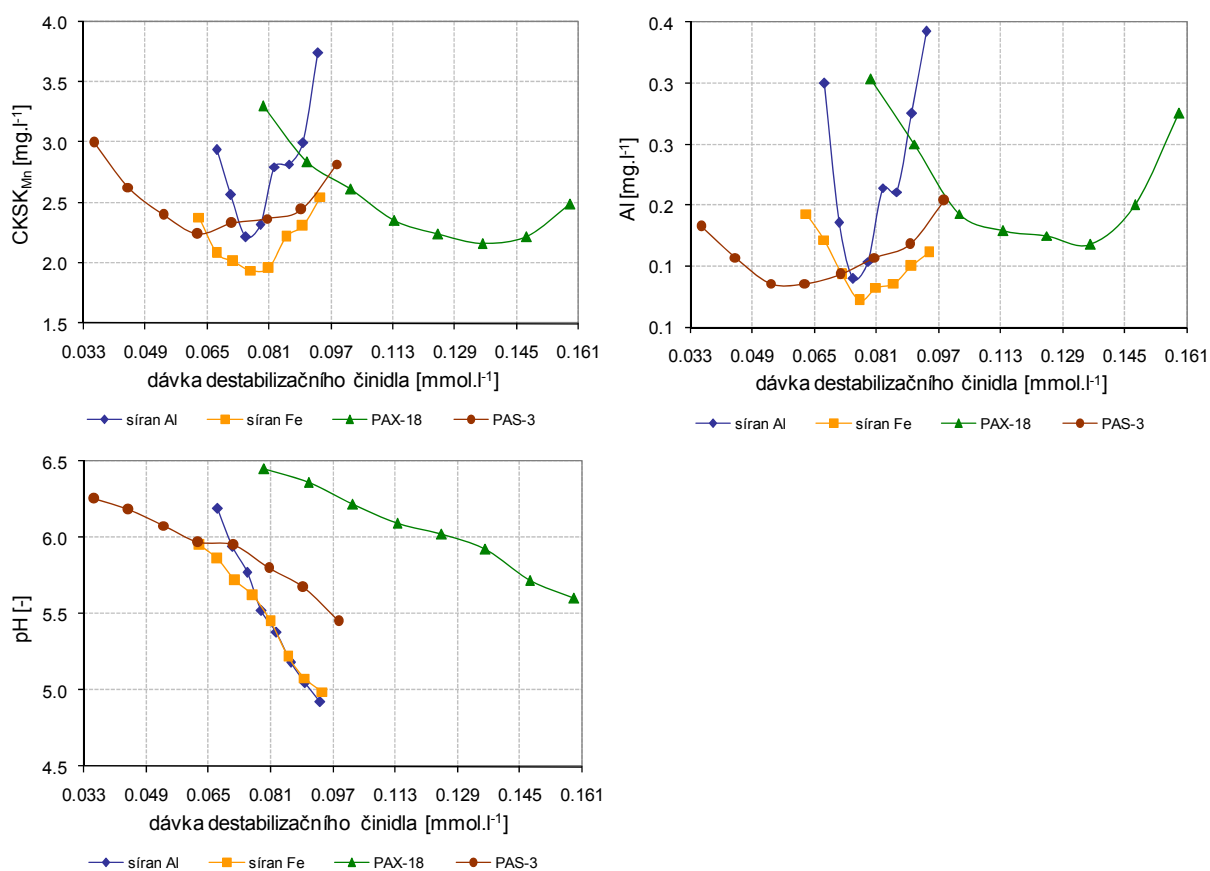
6.3.2. Vliv reakčních podmínek úpravy na koncentraci reziduálního hliníku a zastoupení jeho frakcí

Vliv reakčních podmínek úpravy na kvalitu upravené vody je zcela zásadní (viz kap. 4). Z tohoto důvodu bylo v další části práce prováděno hodnocení vlivu konkrétních podmínek

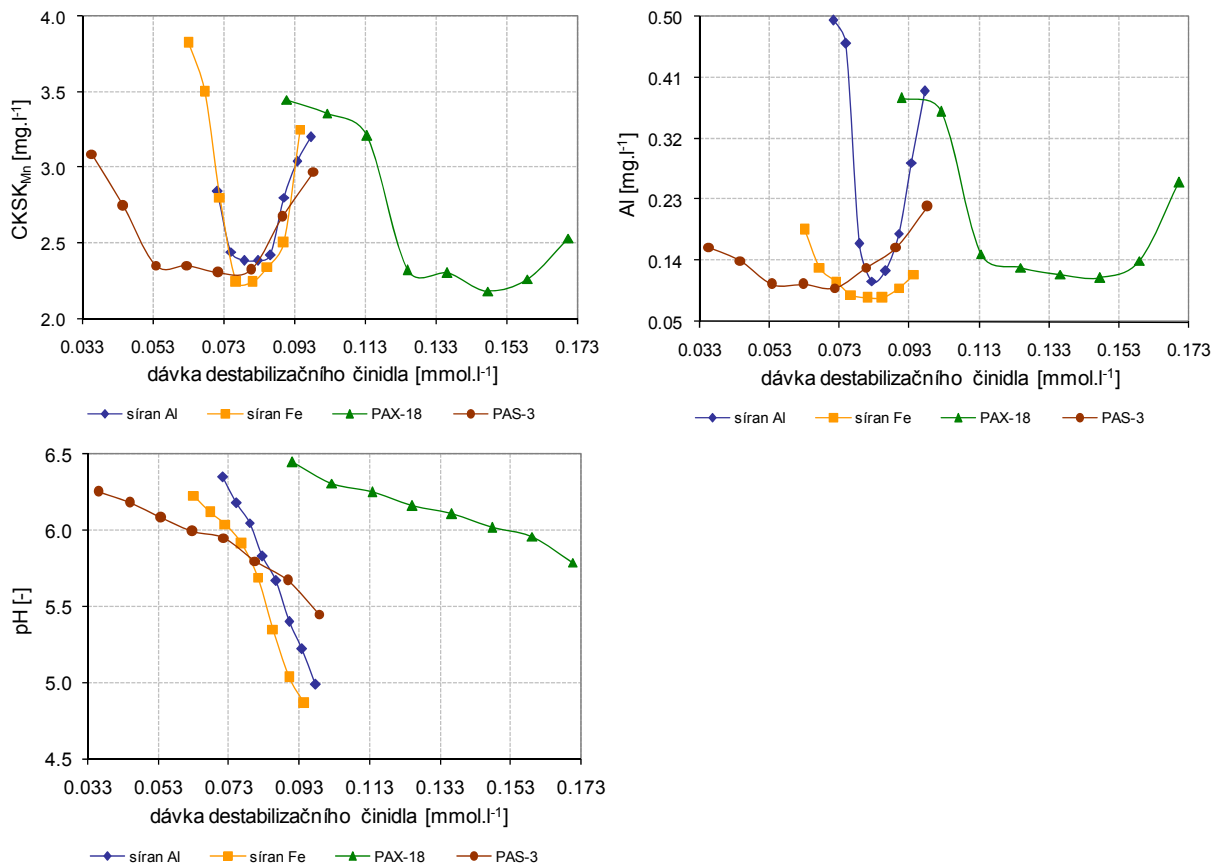
úpravy na kvalitu upravené vody se zaměřením na koncentraci reziduálního hliníku a zastoupení jeho frakcí. K hodnocení vlivu podmínek úpravy byly použity jednak základní sklenicové testy, které sloužily i ke stanovení optimálních podmínek úpravy a dále tzv. doplňkové sklenicové testy, jejichž účelem bylo prokázat vliv vybraných parametrů úpravy na kvalitu upravené vody.

6.3.2.1. Vliv typu použitého destabilizačního činidla

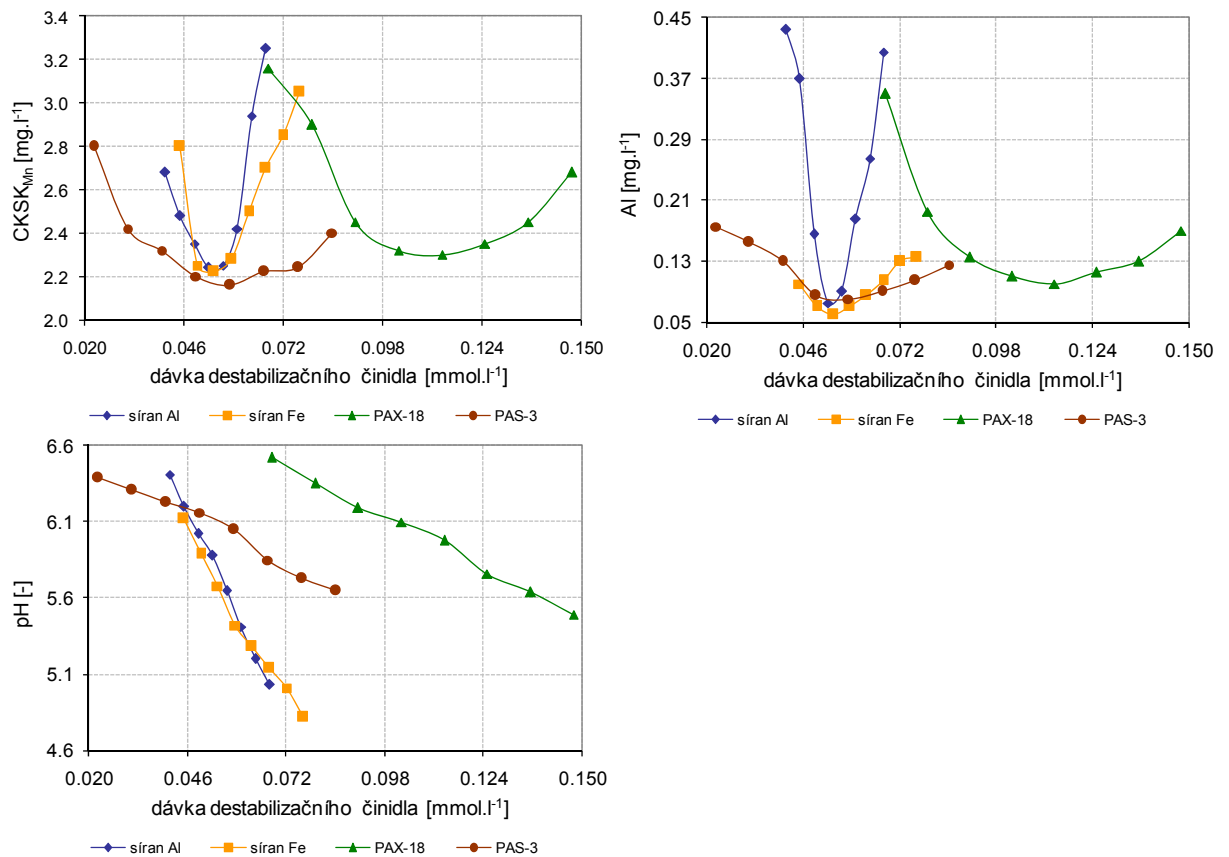
Z rešeršní části práce je zřejmé, že zvolený typ destabilizačního činidla ovlivňuje průběh destabilizace a agregace znečišťujících příměsí a následně kvalitu upravené vody. Pro srovnání účinku vybraných destabilizačních činidel bylo využito posouzení zjištěných reziduálních koncentrací $CHSK_{Mn}$, Al a hodnot pH při jednotlivých sklenicových testech. Srovnání účinku jednotlivých destabilizačních činidel bylo provedeno také na základě stanovení frakcí hliníku při optimálních podmínkách úpravy a využito bylo i srovnání koeficientu účinností separace ϕ vybraných parametrů. K porovnání účinku činidel byly použity i výsledky provedených testů agregace. Výsledky sklenicových testů provedených se všemi používanými destabilizačními činidly při odběrech 26.4.06, 11.5.06 a 24.10.06 jsou znázorněny na obr.6 až 8.



Obr.6. Sklenicová zkouška (26.4.2006) – srovnání destabilizačních činidel



Obr. 7. Sklenicová zkouška (11.5.2006) – srovnání destabilizačních činidel



Obr.8. Sklenicová zkouška (24.10.2006) – srovnání destabilizačních činidel

Grafické srovnání výsledků sklenicových zkoušek ukazuje, že při použití PAX-18 byly u všech sledovaných odběrů zjištěny vyšší optimální dávky než při úpravě ostatními použitými destabilizačními činidly (síranu hlinitého, síranu železitého a PAS-3). Tato hypotéza byla ověřována i statistickým testováním. V první řadě byla srovnávána velikost optimální dávky jednotlivých činidel, která je nutná k dosažení optimální kvality upravené vody. Při vyjádření dávek činidel v mmol.l^{-1} bylo potvrzeno, že činidlo PAX-18 vykazuje ve srovnání s ostatními činidly vyšší hodnoty optimálních dávek (průměrná hodnota $0,131 \text{ mmol.l}^{-1}$, ostatní činidla průměrné hodnoty $0,061 - 0,064 \text{ mmol.l}^{-1}$).

Z obr. 6 až 8 je patrné, že reziduální koncentrace hliníku se při použití jednotlivých destabilizačních činidel výrazně neliší. Nejnižších hodnot je dosahováno při použití síranu železitého, nicméně koncentrace zbytkového hliníku byly v oblasti optima nízké u všech použitých činidel ($0,060 - 0,145 \text{ mg.l}^{-1}$). Rozdíl mezi použitými činidly je však patrný v rozsahu dávek, při kterých je dosahováno minimálních hodnot zbytkových koncentrací. Při použití polykoagulantů je rozmezí dávek ve srovnání se síranem hlinitým a síranem železitým výrazně širší. Při poklesu nebo růstu dávky dochází při úpravě využívající nepředhydrolyzovaných činidel k výraznému zvyšování reziduální koncentrace hliníku. Skutečnost, zda se jednotlivá činidla liší v dosahovaných koncentracích reziduálního hliníku, byla statisticky testována (analýza rozptylu). Na zvolené hladině významnosti $\alpha = 0,05$ byl potvrzen výskyt vyšších koncentrací reziduálního hliníku ve vzorcích upravených PAX-18 v porovnání s ostatními činidly. Rozdíl mezi dalšími hlinitými a železitém destabilizačním činidlem nebyl prokázán.

Dále byla srovnávána kvalita upravené vody při použití různých destabilizačních činidel. Obdobná situace jako v případě koncentrací reziduálního hliníku nastává i pro zbytkové koncentrace CHSK_{Mn} . Nejnižších koncentrací je dosahováno při úpravě síranem železitým, nicméně zbytkové koncentrace CHSK_{Mn} jsou nízké při použití všech destabilizačních činidel. Skutečnost, že se používaná činidla neliší ve zbytkových koncentracích organických látek, byla na zvolené hladině významnosti ($\alpha = 0,05$) potvrzena i statistickým testováním. Jednotlivá destabilizační činidla byla dále posuzována s ohledem na to, jak výrazně mění hodnotu reakčního pH při úpravě vody. Ze srovnání destabilizačních činidel podle hodnoty pH v závislosti na jejich dávce (obr. 6 – 8), je zřejmé, že u polykoagulantů klesá hodnota pH s rostoucí dávkou pomaleji než u síranu hlinitého a síranu železitého. Tato odlišnost byla opět prokázána statistickým testováním.

V další části práce byl sledován vliv jednotlivých destabilizačních činidel na zastoupení frakcí hliníku v optimálně upravené vodě. Koncentrace jednotlivých frakcí hliníku v optimálně upravených sklenicích při použití síranu hlinitého, síranu železitého, polyaluminiumchloridu (PAX-18) a polyaluminiumsulfátu (PAS-3) jsou uvedeny v tab. 14 - 21.

Tab.14. Frakce hliníku v upravené vodě (Kozičín 5.5.2005)

Frakce hliníku [mg.l ⁻¹]	odběr 5.5.2005 - úpravená voda					
	Al ₂ (SO ₄) ₃ .18H ₂ O			Fe ₂ (SO ₄) ₃ .9H ₂ O		
	Pilská	Lázská	směsná	Pilská	Lázská	směsná
A.celkový reaktivní	0.095	0.100	0.105	0.085	0.085	0.080
B.celkový rozpuštěný	0.085	0.090	0.095	0.070	0.070	0.065
C.rozpuštěný monomerní	0.075	0.085	0.090	0.035	0.035	0.035
D.rozpuštěný organický	0.020	0.030	0.030	0.030	0.030	0.030
E.rozp.organický.monom.	0.015	0.025	0.025	0.025	0.020	0.020
F.partikulární	0.010	0.010	0.010	0.015	0.015	0.015
G.polym-koloid.,silně váz.	0.010	0.005	0.005	0.035	0.035	0.030
H.rozp.anorganický	0.065	0.060	0.065	0.040	0.040	0.035
I.rozp.anorgan.monom.	0.060	0.060	0.065	0.010	0.015	0.015

Tab.15. Frakce hliníku v upravené vodě (Kozičín 1.7.2005)

Frakce hliníku [mg.l ⁻¹]	odběr 1.7.2005 - úpravená voda					
	Al ₂ (SO ₄) ₃ .18H ₂ O			Fe ₂ (SO ₄) ₃ .9H ₂ O		
	Pilská	Lázská	směsná	Pilská	Lázská	směsná
A.celkový reaktivní	0.065	0.100	0.090	0.090	0.105	0.095
B.celkový rozpuštěný	0.060	0.095	0.085	0.045	0.060	0.050
C.rozpuštěný monomerní	0.055	0.085	0.080	0.030	0.035	0.030
D.rozpuštěný organický	0.010	0.020	0.020	0.020	0.025	0.020
E.rozp.organický.monom.	0.010	0.020	0.020	0.015	0.015	0.015
F.partikulární	0.005	0.005	0.005	0.045	0.045	0.045
G.polym-koloid.,silně váz.	0.005	0.010	0.005	0.015	0.025	0.020
H.rozp.anorganický	0.050	0.075	0.065	0.025	0.035	0.030
I.rozp.anorgan.monom.	0.045	0.065	0.060	0.015	0.020	0.015

Tab.16. Frakce hliníku v upravené vodě (Kozičín 25.10.2005)

Frakce hliníku [mg.l ⁻¹]	odběr 25.10.2005 - úpravená voda					
	Al ₂ (SO ₄) ₃ .18H ₂ O			Fe ₂ (SO ₄) ₃ .9H ₂ O		
	Pilská	Lázská	směsná	Pilská	Lázská	směsná
A.celkový reaktivní	0.105	0.120	0.110	0.110	0.100	0.095
B.celkový rozpuštěný	0.090	0.110	0.095	0.070	0.065	0.060
C.rozpuštěný monomerní	0.045	0.055	0.045	0.050	0.040	0.040
D.rozpuštěný organický	0.015	0.015	0.015	0.035	0.035	0.030
E.rozp.organický.monom.	0.005	0.010	0.005	0.025	0.025	0.025
F.partikulární	0.015	0.010	0.015	0.040	0.035	0.035
G.polym-koloid.,silně váz.	0.045	0.055	0.050	0.020	0.025	0.020
H.rozp.anorganický	0.075	0.095	0.080	0.035	0.030	0.030
I.rozp.anorgan.monom.	0.040	0.045	0.040	0.025	0.015	0.015

Tab.17. Frakce hliníku v upravené vodě (Kozičin 23.1.2006)

Frakce hliníku [mg.l ⁻¹]	odběr 23.1.2006 - úpravená voda					
	Al ₂ (SO ₄) ₃ .18H ₂ O			Fe ₂ (SO ₄) ₃ .9H ₂ O		
	Pilská	Lázská	směsná	Pilská	Lázská	směsná
A.celkový reaktivní	0.095	0.095	0.090	0.095	0.110	0.090
B.celkový rozpuštěný	0.070	0.080	0.080	0.065	0.075	0.065
C.rozpuštěný monomerní	0.060	0.075	0.075	0.050	0.060	0.050
D.rozpuštěný organický	0.020	0.025	0.020	0.045	0.045	0.040
E.rozp.organický.monom.	0.020	0.025	0.020	0.040	0.040	0.040
F.partikulární	0.025	0.015	0.010	0.030	0.035	0.025
G.polym-koloid.,silně váz.	0.010	0.005	0.005	0.015	0.015	0.015
H.rozp.anorganický	0.050	0.055	0.060	0.020	0.030	0.025
I.rozp.anorgan.monom.	0.040	0.050	0.055	0.010	0.020	0.010

Tab.18. Frakce hliníku v upravené vodě (Kozičin 6.4.2006)

Frakce hliníku [mg.l ⁻¹]	odběr 6.4.2006 - úpravená voda					
	Al ₂ (SO ₄) ₃ .18H ₂ O			Fe ₂ (SO ₄) ₃ .9H ₂ O		
	Pilská	Lázská	směsná	Pilská	Lázská	směsná
A.celkový reaktivní	0.080	0.045	0.080	0.080	0.060	0.055
B.celkový rozpuštěný	0.040	0.010	0.035	0.060	0.035	0.030
C.rozpuštěný monomerní	0.015	0.005	0.020	0.050	0.025	0.020
D.rozpuštěný organický	0.010	0.005	0.010	0.025	0.020	0.020
E.rozp.organický.monom.	0.005	0.000	0.005	0.020	0.015	0.015
F.partikulární	0.040	0.035	0.045	0.020	0.025	0.025
G.polym-koloid.,silně váz.	0.025	0.005	0.015	0.010	0.010	0.010
H.rozp.anorganický	0.030	0.005	0.025	0.035	0.015	0.010
I.rozp.anorgan.monom.	0.010	0.005	0.015	0.030	0.010	0.005

Tab.19. Frakce hliníku v upravené vodě (Kozičin 26.4.2006)

Frakce hliníku [mg.l ⁻¹]	odběr 26.4.2006 - úpravená voda					
	Al ₂ (SO ₄) ₃ .18H ₂ O			Fe ₂ (SO ₄) ₃ .9H ₂ O		
	Pilská	Lázská	směsná	Pilská	Lázská	směsná
A.celkový reaktivní	0.130	0.120	0.115	0.095	0.090	0.085
B.celkový rozpuštěný	0.115	0.110	0.105	0.040	0.035	0.035
C.rozpuštěný monomerní	0.055	0.050	0.045	0.030	0.030	0.030
D.rozpuštěný organický	0.035	0.035	0.030	0.010	0.010	0.010
E.rozp.organický.monom.	0.020	0.015	0.015	0.010	0.010	0.010
F.partikulární	0.015	0.010	0.010	0.055	0.055	0.050
G.polym-koloid.,silně váz.	0.060	0.060	0.060	0.010	0.005	0.005
H.rozp.anorganický	0.080	0.075	0.075	0.030	0.025	0.025
I.rozp.anorgan.monom.	0.035	0.035	0.030	0.020	0.020	0.020
	PAX-18			PAS-3		
	Pilská	Lázská	směsná	Pilská	Lázská	směsná
A.celkový reaktivní	0.150	0.165	0.155	0.105	0.110	0.105
B.celkový rozpuštěný	0.115	0.130	0.120	0.065	0.065	0.060
C.rozpuštěný monomerní	0.085	0.090	0.080	0.030	0.030	0.030
D.rozpuštěný organický	0.070	0.080	0.070	0.025	0.025	0.025
E.rozp.organický.monom.	0.045	0.050	0.045	0.020	0.020	0.020
F.partikulární	0.035	0.035	0.035	0.040	0.045	0.045
G.polym-koloid.,silně váz.	0.030	0.040	0.040	0.035	0.035	0.030
H.rozp.anorganický	0.045	0.050	0.050	0.040	0.040	0.035
I.rozp.anorgan.monom.	0.040	0.040	0.035	0.010	0.010	0.010

Tab.20. Frakce hliníku v upravené vodě (Kozičín 11.5.2006)

Frakce hliníku [mg.l ⁻¹]	odběr 11.5.2006 - úpravená voda					
	Al ₂ (SO ₄) ₃ .18H ₂ O			Fe ₂ (SO ₄) ₃ .9H ₂ O		
	Pilská	Lázská	směsná	Pilská	Lázská	směsná
A.celkový reaktivní	0.125	0.130	0.120	0.100	0.095	0.095
B.celkový rozpuštěný	0.110	0.110	0.105	0.045	0.045	0.040
C.rozpuštěný monomerní	0.050	0.055	0.045	0.030	0.035	0.030
D.rozpuštěný organický	0.015	0.030	0.030	0.015	0.015	0.010
E.rozp.organický.monom.	0.015	0.020	0.015	0.010	0.010	0.010
F.partikulární	0.015	0.020	0.015	0.055	0.050	0.055
G.polym-koloid.,silně váz.	0.060	0.055	0.060	0.015	0.010	0.010
H.rozp.anorganický	0.095	0.080	0.075	0.030	0.030	0.030
I.rozp.anorgan.monom.	0.035	0.035	0.030	0.020	0.025	0.020
	PAX-18			PAS-3		
	Pilská	Lázská	směsná	Pilská	Lázská	směsná
A.celkový reaktivní	0.130	0.130	0.125	0.115	0.110	0.110
B.celkový rozpuštěný	0.100	0.095	0.095	0.060	0.055	0.050
C.rozpuštěný monomerní	0.070	0.070	0.065	0.030	0.030	0.030
D.rozpuštěný organický	0.055	0.055	0.055	0.025	0.020	0.020
E.rozp.organický.monom.	0.035	0.035	0.035	0.020	0.020	0.020
F.partikulární	0.030	0.035	0.030	0.055	0.055	0.060
G.polym-koloid.,silně váz.	0.030	0.025	0.030	0.030	0.025	0.020
H.rozp.anorganický	0.045	0.040	0.040	0.035	0.035	0.030
I.rozp.anorgan.monom.	0.035	0.035	0.030	0.010	0.010	0.010

Tab.21. Frakce hliníku v upravené vodě (Kozičín 24.10.2006)

Frakce hliníku [mg.l ⁻¹]	odběr 24.10.2006 - úpravená voda					
	Al ₂ (SO ₄) ₃ .18H ₂ O			Fe ₂ (SO ₄) ₃ .9H ₂ O		
	Pilská	Lázská	směsná	Pilská	Lázská	směsná
A.celkový reaktivní	0.095	0.085	0.090	0.070	0.075	0.075
B.celkový rozpuštěný	0.085	0.080	0.085	0.050	0.055	0.050
C.rozpuštěný monomerní	0.035	0.035	0.030	0.030	0.030	0.030
D.rozpuštěný organický	0.020	0.030	0.020	0.020	0.025	0.025
E.rozp.organický.monom.	0.020	0.025	0.015	0.020	0.020	0.020
F.partikulární	0.010	0.005	0.005	0.020	0.020	0.025
G.polym-koloid.,silně váz.	0.050	0.045	0.055	0.020	0.025	0.020
H.rozp.anorganický	0.065	0.050	0.065	0.030	0.030	0.025
I.rozp.anorgan.monom.	0.015	0.010	0.015	0.010	0.010	0.010
	PAX-18			PAS-3		
	Pilská	Lázská	směsná	Pilská	Lázská	směsná
A.celkový reaktivní	0.110	0.120	0.110	0.095	0.105	0.090
B.celkový rozpuštěný	0.095	0.110	0.100	0.060	0.070	0.060
C.rozpuštěný monomerní	0.085	0.090	0.085	0.040	0.050	0.035
D.rozpuštěný organický	0.030	0.040	0.030	0.025	0.030	0.025
E.rozp.organický.monom.	0.020	0.020	0.015	0.020	0.025	0.020
F.partikulární	0.015	0.010	0.010	0.035	0.035	0.030
G.polym-koloid.,silně váz.	0.010	0.020	0.015	0.020	0.020	0.025
H.rozp.anorganický	0.065	0.070	0.070	0.035	0.040	0.035
I.rozp.anorgan.monom.	0.065	0.070	0.070	0.020	0.025	0.015

Z výsledků frakcionace vyplývá, že při srovnání surové a upravené vody (viz tab.14.) se zastoupení jednotlivých frakcí hliníku změnilo. Nejnižších koncentrací jednotlivých frakcí hliníku bylo dosahováno při úpravě pomocí síranu železitého. Tato skutečnost nepochybně souvisí s absencí dávkování hlinitých sloučenin do upravované vody. Frakce organického hliníku byla odstraňována s nejvyšší účinností, naopak jako nejproblematictější z hlediska agregace se jeví frakce anorganického rozpuštěného hliníku. Výsledky frakcionací se mírně lišily při použití jednotlivých destabilizačních činidel. Obdobně jako u koncentrace celkového reziduálního hliníku byly při použití PAX-18 zjištěny vyšší koncentrace hliníku a to konkrétně ve frakcích A, B, D a E. Při použití síranu hlinitého byly v upravené vodě zjištěny vyšší koncentrace frakcí C, H a I. V souhrnu lze však konstatovat, že se použitá činidla zásadně nelišila v zastoupení zbytkových frakcí hliníku v upravené vodě.

Pro zhodnocení účinnosti úpravy při použití jednotlivých destabilizačních činidel je vhodné i stanovení účinností odstranění zvolených parametrů, nejčastěji hliníku, $CHSK_{Mn}$ a v případě použití destabilizačních činidel na bázi železa i odstranění tohoto kovu. Účinnosti se vyjadřují koeficientem účinnosti separace ϕ , jehož výpočet je uveden v kap.5. V příloze 4. jsou znázorněny grafy s koeficienty ϕ při jednotlivých odběrech v závislosti na typu a dávce použitého destabilizačního činidla. Nejvyšších účinností separace organických látek i hliníku je dosahováno při optimalizovaných dávkách destabilizačních činidel. Jednotlivá destabilizační činidla se příliš nelišila v účinnostech odstranění hliníku – koeficienty ϕ dosahovaly vysokých hodnot (0,80 – 0,98). U parametru $CHSK_{Mn}$ byly tyto koeficienty nižší (0,55 – 0,75), přičemž maximálních hodnot bylo dosahováno při použití síranu železitého.

Ke zhodnocení procesu úpravy jsou také využívány testy agregace (metodika testů agregace viz kap.5.). Výsledky testů agregace provedených u všech základních sklenicových zkoušek jsou uvedeny v příloze 5. Z výsledků těchto testů je zřejmé, že v oblasti optima převažují primární agregáty ($p_{PR} = 0,25 - 0,40$) a mikroagregáty ($p_{MI} = 0,35 - 0,50$). Podíl makroagregátů se pohybuje v rozmezí $p_{MA} = 0,20 - 0,30$. Velice nízkých hodnot dosahuje neagregovaný podíl ($p_{NA} = 0,15 - 0,25$), jehož hodnoty se dramaticky zvyšují v oblastech dávek mimo optimum. I v tomto případě se vliv jednotlivých destabilizačních činidel mírně lišil, avšak statisticky průkazný rozdíl byl zjištěn pouze u makroagregátů, u nichž bylo při použití polykoagulantů (PAS-3 a PAX-18) zjištěno vyšší zastoupení.

6.3.2.2. Vliv dávky použitého destabilizačního činidla

K zajištění vhodných podmínek úpravy je zásadní dodržení optimálních dávek destabilizačního činidla. V disertační práci bylo provedeno srovnání úpravy vody s použitím optimálních a neoptimálních dávek. Výsledky testování vlivu dávky použitých destabilizačních činidel získané ze sklenicových optimalizačních testů jsou uvedeny v *příloze 6*. Při těchto testech byly aplikovány optimální ale i poddávková a předávková množství destabilizačního činidla. Současně byla vždy zvolena taková dávka alkalizačního činidla, aby bylo dodrženo optimální reakční pH. Sklenice upravené optimálními dávkami destabilizačního činidla jsou v tabulkách označeny modře.

Z důvodu porovnání získaných výsledků a ke zjištění konkrétních vlivů poddávkování a předávkování na parametry upravené vody bylo provedeno statistické testování za využití analýzy rozptylu. Výsledky těchto testů potvrdily, že nejvyšších koncentrací reziduálních organických látek je dosaženo při poddávkování. V případě předávkování (při dodržení optimálního reakčního pH) je výsledná koncentrace reziduálního CHSK_{Mn} prokazatelně nižší než koncentrace CHSK_{Mn} , pokud je dávka nižší než optimální. Stejně výsledky byly zjištěny i v případě koncentrace DOC. V případě testování vlivu dávek na reziduální koncentraci hliníku bylo na zvolené hladině významnosti prokázáno, že při poddávkování i předávkování dochází ke zvýšení reziduální koncentrace hliníku v upravené vodě. Rozdíl při použití poddávkování či předávkování se nepodařilo statisticky prokázat, ale z průměrných hodnot, vyplývá, že hodnoty reziduálního Al jsou při poddávkování vyšší ($0,174 \text{ mg.l}^{-1}$) než při předávkování ($0,165 \text{ mg.l}^{-1}$).

Hodnocen byl i vliv dávky na jednotlivé frakce hliníku v upravené vodě. U většiny frakcí (kromě I) byla prokázána jejich zvýšená koncentrace z důvodu použití neoptimální dávky. Zvýšení koncentrací u frakcí A, B, D, F a H bylo způsobeno jak poddávkováním, tak i předávkováním. U frakce C, E byla jejich koncentrace zvýšená zejména u nízkých dávek a naopak u frakce G byla zjištěna vyšší koncentrace pouze při předávkování.

6.3.2.3. Vliv reakčního pH

Z důvodu potvrzení vlivu reakčního pH při úpravě vody se zvýšenou koncentrací hliníku a přírodních organických látek byly při jednotlivých odběrech provedeny optimalizační testy se zaměřením na testování vlivu reakčního pH na účinnost úpravy. Výsledky provedených testů jsou uvedeny v *příloze 7*. Při těchto testech byly při použití optimálních dávek destabilizačních činidel aplikovány různé dávky alkalizačního činidla, které vedly k vytvoření optimálního, vyššího nebo nižšího reakčního pH. Optimální sklenice jsou v tabulkách označeny modře.

Výsledky testů potvrdily, že hodnota reakčního pH má výrazný vliv na kvalitu upravené vody (zejména na koncentraci organických látek a reziduální hliníku) a ovlivňuje i zastoupení frakcí hliníku. Koncentrace organických látek vyjádřená jako CHSK_{Mn} a DOC byla výrazně zvýšena zejména při aplikaci vyššího reakčního pH. Statistickým testováním získaných výsledků bylo zjištěno, že také v případě koncentrací reziduálního hliníku byl vliv hodnoty reakčního pH na zvolené hladině významnosti prokázán. Zvýšené koncentrace hliníku v upravené vodě byly zjištěny při nízkém i vysokém reakčním pH. V neposlední řadě má hodnota reakčního pH prokazatelný vliv na zastoupení frakcí hliníku. U frakcí A, B, C, D, E a F byly v případě nedodržení optimálního reakčního pH statisticky potvrzeny vyšší koncentrace. Vliv nízkého reakčního pH se projevil zvýšením koncentrací frakcí G, H a I, na které nemělo vyšší pH příliš významný vliv.

6.3.2.4. Vliv dávkování pomocného agregačního činidla

Pro zlepšení vlastností agregátů se v praxi poměrně často používají pomocná agregační činidla jako je např. Magnaflok LT 20. Z těchto důvodů byl i jeden z cílů disertační práce zaměřen na otestování vlivu tohoto pomocného činidla na kvalitu upravené vody. Při sklenicových testech používaných ke zjištění vlivu Magnafloku byl zároveň sledován vliv intenzity a doby míchání (podrobně viz kap. 6.3.2.5.) Výsledky těchto sklenicových testů provedených s optimálními dávkami destabilizačních a alkalizačních činidel jsou uvedeny v souhrnných tabulkách v *příloze 8*. Optimální sklenice jsou v tabulkách označeny modře. Pomocné agregační činidlo Magnaflok LT 20 bylo dávkováno po 14 min agregačního míchání v dávkách 0; 0,025 a 0,05 mg.l^{-1} .

Z výsledků testů bylo zjištěno, že po přidání Magnafloku byla v upravené vodě v závislosti na jeho dávce nalezena vyšší koncentrace organických látek (vyjádřená jako CHSK_{Mn} i jako DOC). Statisticky významné zvýšení těchto parametrů bylo zjištěno při použití dávky Magnafloku 0,05 mg.l^{-1} . Z hlediska nejnižších reziduálních koncentrací organických látek byla jako nejvýhodnější zjištěna aplikace nulové dávky Magnafloku. Při posuzování vlivu Magnafloku na reziduální koncentraci hliníku se nepodařilo statisticky prokázat rozdíl v reziduálních koncentracích celkového hliníku a ani v koncentracích jednotlivých frakcí hliníku. Dále byl testován vliv dávky Magnafloku LT 20 na velikostní zastoupení agregátů v upravené vodě. Zastoupení MA částic bylo v případě použití Magnafloku LT 20 prokazatelně vyšší ve srovnání s úpravou bez použití tohoto činidla. Zjištěna byla přímá souvislost mezi dávkou činidla a podílem MA – čím vyšší dávka činidla byla použita, tím vyšší bylo zastoupení těchto částic.

Obdobně byl prokázán vliv dávkování Magnafloku LT 20 na zastoupení PRI částic. Oproti MA částicím byl ale vliv opačný, při nejvyšší dávce bylo zjištěno nejmenší množství PRI částic. U částic MI a NEA podílu se vliv přídavku Magnafloku LT 20 nepodařilo statisticky prokázat.

Vliv přídavku pomocného agregačního činidla na velikostní zastoupení agregátů byl sledován i v průběhu úpravy. Cílem prováděných testů agregace bylo zjistit, jaké agregáty vznikají v jednotlivých fázích úpravy. Hodnoceno bylo zastoupení agregátů vznikající po homogenizačním míchání, dále po agregačním míchání a také po přidání pomocného flokulantu Magnafloku LT 20 do konečné fáze míchání (přidáván v koncentraci 0,05 mg.l⁻¹). Výsledky těchto testů agregace jsou uvedeny v tab.22 – 29.

Tab.22. Sklenicová zkouška (směsná voda 5.5.2005) – testy agregace v průběhu úpravy

odběr 5.5.2005		testy agregace				
		MA	MI	PRI	NEA	α Al (Fe) [-]
Al ₂ (SO ₄) ₃ .18H ₂ O	homog.míchání	0.010	0.208	0.625	0.156	0.844
	agreg.míchání	0.190	0.411	0.375	0.023	0.977
	agr.m.+Magnaflok	0.263	0.421	0.292	0.024	0.976
Fe ₂ (SO ₄) ₃ .9H ₂ O	homog.míchání	0.026	0.282	0.523	0.168	0.832
	agreg.míchání	0.189	0.388	0.402	0.021	0.979
	agr.m.+Magnaflok	0.327	0.503	0.158	0.012	0.988

Tab.23. Sklenicová zkouška (směsná voda 1.7.2005) – testy agregace v průběhu úpravy

odběr 1.7.2005		testy agregace				
		MA	MI	PRI	NEA	α Al (Fe) [-]
Al ₂ (SO ₄) ₃ .18H ₂ O	homog.míchání	0.021	0.185	0.624	0.169	0.831
	agreg.míchání	0.275	0.423	0.278	0.024	0.976
	agr.m.+Magnaflok	0.319	0.417	0.242	0.022	0.978
Fe ₂ (SO ₄) ₃ .9H ₂ O	homog.míchání	0.033	0.304	0.543	0.120	0.880
	agreg.míchání	0.278	0.299	0.398	0.024	0.976
	agr.m.+Magnaflok	0.319	0.306	0.353	0.022	0.978

Tab.24. Sklenicová zkouška (směsná voda 25.10.2005) – testy agregace v průběhu úpravy

odběr 25.10.2005		testy agregace				
		MA	MI	PRI	NEA	α Al (Fe) [-]
Al ₂ (SO ₄) ₃ .18H ₂ O	homog.míchání	0.040	0.206	0.603	0.151	0.849
	agreg.míchání	0.269	0.322	0.378	0.030	0.970
	agr.m.+Magnaflok	0.315	0.333	0.322	0.029	0.971
Fe ₂ (SO ₄) ₃ .9H ₂ O	homog.míchání	0.029	0.268	0.544	0.158	0.842
	agreg.míchání	0.295	0.291	0.393	0.021	0.979
	agr.m.+Magnaflok	0.355	0.315	0.310	0.020	0.980

Tab.25. Sklenicová zkouška (směsná voda 23.1.2006) – testy agregace v průběhu úpravy

odběr 23.1.2006		testy agregace				
		MA	MI	PRI	NEA	α Al (Fe) [-]
Al ₂ (SO ₄) ₃ .18H ₂ O	homog.míchání	0.012	0.262	0.557	0.168	0.832
	agreg.míchání	0.187	0.374	0.402	0.037	0.963
	agr.m.+Magnaflok	0.254	0.394	0.318	0.034	0.966
Fe ₂ (SO ₄) ₃ .9H ₂ O	homog.míchání	0.020	0.221	0.610	0.149	0.851
	agreg.míchání	0.247	0.332	0.380	0.041	0.959
	agr.m.+Magnaflok	0.296	0.359	0.304	0.041	0.959

Tab.26. Sklenicová zkouška (směsná voda 6.4.2006) – testy agregace v průběhu úpravy

odběr 6.4.2006		testy agregace				
		MA	MI	PRI	NEA	α Al (Fe) [-]
Al ₂ (SO ₄) ₃ .18H ₂ O	homog.míchání	0.041	0.207	0.601	0.151	0.849
	agreg.míchání	0.225	0.376	0.380	0.018	0.982
	agr.m.+Magnaflok	0.278	0.397	0.308	0.017	0.983
Fe ₂ (SO ₄) ₃ .9H ₂ O	homog.míchání	0.037	0.226	0.571	0.165	0.835
	agreg.míchání	0.247	0.332	0.399	0.022	0.978
	agr.m.+Magnaflok	0.276	0.355	0.347	0.022	0.978

Tab.27. Sklenicová zkouška (směsná voda 26.4.2006) – testy agregace v průběhu úpravy

odběr 26.4.2006		testy agregace				
		MA	MI	PRI	NEA	α Al (Fe) [-]
Al ₂ (SO ₄) ₃ .18H ₂ O	homog.míchání	0.018	0.209	0.584	0.189	0.811
	agreg.míchání	0.275	0.423	0.278	0.024	0.976
	agr.m.+Magnaflok	0.342	0.461	0.173	0.024	0.976
Fe ₂ (SO ₄) ₃ .9H ₂ O	homog.míchání	0.014	0.402	0.404	0.180	0.820
	agreg.míchání	0.225	0.389	0.366	0.019	0.981
	agr.m.+Magnaflok	0.295	0.412	0.272	0.022	0.978
PAX-18	homog.míchání	0.045	0.347	0.499	0.109	0.891
	agreg.míchání	0.357	0.370	0.253	0.019	0.981
	agr.m.+Magnaflok	0.401	0.391	0.190	0.018	0.982
PAS-3	homog.míchání	0.095	0.316	0.487	0.101	0.899
	agreg.míchání	0.314	0.286	0.373	0.026	0.974
	agr.m.+Magnaflok	0.357	0.316	0.302	0.025	0.975

Tab.28. Sklenicová zkouška (směsná voda 11.5.2006) – testy agregace v průběhu úpravy

odběr 11.5.2006		testy agregace				
		MA	MI	PRI	NEA	α Al (Fe) [-]
Al ₂ (SO ₄) ₃ .18H ₂ O	homog.míchání	0.046	0.214	0.567	0.173	0.827
	agreg.míchání	0.298	0.438	0.241	0.023	0.977
	agr.m.+Magnaflok	0.330	0.452	0.198	0.020	0.980
Fe ₂ (SO ₄) ₃ .9H ₂ O	homog.míchání	0.020	0.320	0.516	0.145	0.855
	agreg.míchání	0.267	0.489	0.228	0.016	0.984
	agr.m.+Magnaflok	0.327	0.503	0.158	0.012	0.988
PAX-18	homog.míchání	0.076	0.337	0.478	0.109	0.891
	agreg.míchání	0.330	0.357	0.299	0.014	0.986
	agr.m.+Magnaflok	0.404	0.349	0.234	0.013	0.987
PAS-3	homog.míchání	0.122	0.313	0.450	0.115	0.885
	agreg.míchání	0.288	0.333	0.354	0.024	0.976
	agr.m.+Magnaflok	0.353	0.365	0.258	0.024	0.976

Tab.29. Sklenicová zkouška (směsná voda 24.10.2006) – testy agregace v průběhu úpravy

odběr 24.10.2006		testy agregace				
		MA	MI	PRI	NEA	α Al (Fe) [-]
Al ₂ (SO ₄) ₃ ·18H ₂ O	homog.míchání	0.021	0.221	0.586	0.172	0.828
	agreg.míchání	0.226	0.419	0.339	0.016	0.984
	agr.m.+Magnaflok	0.318	0.393	0.276	0.013	0.987
Fe ₂ (SO ₄) ₃ ·9H ₂ O	homog.míchání	0.034	0.362	0.466	0.138	0.862
	agreg.míchání	0.235	0.348	0.391	0.026	0.974
	agr.m.+Magnaflok	0.318	0.382	0.273	0.027	0.973
PAX-18	homog.míchání	0.068	0.421	0.435	0.076	0.924
	agreg.míchání	0.335	0.342	0.308	0.016	0.984
	agr.m.+Magnaflok	0.370	0.366	0.248	0.016	0.984
PAS-3	homog.míchání	0.091	0.295	0.499	0.115	0.885
	agreg.míchání	0.285	0.343	0.347	0.024	0.976
	agr.m.+Magnaflok	0.339	0.390	0.249	0.022	0.978

Z výsledků uvedených v tab. 22 – 29 je zřejmé, že po homogenizačním míchání byla při sklenicových testech většina nadávkovaného destabilizačního činidla přítomna ve formě PRI částic. Agregací míchání změnilo zastoupení částic – u většiny vzorků převažovaly MI částice, ale podíl PRI a MI byl také poměrně velký. Při hodnocení vlivu Magnafloku je patrné, že po jeho přidání k upravované vodě narostla koncentrace MA částic a to u všech používaných destabilizačních činidel. Dále byl zjištěn rozdíl mezi běžnými destabilizačními činidly a polykoagulanty, u nichž dochází k tvorbě většího množství MA a to již po agregacím míchání.

6.3.2.5. Vliv velikosti gradientu rychlosti a doby jeho působení

Při provedených sklenicových testech byl hodnocen i vliv podmínek míchání na kvalitu upravené vody. Testován byl vliv dob míchání $t = 300, 600, 900$ a 1200 s. Dále byl testován vliv intenzity míchání vyjádřený jako velikost gradientu míchání, kdy byly srovnávány $\bar{G} = 40, 100$ a 200 s^{-1} . Výsledky sklenicových testů jsou uvedeny v již zmíněných tabulkách v příloze 8.

Nejprve byl hodnocen vliv dob míchání na vybrané parametry kvality upravené vody. V případě koncentrace reziduálního hliníku byla při použití krátkých dob míchání (300 s) zjištěna vyšší koncentrace reziduálního hliníku ve srovnání s delšími dobami (900 a 1200 s). Vliv doby míchání na zastoupení jednotlivých frakcí hliníku nebyl statisticky prokázán, s výjimkou frakce A, u které se výsledky shodovaly s celkovým reziduálním hliníkem. Při hodnocení reziduálních koncentrací organických látek (vyjádřených jako CHSK_{Mn} a DOC) bylo zjištěno, že při použití krátkých dob míchání (300 s) byly tyto koncentrace prokazatelně vyšší než při použitých delších dobách. S narůstající dobou míchání se reziduální koncentrace organických látek snižovala, nejnižších hodnot bylo dosaženo při době míchání 1200 s. Dále byl testován vliv dob míchání na

velikostní zastoupení vznikajících agregátů. V případě MA a PRI částic se tento vliv nepodařilo statisticky prokázat. Jiná situace nastala u MI částic, jejichž zastoupení se prokazatelně lišilo při krátkých (300 a 600 s) a dlouhých (1200 s) dobách (v případě krátkých dob bylo zastoupení MI částic vyšší). Zastoupení NEA částic bylo také ovlivněno zvolenou dobou míchání. Na zvolené hladině významnosti bylo prokázáno, že při krátkých dobách míchání (300 a 600 s) byl podíl NEA částic vyšší než při dobách delších (900 a 1200 s).

Dále byl testován vliv intenzity míchání (vyjádřené jako střední gradient rychlosti \bar{G}) na koncentraci reziduálního hliníku a jednotlivé frakce hliníku, který se nepodařil prokázat. V případě koncentrace organických látek byla potvrzena jejich vyšší koncentrace v upravené vodě při použití $\bar{G} = 40 \text{ s}^{-1}$. Vliv intenzity míchání na velikostní zastoupení agregátů byl jednoznačně prokázán. Podíl MA částic byl při použití nízkého $\bar{G} = 40 \text{ s}^{-1}$ výrazně vyšší ve srovnání s gradienty 100 a 200 s^{-1} .

6.4. Provozní měření a sledování filtračních cyklů

Z důvodu srovnání výsledků laboratorních optimalizací se skutečným provozem bylo realizováno provozní měření na úpravně vody Kozičín. Provedeny byly dvě série měření v jarních měsících roku 2006. Jarní období bylo zvoleno, protože v této době mívá úpravna problémy při odstraňování hliníku.

V rámci provozního měření byly sledovány tři filtrační cykly a zároveň bylo prováděno i zhodnocení procesu agregace ve flokulačních nádržích. V tab.30. jsou uvedeny výsledky kvality surové směšné vody odebrané na začátku filtračních cyklů. Sledování kvality surové vody v průběhu cyklů nebylo prováděno, jelikož délka filtračních cyklů byla 25 hodin a kvalita surové vody se v takto krátkém časovém období výrazně neměnila. V tab.31. jsou uvedeny parametry upravené vody. Odběry těchto vzorků byly prováděny v polovině sledovaného cyklu a jednalo se o směšné vzorky odebírané ve sběrném potrubí ze všech pěti filtrů provozovaných na úpravně.

Tab.30. Kvalita surové vody při jednotlivých sledovaných filtr. cyklech (směšná voda z nádrží Pilská a Lázáská)

Surová voda	teplota [°C]	pH [-]	KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	DOC [mg.l ⁻¹]	Al [mg.l ⁻¹]	Fe [mg.l ⁻¹]
26.4.2006							
I.cykus	9.0	4.21	0.000	6.782	7.129	0.390	0.66
II.cykus	9.0	4.20	0.000	6.850	7.153	0.410	0.66
11.5.2006							
III.cykus	10.2	4.57	0.075	7.503	7.071	0.350	0.32

Tab.31. Kvalita upravené vody při jednotlivých sledovaných filtračních cyklech

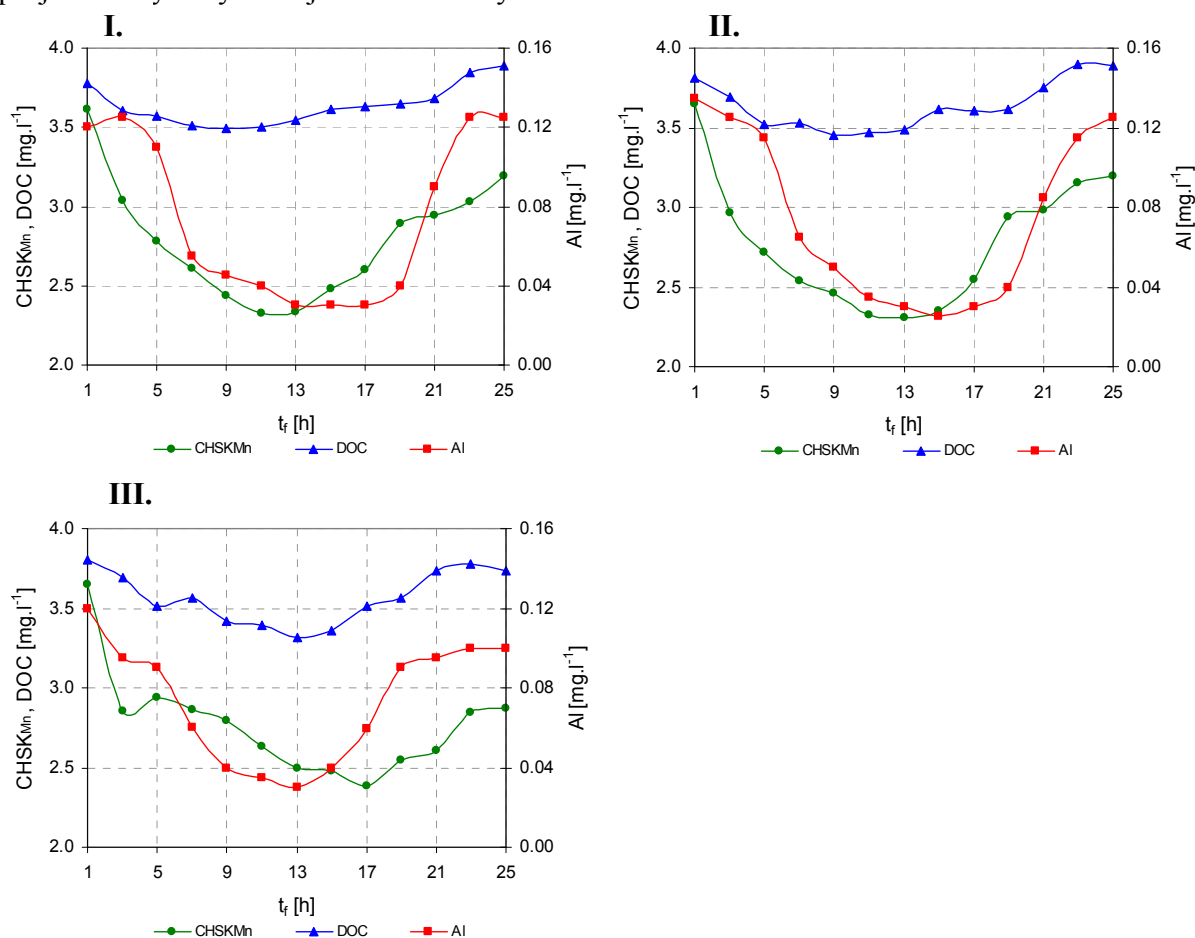
Upravená voda	teplota [°C]	pH [-]	KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	DOC [mg.l ⁻¹]	Al [mg.l ⁻¹]	Fe [mg.l ⁻¹]
26.4.2006							
I.cykus	9.3	6.17	0.245	2.764	3.490	0.125	-
II.cykus	9.3	6.15	0.242	2.721	3.524	0.130	-
11.5.2006							
III.cykus	10.3	6.12	0.230	2.702	3.448	0.130	-

Kvalita surové vody se při jednotlivých cyklech lišila jen mírně (tab.30). Také parametry upravené vody (tab.31.) se lišily minimálně. Dávka destabilizačního činidla se v průběhu prováděných měření neměnila ($D = 0,130 \text{ mmol.l}^{-1}$) a dávka pomocného agregačního činidla Magnafloku LT 20 byla při cyklech I. a II. $0,05 \text{ mg.l}^{-1}$ a při cyklu III. $0,04 \text{ mg.l}^{-1}$.

Filtrační cykly

Při provozních měřeních filtračních cyklů byla sledována kvalita filtrátu odebíraného v dvouhodinových intervalech na odtoku z filtru. Průběh všech tří filtračních cyklů byl sledován

na jednom vybraném provozním filtru. Výsledky měření některých parametrů upravované vody při jednotlivých cyklech jsou znázorněny na obr.9.



Obr.9. Kvalita vody v průběhu filtračních cyklů – průběh koncentrací CHSK_{Mn}, DOC a Al (cykly I. až III.)

Podrobnější výsledky některých parametrů sledovaných v průběhu filtračních cyklů jsou uvedeny v tab.32 až 34.

Tab.32. Kvalita vody v průběhu filtračních cyklů (cyklus I.)

t_f [h]	pH [-]	KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	DOC [mg.l ⁻¹]	Al [mg.l ⁻¹]	φ CHSK _{Mn} [-]	φ DOC [-]	φ Al [-]
1	6.26	0.255	3.617	3.779	0.120	0.47	0.47	0.69
3	6.19	0.254	3.036	3.602	0.125	0.55	0.49	0.68
5	6.18	0.248	2.778	3.572	0.110	0.59	0.50	0.72
7	6.18	0.251	2.614	3.511	0.055	0.61	0.51	0.86
9	6.15	0.245	2.434	3.495	0.045	0.64	0.51	0.88
11	6.12	0.238	2.326	3.498	0.040	0.66	0.51	0.90
13	6.12	0.240	2.335	3.544	0.030	0.66	0.50	0.92
15	6.13	0.241	2.479	3.613	0.030	0.63	0.49	0.92
17	6.11	0.238	2.602	3.633	0.030	0.62	0.49	0.92
19	6.12	0.242	2.895	3.647	0.040	0.57	0.49	0.90
21	6.15	0.245	2.948	3.680	0.090	0.57	0.48	0.77
23	6.12	0.237	3.027	3.846	0.125	0.55	0.46	0.68
25	6.07	0.232	3.194	3.887	0.125	0.53	0.45	0.68

Tab.33. Kvalita vody v průběhu filtračních cyklů (cyklus II.)

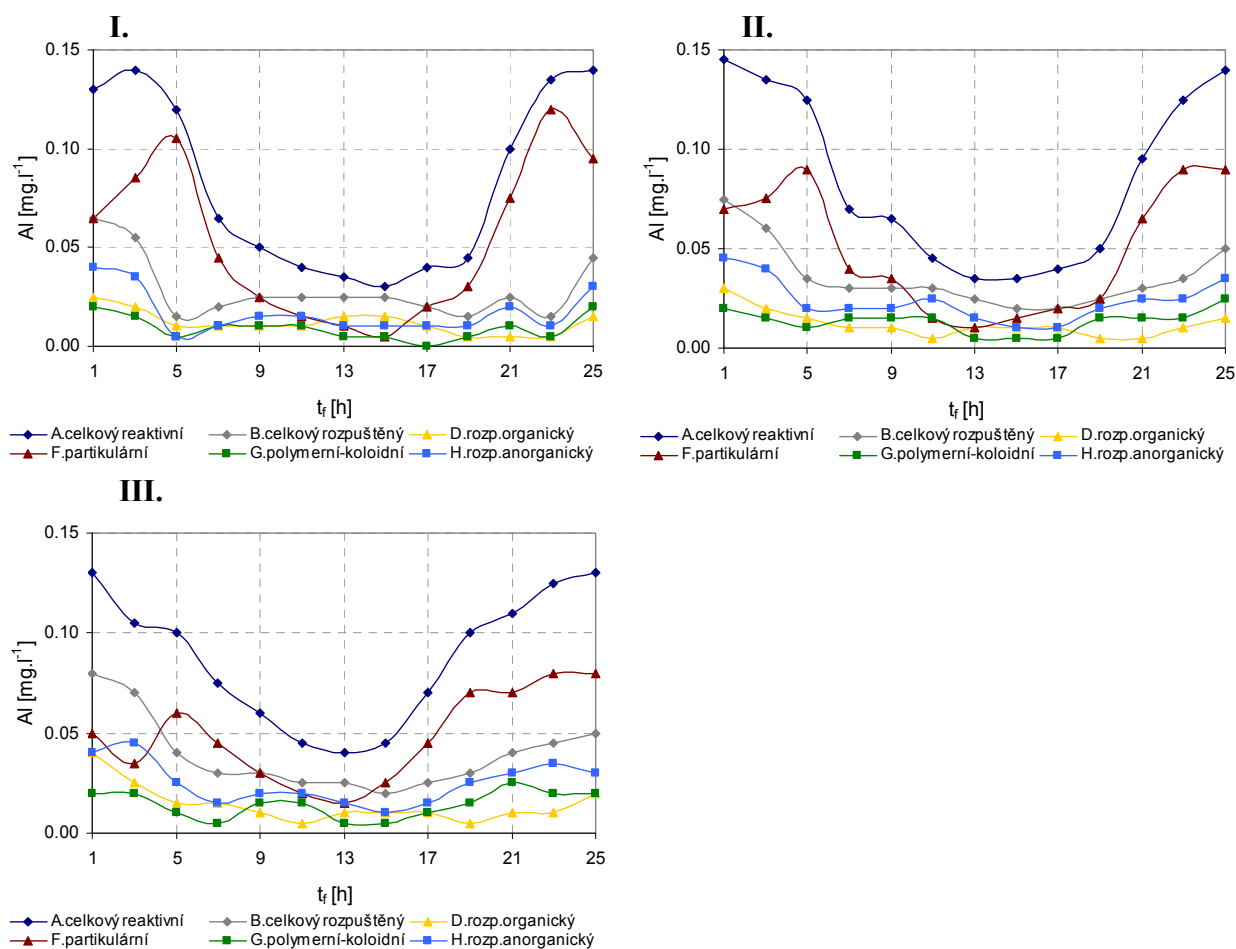
t_f [h]	pH [-]	KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	DOC [mg.l ⁻¹]	Al [mg.l ⁻¹]	φ CHSK _{Mn} [-]	φ DOC [-]	φ Al [-]
1	6.20	0.255	3.650	3.812	0.135	0.47	0.47	0.67
3	6.22	0.251	2.966	3.692	0.125	0.57	0.48	0.70
5	6.17	0.250	2.720	3.520	0.115	0.60	0.51	0.72
7	6.18	0.252	2.538	3.530	0.065	0.63	0.51	0.84
9	6.17	0.246	2.462	3.453	0.050	0.64	0.52	0.88
11	6.14	0.242	2.326	3.470	0.035	0.66	0.51	0.91
13	6.15	0.243	2.308	3.487	0.030	0.66	0.51	0.93
15	6.14	0.240	2.350	3.613	0.025	0.66	0.49	0.94
17	6.11	0.237	2.547	3.607	0.030	0.63	0.50	0.93
19	6.12	0.241	2.940	3.615	0.040	0.57	0.49	0.90
21	6.15	0.240	2.983	3.752	0.085	0.56	0.48	0.79
23	6.14	0.245	3.154	3.900	0.115	0.54	0.45	0.72
25	6.13	0.238	3.194	3.887	0.125	0.53	0.46	0.70

Tab.34. Kvalita vody v průběhu filtračních cyklů (cyklus III.)

t_f [h]	pH [-]	KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	DOC [mg.l ⁻¹]	Al [mg.l ⁻¹]	φ CHSK _{Mn} [-]	φ DOC [-]	φ Al [-]
1	6.35	0.258	3.648	3.800	0.120	0.51	0.46	0.66
3	6.25	0.251	2.856	3.692	0.095	0.62	0.48	0.73
5	6.10	0.236	2.940	3.513	0.090	0.61	0.50	0.74
7	6.12	0.239	2.863	3.564	0.060	0.62	0.50	0.83
9	6.15	0.240	2.795	3.419	0.040	0.63	0.52	0.89
11	6.14	0.237	2.632	3.393	0.035	0.65	0.52	0.90
13	6.11	0.229	2.500	3.320	0.030	0.67	0.53	0.91
15	6.08	0.227	2.479	3.359	0.040	0.67	0.52	0.89
17	6.15	0.242	2.385	3.510	0.060	0.68	0.50	0.83
19	6.14	0.240	2.547	3.564	0.090	0.66	0.50	0.74
21	6.14	0.239	2.607	3.735	0.095	0.65	0.47	0.73
23	6.17	0.242	2.846	3.778	0.100	0.62	0.47	0.71
25	6.15	0.242	2.872	3.735	0.100	0.62	0.47	0.71

Charakteristiky jednotlivých filtračních cyklů jsou obdobné. Dosažení optimálních podmínek nastalo zhruba v polovině cyklu (po cca 10 – 15 hodinách) a v této fázi byly změřeny nejnižší koncentrace reziduálního hliníku a také nejnižší obsah organických látek.

Ve vzorcích filtrátů odebíraných v průběhu sledovaných filtračních cyklů byla také prováděna frakcionace hliníku. Zastoupení jednotlivých frakcí hliníku je uvedeno na obr.10.

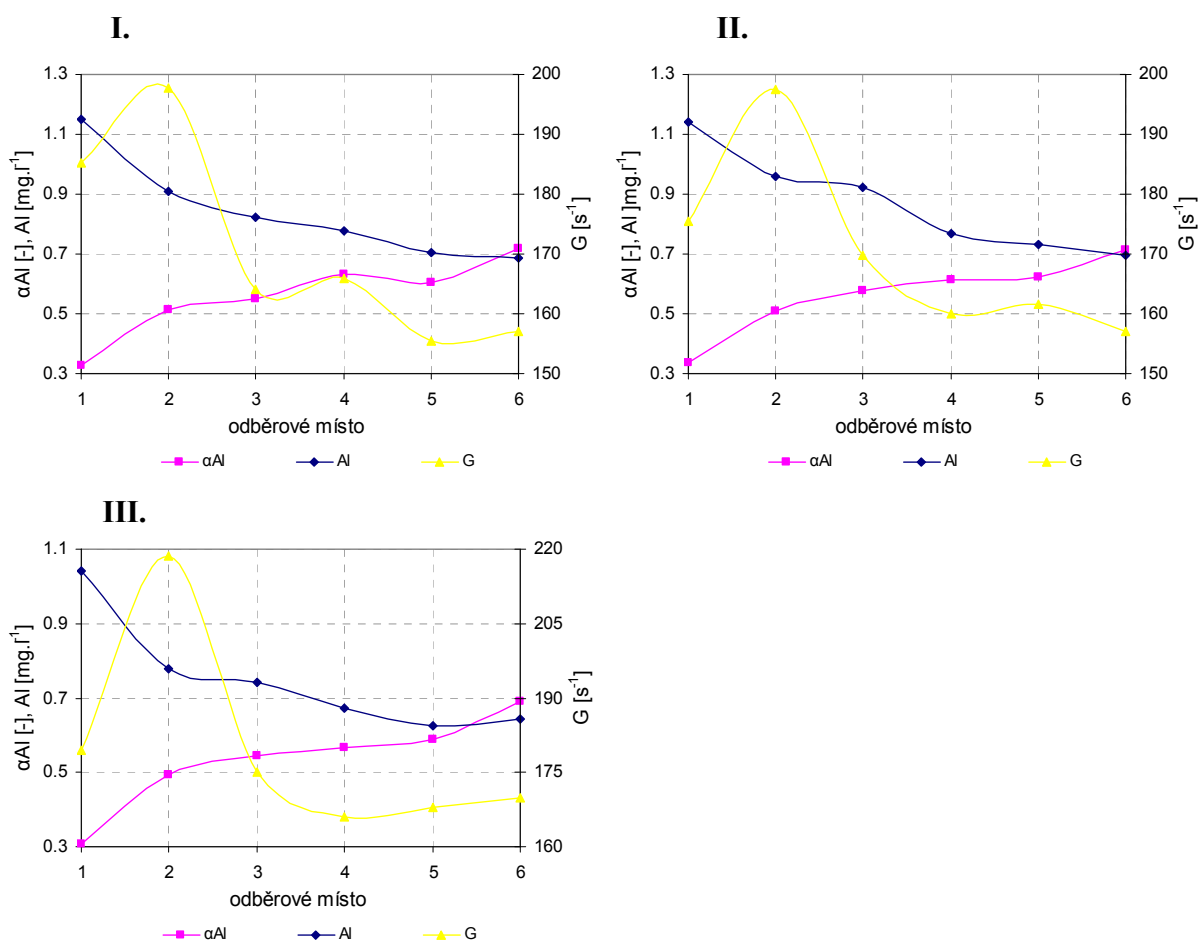


Obr.10. Frakce hliníku v průběhu filtračních cyklů (cykly I. až III.)

Z výsledků frakcionace hliníku je patrné, že v optimální fázi filtračního cyklu byly reziduální koncentrace všech frakcí hliníku velice nízké. Mírně problematické byly pouze frakce celkového reaktivního a partikulárního hliníku, jejichž koncentrace na začátku a ke konci filtračního cyklu narůstaly.

Sledování procesu agregace na úpravně

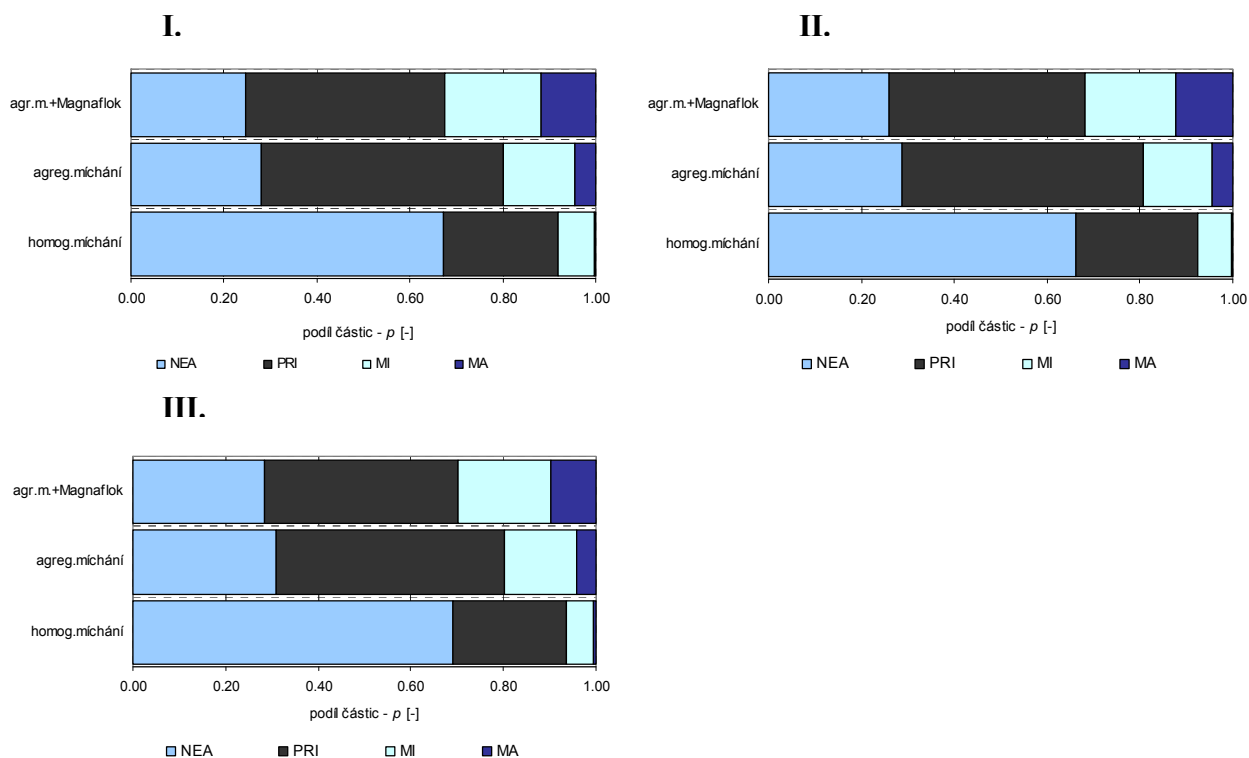
Jak již bylo uvedeno výše, současně se sledováním filtračních cyklů byla hodnocena funkce a účinnosti provozního agregačního zařízení s instalovanými děrovanými stěnami. Vzorky byly odebírány za děrovanými stěnami umístěnými ve flokulační nádrži. Hodnoty středních gradientů rychlosti byly stanovovány z tlakové ztráty na jednotlivých děrovaných stěnách. V těchto vzorcích byly měřeny základní parametry a prováděny byly také testy agregace. Výsledky měření vybraných parametrů jsou zobrazeny na obr.11 a 12.



Obr.11. Provozní měření – rozložení gradientů rychlosti, koeficientu α_{Al} a koncentrace Al (cykly I. až III.)

Obr. 11. ukazuje, že střední gradient rychlosti kolísá v jednotlivých úsecích flokulační nádrže vymezených polohou děrovaných stěn v rozsahu $\bar{G} = 155$ až 219 s^{-1} (s průměrnou hodnotou 175). Koeficient účinnosti agregace α mírně narůstá, ale přesto je až do přítoku na filtry jeho hodnota relativně nízká a průměrná hodnota se pohybuje okolo $\alpha_{Al} = 0,540$ (min = 0,267; max = 0,720), což svědčí o nedostatečné účinnosti agregace. Koncentrace hliníku ve flokulační nádrži se mírně snižovala od hodnot 1,150 do 0,626 mg.l^{-1} s průměrnou hodnotou 0,825 mg.l^{-1} .

Nedostatečná účinnost agregace je zřejmá i z grafů znázorňujících výsledky testů agregace prováděných v průběhu provozní úpravy (viz obr.12.). V grafech jsou porovnávána tři odběrná místa. První je odběr po homogenizačním míchání, který byl proveden za první děrovanou stěnou. Dále byly odebírány vzorky po agregacním míchání (za poslední děrovanou stěnou) a vzorky po agregacním míchání a přidavku Magnafloku LT 20 odebírané v nátoce na filtry.



Obr.12. Testy agregace v průběhu provozní úpravy (cykly I. až III.)

Účinnost agregace provozního agregačního zařízení jako celku je znázorněna na obr.12. Po homogenizačním míchání jsou u všech tří sledovaných cyklů dominantní formou neagregované částice, což je způsobeno výskytem velkého množství neagregovaného destabilizačního činidla. Dominantní formu agregátů na odtoku z nádrže tvořily primární agregáty ($p_{PRI} = 0,51$). Oproti tomu minoritní formou byly makroagregáty ($p_{MA} = 0,04$) a mikroagregáty ($p_{MI} = 0,15$). Nízká účinnost agregace děrovaných stěn instalovaných v provozu je patrná z vysokých podílů neagregovaných částic ($p_{NEA} = 0,30$). Před nátokem na filtry je na úpravně za účelem zvýšení agregační účinnosti dávkováno pomocné agregační činidlo Magnaflok LT 20, po jehož aplikaci dochází k výraznému nárůstu podílů makroagregátů ($p_{MA} = 0,11$) a zvýšil se i podíl mikroagregátů ($p_{MI} = 0,20$). Pokles byl naopak zaznamenán u primárních agregátů ($p_{PRI} = 0,42$). Podíl neagregovaných částic se v porovnání se situací před dávkováním pomocného agregačního činidla prakticky nezměnil ($p_{NEA} = 0,28$).

Účinnost agregace a případný vliv Magnafloku lze také zhodnotit z koeficientu agregace α – po homogenizačním míchání byl α_{AI} u všech čtyř sledovaných cyklů v rozmezí od 0,267 do 0,337. Po agregačním míchání se hodnota α_{AI} pohybovala v rozmezí od 0,666 do 0,720 a v nátoku na filtry po nadávkování pomocného agregačního činidla dosahovala hodnoty $\alpha_{AI} = 0,686$ až 0,755.

7. DISKUZE

Disertační práce se zabývá úpravou vod s vysokým obsahem organických látek a přirozeného hliníku a porovnává vliv chemicko-fyzikálních faktorů na proces úpravy tohoto typu vody. Optimální podmínky pro úpravu jsou dány souborem rozmanitých faktorů. Chemické nebo fyzikálně-chemické faktory (charakter znečišťujících příměsí, použitý typ destabilizačního činidla, pH, teplota vody, atd.) mají zásadní vliv především na proces destabilizace znečišťujících příměsí. Oproti tomu fyzikální faktory (zejména velikost gradientu rychlosti a doba jeho působení) zásadním způsobem ovlivňují proces agregace již destabilizovaných částic. Jedním z hlavních cílů disertační práce bylo nalezení optimálních podmínek úpravy surové vody využívané na úpravě vody Kozičín. Tato surová voda je charakteristická svým vyšším obsahem organických látek a zvýšenou koncentrací přirozeně se vyskytujícího hliníku. V návaznosti na zvýšené koncentrace hliníku bylo dalším cílem práce vysledovat sezónní variabilitu celkového hliníku a jeho jednotlivých forem v surové vodě. V neposlední řadě se disertační práce zabývá faktory ovlivňujícími upravitelnost tohoto typu vod se zaměřením na ovlivnění koncentrace reziduálního hliníku v upravené vodě. V rámci disertační práce byly prováděny série laboratorních optimalizací úpravy vody a realizováno bylo také provozní měření na úpravě Kozičín. Laboratorní testy zaměřené na optimalizaci podmínek úpravy vod byly prováděny pomocí standardní sklenicové optimalizační zkoušky a zjištěné výsledky byly hodnoceny za využití vhodných statistických testů v programu S-PLUS. Pro stanovení míry reprodukovatelnosti dosažených výsledků sklenicových optimalizačních zkoušek byly provedeny statistické testy, které potvrdily shodu mezi jednotlivými pokusy prováděnými při dané kvalitě vody a při dodržení shodného postupu, viz kap. 5.4.

Úpravna vody Kozičín upravující surovou vodu obsahující zvýšenou koncentraci organických látek a hliníku se v určitých obdobích potýká s problémy v dodržení parametru reziduálního hliníku v pitné vodě. Z tohoto důvodu bylo jedním z cílů disertační práce sledovat variabilitu koncentrací hliníku a jeho frakcí v surové vodě z nádrží Pilská a Lázká, které slouží jako zdroj pro úpravnu vody Kozičín. Hliník se do vodních nádrží dostává zejména v jejich přítocích. Skutečnost v jaké formě a v jakých koncentracích se hliník v přítocích vyskytuje je ovlivněna řadou faktorů (viz kap. 3.2.). Jedním z nejvýznamnějších je střídání ročních období spojené se změnami teplot, srážkových poměrů, pH apod. Výsledky sledování výskytu forem

hliníku a celkových koncentrací hliníku v nádržích Pilská a Lázeňská prokázaly, že nejvyšší koncentrace hliníku byly zjištěny v jarních měsících. V tomto období byla při nízkých hodnotách pH vody většina hliníku přítomna v rozpuštěné anorganické formě. Naopak v podzimním a zimním období byly koncentrace celkového hliníku, obdobně jako koncentrace organických látek, přítomných v surové vodě nejnižší a převážná většina přítomného hliníku byla ve formě partikulární. Tato skutečnost je pravděpodobně způsobena vyššími hodnotami pH vody, které způsobují přeměnu hliníku do partikulárních forem (hydratovaný oxid hlinitý). Vysrážené sloučeniny hliníku se usazují na dně nádrží a koncentrace hliníku ve volné vodě nádrže se snižuje [17]. Koncentrace partikulárního hliníku v surové vodě je také ovlivňována mírou srážek, které způsobují uvolňování a unášení zvýšeného množství materiálu, na který se hliník může vázat a vytvářet tak frakci partikulárního hliníku [13, 174].

Jak bylo uvedeno výše, surová voda upravovaná na úpravně vody Kozičín se potýká se sezónními problémy s upravitelností. Pro dosažení kvalitní pitné vody je podstatné dodržení optimálních podmínek úpravy. Z tohoto důvodu bylo před prováděním laboratorních testů sledujících vliv vybraných parametrů nutné nalézt optimální podmínky pro úpravu daného typu vody, jehož kvalita se při různých odběrech lišila. Při těchto testech byla optimalizována zejména dávka destabilizačního činidla v souvislosti s hodnotou reakčního pH a provedena byla i řada testů ke zjištění optimálních podmínek míchání.

Pomocí laboratorních testů, které byly zaměřeny na optimalizaci gradientů rychlosti aplikovaných při úpravě vody, byla (v souladu s dalšími studiemi [159, 161, 164, 181]) prokázána předpokládaná skutečnost, že výhodnější je aplikace vyšších gradientů rychlosti ($\bar{G} > 100 \text{ s}^{-1}$). Z výsledků optimalizace dob míchání vyplývá, že při aplikaci gradientu rychlosti $\bar{G} = 100 \text{ s}^{-1}$ je třeba k dosažení maximální kvality upravené vody míchat nejméně po dobu cca 600 s. Při těchto optimálních dobách míchání ($t > 600 \text{ s}$) jsou organické látky odstraňovány s nejvyšší účinností a je dosahováno také vysokých účinností agregace hliníku. Neméně důležité pro tvorbu suspenze je kromě vhodného \bar{G} a t zajištění rovnoměrné rozložení rychlostního pole v celém objemu upravované vody. V laboratorních podmínkách je tento předpoklad možné zabezpečit, v praxi je však jeho dodržení značně problematické a bývá největším úskalím provozovaných technologií [158].

Optimalizace úpravy vod spočívá nejen ve zjištění vhodných intenzit a dob míchání, ale zásadní je nalezení vhodných dávek chemických činidel (alkalizační a destabilizační činidlo).

Optimální dávky alkalizačního i destabilizačních činidel se lišily v závislosti na kvalitě upravované vody. Optimální dávky alkalizačního činidla se pohybovaly v rozmezí 0,037 až 0,130 mmol.l⁻¹ a dávky destabilizačních činidel od 0,034 do 0,148 mmol.l⁻¹. Oblast optima dávky destabilizačních činidel je u tohoto typu vod úzká a poměrně dobře ohraničena, důvodem je především skutečnost, že v surové vodě je dominující jeden typ znečišťujících příměsí. Takto ostře vymezené optimum v praxi přináší řadu problémů, protože již při nepatrném snížení či zvýšení dávky často dochází k výraznému zhoršení kvality produkované pitné vody.

V disertační práci byly hledány optimální podmínky úpravy surové vody s vyšším obsahem organických látek a hliníku. Tento typ surové vody, pokud je navíc upravován hlinitými destabilizačními činidly, se často potýká s vysokými koncentracemi reziduálního hliníku v upravené vodě. Z tohoto důvodu byla další část práce zaměřena na zhodnocení faktorů ovlivňujících koncentraci reziduálního hliníku. Hodnocen byl vliv fyzikálně-chemických vlastností surové vody, při kterém bylo zjištěno, že pouze hodnota pH a KNK_{4,5} surové vody ovlivňují koncentraci reziduálního hliníku. Obdobných výsledků prokazujících vliv hodnoty pH surové vody na reziduální koncentraci hliníku bylo dosaženo i v práci [96]. Dále byl pomocí sklenicových testů posuzován vliv podmínek - zejména typu a dávky použitého destabilizačního a pomocného agregačního činidla a také vliv reakčního pH a podmínek míchání.

Jak vyplývá z rešeršní části práce, názor na to, která destabilizační činidla jsou nejvhodnější pro úpravu tohoto typu vod, není jednoznačný. Někteří autoři preferují železitá destabilizační činidla z důvodu omezení rizika případného zvýšení koncentrace reziduálního hliníku ve vodě, jiní naopak prosazují hlinitá činidla z důvodu vysoké účinnosti při odstraňování organických látek v oblasti optimálního pH a další studie prosazují používání polykoagulantů, které se vyznačují širokou oblastí optima. Z důvodu posouzení účinností vybraných destabilizačních činidel při úpravě vod s vyšším obsahem organických látek a hliníku bylo provedeno velké množství sklenicových testů, jejichž výsledky byly hodnoceny několika způsoby. Často využívaným způsobem je zhodnocení reziduálních koncentrací organických látek, hliníku a hodnot pH při jednotlivých sklenicových testech v závislosti na použité dávce destabilizačního činidla. Vedle tohoto posouzení dosažené kvality vody bylo pro vyhodnocení výsledků sklenicových optimalizačních zkoušek používáno sledování kvality vzniklé suspenze využívající testů agregace a také koeficientu účinnosti separace ϕ .

Z výsledků provedených testů vyplývá (v souladu se závěry studie [186]), že výhodou úpravy se síranem železitým je vysoká účinnost odstraňování organických látek. Aplikací železitých činidel navíc nedochází ke zvyšování koncentrace reziduálního hliníku v upravené vodě, což je reálné nebezpečí při použití hlinitých destabilizačních činidel. Na druhou stranu je však nevýhodou použití železitých činidel poměrně vysoká koncentrace reziduálního železa, která způsobuje zhoršení organoleptických vlastností pitné vody. Úprava vody využívající síranu hlinitého jako destabilizačního činidla vykazuje také velmi vysokou účinnost odstranění organických látek. Nespornou výhodou byly i relativně nízké dávky tohoto činidla nutné k dosažení optimálních podmínek úpravy. Při hodnocení účinku hlinitých destabilizačních činidel je však zásadní dosažená koncentrace reziduálního hliníku. Shodně se studii [61, 70, 97, 101, 174] bylo výsledky disertační práce prokázáno, že aplikací síranu hlinitého nebyla navýšena koncentrace reziduálního hliníku v upravené vodě ve srovnání s železitým destabilizačním činidlem. Jistou nevýhodou síranu hlinitého však může být nutnost přesného dodržení optimálních podmínek úpravy z důvodu úzké oblasti optima tohoto činidla. Pokud je však tento předpoklad dodržen, je síran hlinitý často nejvhodnějším činidlem pro úpravu huminového typu vod [45].

Oproti síranu hlinitému a železitému je výhodou polykoagulantů širší oblast optima, která se projevuje zejména ve větší variabilitě dávek a reakčního pH vedoucího k dosažení optimální kvality pitné vody. Výsledky disertační práce potvrdily, že mírný nárůst nebo pokles hodnoty reakčního pH při použití polykoagulantů nezpůsobil zhoršení kvality upravené vody a toto zjištění souhlasí se závěry několika dalších studií [45, 102, 171, 172]. Ze získaných výsledků lze také potvrdit názor práce [180], že polykoagulanty se vyznačují srovnatelnou účinností jako nepředhydrolyzovaná destabilizační činidla. V případě PAX-18 však byla zjištěna mírně zvýšená koncentrace reziduálního hliníku v upravené vodě, která pravděpodobně souvisí s nutností používat vyšší dávky tohoto činidla k dosažení optimálních podmínek úpravy. Obdobných výsledků bylo dosaženo i ve studiích [121, 187]. Při porovnávání vlivu jednotlivých destabilizačních činidel bylo také hodnoceno velikostní zastoupení agregátů v upravované vodě. V souladu s publikacemi [171, 172] bylo zjištěno, že při použití polykoagulantů se vytvářejí větší agregáty (MA), které jsou dobře odstranitelné sedimentací. Pokud se ale na úpravě používá jako separace pouze filtrace, může mít úprava problém při odstraňování těchto agregátů. Naopak při použití síranu hlinitého a síranu železitého byly v oblasti optima převažující primární agregáty a mikroagregáty, které jsou pro separaci pomocí pískové rychlofiltrace vhodnější [158].

Z výsledků srovnávacích jednotlivá destabilizační činidla je zřejmé, že je obtížné jednoznačně stanovit nejvhodnější destabilizační činidlo, protože při dosažení optimálních podmínek úpravy poskytují při úpravě vody všechna použitá činidla velmi kvalitní upravenou vodu a vždy je nutné přihlídnout k charakteru surové vody a způsobu separace agregátů.

S použitím destabilizačních činidel také souvisí vliv jejich dávky na kvalitu upravené vody. Jak bylo uvedeno v kap. 6.3.2.1, jednotlivá činidla se liší v absolutních koncentracích dávek vhodných k úpravě. Z pohledu úpravy vody je však důležité zejména zajištění optimální dávky. Při použití neoptimálních dávek je výrazně ovlivněna kvalita upravené vody, velmi často je zvýšená zejména koncentrace reziduálního hliníku [107, 155, 176]. Z výsledků disertační práce vyplývá, že při poddávkování dochází ke vzniku problémů se zvýšenou koncentrací organických látek v upravené vodě, což je pravděpodobně způsobeno nedostatečnou destabilizací organických sloučenin, které následně neagregují. Často bývá také zvýšená celková koncentrace reziduálního hliníku způsobená zejména navýšením frakce organického hliníku (frakce D a E), který je stejně jako organické látky při poddávkování hůře odstraňován. Ke stejným závěrům došla i práce [106] potvrzující, že při poddávkování dochází ke zvýšení reziduálního hliníku. V případě použití vyšší dávky destabilizačního činidla, než je optimální, dochází zejména k nárůstu koncentrace reziduálního hliníku. Nárůst koncentrace organických látek není tak významný. Při použití vyšších dávek destabilizačního činidla nastává situace, že část činidla, která nebyla využita k destabilizaci znečišťujících příměsí, zůstává v nezhydrolyzované iontové formě a výrazně tak zvyšuje zejména koncentraci anorganického hliníku v upravené vodě. Tyto závěry byly potvrzeny výsledky optimalizačních zkoušek a shodují se např. i se studií [27].

Dalším významným faktorem ovlivňujícím kvalitu upravené vody je hodnota reakčního pH. Výsledky disertační práce byla tato skutečnost potvrzena a v souladu s výsledky studie [176] bylo zjištěno, že v případě neoptimálního pH dochází k výraznému zvýšení koncentrace reziduálního hliníku. Hodnota optimálního pH pro dosažení nízkých reziduálních koncentrací hliníku se pohybuje v rozmezí od 5 – 7 [70, 88, 177]. Při tomto pH je většina hliníku přítomna ve formě amorfních sraženin $\text{Al}(\text{OH})_3$, které jsou z vody snadno odstranitelné a obsah reziduálního hliníku tak v upravené vodě významně klesá [155]. Zároveň dochází k překryvu této oblasti s optimálním pH pro odstranění organických látek huminového typu, která je v rozmezí 5 až 6,5 [45, 70, 186]. V případě že není zaručeno optimální reakční pH dochází k výraznému zhoršení kvality upravené vody. Při nižším pH než je optimální dochází k nárůstu koncentrace rozpuštěného hliníku, jehož část není ani při separaci odstraněna. Při hodnotách reakčního pH

vyšších než optimální je v upravené vodě výrazně zvýšen obsah organických látek. Z výsledků disertační práce je možné konstatovat, že pro účinnou úpravu huminových vod se zvýšenou koncentrací přirozeného hliníku se v závislosti na použitém destabilizačním činidle pohybuje optimální hodnota pH v rozmezí 5,5 až 6,2.

Při úpravě některých povrchových vod se z důvodu zlepšení separačních vlastností vznikajících agregátů používají pomocné organické flokulanty. Jedním z nejčastěji používaných je neionogenní polyflokulant na bázi polyakrylamidu - Magnaflok LT 20. Při jeho použití lze velmi často dosáhnout omezení průniku hliníku do upravené vody a výrazně snížit koncentraci reziduálního hliníku [138]. Důležité je však zvolit vhodnou dávku a podmínky aplikace, aby např. nedošlo k poškození polymerních řetězců polyflokulantu vlivem příliš intenzivního míchání [61, 162]. Z výsledků úpravy huminového typu vod vyplývá, že v případě použití vyšší dávky Magnafloku LT 20 ($0,05 \text{ mg.l}^{-1}$) došlo k navýšení koncentrace organických látek v upravené vodě. Tento problém může být způsoben druhotným znečištěním v důsledku přidavku příliš vysoké dávky flokulantu na bázi organických látek, zejména je však dán tím, že velká část Magnafloku zůstává v neagregované formě z důvodu jeho restabilizace [158]. Z výsledků práce nebylo (stejně jako v [102]) zjištěno snížení koncentrace reziduálního hliníku v upravené vodě v souvislosti s použitím Magnafloku. Na druhou stranu bylo potvrzeno ovlivnění velikostní distribuce částic. Při použití Magnafloku došlo u všech používaných destabilizačních činidel k nárůstu podílu MA agregátů a poklesu zastoupení PRI agregátů. Zastoupení NEA podílu se po přidavku Magnafloku příliš nezměnilo.

Z hlediska produkce kvalitní pitné vody je významným faktorem ovlivňujícím účinnost odstranění znečišťujících příměsí také charakter aplikovaného míchání. Míchání se rozlišuje na homogenizační a agregační. Účelem homogenizačního míchání je v co nejkratším čase rozptýlit a homogenizovat nadávkované destabilizační činidlo a dosáhnout optimálního pH ve všech místech upravované vody. Neúčinné homogenizační míchání vede ke ztrátám destabilizačního činidla a k zhoršení kvality upravené vody [158]. Agregační míchání má oproti tomu hlavní význam při shlukování destabilizovaných částic v rozměrnější agregáty. Hlavní kritéria míchání jsou doba a intenzita a výsledky mnoha studií ukazují, že oba tyto parametry výrazně ovlivňují jak velikost, tak i strukturu tvořených agregátů. Výsledky optimalizací podmínek míchání provedených v disertační práci (obdobně jako výsledky studií [27, 64, 159, 161, 164, 182]) prokázaly, že aplikací vyšších středních gradientů rychlosti ($> 100 \text{ s}^{-1}$) lze dosáhnout lepší agregační účinnosti. Při aplikaci vyšších \bar{G} byl prokázán nižší obsah reziduálních organických látek a hliníku. Při použití nízkých gradientů nevznikají agregáty vhodných vlastností z hlediska

jejich následné separace a to především u jednostupňových technologií úpravy vody [161, 164]. Tato skutečnost byla prokázána i výsledky disertační práce, kdy při aplikaci $\bar{G} = 40 \text{ s}^{-1}$ byl v upravené vodě přítomný vyšší podíl makročástic. Použití příliš vysokého gradientu však také není vhodné, protože může vést k rozbíjení již vytvořených agregátů [158]. Velký vliv na výsledek optimalizace má také použitá doba míchání. Při aplikaci krátkých dob míchání byla zjištěna vyšší koncentrace reziduálního hliníku i organických látek. Z měření vyplynulo, že příliš krátká doba míchání může mít nepříznivé důsledky na tvorbu agregátů a jejich charakteristické vlastnosti, při krátkých dobách míchání byl zjištěn vyšší podíl NEA.

Cílem disertační práce bylo také zhodnotit proces úpravy vody probíhající na úpravně a porovnat ho s laboratorními optimalizačními testy. Nejprve byl na úpravně hodnocen průběh filtračních cyklů. Z výsledků těchto měření bylo zjištěno, že optimální kvality upravené vody bylo dosaženo zhruba v polovině filtračního cyklu, kdy byly zjištěny nejnižší koncentrace reziduálního hliníku a organických látek. V této fázi také nebyl problém se zvýšeným výskytem žádné ze sledovaných frakcí hliníku. Dále bylo provedeno vlastní srovnání účinnosti odstranění hliníku a organických látek v provozu a při provedených optimalizačních zkouškách. Nicméně je zřejmé, že nelze zcela srovnávat laboratorní testy s podmínkami v provozu. Provedené optimalizační sklenicové zkoušky vypovídají o maximální míře účinnosti úpravy huminových vod, které je možné v optimálním případě dosáhnout.

Z výsledků testů agregace vyplývá, že po homogenizačním míchání při sklenicových testech se již většina nadávkovaného destabilizačního činidla nacházela ve formě PRI částic, což svědčí o dobré distribuci gradientu. Oproti tomu při měření na úpravně bylo zjištěno, že po homogenizačním míchání se stále největší podíl činidla nacházel ve formě NEA částic. Rozdíl byl i ve výsledcích po agregacím míchání, kdy při sklenicových testech byla dominantní formou MI ve srovnání s úpravnou, u níž byla dominantní PRI a podíl NEA byl také stále velmi vysoký. Důvodem tohoto zvýšení byla pravděpodobně špatná distribuce gradientu rychlosti. V porovnání se sklenicovými testy byl na odtoku z flokulační nádrže zaznamenán nižší podíl makroagregátů, který je pravděpodobně způsoben značně nerovnoměrně rozloženým gradientem rychlosti vyvolávajícím rozbíjení a opětnou agregaci částic.

Z testů agregace provedených na úpravně i při laboratorních optimalizacích je patrné, že dávkování Magnafloku přináší zvýšení účinnosti agregace ve směru přeměny primárních agregátů a mikroagregátů v makroagregátů. Tvorba makroagregátů je však z pohledu jednostupňové separace filtrací značně kontraproduktivní. Makroagregáty způsobují prudkou

kolmataci horních vrstev filtračního lože, nehledě na skutečnost, že agregáty tvořené se spoluúčastí polymerních pomocných agregačních činidel mají značně odlišnou strukturu od agregátů tvořených pouze produkty hydrolyzy hlinitých nebo železitých solí. Tyto polymerní sloučeniny mají tendenci spojovat agregáty v dlouhé řetězovité struktury, které jsou obtížně filtrovatelné. Použití pomocného agregačního činidla v případě úpravny také neřeší nejzávažnější nedostatek provozního agregačního zařízení, kterým je vysoký podíl neagregovaných částic.

Vysoké hodnoty koeficientu agregace a nízké hodnoty zbytkových koncentrací organických látek (CHSK_{Mn} , DOC) a hliníku zjištěné při sklenicových testech svědčí o výborné účinnosti úpravy huminových vod při optimalizaci technologických parametrů. Účinnost odstranění hliníku a organických látek na úpravně vody Kozičín jsou výrazně nižší. Porovnáním výsledků frakcionace hliníku v upravené vodě produkované úpravnou s výsledky frakcionace hliníku při sklenicových testech je patrné, že při provozu úpravny i sklenicových testů jsou dobře odstraněny frakce organického hliníku, zatímco frakce rozpuštěného anorganického je odstraněna s malou účinností.

Zásadním problémem, se kterým se úpravny vody využívající k produkci pitné vody zdroje se zvýšeným obsahem huminových látek, nízkým pH a zvýšenou koncentrací hliníku musejí potýkat, je poměrně rychle se měnící kvalita vody v určitých obdobích. Značné problémy přináší především jarní tání sněhů či přívalové deště, na které často nejsou úpravny schopny dostatečně rychle reagovat, a proto v mnoha případech raději dávkuje společně s „neoptimalizovanou“ dávkou destabilizačního činidla i pomocné agregační činidlo. Tato opatření však zvyšují náklady na výrobu pitné vody a mohou být i z hlediska samotných technologií kontraproduktivní (nadměrné zatěžování filtrů, zkracování dob filtračních cyklů atd.). Hlavní nedostatek technologií provozovaných na úpravnách vody je ale třeba hledat v nevhodné aplikaci technologického stupně míchání, které má z hlediska účinnosti agregace prvořadý význam. V případě úpravny Kozičín se ukázalo použití děrovaných stěn jako míchacího elementu jako ne zcela vhodné. Nedostatkem děrovaných stěn je především nerovnoměrné rozložení rychlostního pole a skokové změny velikostí gradientu rychlosti, které mají za následek vznik nehomogenní suspenze náchylné k druhotnému rozbíjení a restrukturalizaci [159, 181].

8. ZÁVĚR

Z výsledků disertační práce vyplývá, že vody se zvýšeným obsahem organických látek a hliníku, lze dobře upravit na kvalitní pitnou vodu a to všemi testovanými destabilizačními činidly a bez použití pomocných agregačních činidel. Bylo prokázáno, že při optimalizaci dávky destabilizačního činidla, dávky alkalizačního činidla a při optimalizaci podmínek míchání (velikosti aplikovaného gradientu rychlosti a doby jeho působení) a při zajištění rovnoměrné distribuce rychlostního pole lze dosáhnout velice nízkých koncentrací reziduálního hliníku a organických látek.

Závěry disertační práce lze shrnout do několika následujících bodů:

- V surové vodě byly zjištěny nejvyšší koncentrace hliníku v jarních měsících, přičemž většina hliníku byla přítomna ve formě anorganického rozpuštěného, která je také nejobtížněji odstranitelná. Prokázána byla také souvislost výskytu zvýšených koncentrací hliníku se zvýšeným obsahem organických látek a nízkou hodnotou pH v tomto období.
- Ze srovnání výsledků dosažených s jednotlivými typy destabilizačních činidel vyplývá, že pro úpravu surové vody se zvýšenou koncentrací organických látek a hliníku a nízkou hodnotou pH lze použít všechna testovaná destabilizační činidla. Rozdíly mezi nimi jsou v optimálních dávkách, optimálním reakčním pH a drobné rozdíly byly zjištěny v kvalitě upravené vody a charakteru vznikajících agregátů.
- Laboratorní měření při použití všech destabilizačních činidel prokázala, že nejvyšší účinnost při odstranění organických látek a hliníku je v rozmezí $\text{pH} = 5,5 - 6,2$. Dále bylo prokázáno, že dávka destabilizačního činidla má zásadní vliv na reziduální koncentrace organických látek a hliníku.
- Laboratorní měření vlivu podmínek úpravy na kvalitu upravené vody prokázala, že intenzita a doba míchání ovlivňují charakter vznikajících agregátů. Ze zjištěných výsledků jednoznačně vyplývá výhodnost aplikace vysokých gradientů rychlosti s krátkými dobami zdržení. Jako optimální, a to pro všechny čtyři typy použitých destabilizačních činidel, je aplikace gradientů rychlosti cca $\bar{G} > 100 \text{ s}^{-1}$ s dobou působení okolo 15 minut.
- Použití pomocného agregačního činidla Magnaflok LT 20 nevede ke snížení koncentrace reziduálního hliníku a naopak při vyšších dávkách zvyšuje koncentraci reziduálních

organických látek. Prokázán byl také jeho vliv na velikostní distribuci vznikajících agregátů.

- Účinnost odstranění organických látek a hliníku je na úpravně vody Kozičín výrazně horší než při laboratorních testech. Pravděpodobně z důvodu nerovnoměrné distribuce gradientu rychlosti ve flokulační nádrži nemá vzniklá suspenze ideální separační vlastnosti a ke zlepšení agregace částic a jejich následné separaci je nutno dávkovat ještě pomocná agregační činidla.

9. SEZNAM POUŽITÝCH ZKRATEK A SYMBOLŮ

<i>AAS</i>	- atomová absorpční spektrometrie
$Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$	- síran hlinitý (destabilizační činidlo)
<i>D</i>	- dávka destabilizačního činidla [$mmol.l^{-1}$]
<i>d</i>	- průměr částice [m]
<i>DNA</i>	- deoxyribonukleová kyselina
<i>DBP</i>	- vedlejší produkty desinfekce vody (Disinfection By-Products)
<i>DOC</i>	- rozpuštěný organický uhlík [$mg.l^{-1}$]
<i>FAAS</i>	- plamenná atomová absorpční spektrometrie
$Fe_2(SO_4)_3 \cdot 9H_2O$	- síran železitý (destabilizační činidlo)
<i>frakce A</i>	- celkový reaktivní hliník
<i>frakce B</i>	- celkový rozpuštěný hliník
<i>frakce C</i>	- rozpuštěný monomerní hliník
<i>frakce D</i>	- rozpuštěný organický hliník
<i>frakce E</i>	- rozpuštěný organický monomerní hliník
<i>frakce F</i>	- partikulární hliník
<i>frakce G</i>	- polymerní, koloidní a silně vázaný organický hliník
<i>frakce H</i>	- rozpuštěný anorganický hliník
<i>frakce I</i>	- rozpuštěný anorganický monomerní hliník
<i>G</i>	- gradient rychlosti [s^{-1}]
\bar{G}	- střední gradient rychlosti [s^{-1}]
<i>GAAS</i>	- atomová absorpční spektrometrie s grafitovou píčkou
G_{krit}	- kritický gradient rychlosti [s^{-1}]
<i>HL</i>	- huminové látky
<i>HPLC</i>	- vysokotlaká kapalinová chromatografie
<i>CHOPAV BRDY</i>	- Chráněná oblast přirozené akumulace vod Brdy
$CHSK_{Mn}$	- chemická spotřeba kyslíku manganistanem draselným [$mg.l^{-1}$]
<i>IC</i>	- iontová chromatografie
<i>ICP- MS</i>	- hmotnostní spektrometrie s indukčně vázanou plazmou
<i>K</i>	- rovnovážná konstanta [-]
$KNK_{4,5}$	- kyselinová neutralizační kapacita do pH 4,5 [$mmol.l^{-1}$]
<i>MA</i>	- makroagregáty (makročástice)
<i>Magnaflok LT 20</i>	- pomocné agregační činidlo
<i>MI</i>	- mikroagregáty (mikročástice)
<i>Mr</i>	- relativní molekulová hmotnost [-]
<i>NEA</i>	- neagregované částice

<i>NMR</i>	- jaderná magnetická rezonance (Nuclear Magnetic Resonance)
<i>NOM</i>	- přírodní organické látky (Natural Organic Matter)
<i>P</i>	- příkon míchadla [W]
<i>PAS-3</i>	- polyaluminiumsulfát (destabilizační činidlo)
<i>PAX-18</i>	- polyaluminiumchlorid (destabilizační činidlo)
<i>PCV</i>	- pyrokatecholová violet'
<i>pH</i>	- reakce vody [-]
<i>P_{MA}</i>	- podíl makroagregátů [-]
<i>P_{MI}</i>	- podíl mikroagregátů [-]
<i>P_{NEA}</i>	- neagregovaný podíl [-]
<i>P_{PRI}</i>	- podíl primárních agregátů [-]
<i>PRI</i>	- primární agregáty (primární částice)
<i>r</i>	- korelační koeficient [-]
<i>S-PLUS</i>	- statistický výpočetní program
<i>t</i>	- doba působení [s]
<i>T</i>	- teplota [°C]
<i>t_f</i>	- filtrační čas [h]
<i>THM</i>	- trihalogenmethany (Trihalogenmethans)
<i>TOC</i>	- celkový organický uhlík [mg.l ⁻¹]
<i>V</i>	- objem kapaliny [m ³]
<i>α</i>	- koeficient agregace [-]
<i>δ</i>	- distribuční koeficient [-]
<i>η</i>	- dynamická viskozita [kg.m ⁻¹ .s ⁻¹]
<i>μ</i>	- iontová síla roztoku [-]
<i>ζ</i>	- elektrokinetický (zeta) potenciál [mV]
<i>ρ₀</i>	- počáteční koncentrace monitorovaného indikátoru [mg.l ⁻¹]
<i>ρ₅</i>	- koncentrace základní složky destabilizačního činidla po pěti minutách sedimentace [mg.l ⁻¹]
<i>ρ₆₀</i>	- koncentrace základní složky destabilizačního činidla po šedesáti minutách sedimentace [mg.l ⁻¹]
<i>ρ_c</i>	- celková koncentrace základní složky destabilizačního činidla [mg.l ⁻¹]
<i>ρ_f</i>	- koncentrace monitorovaného indikátoru po separaci suspenze odstředěním [mg.l ⁻¹]
<i>ρ_{F(60)}</i>	- koncentrace základní složky destabilizačního činidla v odstředěném vzorku po šedesáti minutách sedimentace [mg.l ⁻¹]
<i>φ</i>	- koeficient účinnosti separace [-]

10. LITERATURA

1. Driscoll C.T. (1989): *The Environmental Chemistry of Aluminium*. Chapter 9 – The chemistry of aluminium in surface waters. Library of Congress Cataloguing in Publication Data. CRC Press. Florida.
2. Marshall C.P., Fairbridge R.W. (1999): *Encyklopedia of Geochemistry*. Kluwer Academic Encyklopedia of Earth Sciences Series. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht.
3. Public Health Agency of Canada (1998): *Environmental and Workplace Health*. Reports and Publications. Water Quality – Aluminium (<http://www.hc-sc.gc.ca>).
4. Scott N. (2001): *Aluminium and Health*. Water quality matters. Agriculture and Agri-food Canada.
5. Wauer G., Heckemann H.J., Koschel R. (2004): Analysis of Toxic Aluminium Species in Natural Waters. *Microchim. Acta* 146: 149–154.
6. Lantzy R.J., Mackenzie F.T. (1979): Atmospheric trace metals: global cycles and assessment of man's impact. *Geochim.Cosmochim.Acta* 43: 511-525.
7. Soni M.G., White S.M., Flank W.G., Burdovo G.A. (2001): Safety evaluation of dietary aluminium. *Regulatory Toxicol. Pharmacol.* 33: 66–79.
8. Koshikawa M.K., Sugiyama M., Hori T. (2002): Seasonal variation of dissolved aluminium concentration in harmonic-type Lake Biwa, Japan. *Limnology* 3: 1–9.
9. Pitter P. (1999): *Hydrochemie*. VŠCHT Praha.
10. Miller R.G., Kopfler F.C., Kely K.C., Stoper J.A., Ulmer N.S (1984): The occurrence of aluminium in drinking water. *J.AWWA* 76(1): 84-91.
11. Sollars C.J., Bragg S., Simpson A.M., Perry R. (1989): Aluminium in European drinking water. *Environ.Technol.Lett.* 10: 131–150.
12. Hermann R., Klemm K., Tacke E. (1989): Behaviour of aluminium species during snowmelt, both downstream and after mixing with nonacidic waters. *Aqua Fenn.* 19: 87–94.
13. Goenaga X., Williams D.J.A. (1988): Aluminium speciation in surface waters from a Welsh Upland Area. *Environ. Pollut.* 52: 134–149.
14. Kucukbay F.Z., Demir M. (2003): Aluminium Fractionation in the Water of Karakaya Dam Lake (Malatya, Turkey). *Turk. J. Chem.* 27: 375–382.
15. Jeffries D.S., Hendershot W.H. (1989): *The Environmental Chemistry of Aluminium*. Chapter 10 - Aluminium geochemistry at the catchment scale in watersheds influenced by acidic precipitation. Library of Congress Cataloguing in Publication Data. CRC Press. Florida.
16. Klouček V., Vaverová I. (2005): Lake Restoration. Rekultivace eutrofizovaných nádrží metodou srážení fosforu hlinitými solemi. *Vodní hosp.* 4: 97–98.
17. Kopacek J., Hejzlar J., Borovec J., Porcal P., Kotorova I. (2000): Phosphorus inactivation by aluminium in the water column and sediments: A process lowering in-lake phosphorus availability in acidified watershed-lake ecosystems. *Limnol.Oceanogr.* 45: 212–225.
18. Riseng C.M., Gensemer R.W., Kilham S.S. (1991): The effect of pH, aluminium, and chelator manipulations on the growth of acidic and circumneutral species of *Asterionella*. *Water, Air and Soil Pollut.* 60: 249–261.
19. Foy C.D. (1974): *Effects of aluminium on plant growth, in the plant root and its environment*. University Press of Virginia, Charlottesville.

20. Bi S., Yang X., Zhang F., Wang X., Zou G. (2001): Analytical methodologies for aluminium speciation in environmental and biological samples – a review. *Fres.J.Anal.Chem.*370: 984–996.
21. Baba M., Okazaki M. (2000): Changes in aluminium pools of andisols due to soil acidification. *Soil Sci.Plant.Nutr.* 46(4): 797–805.
22. Hruška J. (2001): Dlouhodobá acidifikace a nutriční degradace lesních půd – limitující faktor současného lesnictví. Ministerstvo životního prostředí. Praha.
23. Hruška J. (1999): Kyselá deště a horská rašeliniště. *Vesmír* 78: 438–443.
24. Neal C. (1995): Aluminium speciation variations in an acidic upland stream draining the Hafren spruce forest, Plynlimon, Mid-Wales. *J. Hydrol.* 164: 39-51.
25. Hruška J., Krám P., Moldan F. (1997): Vliv kyselého deště na povrchové vody Modelování vývoje minulosti a budoucnosti povodí Lysina ve Slavkovském lese. *Vesmír* 75: 373.
26. Lydersen E., Salbu B., Poleo A.B.S. (1992): Size and Charge Fractionation of Aqueous Aluminium in Dilute Acidic Waters: Effect of changes in pH and Temperature. *Analyst* 117: 613–617.
27. Žáček L., (1997): Odstraňování hliníku z huminových vod. Práce a studie sešit 190. VÚV T.G.M, Praha.
28. Mason J., Seip H.M. (1985): The current state of knowledge on acidification of surface waters and guidelines for further research. *Ambio* 14: 45-51.
29. Cronan C.S., Schofield C.L. (1979): Aluminium leaching response to acid precipitation: effects on high elevation watersheds in the north-east. *Science* 204: 304-306.
30. Schindler D.W. (1988): Effects of acid rain on freshwater ecosystems: a summary of recent research. *Science* 339: 149-157.
31. Lorieri D., Elsenbeer H. (1997): Aluminium, iron and manganese in near-surface waters of a tropical rainforest ecosystem. *Sci.Tot.Environ.* 205: 13–23.
32. Dahl K. (1927): The effect of acid water on trout fry. *Salmon, Trout Magaz.* 46: 35–43.
33. Rosseland B.O., Elduset T.D., Staurnes M. (1990): Environmental effects of aluminium. *Envir.Geochem.Health* 12(1-2): 17–27.
34. Henriksen A., Wathne B., Rogeberg E. (1988): The role of stream substrates in aluminium mobility and acid neutralization. *Wat.Res.* 22: 1069–1073.
35. Ormerod S., Donald A., Brown S. (1989): The influence of plantation forestry on the pH and aluminium concentration of upland Welsh streams – A re-examination. *Env.Pollut.* 62: 47–62.
36. Guibaud G., Gauthier C. (2003): Study of aluminium concentration and speciation of surface water in four catchments in the Limousin region (France). *J.Inorg.Biochem.* 97: 16–25.
37. Augusto L., Bonnaud P., Ranger J. (1998): Impact of tree species on forest soil acidification. *Forest Ecol.Manag.* 105: 67–78.
38. Waters D., Jenkins A. (1992): Impacts of afforestation on water quality trends in two catchments in Mid-Wales. *Environ. Pollut.* 77: 167–172.
39. Goenaga X., Bryant R., Williams D.J.A. (1987): Influence of sorption processes on aluminium determinations in acidic waters. *Anal. Chem.* 59: 2673–2678.
40. Driscoll C.T. (1984): A procedure for the fractionation of aluminium in dilutes acidic waters. *Inter.J.Environ.Anal.Chem.* 16: 267-283.

41. Leenheer J.A., Croue J.P. (2003): Characterizing Aquatic Dissolved Organic Matter. *Environ. Sci. Tech.* 37(1): 18A-26A.
42. Watt B.E., Malcolm R.L., Hayes M.H.B., Clark N.W.E., Chipman J.K. (1996): Chemistry and potential mutagenicity of humic substances in waters from different watersheds in Britain and Ireland. *Wat.Res.* 30(6): 1502-1516.
43. Thacker S.A., Tipping E., Baker A., Gondar D. (2005): Development and application of functional assays for freshwater dissolved organic matter. *Wat.Res.* 39: 4559-4573.
44. Barreto S.R.G., Nozaki J., Barreto W.J. (2003): Origin of Dissolved Organic Carbon Studies by UV-VIS Spectroscopy. *Acta hydrochim. hydrobiol.* 31: 513-518.
45. Dempsey B.A., Ganho R.M., O'Melia C.H.R. (1984): The coagulation of humic substances by means of aluminium salts. *J.AWWA* 76(4): 141-150.
46. Nikolaou A.D., Lekkas T.D. (2001): The Role of Natural Organic Matter during Formation of Chlorination By-products: a Review. *Acta hydrochim. hydrobiol.* 29: 63-77.
47. Edwards G. A., Amiratharajah A. (1985): Removing Color Caused by Humic Acids. *J.AWWA* 77(3): 50-57.
48. Uyguner C.S., Bekbolet M. (2005): Evaluation of humic acid photocatalytic degradation by UV-vis and fluorescence spectroscopy. *Catalysis Today* 101: 267-274.
49. McDonald S., Bishop A.G., Prenzler P.D., Robards K. (2004): Analytical chemistry of freshwater humic substances. *Analit.Chim.Acta* 527: 105-124.
50. Marhaba T.F., Pu Y. (2000): Rapid delineation of humic and non-humic organic matter fractions in water. *J. Hazard. Mater* A73: 221-234.
51. Bennett L.E., Drikas M. (1993): The evaluation of colour in natural waters. *Wat.Res.* 27(7): 1209-1218.
52. Kim H.C.H., Yu M.J. (2004): Characterization of natural organic matter in conventional water treatment processes for selection of treatment processes focused on DBPs control. *Wat.Res.* 39: 4779-4789.
53. Bolto B., Dixon D., Eldridge R., King S. (2002): Removal of THM precursors by coagulation or ion exchange. *Wat. Res.* 36: 5066-5073.
54. Žáček L. (1991): Úprava huminových vod čiřením. Práce a studie sešit 181. VÚV T.G.M, Praha.
55. Nollet L.M.L. (2007): Handbook of Water Analysis. Second edition. Taylor & Francis Group, Broken Sound Parkway NW.
56. <http://www.lscv.cz>.
57. Tomášková L. (2004): Optimalizace úpravy huminových vod. Diplomová práce ÚŽP PřF UK, Praha.
58. Chlupáč I. (1994): Brdy a geologické vědy. *Vesmír* 73(2): 83.
59. Scancar J., Milacic R. (2006): Aluminium speciation in environmental samples: a review. *Anal. Bioanal. Chem.* 386: 999-1012.
60. Clarke N., Danielsson L.G., Sparen A. (1996): Analytical methodology for the determination of aluminium fractions in natural fresh waters (Tech.Report). *Pure.Appl.Chem.* 68(8): 1597-1638.
61. Srinivasan P.T., Viraraghavan T., Subramanian K.S. (1999): Aluminium in drinking water: An overview. *Water SA.* 25(1): 47-55.

62. Reiber S., Kukull W., Standishlee P. (1995): Drinking water aluminium and bioavailability. *J.AWWA* 87(5): 86-100.
63. Gensemer R.W., Playle R.C. (1999): The bioavailability and toxicity of aluminium in aquatic environments. *Critical reviews in environmental science and technology*, 29(4). The Ohio State University Columbus.
64. Qureshi N., Malmberg R.H. (1985): Reducing aluminium residuals in finished water. *J.AWWA* 77(10): 101-108.
65. Hem J.D. (1968): Aluminium species in water. *Adv.Chem.Series* (73): 98-114.
66. Driscoll C.T., Postek K.M. (1996): The environmental chemistry of aluminium: Chapter 9. The chemistry of aluminium in surface waters. Boca Raton. FL CRC Press.
67. Backes C.A., Tipping E. (1987): Aluminium complexation by an aquatic humic fraction under acidic conditions. *Wat.Res.* 21(2): 211–216.
68. Tipping E., Woof C., Hurley M.A (1991): Humic substances in acid surface waters – modelling aluminium binding, contribution to ionic charge balance, and control of pH. *Wat.Res.* 25: 425 -435.
69. Kramer J.R., Gleed J., Gracey K. (1994): Aluminium-pyrocatechol violet reactivity with various complexing agents. *Analyt.Chim.Acta* 284: 599–604.
70. Letterman R.D., Driscoll C.T. (1988): Survey of residual aluminium in filtered water. *J.AWWA* 80(4): 154–158.
71. Templeton D.M., Ariese F., Cornelis R., Danielsson L., Muntau H., Van Leeuwen H.P., Lobinski R. (2000): Guidelines for terms related to chemical speciation and fractionation of elements – Definitions, structural aspects, and methodological approaches (IUPAC recommendations 2000), *Pure Appl. Chem.* 72: 1453–1470.
72. Kožuh N., Milačič R., Gorenc B. (1996): Comparison of two methods for speciation of aluminium in soil extracts. *Annal.Chim.* 86(3-4): 99-113.
73. Wickstrom T., Clarke N., Derome K., Derome J., Rogeberg E. (2000): Comparison study of five analytical methods for the fractionation and subsequent determination of aluminium in natural water samples. *J. Environ. Monit.* 2: 171–181.
74. Matúš P., Kubová J. (2002): Špeciácia hliníka vo vodách a podných roztokách. *Chem.Listy* 96: 174–181.
75. Lu J.Y., Chakrabarti C.L., Lu Y., Back M.H., Sekaly L. R., Gregoire D.C., Schroeder W.H. (1996): Speciation of some metals in river surface water, rain and snow, and the interactions of these metals with selected soil matrice. *J.Anal.At.Spectrom.* 11: 1189-1201.
76. Chakrabarti C.L., Lu Y., Cheby J. (1993): Studies on metal speciation in the natural environment. *Analyt. Chim. Acta* 267: 47-64.
77. Hees P.A.W., Lundstrom U.S. (2000): Equilibrium models of aluminium and iron complexation with different organic acids in soil solution. *Geoderma* 94: 201–221.
78. Salbu B. (1990): Analytical techniques in studies of aluminium-species in aqueous-solutions. *Envir.Geochem.Health* 12(1 – 2): 3–6.
79. Morrison G.M. (1990): Relevance of the reaction of aluminium with pyrocatechol violet to speciation and complexation capacity analysis. *Analyst* 115: 1371-1373.
80. Benes P, Steinnes E. (1974): In situ dialysis for the determination of the state of trace elements in natural waters. *Wat.Res.* 8: 947–953.

81. Salbu B., Bjornstad H.E., Lindstrom N.S., Brevik E.M., Rambaek J.P., Paus P.E. (1985): Size fractionation techniques in the determination of elements associated with particulate or colloidal material in natural fresh waters. *Talanta* 32: 907-913.
82. Milacic R., Kuzuh N., Mitrovic B. (1998): Combination of tree analytical technoloques for speciation of Al in environmental samples. *Mikrochim.Acta* 129: 139–145.
83. Bantan T., Milacic R., Pihlar B. (1998): Possibilities for speciation of Al-citratee and other negatively charged Al complexes by anion-exchange FLPC-ICP-AES. *Talanta* 46: 227-235.
84. Pyrzynska K., Tucet S., Bulska E. (2000): Flow-injection speciation of aluminium. *Wat.Res.* 34(2): 359-365.
85. Dougan W.K., Wilson A.L. (1974): The absorptiometric determination of aluminium in water. A comparison of chromogenic reagents and the development of an improved method. *Analyst* 99: 413–430.
86. Wilson A.D., Sergeant G.A. (1963): The colorimetric determination of aluminium in minerals by pyrocatechol violet. *Analyst* 88: 109–112.
87. Horáková M. a kol. (2003): *Analytika vody*. VŠCHT Praha.
88. Kvech S., Edwards M. (2002): Solubility controls on aluminum in drinking water at relatively low and high pH. *Wat.Res.* 36: 4356–4368.
89. Xia H.Y., Rayson G.D. (1998): Investigation of aluminium binding to a *Datura innoxia* material using Al-27 NMR. *Environ.Sci Technol* 32: 2688-2692.
90. Lambert J., Buddrus J., Burba P. (1995): Evaluation of conditional stability-constants of dissolved aluminium humic substance complexes by means of Al-27 nuclear magnetic-resonance. *Fresenius J.Anal.Chem.* 351: 83-87.
91. Tanaka M. (1954): Aluminium dans le eaux des lacs. *Bull. Chem. Soc. Jpn.* 27: 98–102.
92. Barnes R. (1975): The Determination of Specific Forms of Aluminium in natural water. *Chem.Geol.* 15: 177–191.
93. Seip H.M., Müller L., Naas A. (1984): Aluminium speciation: Comparison of two spectrophotometric analytical methods and observed concentrations in some acidic aquatic systems in southern Norway. *Water, Air and Soil Pollut.* 23(1): 81–95.
94. Rogeberg E.J.S., Henriksen A. (1985): An automatic method for fractionation and determination of aluminium species in fresh-water. *Vatten* 41: 48-53.
95. Miller J.R., Andelman J.B. (1987): Speciation of aluminium in an acidic mountain stream. *Wat.Res.* 21(8): 999–1005.
96. Van Benschoten J.E., Edzwald J.K. (1990): Measuring aluminium during water treatment: Methodology and application. *J. AWWA* 82(5): 71-79.
97. Gerke J. (1994): Aluminum complexation by humic substances and aluminum species in the soil solution. *Geoderma* 63: 165-175.
98. Fairman B., Sanz-Medel A. (1994): Method comparison for the determination of labile aluminium species in natural waters. *Analyt. Chim. Acta* 286: 401–409.
99. Gardner M.J., Dixon E., Sims I., Whitehouse P. (2002): Importance of Speciation in Aquatic Toxicity Tests with aluminium. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 68: 195–200.
100. Gardner M.J., Comber S.D.W. (2003): Aluminium speciation in effluents and receiving waters. *J. Environ.Monit.* 5: 902-905.

101. Berube D., Brule D.G. (1999): A field aluminium speciation method to study the aluminium hazard in water. *Fresenius J. Anal. Chem.* 363: 566–570.
102. Berube D, Soucy M. (2004): Operational paper. Monitoring aluminium before and after filtration. *J. Water Supply Res. Technol-AQUA* 53(4): 271-285.
103. Srinivasan P.T., Viraraghavan T., Bergman J., Kardash B. (1998): Aluminium speciation during water treatment. *Water Qual. Res. J. Canada* 33(3): 377-388.
104. Srinivasan P.T., Viraraghavan T., Bergman J. (1999): Factors influencing residual aluminium at the Bufalo Pound water treatment plant, Saskatchewan, Canada. *J. Water Suppl. Res. Technol- AQUA* 48(4): 167-175.
105. Srinivasan P.T., Viraraghavan T. (2002): Characterisation and concentration profile of aluminium during drinking-water treatment. *WATER SA* 28(1): 99-106.
106. Srinivasan P.T., Viraraghavan T. (2004): Influence of natural organic matter (NOM) on the speciation of aluminium during water treatment. *Water, Air and Soil Pollut.* 152: 35–54.
107. Zhao H.Z., Yang H.W., Guan Y.T., Juany Z.P. (2005): The transformation of aluminium species in the processes of coagulation, sedimentation, and filtration. *Proceedings of IWA International Conference on Particle Separation.* 673–680.
108. Campbell P.G.C., Bisson M., Bougie R., Tessier A., Villeneuve J.P. (1983): Speciation of aluminium in acidic freshwaters. *Anal. Chem.* 55: 2246–2252.
109. LaZerte B. (1984): Forms of aqueous aluminium in acidified catchments of Central Ontario: A methodological analysis. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 41: 766–776.
110. Kitis M., Karanfil T., Wigton A., Kilduff J.E. (2003): Probing reactivity of dissolved organic matter for disinfection by-product formation using XAD-8 resin adsorption and ultrafiltration fractionation. *Wat. Res.* 36: 3834-3848.
111. Yong C. (1999): Size distribution measurements of dissolved organic carbon in natural waters using ultrafiltration technique. *Wat. Res.* 33(13): 3056-3060.
112. Jacangelo J.G., DeMarco J., Owen D.M., Randtke S.J. (1995): Selected processes for removing NOM: an overview. *J. AWWA* 87(1): 64-77.
113. Menzies N.W., Bell L.C., Edwards D.G. (1991): Characteristics of membrane filters in relation to aluminium studies in soil solutions and natural waters. *J. Soil. Sci.* 42: 585–597.
114. Danielsson L.G. (1982): On the use of filters for distinguishing between dissolved and particulate fractions in natural waters. *Wat. Res.* 16: 179–182.
115. Noller B.N., Cusbert P.J., Currey N.A., Bradley O.H., Tuor M. (1985): Analytical scheme for speciation of aluminium in natural waters. *Environ. Technol. Lett.* 6: 381–390.
116. Odegaard H., Eikebrokk B., Storhaug R. (1999): Processes for the removal of humic substances from water – An overview based on Norwegian experiences. *Wat. Sci. Technol.* 40(9): 37-46.
117. Laxen D.P.H., Chandler L.M. (1982): Comparison of filtration techniques for size distribution in fresh-waters. *Anal. Chem.* 54: 1350 – 1355.
118. Bi S.P., Gan N., Lu X.C., Ni H., Wang X.L., Wei Z.B. (2003): Evaluation of aluminium speciation in surface waters in China and its environmental risk assessment. *Environ. Geol.* 45: 64–71.
119. McAvoy D.C., Santore R.C., Shosa J.D., Driscoll C.T. (1992): Comparison between pyrocatechol violet and 8-hydroxyquinoline procedures for determining aluminium fractions. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56: 449–455.

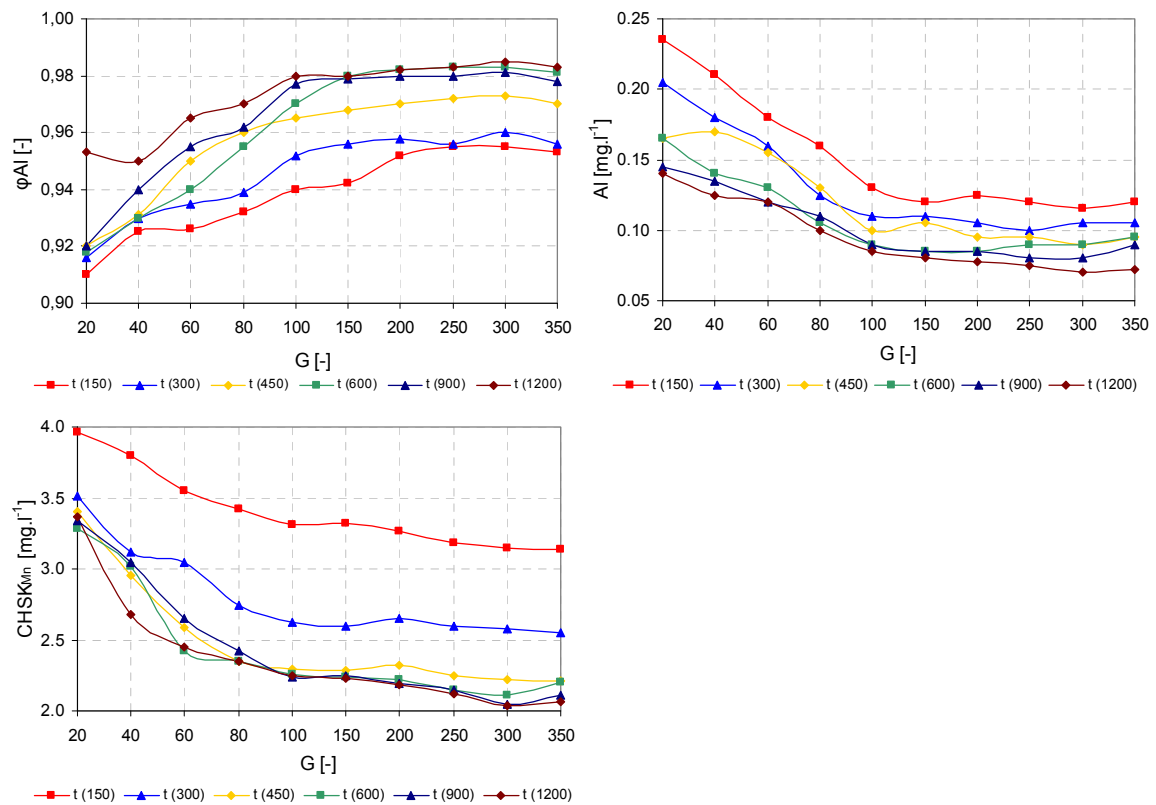
120. Driscoll C.T., Letterman R.D (1995): Factors regulating residual aluminium concentrations in treated waters. *Environmetrics* 6(3): 287–309.
121. Snoeyink V.L., Schock M.R., Sarin P., Wang L., Chen A.S.C., Hormon S.M. (2003): Review paper. Aluminium-containing scales in water distribution systems: Prevalence and composition. *J. Water Supply Res.Technol.- AQUA* 52(7): 455–474.
122. Zimmermann J.A. (1986): Post-precipitation of aluminium. *Proc. AWWA Seminar on Water Quality Concerns in the Distribution System*. AWWA, Denver, Colorado, 41-70.
123. Soukatchoff P., Baron J., Lessirad L. (2001): Cement based materials used in drinking water pipe systems. *Wat.Sci.Technol.:Wat.Suppl.* 1(4): 227-236.
124. Kriewall D., Harding R., Naisch E., Schantz L. (1996): The impact of aluminium residual on transmission main capacity. *Publ. Wks.* 127(12): 28-30.
125. Havics A.A. (2001): Two instances of particle contamination in consumer drinking Water supplies. *Microscope Suppl.* 49(1): 1.
126. Herrmann J. (1987): Aluminium impact on freshwater invertebrates at low pH: A review. *Lecture Notes in Earth Sciences* 11: 157-175.
127. Hornstrom E., Ekstrom C., Dunini M.O. (1984): Effects of pH and different levels of aluminium on lake plankton in the Swedish west coast area. *Rep.Inst.Freshw.Res.* 61: 115-127.
128. Claesson A., Tornovist L. (1988): The toxicity of aluminium to two acido-tolerant green algae *Wat.Res.* 22: 977-983.
129. Otto C., Svensson B.S. (1983): Properties of acid brown water streams in South Sweden. *Arch.Hydrobiol.* 99: 15-36.
130. Wood C.M., McDonald D. (1987): The physiology of acid/aluminium stress in trout. *Annl.Soc.R.Zool.Belg.* 117(1): 399-410.
131. Neville C.M. (1985): Physiological response of juvenile rainbow trout *Salmo gairdneri* to acid and aluminium – prediction of field response from laboratory data. *Can.J.Fish.Aquat.Sci.* 42: 2004-2019.
132. Ganrot P.O. (1986): Biochemistry and metabolism of Al^{3+} and similar ions. A review. *Envir.Health.Persp.* 65: 363-441.
133. Rout G.R., Samantaray S., Das P. (2001): Aluminium toxicity in plants: a review. *Agronomie* 21: 3–21.
134. Nayak P. (2002): Review. Aluminium: Impacts and Disease. *Envir.Res.section A.* 89: 101–115.
135. Berthon G. (2002): Aluminium speciation in relation to aluminium bioavailability, metabolism and toxicity. *Coord.Chem.Reviews* 228 (2): 319-341.
136. Zatta P., Zambenedetti P., Milacic R. (1998): Aluminium toxicity: The relevant role of the metal speciation. *Metals Biomolec.Anal.Mag.* 26(6): 72–76.
137. Suwalsky M., Norris B., Kiss T., Zatta P. (2002): Effects of Al(III) speciation on cell membranes and molecular models. *Coord.Chem.Reviews* 228: 285–295.
138. Kloppel H., Flidner A., Kordel W. (1997): Behaviour and ecotoxicology of aluminium in soil and water – review of the scientific literature. *Chemosphere* 35: 353–363.
139. Kopeloff L.M., Barrera S.E., Kopeloff N. (1942): Recurrent conclusive seizures in animals produced by immunologic and chemical means. *Am.J.Psychiatry* 98: 881-902.

140. Imray P., Moore M.R., Allan P., Lock W. (1998): Aluminium. Report of an International Meeting 20 – 21 April 1995, Brisbane. Nation.Enviro.n.Health Forum Monographs Metal Ser.1.
141. Flaten T.P. (2001): Aluminium as a risk factor in Alzheimer's disease, with emphasis on drinking water. *Brain Res.Bull.* 55(2): 187-196.
142. Crapper M.D.R., Boni D. (1980): Aluminium in human brains disease – an overview. *Neurotoxicol.* 1: 3-16.
143. Gauthier E., Fortier I., Courchesne F., Pepin P., Mortimer J., Gauvreau D. (2000): Aluminium forms in drinking water and risk of Alzheimer's disease. *Environ.Res.* 84: 234-246.
144. Martyn C.N., Coggon D.N., Inskip H., Lacey R.F., Young W.F. (1997): Aluminium concentrations in drinking water and risk of Alzheimer's disease. *Epidemiology* 8: 281-286.
145. Neri L.C., Hewitt D. (1991): Aluminium, Alzheimer's disease, and drinking water. *Lancet* 338: 390 - 390.
146. McLachlan D.R.C., Kruck T.P., Lukiw W.J., Krishnan S.S. (1991): Would decreased aluminum ingestion reduce the incidence of Alzheimer's disease? *Can.Med.Assoc.J.* 145(7): 793–829.
147. Glynn A.W., Sparen A., Danielsson L.G., Haeggglund G., Jorherm L. (1995): Bioavailability of Labile Aluminium in Acidic Drinking Water: a Study in the Rat. *Fd.Chem.Toxic.* 33(5): 403-408.
148. Taylor G.A., Newens A.J., Edwardson J.A., Kay D.W.K., Forster D.P. (1995): Alzheimer's disease and the relationship between silicon and aluminium in water supplies in northern England. *J.Epidem.Commun.Health* 49: 323-324.
149. Mcdermott J.R., Smith A.I., Kabal K., Wisniewski H.M. (1977): Aluminium and Alzheimer's disease. *The Lancet* 310(8040): 710-711.
150. Exley C. (1999): A molecular mechanism of aluminium-induced Alzheimer's disease? *J.Inorg.Biochem.* 76: 133–140.
151. Rondeau V., Commenges D., Gadda H.J., Dartigues J.F. (2000): Relation between Aluminum Concentrations in Drinking Water and Alzheimer's Disease: An 8-year follow-up Study. *Am.J.Epidemiol.* 152(1): 59–66.
152. Stauber J.L., Florence T.M., Davies Ch.M., Adams M.S., Buchanan S.J. (1999): Bioavailability of Al in alum-treated drinking water. *J.AWWA.* 91(11): 84–93.
153. Borum D.R. (1992): Contribution of drinking water to aluminium exposure. *Proceedings of the Second International Conference on Aluminium and Health, Tampa.* 139–141.
154. Berthon G. (2002): Aluminium speciation in relation to aluminium bioavailability, metabolism and toxicity. *Coord.Chem.Review* 228: 319–341.
155. Gao B., Yue Q., Wang B. (2004): Coagulation Efficiency and Residual aluminium Content of Polyaluminum Silicate Chloride in Water Treatment. *Acta hydroch. hydrobiol.* 32(2): 125–130.
156. Matilainen A., Lindqvist N., Korhonen S., Tuhkanen T. (2002): Removal of NOM in the different stages of water treatment process. *Environ. Int.* 28: 457-465.
157. Mutl S. (1984): Sklenicová optimalizační zkouška. *Metodická informace* 17. Ministerstvo lesního a vodního hospodářství ČSR, Praha.
158. Polasek P., Mutl S. (1996): Guidelines to coagulation and flocculation for surface waters. Volume 1: Design principles for coagulation and flocculation. PPA. Marshalltown, Rep.of South Africa.
159. Pivokonská L., Pivokonský M. (2006): The influence of agitation on aggregates formed during treatment of water with a content of humic substances. *Wat.Sci.Tech.Wat.Suppl.* 6(1): 211-218.

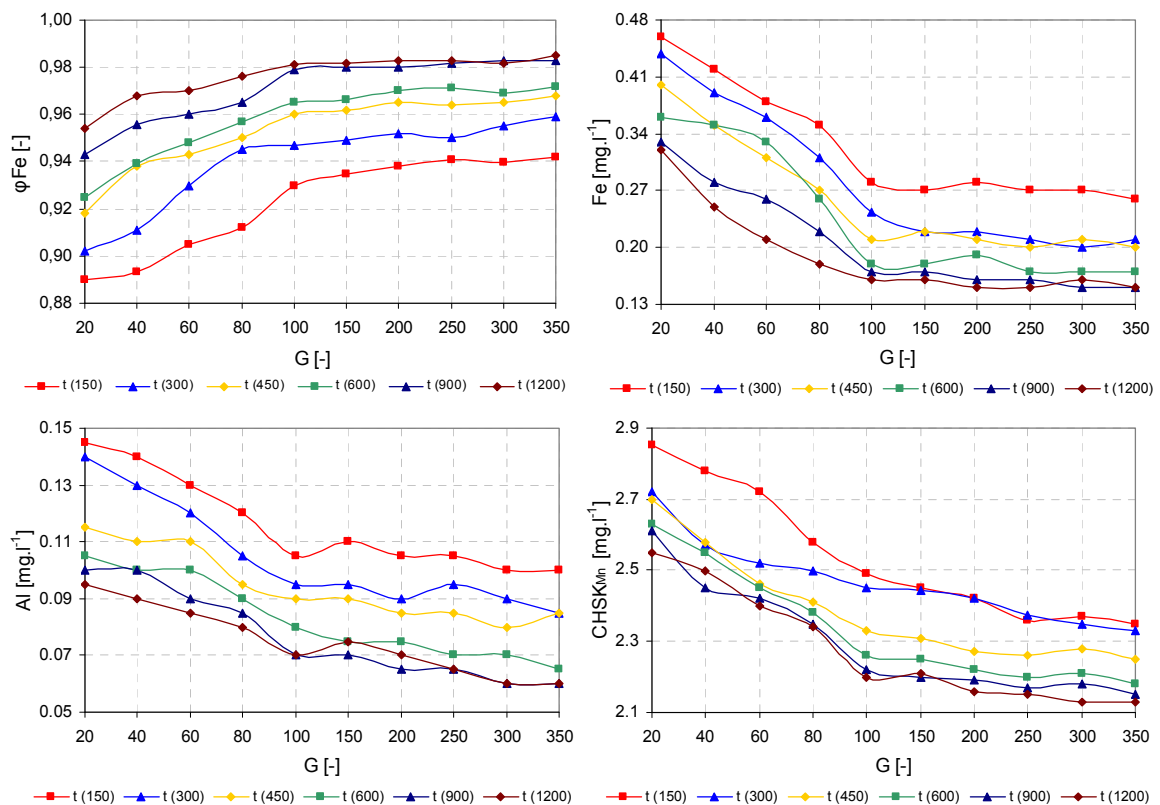
160. Fearing D.A. (2004): Process Options for the Treatment of Humic Rich Waters. Ph.D.Thesis, Cranfield University.
161. Pivokonský M. (2002): Vliv intenzity a doby míchání na morfologické vlastnosti agregátů tvořených při úpravě vody. Disertační práce ÚŽP PšF UK, Praha.
162. Strnadová N., Janda V. (1999): Technologie vody I. Fakulta technologie ochrany prostředí. Praha.
163. Stumm W., Morgan J.J. (1996): Aquatic Chemistry. Third Edition, Wiley, New York.
164. Mutl S., Polasek P., Pivokonský M., Klouček O. (2006): The influence of G and T on the course of aggregation at the treatment of medium polluted surface water. *Wat. Sci. Technol.-Wat. Suppl.* 6(1): 39-48.
165. Exall K.N., vanLoon G.W. (2003): Effects of raw water conditions on solution-state aluminium speciation during coagulant dilution. *Wat.Res.*37: 3341–3350.
166. Costa A.R., Pinho M.N. (2004): Coagulation/ flocculation/ ultrafiltration for natural organic matter removal in drinking water production. Proc. IWA World Water Congress and Exhibition. Marrakech, Morocco.
167. Matsui Y., Yuasa A., Furuya Y., Kamei T. (1998): Dynamic analysis of coagulation with alum and PACl. *J.AWWA* 90(10): 96-106.
168. Gregory J., Duan J. (2001): Hydrolyzing metal salts as coagulants. *Pure Appl.Chem.* 73(12): 2017-2026.
169. Zouboulis A., Traskas G. (2005): Comparable evaluation of various commercially available aluminium-based coagulants for the treatment of surface water and for the post-treatment of urban wastewater. *J.Chem.Techn. and Biotechn.* 80: 1136–1147.
170. Yu J., Sun D.D., Tay J.H. (2002): Characteristics of coagulation-flocculation of humic acid with effective performance of polymeric flocculant and inorganic coagulant. *Wat.Sci.Tech.* 47(1): 89–95.
171. Viraraghavan T., Wimpe, C.H. (1988): Polyaluminium chloride as an alternative to alum coagulation – a case study. *J.Wat.Supply: Research and Technology – AQUA* 6: 16–21.
172. Odegaard H., Fettig J., Ratnaweera H.C. (1990): Coagulation with prepolymerized metal salts. Proceedings of the 4th Gothenburg Symposium. Madrid, Spain.
173. Schintu M., Meloni P., Contu A. (2000): Aluminium Fractions in Drinking Water from Reservoirs. *Ecotox.EnvIRON.Safety.* 46: 29 – 33.
174. Rahman A. (1992): Residual aluminium in treated water. M.Sc. Thesis, State University of New York at Bufalo, NY.
175. Sadawi M.I., Ismail R.H. (2004): Factors affecting the residual aluminium in potable water and quality assurance. *J.Engin.Appl.Sci.* 51(3): 447-462.
176. Wang Z.H., Cui F.Y. (2004): Decreasing residual aluminum level in drinking water. *Transactions of nonferrous metals society of China* 14(5): 1033-1040.
177. Nilsson R. (1990): Residual aluminium concentration in drinking water after treatment with aluminium or iron salts. Proceed. of the 4th Gothenburg Symposium. Madrid, Spain 399-410.
178. Camp T.R., Stein P.C. (1943): Velocity gradients and internal work in fluid motion. *J.Boston Soc.Civil Engrs.* 30(4): 219-237.
179. Hereit F., Mutl S., Vágner V. (1977): Hodnocení provozu úpraven vody. *Vodní hosp.* B(4): 27.
180. Sullivan T., Cosby B., (1998): Modelling the concentration of aluminium in surface waters. *Water, Air, Soil Pollut.* 105: 643 – 659.

181. Pivokonský M., Pivokonská L., Tomášková H. (2007): Aggregation capability of a fluidised layer of granular material during treatment of water with high DOC and low alkalinity. Proc. IWA Conference „Particle Separation“, Toulouse, France. 156 (CD-ROM).
182. Rossini M., Garrido J.G., Galluzzo M. (1999): Optimatization of the coagulation /flocculation treatment: influence of rapid mix parameters. *Wat.Res.* 33(8): 1817–1826
183. Franceschi M., Girou A., Carro-Diaz A.M., Maurette M.T., Puech-Costes E. (2002): Optimisation of the coagulation–flocculation process of raw water by optimal design method. *Wat.Res.* 36: 3561–3572.
184. Kan Ch., Huang Ch., Pan J.R. (2001): Time requirement for rapid-mixing in coagulation. *Colloids and Surfaces, A: Physicochemical and Engineering Aspects.* 203: 1–9.
185. Meloun M., Militký J. (1994): *Statistické zpracování experimentálních dat.* Plus, spol. s.r.o. Praha.
186. Kabsch-Korbutowicz M. (2005): Effect of Al coagulant type on natural organic matter removal efficiency in coagulation/ultrafiltration process. *Desalination* 185: 327–333.
187. Sinha S., Yoon Y., Amy G., Yoon J. (2004): Determining the effectiveness of conventional and alternative coagulants through effective characterization schemes. *Chemosphere* 57: 1115–1122.

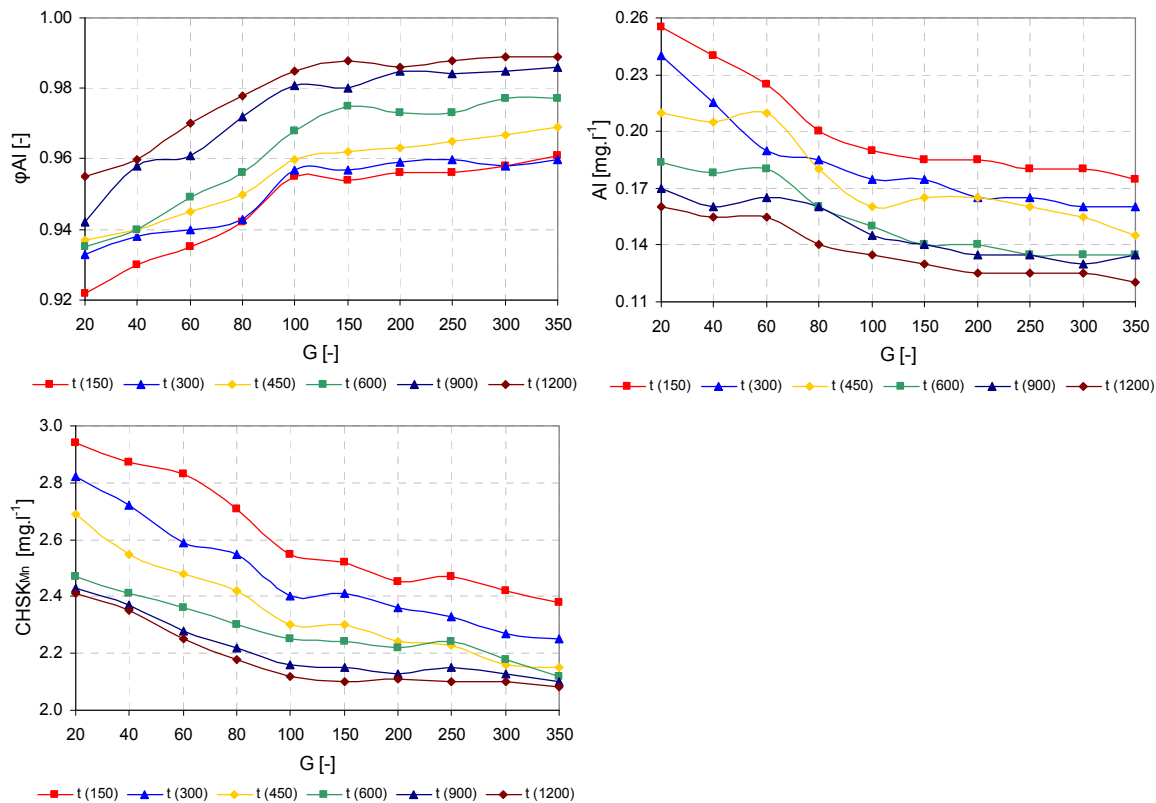
PŘÍLOHA 1.



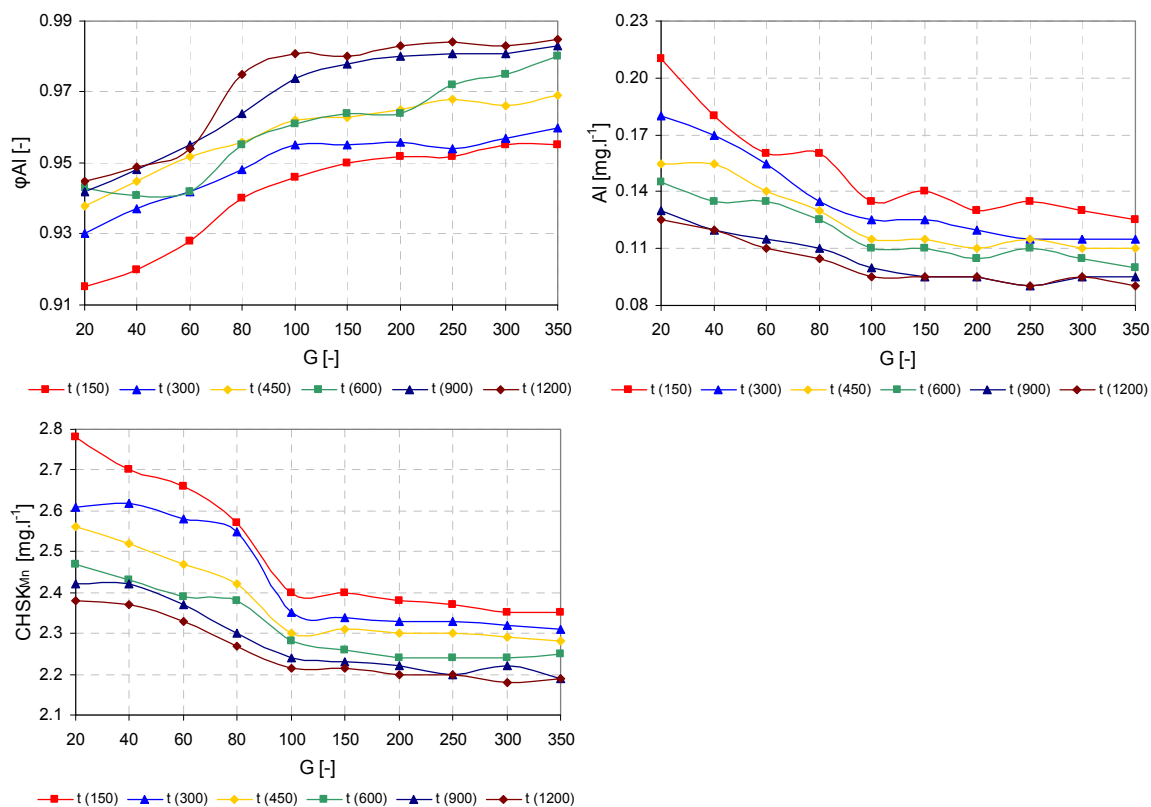
Obr.13. Optimalizace doby a intenzity míchání (dávka $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ – 0,064 $\text{mmol} \cdot \text{l}^{-1}$, dávka $\text{Ca}(\text{OH})_2$ – 0,093 $\text{mmol} \cdot \text{l}^{-1}$)



Obr.14. Optimalizace doby a intenzity míchání (dávka $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$ – 0,068 $\text{mmol} \cdot \text{l}^{-1}$, dávka $\text{Ca}(\text{OH})_2$ – 0,114 $\text{mmol} \cdot \text{l}^{-1}$)

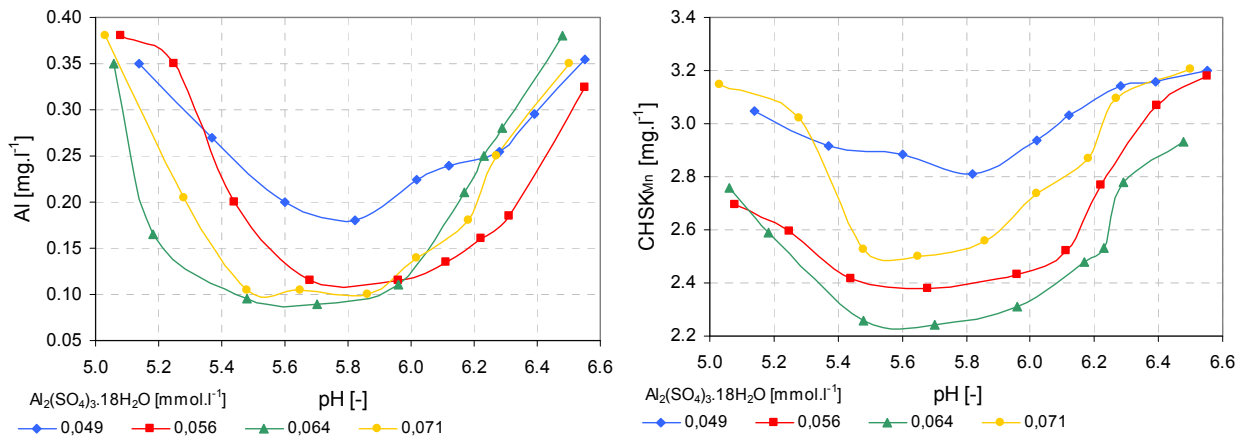


Obr.15. Optimalizace doby a intenzity míchání (dávka PAX-18 – 0,136 mmol.l⁻¹, dávka Ca(OH)₂ – 0,122 mmol.l⁻¹)

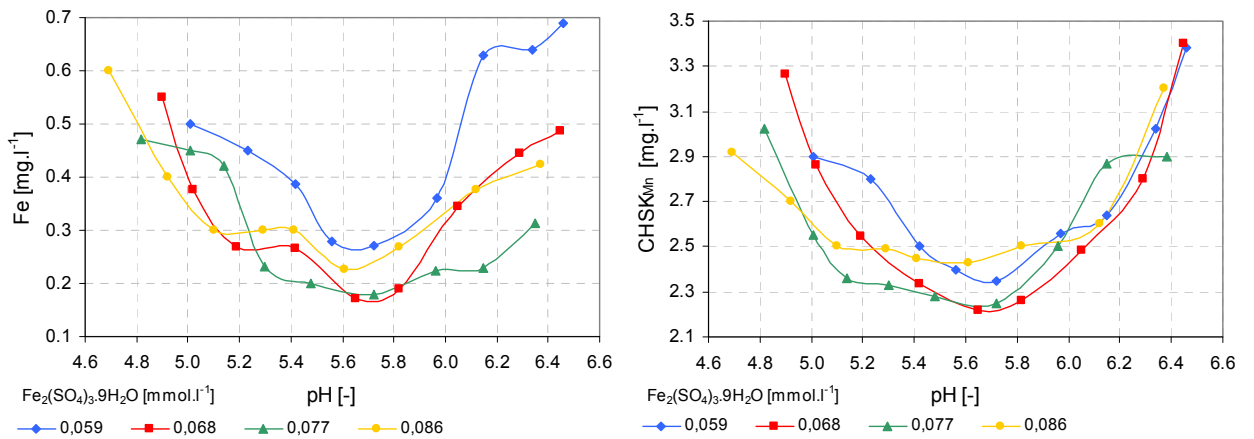


Obr.16. Optimalizace doby a intenzity míchání (dávka PAS-3 – 0,063 mmol.l⁻¹, dávka Ca(OH)₂ – 0,073 mmol.l⁻¹)

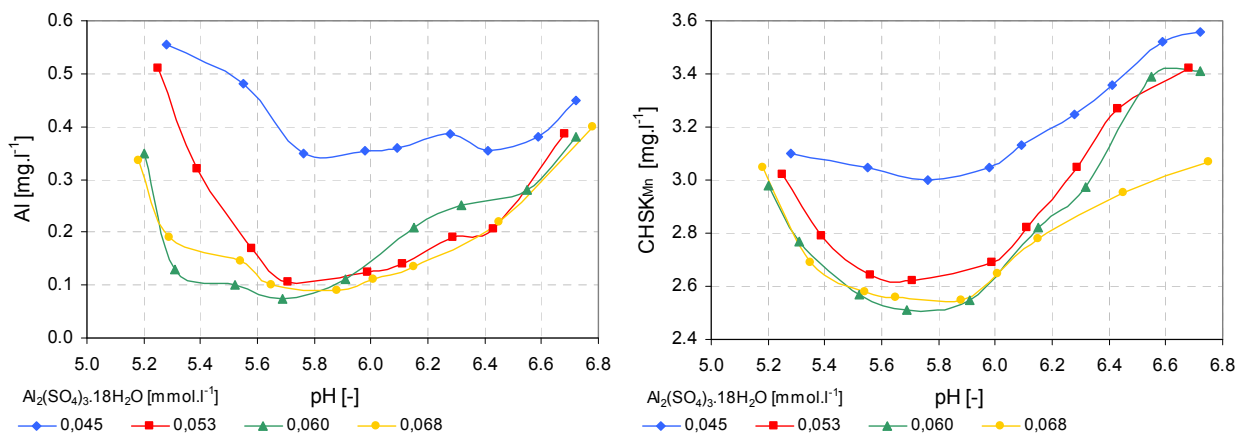
PŘÍLOHA 2.



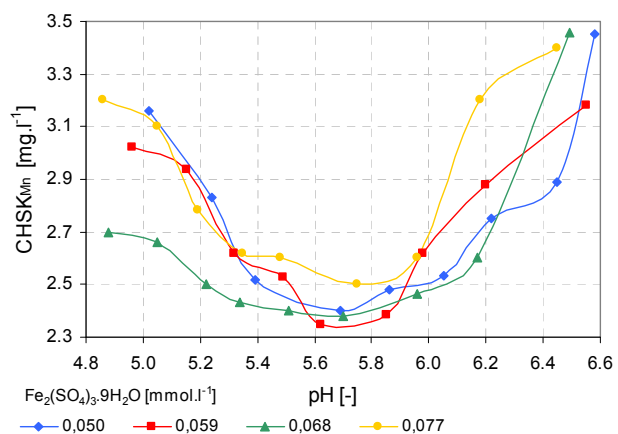
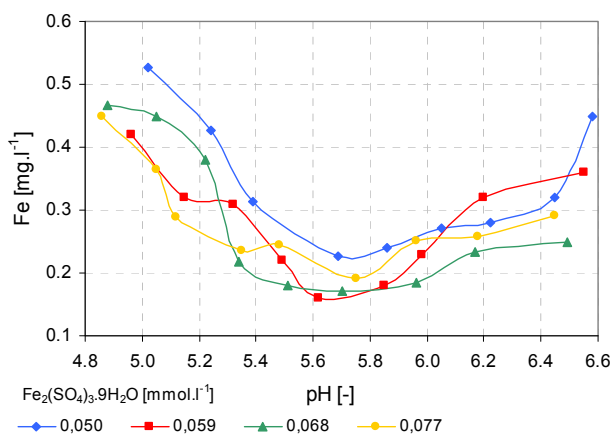
Obr.17. Optimalizace reakčního pH a dávky síranu hlinitého (směsná surová voda 5.5.2005)



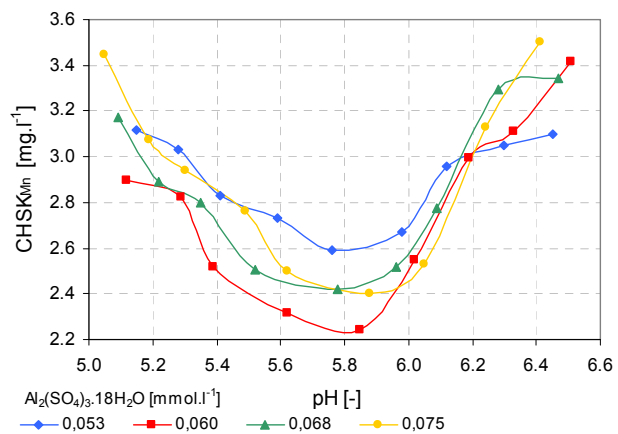
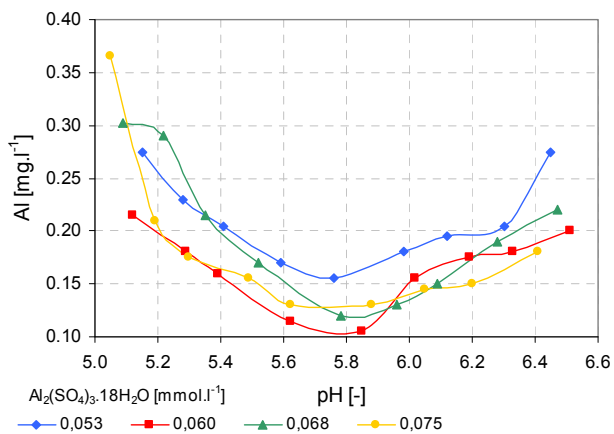
Obr.18. Optimalizace reakčního pH a dávky síranu železitého (směsná surová voda 5.5.2005)



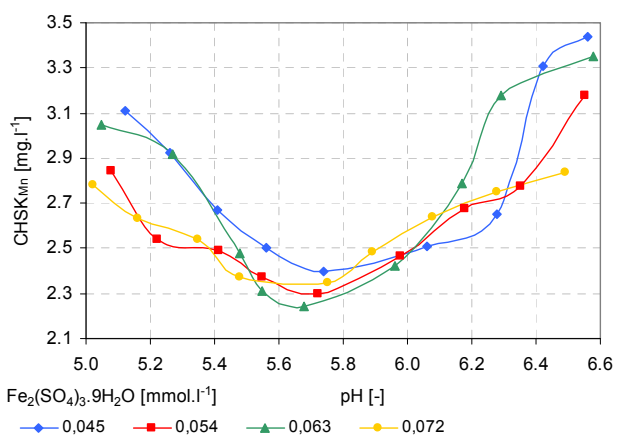
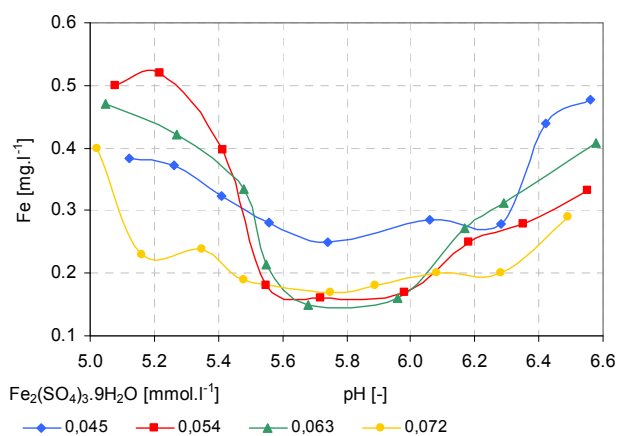
Obr.19. Optimalizace reakčního pH a dávky síranu hlinitého (směsná surová voda 1.7.2005)



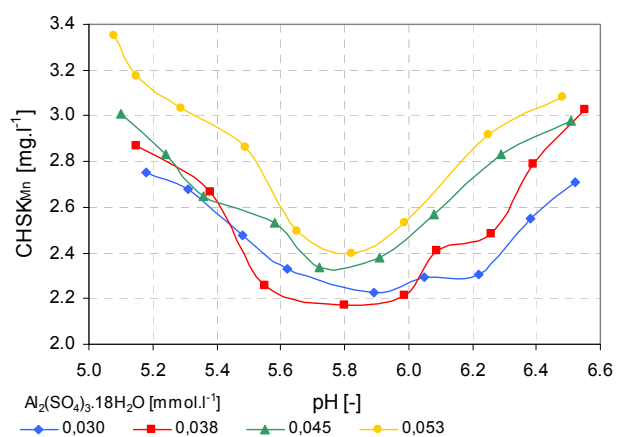
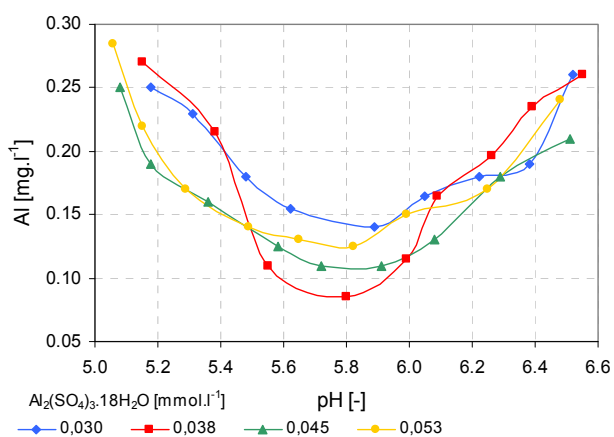
Obr.20. Optimalizace reakčního pH a dávky síranu železitého (směsná surová voda 1.7.2005)



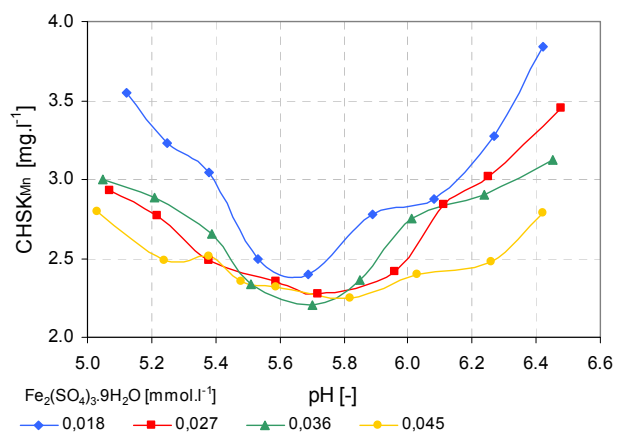
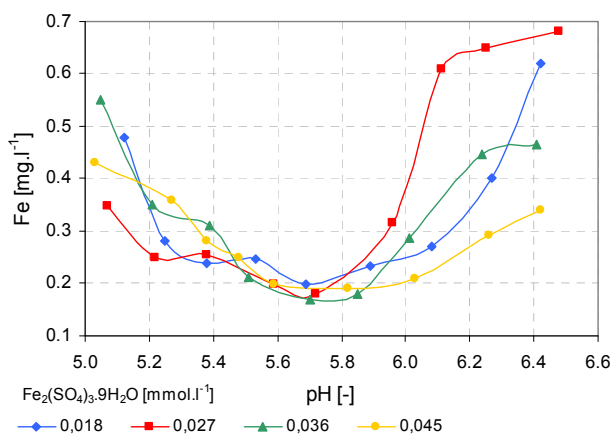
Obr.21. Optimalizace reakčního pH a dávky síranu hlinitého (směsná surová voda 25.10.2005)



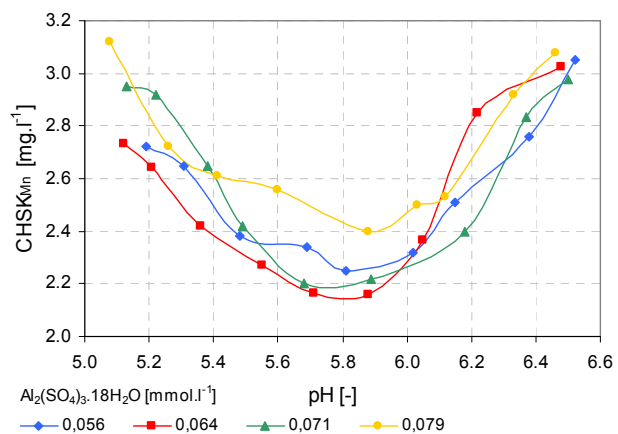
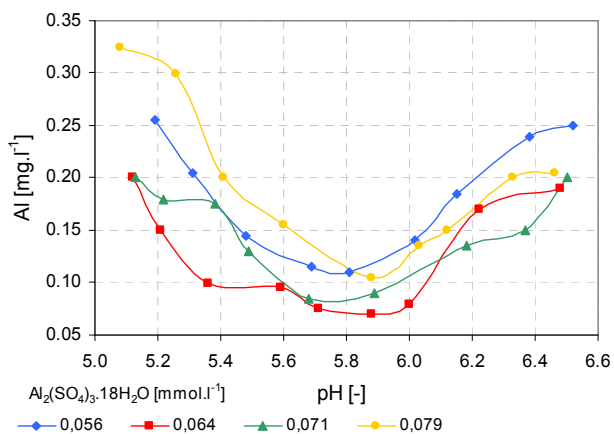
Obr.22. Optimalizace reakčního pH a dávky síranu železitého (směsná surová voda 25.10.2005)



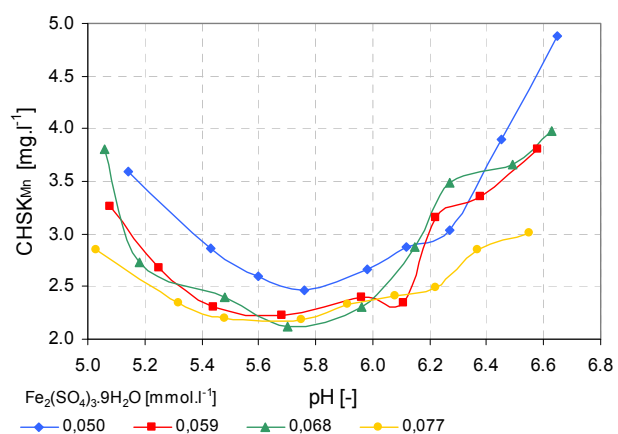
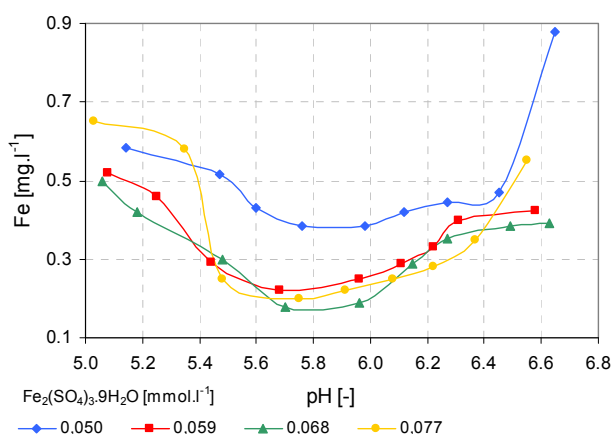
Obr.23. Optimalizace reakčního pH a dávky síranu hlinitého (směsná surová voda 23.1.2006)



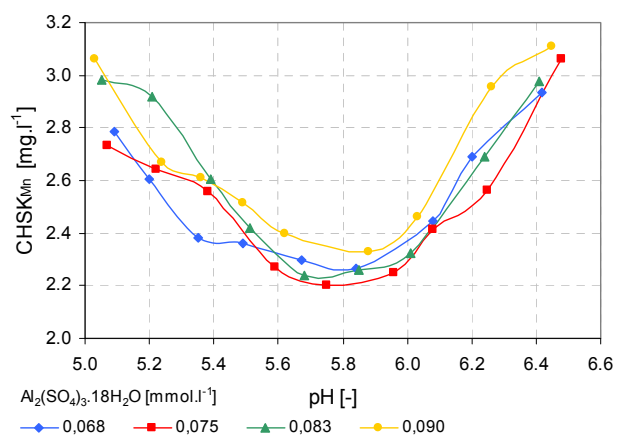
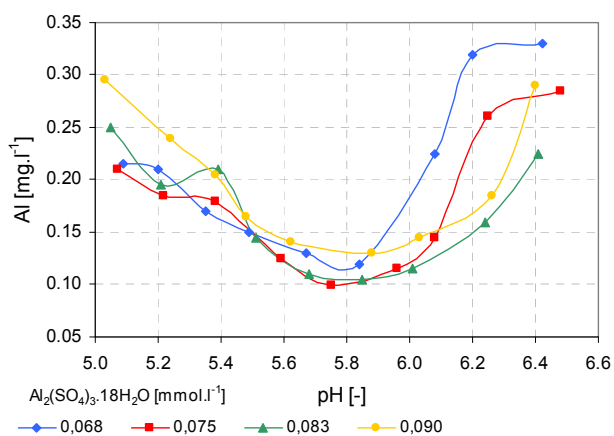
Obr.24. Optimalizace reakčního pH a dávky síranu železitého (směsná surová voda 23.12.2006)



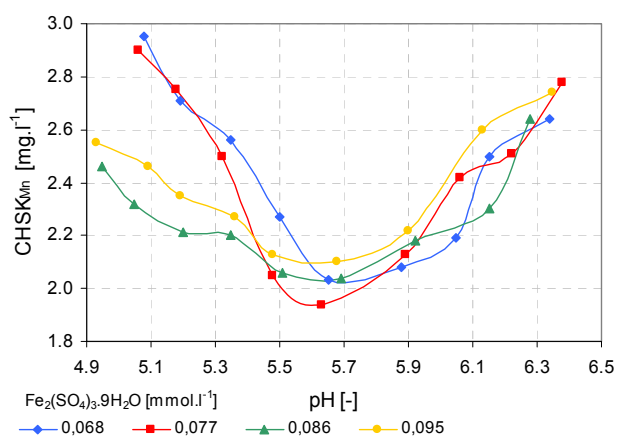
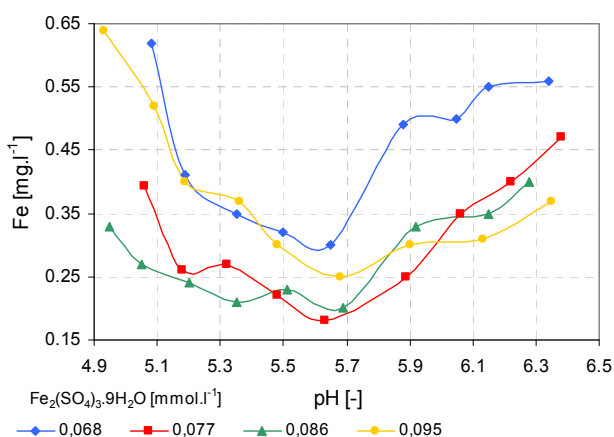
Obr.25. Optimalizace reakčního pH a dávky síranu hlinitého (směsná surová voda 6.4.2006)



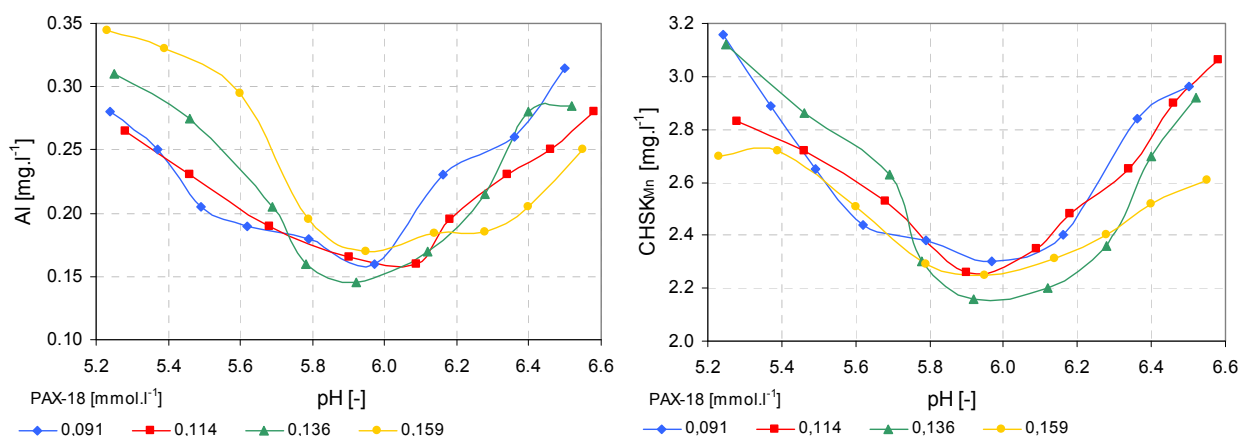
Obr.26. Optimalizace reakčního pH a dávky síranu železitého (směsná surová voda 6.4.2006)



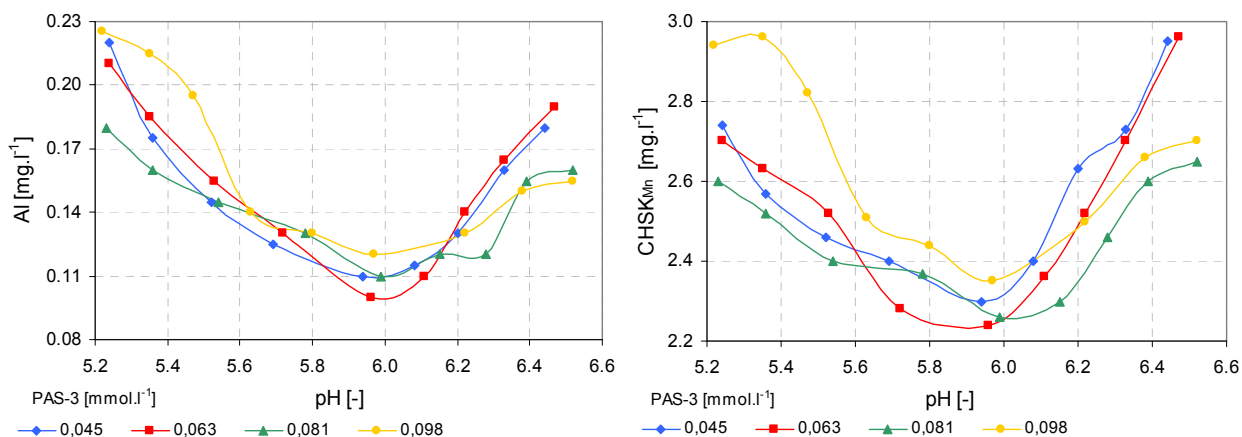
Obr.27. Optimalizace reakčního pH a dávky síranu hlinitého (směsná surová voda 26.4.2006)



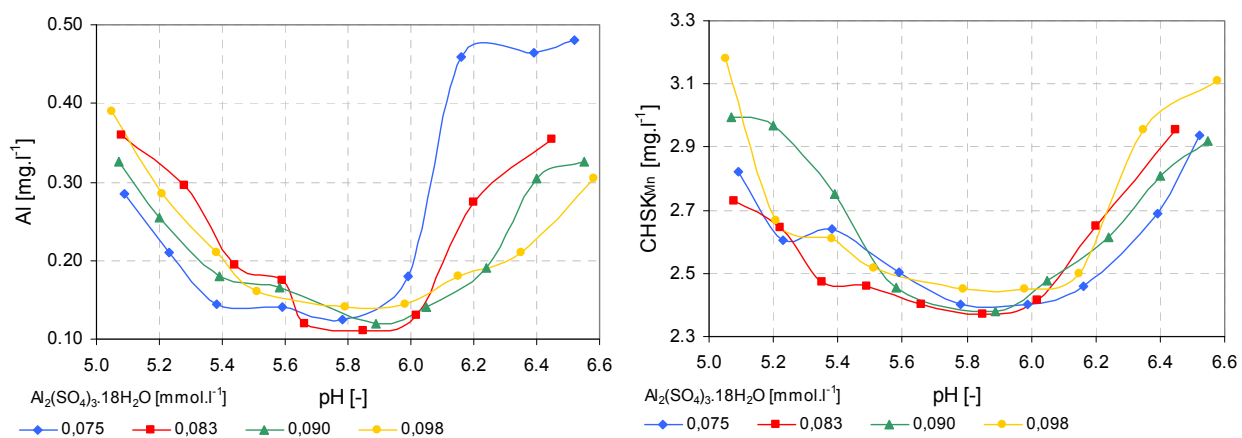
Obr.28. Optimalizace reakčního pH a dávky síranu železitého (směsná surová voda 26.4.2006)



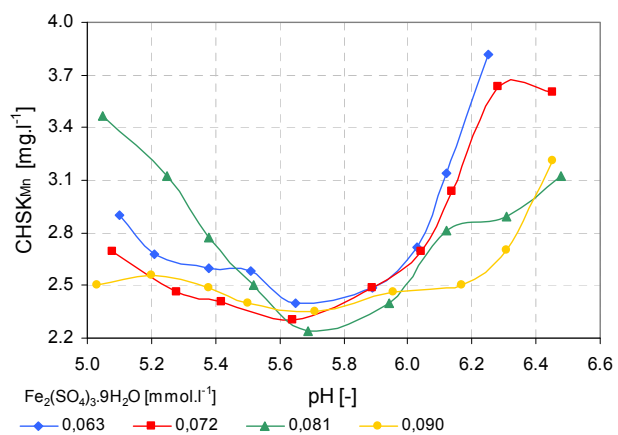
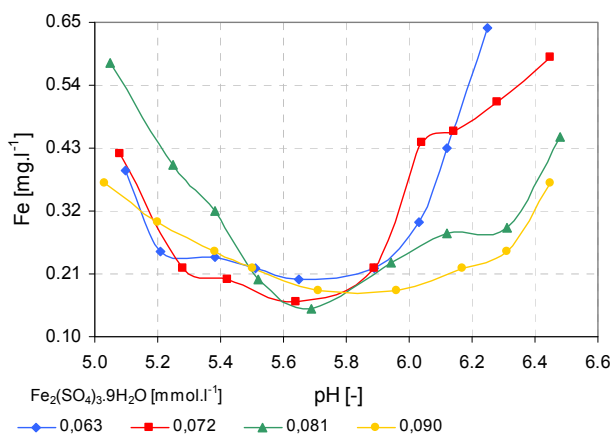
Obr.29. Optimalizace reakčního pH a dávky PAX-18 (směsná surová voda 26.4.2006)



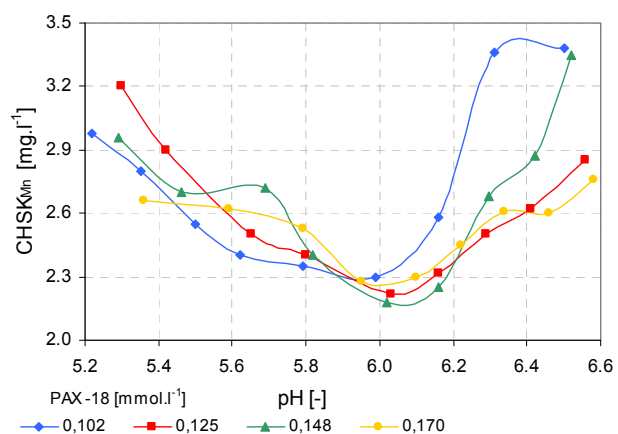
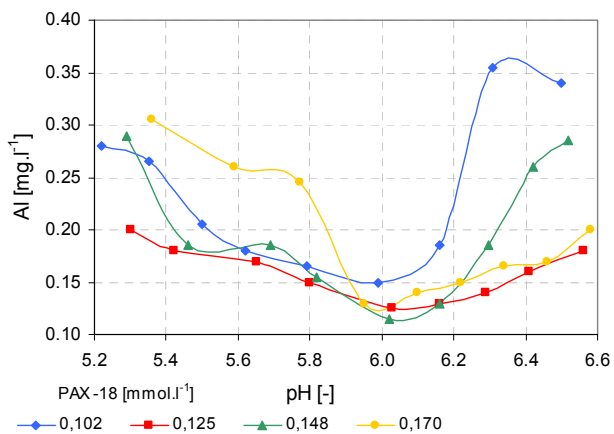
Obr.30. Optimalizace reakčního pH a dávky PAS-3 (směsná surová voda 26.4.2006)



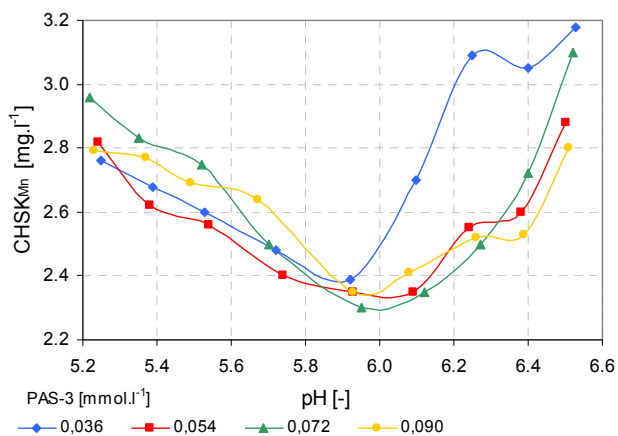
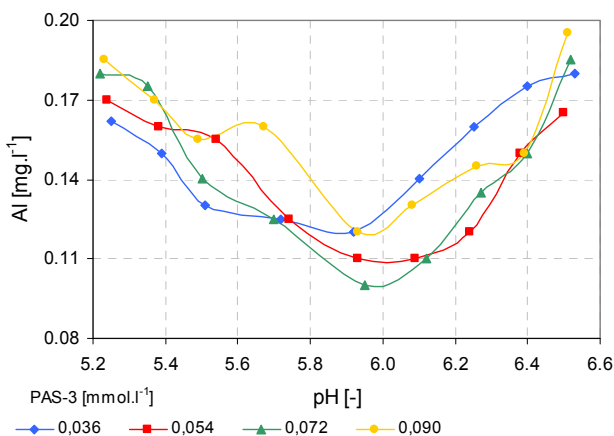
Obr.31. Optimalizace reakčního pH a dávky síranu hlinitého (směsná surová voda 11.5.2006)



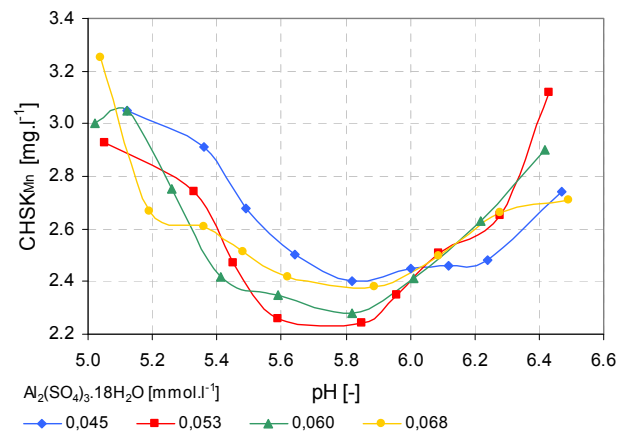
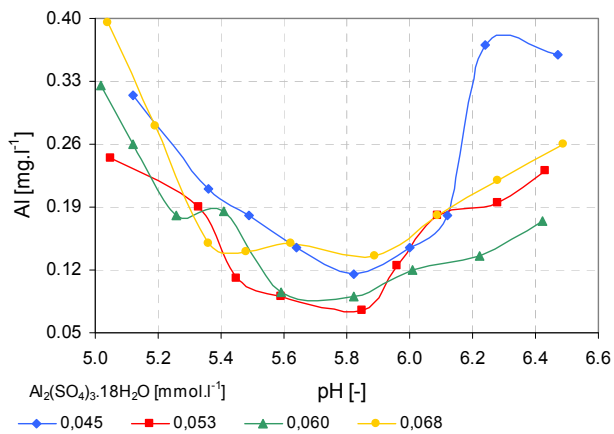
Obr.32. Optimalizace reakčního pH a dávky síranu železitého (směsná surová voda 11.5.2006)



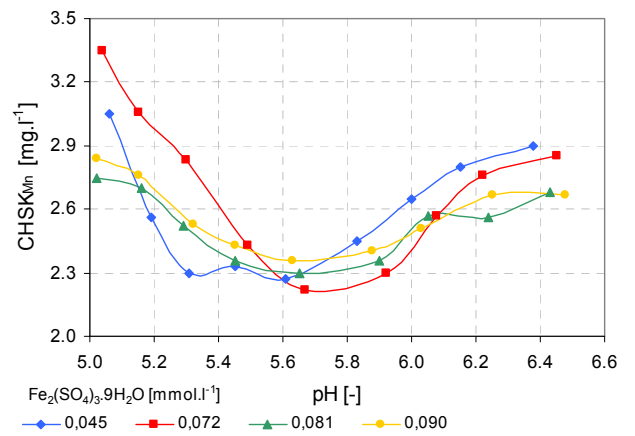
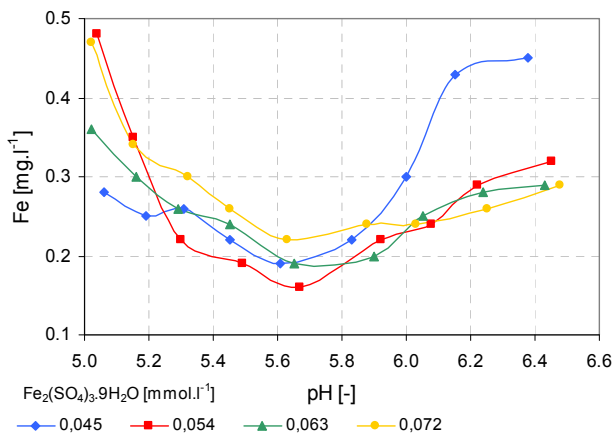
Obr.33. Optimalizace reakčního pH a dávky PAX-18 (směsná surová voda 11.5.2006)



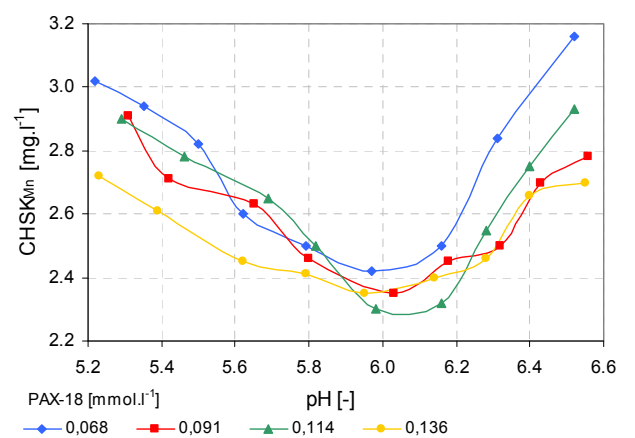
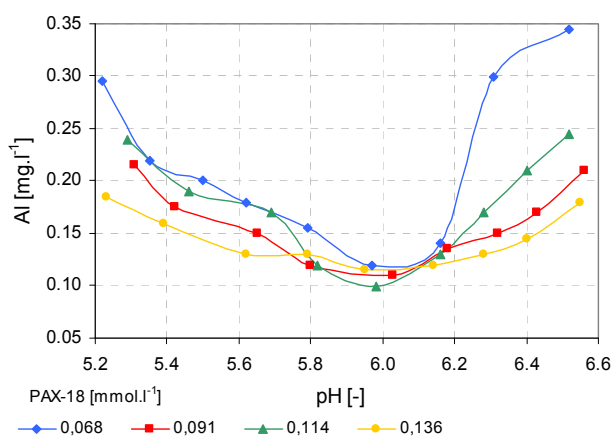
Obr.34. Optimalizace reakčního pH a dávky PAX-18 (směsná surová voda 11.5.2006)



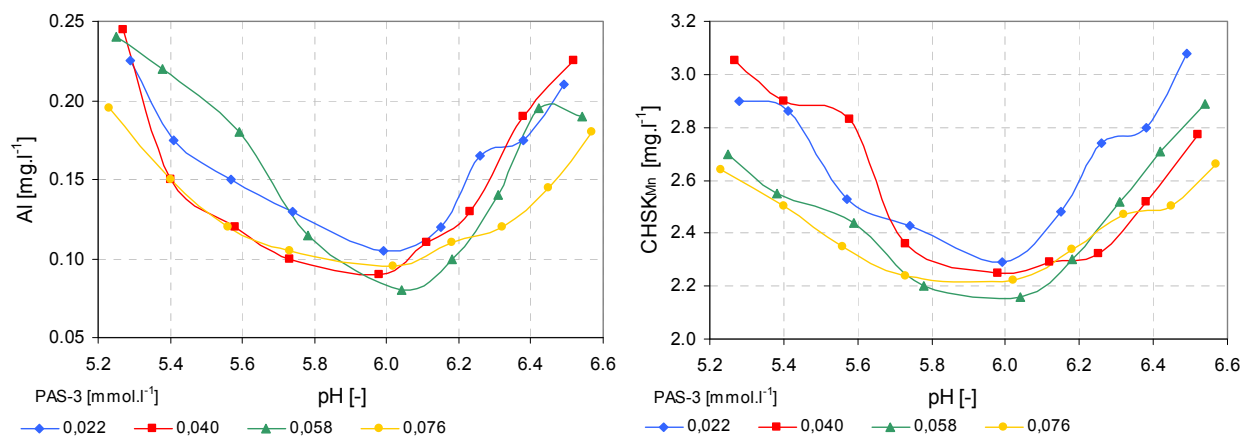
Obr.35. Optimalizace reakčního pH a dávky síranu hlinitého (směsná surová voda 24.10.2006)



Obr.36. Optimalizace reakčního pH a dávky síranu železitého (směsná surová voda 24.10.2006)



Obr.37. Optimalizace reakčního pH a dávky PAX-18 (směsná surová voda 24.10.2006)



Obr.38. Optimalizace reakčního pH a dávky PAS-3 (směsná surová voda 24.10.2006)

PŘÍLOHA 3.

Tab.35. Sklenicová zkouška (Pilská 5.5.2005) - optimalizace dávky síranu hlinitého (dávka $\text{Ca(OH)}_2 = 0,093 \text{ mmol.l}^{-1}$)

sklenice	$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ [mmol.l ⁻¹]	pH [-]	$\text{KNK}_{4,5}$ [mmol.l ⁻¹]	CHSK_{Mn} [mg.l ⁻¹]	DOC [mg.l ⁻¹]	Al [mg.l ⁻¹]
1	0.053	6.42	0.321	3.055	3.880	0.360
2	0.056	6.18	0.302	2.892	3.452	0.280
3	0.060	5.95	0.278	2.570	3.320	0.135
4	0.064	5.70	0.240	2.202	2.950	0.085
5	0.068	5.58	0.210	2.350	2.848	0.100
6	0.071	5.33	0.203	2.600	2.960	0.110
7	0.075	5.12	0.180	2.898	3.121	0.220
8	0.079	5.01	0.142	3.253	3.155	0.275

Tab.36. Sklenicová zkouška (Lázská 5.5.2005) - optimalizace dávky síranu hlinitého (dávka $\text{Ca(OH)}_2 = 0,097 \text{ mmol.l}^{-1}$)

sklenice	$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ [mmol.l ⁻¹]	pH [-]	$\text{KNK}_{4,5}$ [mmol.l ⁻¹]	CHSK_{Mn} [mg.l ⁻¹]	DOC [mg.l ⁻¹]	Al [mg.l ⁻¹]
1	0.049	6.85	0.350	3.202	4.021	0.320
2	0.053	6.48	0.329	3.024	3.440	0.255
3	0.056	6.14	0.304	2.650	3.154	0.130
4	0.060	5.98	0.273	2.325	2.980	0.100
5	0.064	5.76	0.250	2.280	2.932	0.090
6	0.068	5.55	0.227	2.477	3.048	0.120
7	0.071	5.27	0.199	2.651	3.253	0.250
8	0.075	5.05	0.171	2.920	3.989	0.290

Tab.37. Sklenicová zkouška (směsná 5.5.2005) - optimalizace dávky síranu hlinitého (dávka $\text{Ca(OH)}_2 = 0,093 \text{ mmol.l}^{-1}$)

sklenice	$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ [mmol.l ⁻¹]	pH [-]	$\text{KNK}_{4,5}$ [mmol.l ⁻¹]	CHSK_{Mn} [mg.l ⁻¹]	DOC [mg.l ⁻¹]	Al [mg.l ⁻¹]
1	0.049	6.78	0.350	3.222	3.672	0.360
2	0.053	6.43	0.289	2.881	3.390	0.230
3	0.056	6.15	0.272	2.498	3.181	0.130
4	0.060	6.01	0.244	2.320	3.080	0.110
5	0.064	5.71	0.221	2.243	2.952	0.090
6	0.068	5.54	0.200	2.400	3.147	0.130
7	0.071	5.26	0.193	3.037	3.220	0.210
8	0.075	5.08	0.158	3.162	3.403	0.250

Tab.38. Sklenicová zkouška (Pilská 5.5.2006) - optimalizace dávky síranu železitého (dávka $\text{Ca(OH)}_2 = 0,114 \text{ mmol.l}^{-1}$)

sklenice	$\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$ [mmol.l ⁻¹]	pH [-]	$\text{KNK}_{4,5}$ [mmol.l ⁻¹]	CHSK_{Mn} [mg.l ⁻¹]	DOC [mg.l ⁻¹]	Al [mg.l ⁻¹]	Fe [mg.l ⁻¹]
1	0.054	6.42	0.309	3.280	3.504	0.135	0.89
2	0.059	6.10	0.280	2.550	3.152	0.085	0.55
3	0.063	5.95	0.262	2.330	2.990	0.080	0.32
4	0.068	5.69	0.233	2.200	2.903	0.070	0.17
5	0.072	5.42	0.211	2.240	2.947	0.075	0.21
6	0.077	5.22	0.199	2.350	3.249	0.100	0.33
7	0.081	4.95	0.183	2.800	3.380	0.150	0.68
8	0.086	4.78	0.167	2.860	3.751	0.245	0.65

Tab.39. Sklenicová zkouška (Lázská 5.5.2006) - optimalizace dávky síranu železitého (dávka Ca(OH)₂ = 0,118 mmol.l⁻¹)

sklenice	Fe ₂ (SO ₄) ₃ .9H ₂ O [mmol.l ⁻¹]	pH [-]	KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	DOC [mg.l ⁻¹]	Al [mg.l ⁻¹]	Fe [mg.l ⁻¹]
1	0.050	6.55	0.303	3.550	3.682	0.160	0.69
2	0.054	6.28	0.259	2.698	3.281	0.090	0.45
3	0.059	6.11	0.242	2.392	2.989	0.080	0.24
4	0.063	5.91	0.230	2.269	2.954	0.075	0.20
5	0.068	5.64	0.221	2.250	2.940	0.075	0.18
6	0.072	5.38	0.210	2.321	3.221	0.090	0.33
7	0.077	5.12	0.194	2.894	3.397	0.195	0.55
8	0.081	4.93	0.168	2.950	3.755	0.270	0.62

Tab.40. Sklenicová zkouška (směsná 5.5.2006) - optimalizace dávky síranu železitého (dávka Ca(OH)₂ = 0,114 mmol.l⁻¹)

sklenice	Fe ₂ (SO ₄) ₃ .9H ₂ O [mmol.l ⁻¹]	pH [-]	KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	DOC [mg.l ⁻¹]	Al [mg.l ⁻¹]	Fe [mg.l ⁻¹]
1	0.054	6.44	0.302	3.505	3.604	0.140	0.85
2	0.059	6.12	0.270	2.641	3.220	0.075	0.64
3	0.063	5.96	0.247	2.352	2.958	0.085	0.25
4	0.068	5.65	0.231	2.220	2.922	0.070	0.17
5	0.072	5.45	0.218	2.247	3.047	0.075	0.22
6	0.077	5.15	0.209	2.340	3.203	0.090	0.42
7	0.081	4.85	0.190	2.900	3.335	0.180	0.59
8	0.086	4.62	0.163	2.924	3.800	0.260	0.60

Tab.41. Sklenicová zkouška (Pilská 1.7.2005) - optimalizace dávky síranu hlinitého (dávka Ca(OH)₂ = 0,077 mmol.l⁻¹)

sklenice	Al ₂ (SO ₄) ₃ .18H ₂ O [mmol.l ⁻¹]	pH [-]	KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	DOC [mg.l ⁻¹]	Al [mg.l ⁻¹]
1	0.045	6.57	0.432	3.505	3.880	0.550
2	0.049	6.35	0.350	3.120	3.455	0.305
3	0.053	6.05	0.318	2.972	3.322	0.140
4	0.056	5.91	0.273	2.778	2.858	0.060
5	0.060	5.78	0.210	2.401	2.850	0.055
6	0.064	5.15	0.211	2.650	2.961	0.095
7	0.068	4.93	0.189	2.925	3.121	0.425
8	0.071	4.83	0.160	3.453	3.150	0.470

Tab.42. Sklenicová zkouška (Lázská 1.7.2005) - optimalizace dávky síranu hlinitého (dávka Ca(OH)₂ = 0,060 mmol.l⁻¹)

sklenice	Al ₂ (SO ₄) ₃ .18H ₂ O [mmol.l ⁻¹]	pH [-]	KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	DOC [mg.l ⁻¹]	Al [mg.l ⁻¹]
1	0.045	7.02	0.380	3.705	4.220	0.460
2	0.049	6.48	0.343	3.222	3.544	0.355
3	0.053	5.92	0.321	2.945	3.210	0.140
4	0.056	5.88	0.269	2.724	2.984	0.110
5	0.060	5.71	0.240	2.512	2.961	0.090
6	0.064	5.55	0.218	2.678	3.020	0.110
7	0.068	5.17	0.190	2.878	3.153	0.290
8	0.071	4.87	0.165	3.550	4.077	0.380

Tab.43. Sklenicová zkouška (směsná 1.7.2005) - optimalizace dávky síranu hlinitého (dávka Ca(OH)₂ = 0,070 mmol.l⁻¹)

sklenice	Al ₂ (SO ₄) ₃ .18H ₂ O [mmol.l ⁻¹]	pH [-]	KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	DOC [mg.l ⁻¹]	Al [mg.l ⁻¹]
1	0.045	6.75	0.373	3.620	3.871	0.465
2	0.049	6.33	0.310	3.373	3.590	0.320
3	0.053	6.12	0.267	2.804	3.283	0.140
4	0.056	5.95	0.251	2.623	2.926	0.100
5	0.060	5.70	0.220	2.511	2.912	0.085
6	0.064	5.47	0.205	2.597	3.124	0.120
7	0.068	5.15	0.180	3.041	3.325	0.310
8	0.071	5.02	0.154	3.400	3.830	0.390

Tab.44. Sklenicová zkouška (Pilská 1.7.2005) - optimalizace dávky síranu železitého (dávka Ca(OH)₂ = 0,101 mmol.l⁻¹)

sklenice	Fe ₂ (SO ₄) ₃ .9H ₂ O [mmol.l ⁻¹]	pH [-]	KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	DOC [mg.l ⁻¹]	Al [mg.l ⁻¹]	Fe [mg.l ⁻¹]
1	0.045	6.32	0.272	3.454	3.685	0.210	0.52
2	0.050	6.18	0.246	2.652	3.220	0.130	0.32
3	0.054	5.92	0.233	2.480	3.024	0.095	0.21
4	0.059	5.65	0.220	2.381	2.949	0.080	0.16
5	0.063	5.47	0.214	2.447	2.980	0.100	0.18
6	0.068	5.25	0.199	2.540	3.105	0.125	0.35
7	0.072	5.07	0.185	2.821	3.283	0.140	0.40
8	0.077	4.91	0.167	3.153	3.550	0.185	0.43

Tab.45. Sklenicová zkouška (Lázská 1.7.2005) - optimalizace dávky síranu železitého (dávka Ca(OH)₂ = 0,097 mmol.l⁻¹)

sklenice	Fe ₂ (SO ₄) ₃ .9H ₂ O [mmol.l ⁻¹]	pH [-]	KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	DOC [mg.l ⁻¹]	Al [mg.l ⁻¹]	Fe [mg.l ⁻¹]
1	0.041	6.42	0.280	3.521	3.703	0.235	0.57
2	0.045	6.28	0.267	3.285	3.620	0.220	0.54
3	0.050	6.15	0.254	2.679	3.255	0.140	0.32
4	0.054	5.88	0.229	2.452	3.018	0.100	0.22
5	0.059	5.60	0.220	2.320	2.902	0.090	0.17
6	0.063	5.42	0.215	2.384	2.938	0.105	0.19
7	0.068	5.28	0.203	2.553	3.080	0.125	0.35
8	0.072	5.02	0.189	2.946	3.251	0.160	0.47

Tab.46. Sklenicová zkouška (směsná 1.7.2005) - optimalizace dávky síranu železitého (dávka Ca(OH)₂ = 0,097 mmol.l⁻¹)

sklenice	Fe ₂ (SO ₄) ₃ .9H ₂ O [mmol.l ⁻¹]	pH [-]	KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	DOC [mg.l ⁻¹]	Al [mg.l ⁻¹]	Fe [mg.l ⁻¹]
1	0.045	6.34	0.283	3.404	3.650	0.215	0.55
2	0.050	6.20	0.256	2.750	3.181	0.135	0.28
3	0.054	5.88	0.241	2.501	2.978	0.090	0.20
4	0.059	5.62	0.222	2.350	2.899	0.080	0.16
5	0.063	5.40	0.209	2.398	2.964	0.105	0.21
6	0.068	5.22	0.205	2.502	3.120	0.120	0.38
7	0.072	5.03	0.189	2.805	3.355	0.155	0.42
8	0.077	4.85	0.174	3.196	3.582	0.190	0.45

Tab.47. Sklenicová zkouška (Pilská 25.10.2005) - optimalizace dávky síranu hlinitého (dávka Ca(OH)₂ = 0,060 mmol.l⁻¹)

sklenice	Al ₂ (SO ₄) ₃ .18H ₂ O [mmol.l ⁻¹]	pH [-]	KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	DOC [mg.l ⁻¹]	Al [mg.l ⁻¹]
1	0.053	6.01	0.240	3.605	3.682	0.220
2	0.056	5.96	0.233	2.720	3.050	0.135
3	0.060	5.85	0.230	2.240	2.854	0.100
4	0.064	5.62	0.189	2.321	2.993	0.155
5	0.068	5.36	0.184	2.564	3.250	0.165
6	0.071	5.13	0.161	2.718	3.327	0.230
7	0.075	5.01	0.146	2.837	3.446	0.300
8	0.079	4.88	0.141	3.281	3.581	0.345

Tab. 48. Sklenicová zkouška (Lázská 25.10.2005) - optimalizace dávky síranu hlinitého (dávka Ca(OH)₂ = 0,045 mmol.l⁻¹)

sklenice	Al ₂ (SO ₄) ₃ .18H ₂ O [mmol.l ⁻¹]	pH [-]	KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	DOC [mg.l ⁻¹]	Al [mg.l ⁻¹]
1	0.048	6.70	0.320	3.120	3.791	0.240
2	0.053	6.45	0.289	2.805	3.393	0.205
3	0.056	6.15	0.265	2.440	3.180	0.190
4	0.060	5.82	0.221	2.282	2.959	0.105
5	0.064	5.32	0.203	2.304	3.050	0.160
6	0.068	5.10	0.183	2.838	3.553	0.265
7	0.071	5.02	0.170	3.041	3.677	0.335
8	0.075	4.90	0.147	3.760	3.792	0.350

Tab.49. Sklenicová zkouška (směsná 25.10.2005) - optimalizace dávky síranu hlinitého (dávka Ca(OH)₂ = 0,052 mmol.l⁻¹)

sklenice	Al ₂ (SO ₄) ₃ .18H ₂ O [mmol.l ⁻¹]	pH [-]	KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	DOC [mg.l ⁻¹]	Al [mg.l ⁻¹]
1	0.048	6.50	0.304	3.442	3.672	0.255
2	0.053	6.33	0.278	3.040	3.512	0.205
3	0.056	6.02	0.259	2.445	3.010	0.135
4	0.060	5.80	0.231	2.241	2.833	0.100
5	0.064	5.62	0.190	2.380	2.863	0.170
6	0.068	5.31	0.182	2.788	3.396	0.220
7	0.071	5.09	0.180	3.422	3.685	0.335
8	0.075	4.95	0.165	3.554	3.790	0.375

Tab.50. Sklenicová zkouška (Pilská 25.10.2005) - optimalizace dávky síranu železitého (dávka Ca(OH)₂ = 0,101 mmol.l⁻¹)

sklenice	Fe ₂ (SO ₄) ₃ .9H ₂ O [mmol.l ⁻¹]	pH [-]	KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	DOC [mg.l ⁻¹]	Al [mg.l ⁻¹]	Fe [mg.l ⁻¹]
1	0.045	6.38	0.260	3.251	3.709	0.120	0.42
2	0.050	6.12	0.245	2.790	3.250	0.115	0.26
3	0.054	5.97	0.233	2.522	3.104	0.115	0.20
4	0.059	5.70	0.221	2.203	2.802	0.100	0.16
5	0.063	5.54	0.210	2.280	2.977	0.110	0.18
6	0.068	5.41	0.207	2.447	3.050	0.125	0.22
7	0.072	5.22	0.203	2.818	3.123	0.125	0.24
8	0.077	5.01	0.199	3.048	3.520	0.130	0.31

Tab.51. Sklenicová zkouška (Lázská 25.10.2005) - optimalizace dávky síranu železitého (dávka Ca(OH)₂ = 0,110 mmol.l⁻¹)

sklenice	Fe ₂ (SO ₄) ₃ .9H ₂ O [mmol.l ⁻¹]	pH [-]	KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	DOC [mg.l ⁻¹]	Al [mg.l ⁻¹]	Fe [mg.l ⁻¹]
1	0.050	6.42	0.253	3.360	3.920	0.115	0.45
2	0.054	6.30	0.241	2.955	3.351	0.110	0.28
3	0.059	6.13	0.220	2.723	3.146	0.100	0.24
4	0.063	5.92	0.216	2.318	3.010	0.095	0.19
5	0.068	5.65	0.210	2.301	2.922	0.090	0.15
6	0.072	5.42	0.207	2.347	2.991	0.110	0.17
7	0.077	5.12	0.204	2.680	3.149	0.120	0.22
8	0.081	4.94	0.193	3.249	3.453	0.120	0.31

Tab.52. Sklenicová zkouška (směsná 25.10.2005) - optimalizace dávky síranu železitého (dávka Ca(OH)₂ = 0,106 mmol.l⁻¹)

sklenice	Fe ₂ (SO ₄) ₃ .9H ₂ O [mmol.l ⁻¹]	pH [-]	KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	DOC [mg.l ⁻¹]	Al [mg.l ⁻¹]	Fe [mg.l ⁻¹]
1	0.045	6.44	0.260	3.312	3.864	0.120	0.44
2	0.050	6.32	0.240	2.834	3.330	0.120	0.28
3	0.054	6.16	0.233	2.610	3.082	0.115	0.25
4	0.059	5.93	0.220	2.278	2.827	0.100	0.20
5	0.063	5.67	0.218	2.240	2.801	0.090	0.15
6	0.068	5.39	0.211	2.381	2.949	0.105	0.16
7	0.072	5.15	0.207	2.626	3.190	0.120	0.23
8	0.077	4.99	0.202	3.204	3.473	0.140	0.29

Tab.53. Sklenicová zkouška (Pilská 23.1.2006) - optimalizace dávky síranu hlinitého (dávka Ca(OH)₂ = 0,037 mmol.l⁻¹)

sklenice	Al ₂ (SO ₄) ₃ .18H ₂ O [mmol.l ⁻¹]	pH [-]	KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	DOC [mg.l ⁻¹]	Al [mg.l ⁻¹]
1	0.023	6.41	0.260	3.505	3.782	0.215
2	0.026	6.28	0.242	2.724	3.023	0.130
3	0.030	5.95	0.228	2.241	2.947	0.100
4	0.034	5.76	0.201	2.180	2.883	0.080
5	0.038	5.46	0.183	2.256	3.155	0.125
6	0.041	5.23	0.170	2.522	3.230	0.180
7	0.045	5.08	0.137	2.737	3.478	0.250
8	0.049	4.98	0.131	3.080	3.519	0.290

Tab.54. Sklenicová zkouška (Lázská 23.1.2006) - optimalizace dávky síranu hlinitého (dávka Ca(OH)₂ = 0,041 mmol.l⁻¹)

sklenice	Al ₂ (SO ₄) ₃ .18H ₂ O [mmol.l ⁻¹]	pH [-]	KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	DOC [mg.l ⁻¹]	Al [mg.l ⁻¹]
1	0.023	6.58	0.294	3.120	3.681	0.250
2	0.026	6.42	0.256	2.852	3.491	0.210
3	0.030	6.20	0.247	2.423	3.148	0.185
4	0.034	6.02	0.231	2.280	2.956	0.105
5	0.038	5.82	0.210	2.244	2.850	0.085
6	0.041	5.40	0.192	2.740	3.353	0.135
7	0.045	5.26	0.170	2.979	3.453	0.240
8	0.049	5.02	0.163	3.557	3.892	0.320

Tab.55. Sklenicová zkouška (směsná 23.1.2006) - optimalizace dávky síranu hlinitého (dávka Ca(OH)₂ = 0,041 mmol.l⁻¹)

sklenice	Al ₂ (SO ₄) ₃ .18H ₂ O [mmol.l ⁻¹]	pH [-]	KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	DOC [mg.l ⁻¹]	Al [mg.l ⁻¹]
1	0.026	6.58	0.310	3.052	3.650	0.255
2	0.030	6.39	0.278	2.344	3.411	0.185
3	0.034	6.05	0.254	2.304	3.032	0.105
4	0.038	5.85	0.220	2.183	2.850	0.080
5	0.041	5.60	0.205	2.250	2.857	0.130
6	0.045	5.35	0.191	2.689	3.200	0.155
7	0.049	5.16	0.177	3.321	3.583	0.220
8	0.053	5.01	0.159	3.453	3.804	0.290

Tab.56. Sklenicová zkouška (Pilská 23.1.2006) - optimalizace dávky síranu železitého (dávka Ca(OH)₂ = 0,077 mmol.l⁻¹)

sklenice	Fe ₂ (SO ₄) ₃ .9H ₂ O [mmol.l ⁻¹]	pH [-]	KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	DOC [mg.l ⁻¹]	Al [mg.l ⁻¹]	Fe [mg.l ⁻¹]
1	0.018	6.40	0.244	3.633	3.983	0.130	0.62
2	0.023	6.28	0.240	3.020	3.449	0.120	0.60
3	0.027	6.10	0.232	2.778	3.005	0.100	0.45
4	0.032	5.93	0.225	2.356	2.899	0.090	0.38
5	0.036	5.68	0.212	2.181	2.753	0.080	0.17
6	0.041	5.42	0.194	2.254	2.820	0.105	0.22
7	0.045	5.30	0.179	2.346	2.950	0.110	0.30
8	0.050	5.05	0.174	2.545	3.217	0.110	0.45

Tab.57. Sklenicová zkouška (Lázská 23.1.2006) - optimalizace dávky síranu železitého (dávka Ca(OH)₂ = 0,081 mmol.l⁻¹)

sklenice	Fe ₂ (SO ₄) ₃ .9H ₂ O [mmol.l ⁻¹]	pH [-]	KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	DOC [mg.l ⁻¹]	Al [mg.l ⁻¹]	Fe [mg.l ⁻¹]
1	0.023	6.46	0.255	3.220	3.820	0.135	0.63
2	0.027	6.25	0.230	2.754	3.123	0.090	0.61
3	0.032	6.09	0.224	2.403	2.995	0.090	0.38
4	0.036	5.98	0.214	2.300	2.956	0.080	0.22
5	0.041	5.70	0.211	2.240	2.851	0.100	0.19
6	0.045	5.45	0.202	2.378	3.050	0.105	0.32
7	0.050	5.28	0.197	2.720	3.425	0.110	0.45
8	0.054	5.03	0.183	2.781	3.544	0.110	0.52

Tab.58. Sklenicová zkouška (směsná 23.1.2006) - optimalizace dávky síranu železitého (dávka Ca(OH)₂ = 0,077 mmol.l⁻¹)

sklenice	Fe ₂ (SO ₄) ₃ .9H ₂ O [mmol.l ⁻¹]	pH [-]	KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	DOC [mg.l ⁻¹]	Al [mg.l ⁻¹]	Fe [mg.l ⁻¹]
1	0.018	6.44	0.260	3.840	4.120	0.140	0.62
2	0.023	6.31	0.247	3.111	3.597	0.135	0.62
3	0.027	6.12	0.233	2.843	2.950	0.090	0.61
4	0.032	5.95	0.225	2.404	2.846	0.090	0.42
5	0.036	5.70	0.212	2.204	2.780	0.080	0.17
6	0.041	5.45	0.205	2.237	2.804	0.100	0.20
7	0.045	5.27	0.194	2.495	3.103	0.105	0.35
8	0.050	5.02	0.178	2.620	3.335	0.110	0.49

Tab.59. Sklenicová zkouška (Pilská 6.4.2006) - optimalizace dávky síranu hlinitého (dávka Ca(OH)₂ = 0,097 mmol.l⁻¹)

sklenice	Al ₂ (SO ₄) ₃ .18H ₂ O [mmol.l ⁻¹]	pH [-]	KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	DOC [mg.l ⁻¹]	Al [mg.l ⁻¹]
1	0.053	6.89	0.289	3.840	3.960	0.280
2	0.056	6.63	0.278	2.723	3.255	0.250
3	0.060	6.42	0.245	2.402	3.104	0.120
4	0.064	6.03	0.223	2.160	2.760	0.065
5	0.068	5.68	0.190	2.296	2.821	0.090
6	0.071	5.32	0.166	2.640	3.160	0.225
7	0.075	5.15	0.151	2.725	3.253	0.365
8	0.079	5.03	0.142	2.905	3.727	0.390

Tab.60. Sklenicová zkouška (Lázská 6.4.2006) - optimalizace dávky síranu hlinitého (dávka Ca(OH)₂ = 0,077 mmol.l⁻¹)

sklenice	Al ₂ (SO ₄) ₃ .18H ₂ O [mmol.l ⁻¹]	pH [-]	KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	DOC [mg.l ⁻¹]	Al [mg.l ⁻¹]
1	0.045	6.69	0.320	3.302	3.720	0.285
2	0.049	6.45	0.305	3.052	3.583	0.225
3	0.053	6.28	0.267	2.859	3.515	0.200
4	0.056	6.05	0.240	2.320	3.010	0.075
5	0.060	5.82	0.222	2.103	2.843	0.040
6	0.064	5.44	0.203	2.344	2.977	0.060
7	0.068	5.23	0.169	2.642	3.050	0.280
8	0.071	5.09	0.161	3.138	3.326	0.330

Tab.61. Sklenicová zkouška (směšná 6.4.2006) - optimalizace dávky síranu hlinitého (dávka Ca(OH)₂ = 0,081 mmol.l⁻¹)

sklenice	Al ₂ (SO ₄) ₃ .18H ₂ O [mmol.l ⁻¹]	pH [-]	KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	DOC [mg.l ⁻¹]	Al [mg.l ⁻¹]
1	0.053	6.71	0.311	3.761	3.865	0.280
2	0.056	6.39	0.294	2.741	3.400	0.245
3	0.060	6.15	0.240	2.429	3.054	0.100
4	0.064	5.86	0.222	2.140	2.781	0.065
5	0.068	5.67	0.189	2.205	2.800	0.070
6	0.071	5.36	0.171	2.633	2.967	0.180
7	0.075	5.20	0.157	2.700	3.310	0.275
8	0.079	5.01	0.130	3.104	3.462	0.330

Tab. 62. Sklenicová zkouška (Pilská 6.4.2006) - optimalizace dávky síranu železitého (dávka Ca(OH)₂ = 0,118 mmol.l⁻¹)

sklenice	Fe ₂ (SO ₄) ₃ .9H ₂ O [mmol.l ⁻¹]	pH [-]	KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	DOC [mg.l ⁻¹]	Al [mg.l ⁻¹]	Fe [mg.l ⁻¹]
1	0.059	6.58	0.264	4.220	4.961	0.205	0.88
2	0.063	6.43	0.250	3.552	3.861	0.150	0.72
3	0.068	6.20	0.227	2.854	3.120	0.075	0.33
4	0.072	5.95	0.210	2.257	2.978	0.065	0.25
5	0.077	5.68	0.203	2.220	2.853	0.050	0.18
6	0.081	5.52	0.196	2.305	2.920	0.075	0.29
7	0.086	5.32	0.189	2.325	3.021	0.180	0.58
8	0.090	5.05	0.180	2.446	3.125	0.195	0.69

Tab.63. Sklenicová zkouška (Lázská 6.4.2006) - optimalizace dávky síranu železitého (dávka Ca(OH)₂ = 0,101 mmol.l⁻¹)

sklenice	Fe ₂ (SO ₄) ₃ .9H ₂ O [mmol.l ⁻¹]	pH [-]	KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	DOC [mg.l ⁻¹]	Al [mg.l ⁻¹]	Fe [mg.l ⁻¹]
1	0.050	6.48	0.250	3.950	4.871	0.170	0.69
2	0.054	6.32	0.242	3.222	4.060	0.130	0.65
3	0.059	6.05	0.224	2.572	3.244	0.075	0.31
4	0.063	5.71	0.202	2.154	2.820	0.055	0.18
5	0.068	5.53	0.190	2.220	2.985	0.075	0.22
6	0.072	5.32	0.181	2.351	3.023	0.120	0.25
7	0.077	5.18	0.177	2.477	3.150	0.155	0.43
8	0.081	4.98	0.171	2.579	3.222	0.180	0.58

Tab.64. Sklenicová zkouška (směsná 6.4.2006) - optimalizace dávky síranu železitého (dávka Ca(OH)₂ = 0,106 mmol.l⁻¹)

sklenice	Fe ₂ (SO ₄) ₃ .9H ₂ O [mmol.l ⁻¹]	pH [-]	KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	DOC [mg.l ⁻¹]	Al [mg.l ⁻¹]	Fe [mg.l ⁻¹]
1	0.050	6.63	0.282	4.881	5.138	0.205	0.88
2	0.054	6.46	0.274	3.821	4.200	0.150	0.72
3	0.059	6.22	0.245	3.160	3.221	0.075	0.33
4	0.063	5.93	0.220	2.505	2.950	0.065	0.25
5	0.068	5.69	0.202	2.120	2.803	0.050	0.18
6	0.072	5.50	0.192	2.204	2.855	0.075	0.29
7	0.077	5.34	0.186	2.346	2.993	0.180	0.58
8	0.081	5.02	0.175	2.419	3.147	0.195	0.69

Tab.65. Sklenicová zkouška (Pilská 26.4.2006) - optimalizace dávky síranu hlinitého (dávka Ca(OH)₂ = 0,101 mmol.l⁻¹)

sklenice	Al ₂ (SO ₄) ₃ .18H ₂ O [mmol.l ⁻¹]	pH [-]	KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	DOC [mg.l ⁻¹]	Al [mg.l ⁻¹]
1	0.064	6.57	0.280	3.050	3.354	0.280
2	0.068	6.33	0.265	2.972	3.160	0.130
3	0.071	6.17	0.239	2.357	3.022	0.125
4	0.075	5.82	0.221	2.280	2.903	0.110
5	0.079	5.50	0.204	2.305	2.990	0.135
6	0.083	5.32	0.195	2.821	3.335	0.195
7	0.086	5.14	0.190	3.020	3.531	0.245
8	0.090	5.05	0.173	3.683	3.781	0.385

Tab.66. Sklenicová zkouška (Lázská 26.4.2006) - optimalizace dávky síranu hlinitého (dávka Ca(OH)₂ = 0,097 mmol.l⁻¹)

sklenice	Al ₂ (SO ₄) ₃ .18H ₂ O [mmol.l ⁻¹]	pH [-]	KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	DOC [mg.l ⁻¹]	Al [mg.l ⁻¹]
1	0.068	6.28	0.254	3.150	3.600	0.330
2	0.071	6.01	0.230	2.411	3.124	0.180
3	0.075	5.75	0.212	2.204	3.011	0.105
4	0.079	5.64	0.205	2.233	3.053	0.115
5	0.083	5.40	0.194	2.547	3.118	0.180
6	0.086	5.22	0.189	2.940	3.440	0.190
7	0.090	5.10	0.181	2.989	3.653	0.290
8	0.094	5.00	0.173	3.508	3.967	0.340

Tab.67. Sklenicová zkouška (směsná 26.4.2006) - optimalizace dávky síranu hlinitého (dávka $\text{Ca(OH)}_2 = 0,097 \text{ mmol.l}^{-1}$)

sklenice	$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ [mmol.l ⁻¹]	pH [-]	$\text{KNK}_{4,5}$ [mmol.l ⁻¹]	CHSK_{Mn} [mg.l ⁻¹]	DOC [mg.l ⁻¹]	Al [mg.l ⁻¹]
1	0.068	6.19	0.244	2.941	3.311	0.330
2	0.071	5.94	0.225	2.571	2.990	0.170
3	0.075	5.77	0.213	2.220	2.922	0.105
4	0.079	5.52	0.210	2.317	3.052	0.125
5	0.083	5.38	0.202	2.800	3.260	0.210
6	0.086	5.18	0.197	2.825	3.327	0.205
7	0.090	5.05	0.189	3.004	3.507	0.295
8	0.094	4.92	0.174	3.742	3.883	0.390

Tab.68. Sklenicová zkouška (Pilská 26.4.2006) - optimalizace dávky síranu železitého (dávka $\text{Ca(OH)}_2 = 0,122 \text{ mmol.l}^{-1}$)

sklenice	$\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$ [mmol.l ⁻¹]	pH [-]	$\text{KNK}_{4,5}$ [mmol.l ⁻¹]	CHSK_{Mn} [mg.l ⁻¹]	DOC [mg.l ⁻¹]	Al [mg.l ⁻¹]	Fe [mg.l ⁻¹]
1	0.059	6.15	0.235	2.390	3.103	0.210	0.55
2	0.063	5.97	0.222	2.354	2.990	0.185	0.54
3	0.068	5.89	0.210	2.024	2.914	0.145	0.46
4	0.072	5.77	0.207	1.980	2.877	0.090	0.19
5	0.077	5.64	0.201	2.052	3.020	0.095	0.21
6	0.081	5.42	0.194	2.117	3.052	0.100	0.24
7	0.086	5.25	0.185	2.247	3.082	0.110	0.25
8	0.090	5.12	0.178	2.416	3.137	0.125	0.48

Tab.69. Sklenicová zkouška (Lázská 26.4.2006) - optimalizace dávky síranu železitého (dávka $\text{Ca(OH)}_2 = 0,122 \text{ mmol.l}^{-1}$)

sklenice	$\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$ [mmol.l ⁻¹]	pH [-]	$\text{KNK}_{4,5}$ [mmol.l ⁻¹]	CHSK_{Mn} [mg.l ⁻¹]	DOC [mg.l ⁻¹]	Al [mg.l ⁻¹]	Fe [mg.l ⁻¹]
1	0.059	6.14	0.233	2.350	3.210	0.175	0.52
2	0.063	6.02	0.231	2.307	3.123	0.170	0.50
3	0.068	5.94	0.220	2.054	2.982	0.130	0.42
4	0.072	5.88	0.214	2.020	2.910	0.110	0.24
5	0.077	5.70	0.210	1.921	2.851	0.080	0.18
6	0.081	5.52	0.194	1.956	2.889	0.090	0.20
7	0.086	5.33	0.184	2.117	2.947	0.100	0.23
8	0.090	5.10	0.178	2.249	3.054	0.115	0.42

Tab.70. Sklenicová zkouška (směsná 26.4.2006) - optimalizace dávky síranu železitého (dávka $\text{Ca(OH)}_2 = 0,122 \text{ mmol.l}^{-1}$)

sklenice	$\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$ [mmol.l ⁻¹]	pH [-]	$\text{KNK}_{4,5}$ [mmol.l ⁻¹]	CHSK_{Mn} [mg.l ⁻¹]	DOC [mg.l ⁻¹]	Al [mg.l ⁻¹]	Fe [mg.l ⁻¹]
1	0.063	5.95	0.228	2.380	3.150	0.180	0.57
2	0.068	5.86	0.221	2.081	2.954	0.150	0.49
3	0.072	5.72	0.214	2.010	2.903	0.110	0.25
4	0.077	5.62	0.210	1.942	2.842	0.080	0.18
5	0.081	5.45	0.195	1.956	2.890	0.095	0.23
6	0.086	5.22	0.191	1.218	2.978	0.100	0.24
7	0.090	5.08	0.184	2.309	3.057	0.120	0.46
8	0.095	4.99	0.165	2.550	3.199	0.135	0.64

Tab.71. Sklenicová zkouška (Pilská 26.4.2006) - optimalizace dávky PAX-18 (dávka Ca(OH)₂ = 0,118 mmol.l⁻¹)

sklenice	PAX-18 [mmol.l ⁻¹]	pH [-]	KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	DOC [mg.l ⁻¹]	Al [mg.l ⁻¹]
1	0.091	6.41	0.253	3.250	3.521	0.345
2	0.102	6.29	0.240	2.782	3.151	0.245
3	0.014	6.12	0.237	2.522	3.010	0.185
4	0.125	5.99	0.233	2.330	2.924	0.160
5	0.136	5.90	0.230	2.178	2.853	0.140
6	0.148	5.78	0.224	2.198	2.890	0.150
7	0.159	5.62	0.215	2.280	2.956	0.185
8	0.170	5.50	0.204	2.511	2.983	0.280

Tab.72. Sklenicová zkouška (Lázská 26.4.2006) - optimalizace dávky PAX-18 (dávka Ca(OH)₂ = 0,122 mmol.l⁻¹)

sklenice	PAX-18 [mmol.l ⁻¹]	pH [-]	KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	DOC [mg.l ⁻¹]	Al [mg.l ⁻¹]
1	0.079	6.48	0.263	3.254	3.550	0.345
2	0.091	6.37	0.243	2.754	3.205	0.255
3	0.102	6.24	0.235	2.580	3.078	0.190
4	0.114	6.11	0.230	2.351	2.950	0.185
5	0.125	6.04	0.226	2.216	2.857	0.160
6	0.136	5.95	0.220	2.153	2.841	0.155
7	0.148	5.73	0.212	2.200	2.920	0.170
8	0.159	5.61	0.203	2.446	2.981	0.310

Tab.73. Sklenicová zkouška (směsná 26.4.2006) - optimalizace dávky PAX-18 (dávka Ca(OH)₂ = 0,122 mmol.l⁻¹)

sklenice	PAX-18 [mmol.l ⁻¹]	pH [-]	KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	DOC [mg.l ⁻¹]	Al [mg.l ⁻¹]
1	0.079	6.45	0.260	3.300	3.620	0.335
2	0.091	6.36	0.255	2.842	3.222	0.260
3	0.102	6.22	0.241	2.614	3.063	0.180
4	0.114	6.09	0.235	2.350	2.923	0.160
5	0.125	6.02	0.229	2.239	2.878	0.155
6	0.136	5.92	0.221	2.164	2.830	0.145
7	0.148	5.72	0.212	2.218	2.899	0.190
8	0.159	5.60	0.202	2.487	2.956	0.295

Tab.74. Sklenicová zkouška (Pilská 26.4.2006) - optimalizace dávky PAS-3 (dávka Ca(OH)₂ = 0,065 mmol.l⁻¹)

sklenice	PAS-3 [mmol.l ⁻¹]	pH [-]	KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	DOC [mg.l ⁻¹]	Al [mg.l ⁻¹]
1	0.036	6.23	0.222	2.950	3.244	0.160
2	0.045	6.17	0.216	2.605	3.094	0.135
3	0.054	6.05	0.211	2.378	3.000	0.100
4	0.063	5.94	0.208	2.200	2.943	0.095
5	0.072	5.87	0.203	2.283	2.980	0.105
6	0.081	5.76	0.192	2.334	3.047	0.135
7	0.090	5.65	0.187	2.416	3.217	0.140
8	0.098	5.41	0.181	2.746	3.490	0.180

Tab.75. Sklenicová zkouška (Lázská 26.4.2006) - optimalizace dávky PAS-3 (dávka Ca(OH)₂ = 0,073 mmol.l⁻¹)

sklenice	PAS-3 [mmol.l ⁻¹]	pH [-]	KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	DOC [mg.l ⁻¹]	Al [mg.l ⁻¹]
1	0.027	6.31	0.244	3.120	3.332	0.195
2	0.036	6.24	0.234	3.049	3.252	0.180
3	0.045	6.18	0.223	2.680	3.120	0.135
4	0.054	6.10	0.220	2.378	3.054	0.110
5	0.063	5.97	0.212	2.248	2.980	0.100
6	0.072	5.85	0.209	2.325	3.016	0.115
7	0.081	5.72	0.201	2.405	3.104	0.140
8	0.090	5.63	0.196	2.485	3.250	0.150

Tab.76. Sklenicová zkouška (směšná 26.4.2006) - optimalizace dávky PAS-3 (dávka Ca(OH)₂ = 0,073 mmol.l⁻¹)

sklenice	PAS-3 [mmol.l ⁻¹]	pH [-]	KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	DOC [mg.l ⁻¹]	Al [mg.l ⁻¹]
1	0.036	6.25	0.227	3.004	3.292	0.165
2	0.045	6.18	0.222	2.630	3.080	0.130
3	0.054	6.08	0.215	2.404	3.023	0.100
4	0.063	5.97	0.210	2.245	2.950	0.100
5	0.072	5.95	0.203	2.330	2.987	0.110
6	0.081	5.80	0.197	2.367	3.080	0.130
7	0.090	5.67	0.192	2.438	3.277	0.145
8	0.098	5.45	0.184	2.819	3.550	0.195

Tab.77. Sklenicová zkouška (Pilská 11.5.2006) - optimalizace dávky síranu hlinitého (dávka Ca(OH)₂ = 0,097 mmol.l⁻¹)

sklenice	Al ₂ (SO ₄) ₃ .18H ₂ O [mmol.l ⁻¹]	pH [-]	KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	DOC [mg.l ⁻¹]	Al [mg.l ⁻¹]
1	0.068	6.46	0.264	2.970	3.555	0.490
2	0.071	6.26	0.234	2.584	3.284	0.320
3	0.075	6.00	0.222	2.353	3.167	0.195
4	0.079	5.75	0.200	2.321	2.984	0.110
5	0.083	5.57	0.195	2.335	3.047	0.115
6	0.086	5.32	0.189	2.648	3.120	0.120
7	0.090	5.16	0.174	2.857	3.599	0.255
8	0.094	4.95	0.155	3.078	3.647	0.320

Tab.78. Sklenicová zkouška (Lázská 11.5.2006) - optimalizace dávky síranu hlinitého (dávka Ca(OH)₂ = 0,106 mmol.l⁻¹)

sklenice	Al ₂ (SO ₄) ₃ .18H ₂ O [mmol.l ⁻¹]	pH [-]	KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	DOC [mg.l ⁻¹]	Al [mg.l ⁻¹]
1	0.068	6.44	0.260	2.740	3.279	0.360
2	0.071	6.32	0.248	2.443	3.204	0.265
3	0.075	6.24	0.225	2.502	3.124	0.135
4	0.079	6.15	0.220	2.450	3.030	0.120
5	0.083	5.81	0.213	2.403	3.011	0.115
6	0.086	5.60	0.205	2.417	3.150	0.135
7	0.090	5.38	0.194	2.796	3.221	0.295
8	0.094	5.11	0.172	3.150	3.582	0.305

Tab.79. Sklenicová zkouška (směsná 11.5.2006) - optimalizace dávky síranu hlinitého (dávka Ca(OH)₂ = 0,106 mmol.l⁻¹)

sklenice	Al ₂ (SO ₄) ₃ .18H ₂ O [mmol.l ⁻¹]	pH [-]	KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	DOC [mg.l ⁻¹]	Al [mg.l ⁻¹]
1	0.071	6.35	0.251	2.844	3.495	0.495
2	0.075	6.18	0.244	2.438	3.247	0.460
3	0.079	6.05	0.220	2.385	3.193	0.165
4	0.083	5.83	0.212	2.380	3.053	0.110
5	0.086	5.67	0.207	2.422	3.080	0.125
6	0.090	5.40	0.200	3.003	3.152	0.180
7	0.094	5.22	0.193	3.039	3.401	0.285
8	0.098	4.99	0.190	3.196	3.610	0.390

Tab.80. Sklenicová zkouška (Pilská 11.5.2006) - optimalizace dávky síranu železitého (dávka Ca(OH)₂ = 0,122 mmol.l⁻¹)

sklenice	Fe ₂ (SO ₄) ₃ .9H ₂ O [mmol.l ⁻¹]	pH [-]	KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	DOC [mg.l ⁻¹]	Al [mg.l ⁻¹]	Fe [mg.l ⁻¹]
1	0.063	6.32	0.235	3.578	3.960	0.165	0.63
2	0.068	6.18	0.230	2.817	3.483	0.125	0.58
3	0.072	5.95	0.223	2.500	3.223	0.095	0.39
4	0.077	5.72	0.211	2.224	2.850	0.090	0.16
5	0.081	5.45	0.204	2.280	2.924	0.095	0.18
6	0.086	5.21	0.193	2.318	3.000	0.100	0.21
7	0.090	5.08	0.190	2.551	3.146	0.105	0.35
8	0.095	4.95	0.185	2.781	3.377	0.115	0.42

Tab.81. Sklenicová zkouška (Lázská 11.5.2006) - optimalizace dávky síranu železitého (dávka Ca(OH)₂ = 0,130 mmol.l⁻¹)

sklenice	Fe ₂ (SO ₄) ₃ .9H ₂ O [mmol.l ⁻¹]	pH [-]	KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	DOC [mg.l ⁻¹]	Al [mg.l ⁻¹]	Fe [mg.l ⁻¹]
1	0.063	6.24	0.233	3.878	3.981	0.195	0.64
2	0.068	6.13	0.220	3.450	3.721	0.145	0.55
3	0.072	6.03	0.211	2.846	3.400	0.120	0.42
4	0.077	5.92	0.205	2.280	2.997	0.090	0.24
5	0.081	5.67	0.200	2.252	2.903	0.085	0.15
6	0.086	5.33	0.194	2.373	2.981	0.095	0.21
7	0.090	5.05	0.185	2.420	3.077	0.110	0.30
8	0.095	4.88	0.174	3.299	3.446	0.140	0.47

Tab.82. Sklenicová zkouška (směsná 11.5.2006) - optimalizace dávky síranu železitého (dávka Ca(OH)₂ = 0,130 mmol.l⁻¹)

sklenice	Fe ₂ (SO ₄) ₃ .9H ₂ O [mmol.l ⁻¹]	pH [-]	KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	DOC [mg.l ⁻¹]	Al [mg.l ⁻¹]	Fe [mg.l ⁻¹]
1	0.063	6.23	0.228	3.820	3.904	0.185	0.64
2	0.068	6.12	0.223	3.504	3.540	0.130	0.60
3	0.072	6.04	0.220	2.799	3.321	0.110	0.44
4	0.077	5.91	0.214	2.245	3.020	0.090	0.25
5	0.081	5.69	0.203	2.240	2.881	0.085	0.15
6	0.086	5.35	0.200	2.342	2.905	0.085	0.19
7	0.090	5.03	0.185	2.500	2.978	0.100	0.37
8	0.095	4.86	0.174	3.250	3.388	0.120	0.45

Tab.83. Sklenicová zkouška (Pilská 11.5.2006) - optimalizace dávky PAX-18 (dávka Ca(OH)₂ = 0,122 mmol.l⁻¹)

sklenice	PAX-18 [mmol.l ⁻¹]	pH [-]	KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	DOC [mg.l ⁻¹]	Al [mg.l ⁻¹]
1	0.091	6.43	0.244	3.481	3.809	0.390
2	0.102	6.31	0.235	3.251	3.518	0.280
3	0.114	6.20	0.230	2.950	3.350	0.160
4	0.125	6.12	0.222	2.278	3.105	0.145
5	0.136	5.98	0.221	2.202	2.953	0.120
6	0.148	5.90	0.214	2.254	2.981	0.130
7	0.159	5.81	0.210	2.320	3.154	0.155
8	0.170	5.72	0.205	2.483	3.220	0.270

Tab.84. Sklenicová zkouška (Lázská 11.5.2006) - optimalizace dávky PAX-18 (dávka Ca(OH)₂ = 0,126 mmol.l⁻¹)

sklenice	PAX-18 [mmol.l ⁻¹]	pH [-]	KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	DOC [mg.l ⁻¹]	Al [mg.l ⁻¹]
1	0.091	6.45	0.255	3.304	3.530	0.350
2	0.102	6.30	0.243	3.000	3.305	0.325
3	0.114	6.24	0.240	2.851	3.217	0.180
4	0.125	6.17	0.232	2.346	3.076	0.150
5	0.136	6.11	0.225	2.310	2.950	0.125
6	0.148	6.03	0.220	2.182	2.881	0.115
7	0.159	5.95	0.211	2.221	3.054	0.135
8	0.170	5.80	0.210	2.497	3.120	0.185

Tab.85. Sklenicová zkouška (směsná 11.5.2006) - optimalizace dávky PAX-18 (dávka Ca(OH)₂ = 0,126 mmol.l⁻¹)

sklenice	PAX-18 [mmol.l ⁻¹]	pH [-]	KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	DOC [mg.l ⁻¹]	Al [mg.l ⁻¹]
1	0.091	6.45	0.251	3.454	3.689	0.380
2	0.102	6.31	0.245	3.365	3.446	0.360
3	0.114	6.25	0.234	3.206	3.280	0.150
4	0.125	6.16	0.230	2.320	3.053	0.130
5	0.136	6.11	0.222	2.303	2.980	0.120
6	0.148	6.02	0.217	2.180	2.903	0.115
7	0.159	5.96	0.212	2.265	3.121	0.140
8	0.170	5.79	0.210	2.530	3.151	0.255

Tab.86. Sklenicová zkouška (Pilská 11.5.2006) - optimalizace dávky PAS-3 (dávka Ca(OH)₂ = 0,077 mmol.l⁻¹)

sklenice	PAS-3 [mmol.l ⁻¹]	pH [-]	KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	DOC [mg.l ⁻¹]	Al [mg.l ⁻¹]
1	0.036	6.29	0.235	2.849	3.582	0.155
2	0.045	6.20	0.230	2.660	3.332	0.135
3	0.054	6.11	0.225	2.467	3.150	0.115
4	0.063	6.03	0.214	2.320	3.048	0.110
5	0.072	5.92	0.210	2.303	3.024	0.105
6	0.081	5.81	0.204	2.345	3.105	0.125
7	0.090	5.65	0.195	2.581	3.223	0.170
8	0.098	5.47	0.191	3.021	3.403	0.235

Tab.87. Sklenicová zkouška (Lázská 11.5.2006) - optimalizace dávky PAS-3 (dávka Ca(OH)₂ = 0,081 mmol.l⁻¹)

sklenice	PAS-3 [mmol.l ⁻¹]	pH [-]	KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	DOC [mg.l ⁻¹]	Al [mg.l ⁻¹]
1	0.036	6.31	0.244	2.982	3.439	0.165
2	0.045	6.20	0.234	2.542	3.149	0.140
3	0.054	6.12	0.221	2.404	3.100	0.120
4	0.063	6.04	0.216	2.370	3.085	0.105
5	0.072	5.95	0.210	2.354	3.041	0.100
6	0.081	5.83	0.207	2.418	3.120	0.120
7	0.090	5.70	0.202	2.646	3.204	0.160
8	0.098	5.52	0.195	2.820	3.523	0.200

Tab.88. Sklenicová zkouška (směsná 11.5.2006) - optimalizace dávky PAS-3 (dávka Ca(OH)₂ = 0,081 mmol.l⁻¹)

sklenice	PAS-3 [mmol.l ⁻¹]	pH [-]	KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	DOC [mg.l ⁻¹]	Al [mg.l ⁻¹]
1	0.036	6.25	0.229	3.090	3.523	0.160
2	0.045	6.18	0.225	2.739	3.252	0.140
3	0.054	6.08	0.220	2.347	3.100	0.105
4	0.063	5.99	0.214	2.330	3.085	0.105
5	0.072	5.95	0.210	2.302	3.004	0.100
6	0.081	5.80	0.203	2.324	3.048	0.130
7	0.090	5.67	0.199	2.675	3.149	0.160
8	0.098	5.45	0.195	2.970	3.450	0.220

Tab.89. Sklenicová zkouška (Pilská 24.10.2006) - optimalizace dávky síranu hlinitého (dávka Ca(OH)₂ = 0,049 mmol.l⁻¹)

sklenice	Al ₂ (SO ₄) ₃ .18H ₂ O [mmol.l ⁻¹]	pH [-]	KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	DOC [mg.l ⁻¹]	Al [mg.l ⁻¹]
1	0.034	6.53	0.285	2.951	3.519	0.320
2	0.038	6.28	0.250	2.481	3.300	0.280
3	0.041	6.13	0.242	2.255	3.156	0.140
4	0.045	5.96	0.231	2.182	2.964	0.075
5	0.049	5.68	0.214	2.185	3.003	0.080
6	0.053	5.40	0.203	2.320	3.089	0.150
7	0.056	5.18	0.197	2.844	3.400	0.220
8	0.060	5.00	0.175	3.078	3.708	0.375

Tab.90. Sklenicová zkouška (Lázská 24.10.2006) - optimalizace dávky síranu hlinitého (dávka Ca(OH)₂ = 0,053 mmol.l⁻¹)

sklenice	Al ₂ (SO ₄) ₃ .18H ₂ O [mmol.l ⁻¹]	pH [-]	KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	DOC [mg.l ⁻¹]	Al [mg.l ⁻¹]
1	0.041	6.32	0.264	2.700	3.555	0.455
2	0.045	6.18	0.244	2.481	3.251	0.410
3	0.049	6.02	0.230	2.450	3.120	0.170
4	0.053	5.85	0.222	2.282	3.024	0.070
5	0.056	5.61	0.205	2.354	3.051	0.075
6	0.060	5.39	0.197	2.400	3.200	0.190
7	0.064	5.20	0.183	2.877	3.353	0.260
8	0.068	5.08	0.175	3.032	3.647	0.425

Tab.91. Sklenicová zkouška (směsná 24.10.2006) - optimalizace dávky síranu hlinitého (dávka Ca(OH)₂ = 0,049 mmol.l⁻¹)

sklenice	Al ₂ (SO ₄) ₃ .18H ₂ O [mmol.l ⁻¹]	pH [-]	KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	DOC [mg.l ⁻¹]	Al [mg.l ⁻¹]
1	0.041	6.41	0.270	2.684	3.422	0.435
2	0.045	6.20	0.255	2.478	3.362	0.370
3	0.049	6.02	0.233	2.351	3.263	0.165
4	0.053	5.88	0.220	2.241	2.981	0.075
5	0.056	5.65	0.213	2.250	3.050	0.090
6	0.060	5.41	0.190	2.425	3.092	0.185
7	0.064	5.20	0.187	2.937	3.299	0.265
8	0.068	5.03	0.174	3.246	3.606	0.405

Tab.92. Sklenicová zkouška (Pilská 24.10.2006) - optimalizace dávky síranu železitého (dávka Ca(OH)₂ = 0,085 mmol.l⁻¹)

sklenice	Fe ₂ (SO ₄) ₃ .9H ₂ O [mmol.l ⁻¹]	pH [-]	KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	DOC [mg.l ⁻¹]	Al [mg.l ⁻¹]	Fe [mg.l ⁻¹]
1	0.041	6.09	0.251	2.554	3.155	0.110	0.42
2	0.045	5.92	0.210	2.284	2.946	0.070	0.23
3	0.050	5.65	0.204	2.203	2.900	0.060	0.17
4	0.054	5.46	0.200	2.250	3.005	0.075	0.19
5	0.059	5.32	0.195	2.447	3.081	0.100	0.24
6	0.063	5.19	0.191	2.620	3.151	0.110	0.33
7	0.068	5.06	0.184	2.878	3.283	0.135	0.45
8	0.072	4.92	0.174	3.097	3.520	0.150	0.56

Tab.93. Sklenicová zkouška (Lázská 24.10.2006) - optimalizace dávky síranu železitého (dávka Ca(OH)₂ = 0,089 mmol.l⁻¹)

sklenice	Fe ₂ (SO ₄) ₃ .9H ₂ O [mmol.l ⁻¹]	pH [-]	KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	DOC [mg.l ⁻¹]	Al [mg.l ⁻¹]	Fe [mg.l ⁻¹]
1	0.041	6.20	0.233	2.900	3.178	0.125	0.45
2	0.045	6.06	0.223	2.353	3.046	0.095	0.25
3	0.050	5.91	0.215	2.304	2.980	0.070	0.19
4	0.054	5.70	0.210	2.283	2.954	0.070	0.18
5	0.059	5.51	0.204	2.400	3.097	0.075	0.20
6	0.063	5.38	0.198	2.653	3.150	0.090	0.33
7	0.068	5.20	0.192	2.897	3.217	0.125	0.45
8	0.072	5.02	0.185	3.002	3.382	0.130	0.58

Tab.94. Sklenicová zkouška (směsná 24.10.2006) - optimalizace dávky síranu železitého (dávka Ca(OH)₂ = 0,093 mmol.l⁻¹)

sklenice	Fe ₂ (SO ₄) ₃ .9H ₂ O [mmol.l ⁻¹]	pH [-]	KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	DOC [mg.l ⁻¹]	Al [mg.l ⁻¹]	Fe [mg.l ⁻¹]
1	0.045	6.12	0.220	2.803	3.203	0.100	0.43
2	0.050	5.89	0.214	2.250	2.918	0.070	0.24
3	0.054	5.68	0.210	2.223	2.903	0.060	0.16
4	0.059	5.42	0.203	2.280	2.950	0.070	0.18
5	0.063	5.28	0.195	2.504	3.052	0.085	0.26
6	0.068	5.14	0.187	2.700	3.116	0.105	0.35
7	0.072	5.01	0.181	2.855	3.255	0.130	0.47
8	0.077	4.82	0.172	3.046	3.402	0.135	0.58

Tab.95. Sklenicová zkouška (Pilská 24.10.2006) - optimalizace dávky PAX-18 (dávka $\text{Ca(OH)}_2 = 0,097 \text{ mmol.l}^{-1}$)

sklenice	PAX-18 [mmol.l ⁻¹]	pH [-]	KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	DOC [mg.l ⁻¹]	Al [mg.l ⁻¹]
1	0.068	6.55	0.244	3.118	3.705	0.345
2	0.079	6.37	0.234	2.780	3.323	0.250
3	0.091	6.22	0.228	2.477	3.150	0.170
4	0.102	6.10	0.223	2.320	3.122	0.120
5	0.114	5.95	0.220	2.253	3.000	0.100
6	0.125	5.73	0.212	2.302	3.077	0.105
7	0.136	5.62	0.210	2.421	3.200	0.130
8	0.148	5.45	0.203	2.600	3.476	0.190

Tab.96. Sklenicová zkouška (Lázská 24.10.2006) - optimalizace dávky PAX-18 (dávka $\text{Ca(OH)}_2 = 0,101 \text{ mmol.l}^{-1}$)

sklenice	PAX-18 [mmol.l ⁻¹]	pH [-]	KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	DOC [mg.l ⁻¹]	Al [mg.l ⁻¹]
1	0.079	6.46	0.253	3.222	3.805	0.360
2	0.091	6.29	0.238	2.950	3.420	0.200
3	0.102	6.15	0.233	2.404	3.192	0.120
4	0.114	6.00	0.229	2.322	3.081	0.110
5	0.125	5.80	0.224	2.350	3.101	0.110
6	0.136	5.67	0.217	2.404	3.200	0.125
7	0.148	5.52	0.210	2.417	3.327	0.130
8	0.159	5.33	0.206	2.776	3.578	0.165

Tab.97. Sklenicová zkouška (směšná 24.10.2006) - optimalizace dávky PAX-18 (dávka $\text{Ca(OH)}_2 = 0,101 \text{ mmol.l}^{-1}$)

sklenice	PAX-18 [mmol.l ⁻¹]	pH [-]	KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	DOC [mg.l ⁻¹]	Al [mg.l ⁻¹]
1	0.068	6.52	0.240	3.165	3.823	0.350
2	0.079	6.35	0.236	2.904	3.454	0.195
3	0.091	6.19	0.231	2.450	3.189	0.135
4	0.102	6.10	0.225	2.322	3.097	0.110
5	0.114	5.98	0.221	2.300	3.024	0.100
6	0.125	5.76	0.213	2.353	3.150	0.115
7	0.136	5.64	0.207	2.454	3.254	0.130
8	0.148	5.49	0.202	2.678	3.507	0.170

Tab.98. Sklenicová zkouška (Pilská 24.10.2006) - optimalizace dávky PAS-3 (dávka $\text{Ca(OH)}_2 = 0,061 \text{ mmol.l}^{-1}$)

sklenice	PAS-3 [mmol.l ⁻¹]	pH [-]	KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	DOC [mg.l ⁻¹]	Al [mg.l ⁻¹]
1	0.022	6.42	0.244	2.764	3.681	0.180
2	0.031	6.35	0.235	2.480	3.351	0.165
3	0.040	6.22	0.230	2.353	3.200	0.120
4	0.049	6.15	0.225	2.246	3.065	0.085
5	0.058	6.03	0.220	2.150	2.960	0.080
6	0.067	5.84	0.213	2.197	3.017	0.090
7	0.076	5.72	0.207	2.280	3.103	0.110
8	0.085	5.66	0.201	2.496	3.146	0.120

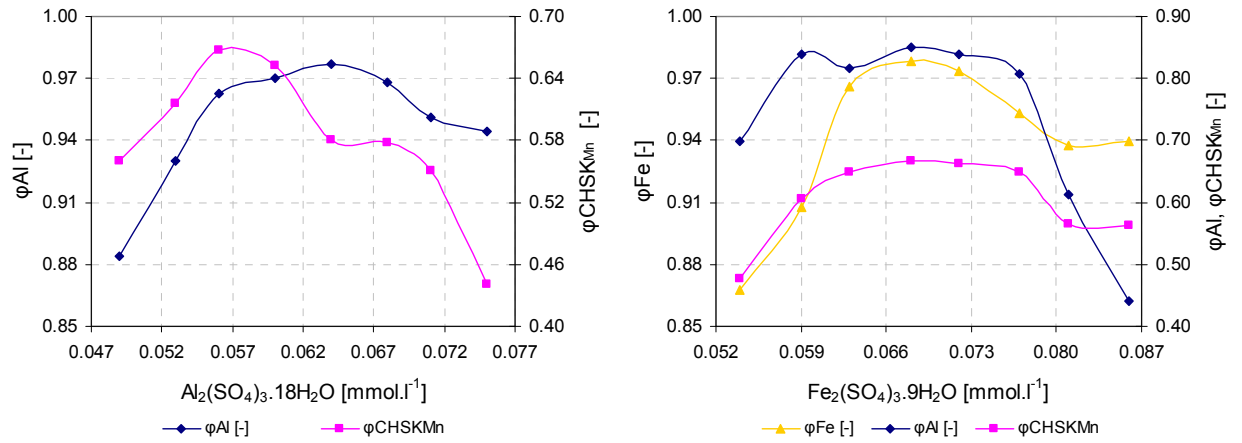
Tab.99. Sklenicová zkouška (Lázská 24.10.2006) - optimalizace dávky PAS-3 (dávka Ca(OH)₂ = 0,065 mmol.l⁻¹)

sklenice	PAS-3 [mmol.l ⁻¹]	pH [-]	KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	DOC [mg.l ⁻¹]	Al [mg.l ⁻¹]
1	0.031	6.37	0.235	2.855	3.419	0.160
2	0.040	6.28	0.229	2.424	3.205	0.150
3	0.049	6.12	0.225	2.280	3.104	0.125
4	0.058	6.00	0.220	2.203	3.002	0.090
5	0.067	5.89	0.214	2.220	3.020	0.090
6	0.076	5.76	0.203	2.297	3.224	0.110
7	0.085	5.68	0.197	2.346	3.247	0.120
8	0.094	5.55	0.191	2.367	3.396	0.130

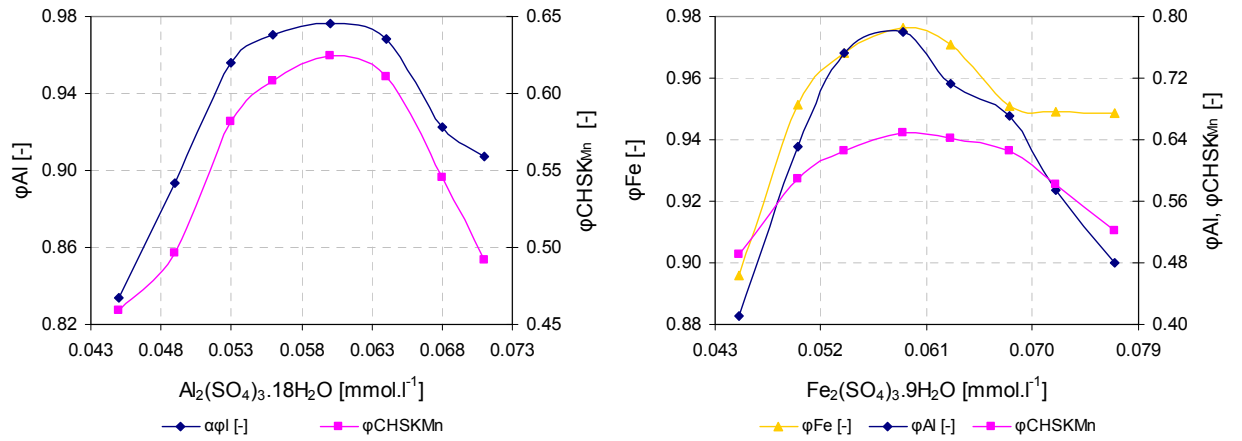
Tab.100. Sklenicová zkouška (směsná 24.10.2006) - optimalizace dávky PAS-3 (dávka Ca(OH)₂ = 0,065 mmol.l⁻¹)

sklenice	PAS-3 [mmol.l ⁻¹]	pH [-]	KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	DOC [mg.l ⁻¹]	Al [mg.l ⁻¹]
1	0.022	6.39	0.241	2.805	3.591	0.175
2	0.031	6.31	0.235	2.420	3.251	0.155
3	0.040	6.23	0.224	2.323	3.100	0.130
4	0.049	6.62	0.220	2.197	3.056	0.085
5	0.058	6.05	0.213	2.161	2.952	0.080
6	0.067	5.85	0.207	2.220	2.994	0.090
7	0.076	5.73	0.201	2.239	3.048	0.105
8	0.085	5.65	0.195	2.400	3.150	0.125

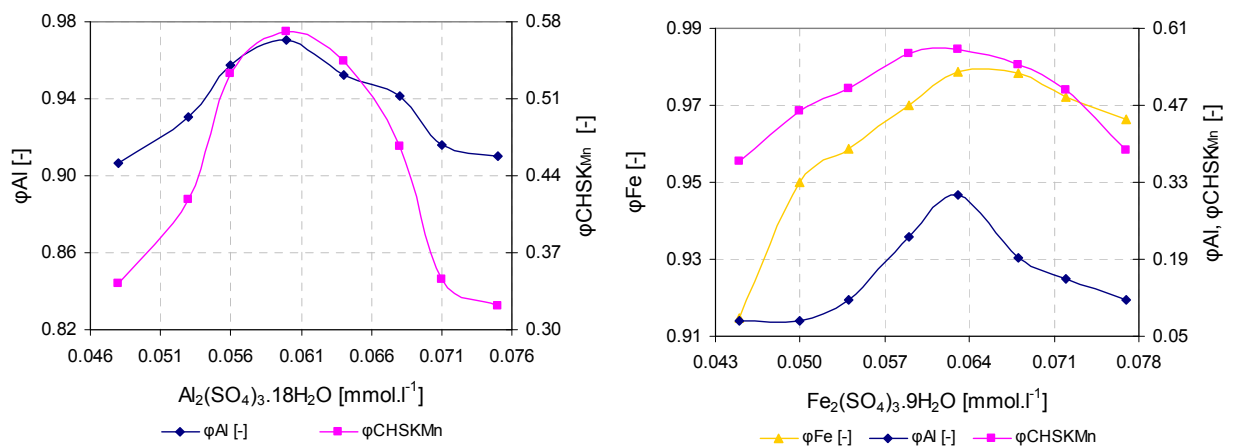
PŘÍLOHA 4.



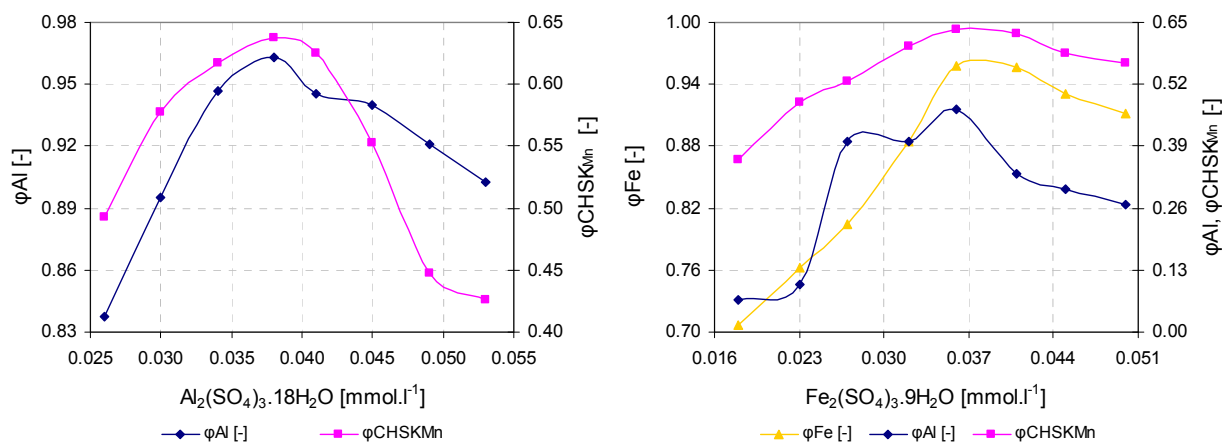
Obr.39. Účinnost odstranění Al, CHSK_{Mn} a Fe (směsná surová voda 5.5.2005)



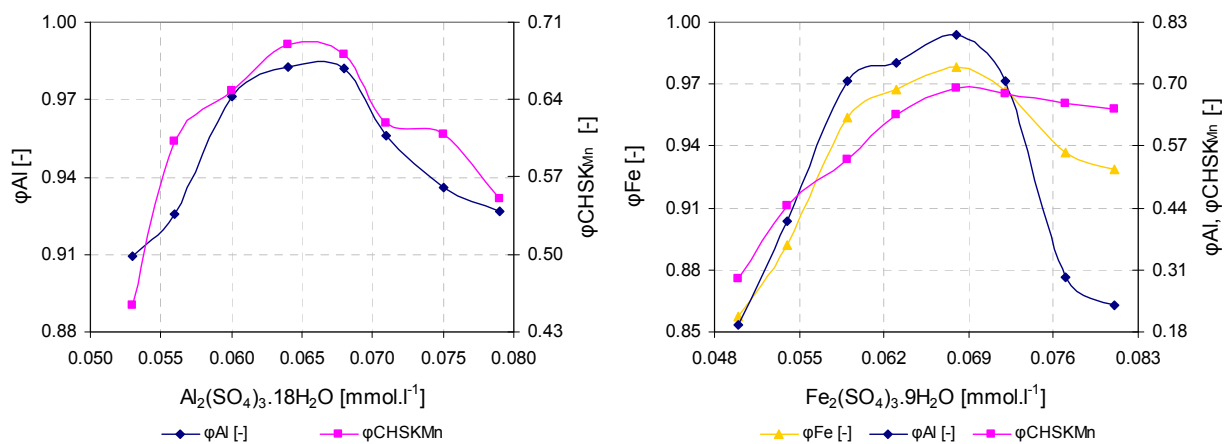
Obr.40. Účinnost odstranění Al, CHSK_{Mn} a Fe (směsná surová voda 1.7.2005)



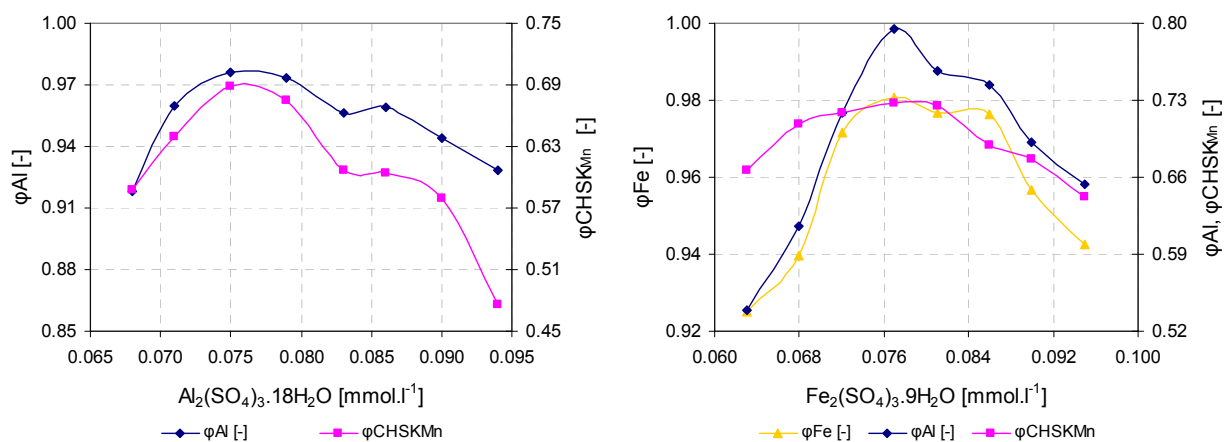
Obr.41. Účinnost odstranění Al, CHSK_{Mn} a Fe (směsná surová voda 25.10.2005)



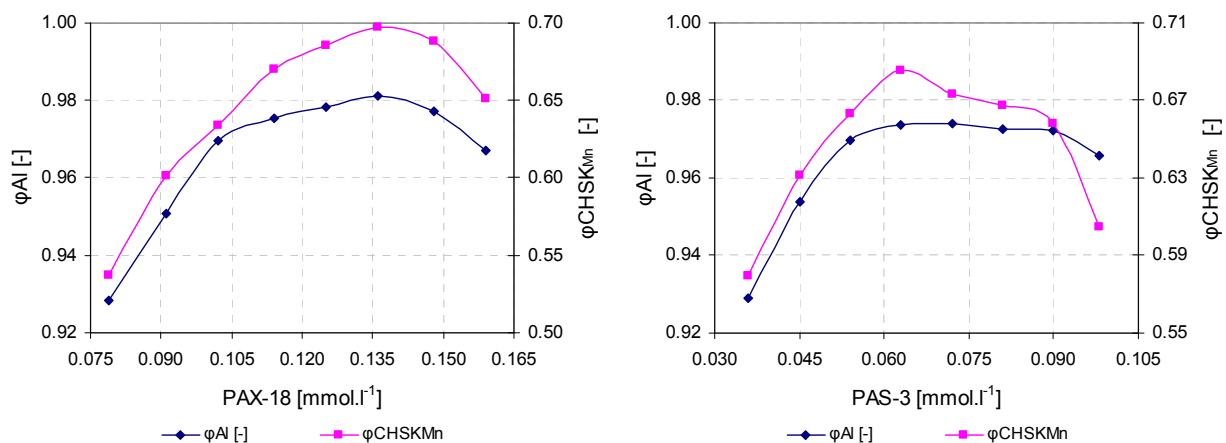
Obr.42. Účinnost odstranění Al, CHSK_{Mn} a Fe (směšná surová voda 23.1.2005)



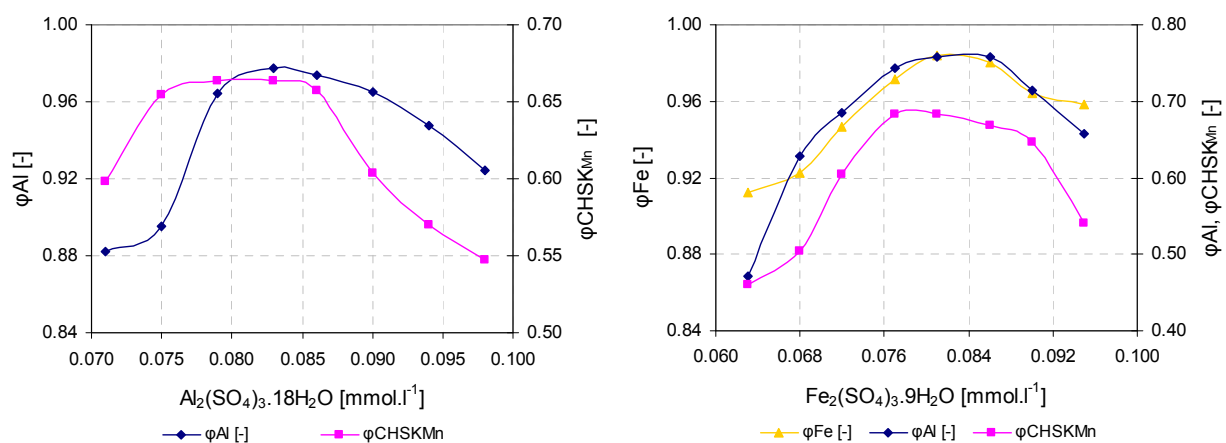
Obr.43. Účinnost odstranění Al, CHSK_{Mn} a Fe (směšná surová voda 6.4.2006)



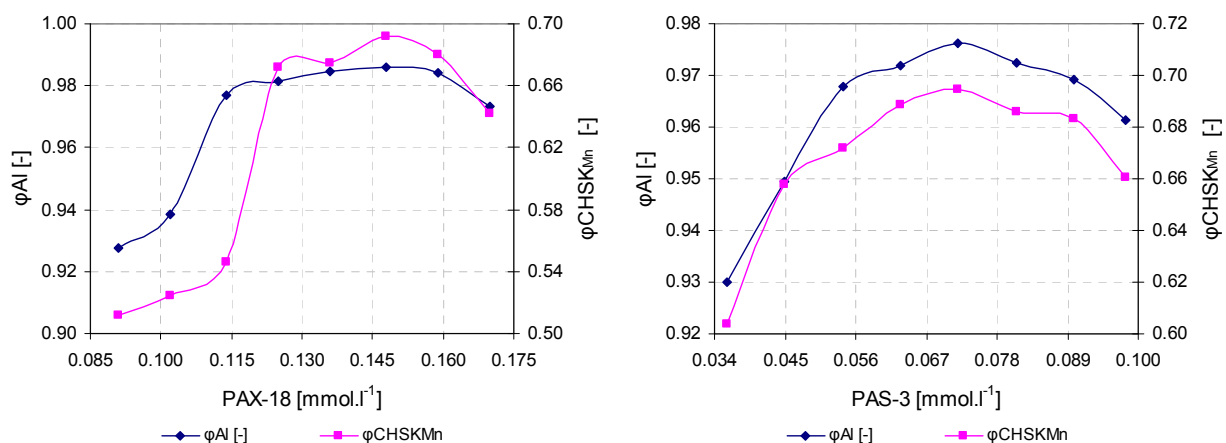
Obr.44. Účinnost odstranění Al, CHSK_{Mn} a Fe (směšná surová voda 26.4.2006)



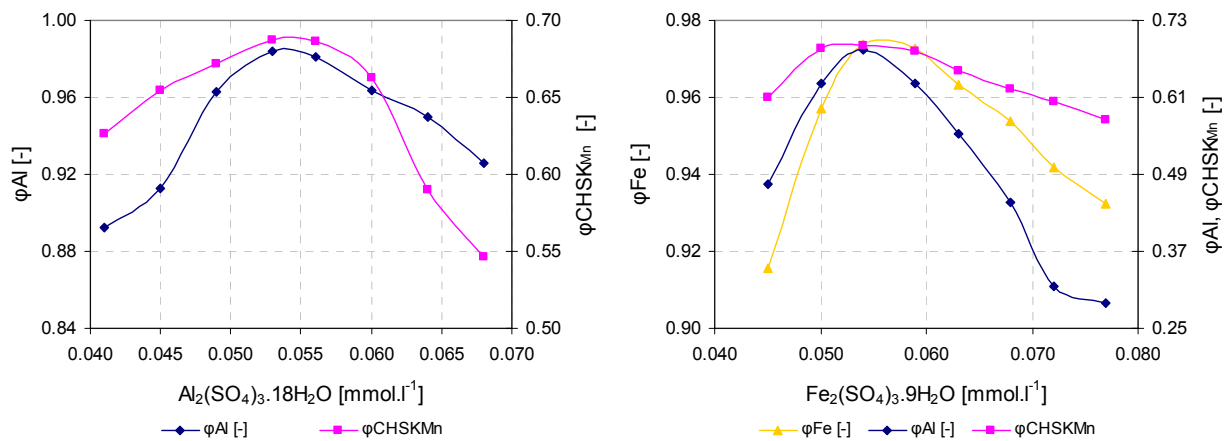
Obr.45. Účinnost odstranění Al a CHSK_{Mn} (směsná surová voda 26.4.2006)



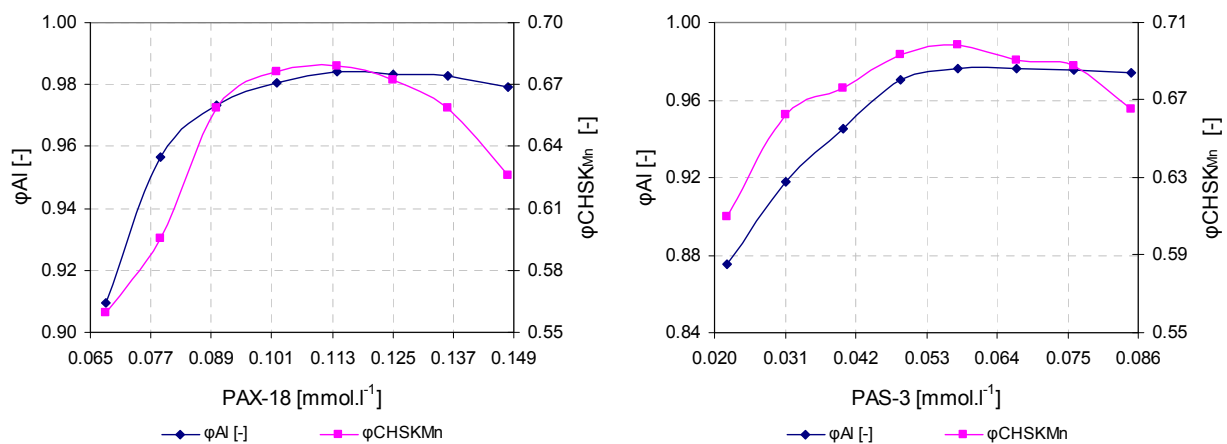
Obr.46. Účinnost odstranění Al, CHSK_{Mn} a Fe (směsná surová voda 11.5.2005)



Obr.47. Účinnost odstranění Al, CHSK_{Mn} (směsná surová voda 11.5.2006)

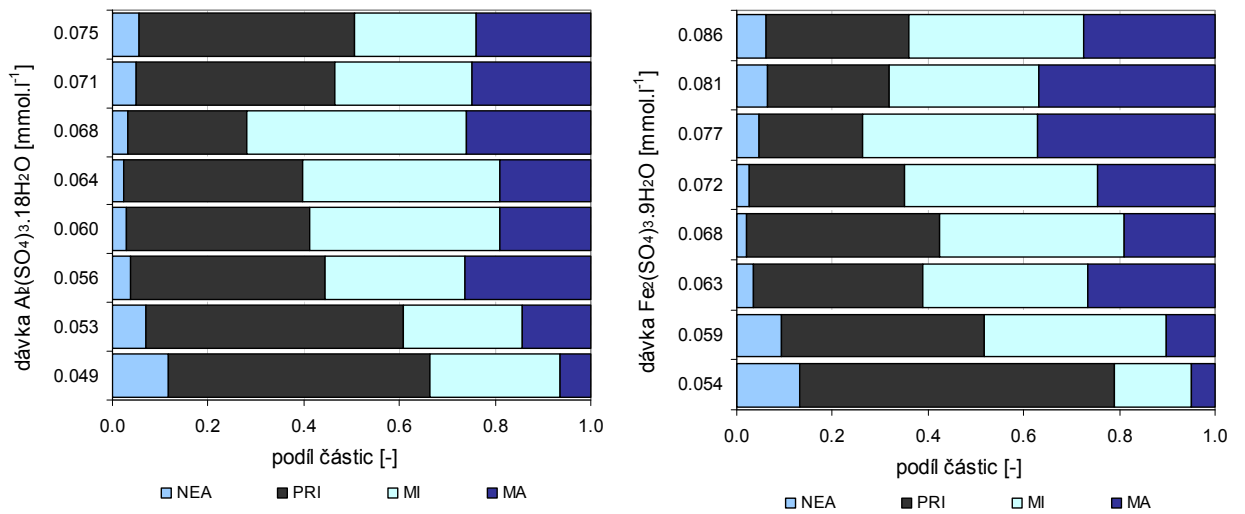


Obr.48. Účinnost odstranění Al, CHSK_{Mn} a Fe (směsná surová voda 24.10.2006)

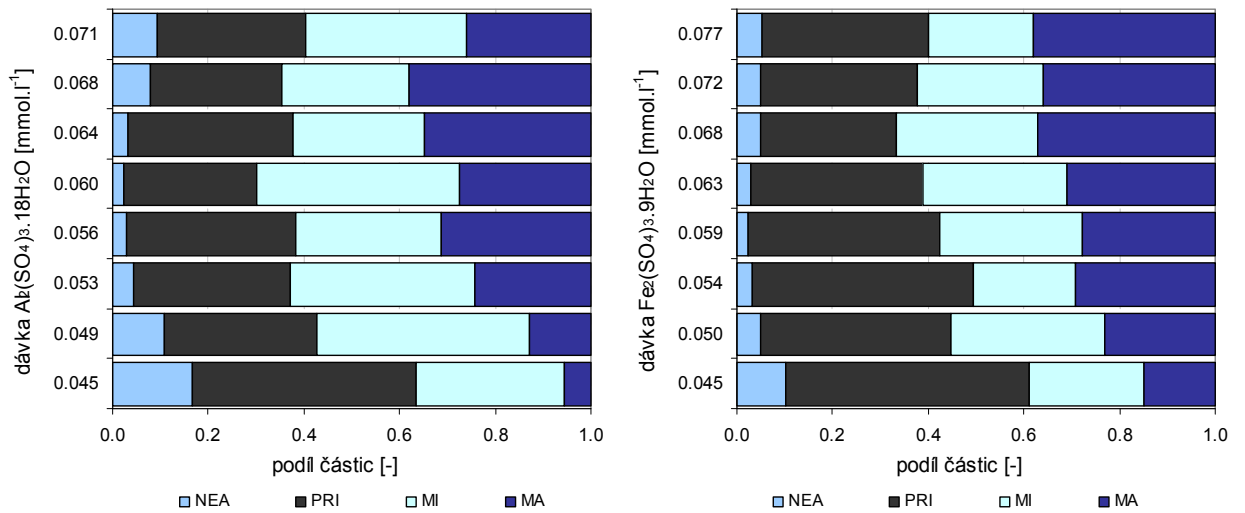


Obr.49. Účinnost odstranění Al a CHSK_{Mn} (směsná surová voda 24.10.2006)

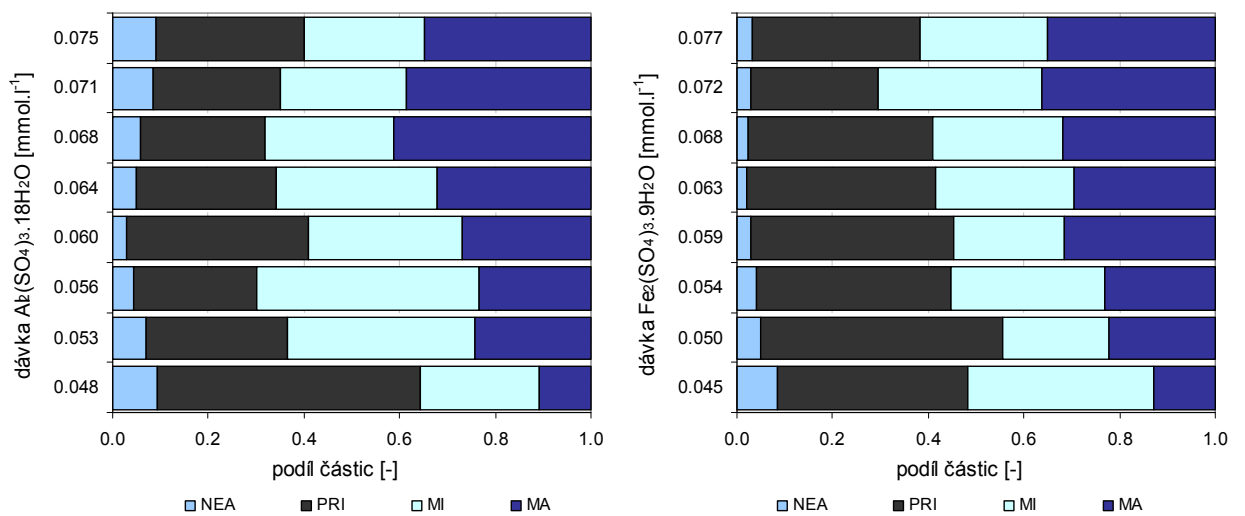
PŘÍLOHA 5.



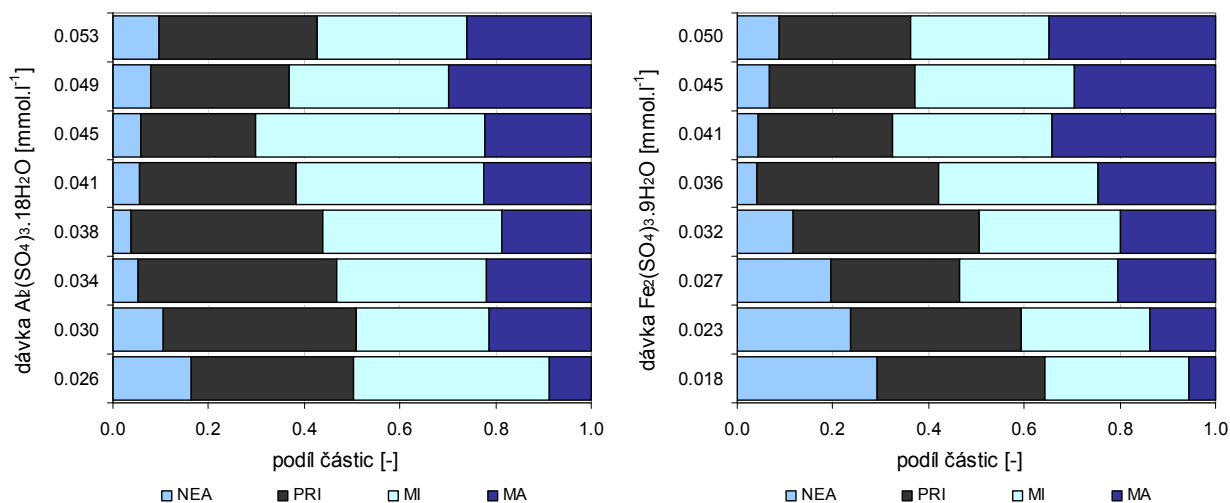
Obr.50. Testy agregace - síran hlinitý, síran železitý (směsná surová voda 5.5.2005)



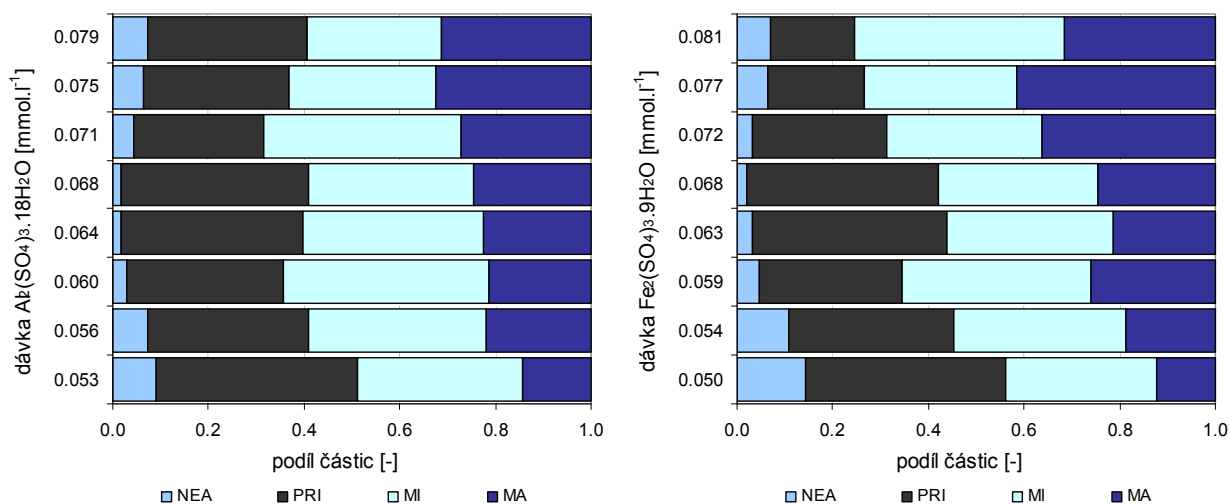
Obr.51. Testy agregace - síran hlinitý, síran železitý (směsná surová voda 1.7.2005)



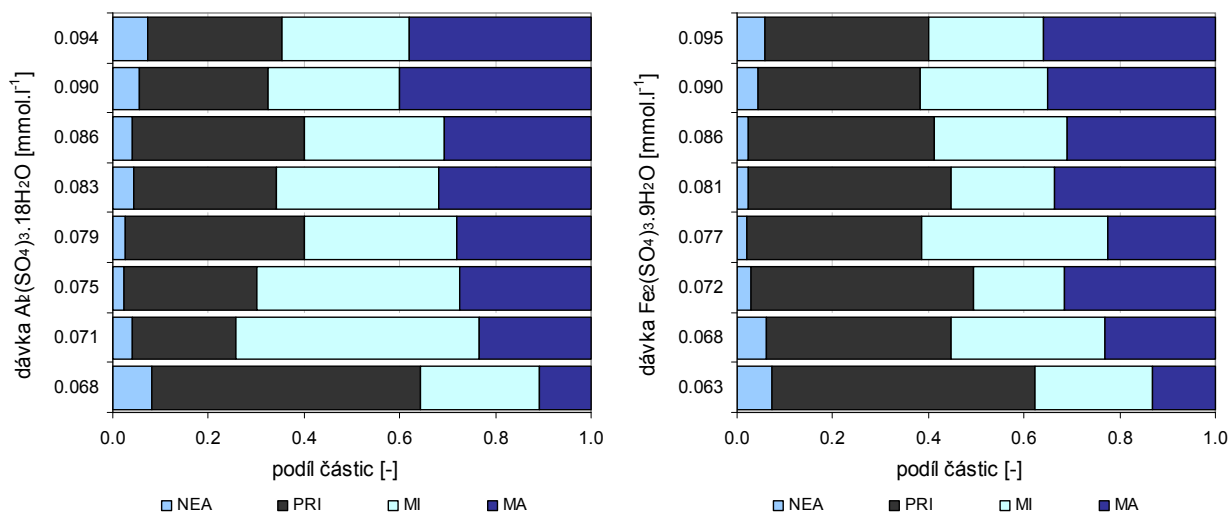
Obr.52. Testy agregace - síran hlinitý, síran železitý (směsná surová voda 25.10.2005)



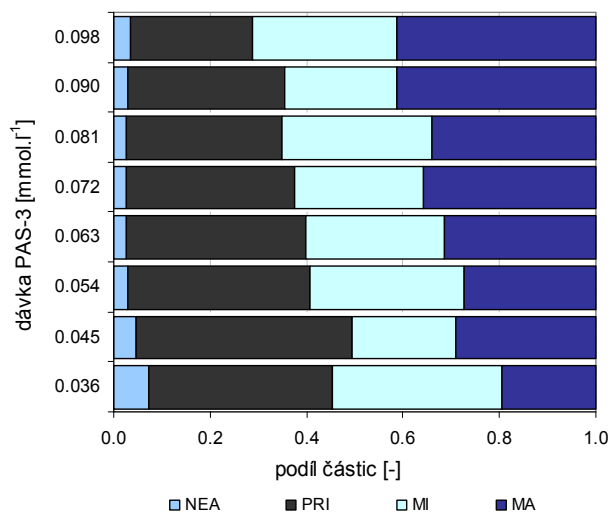
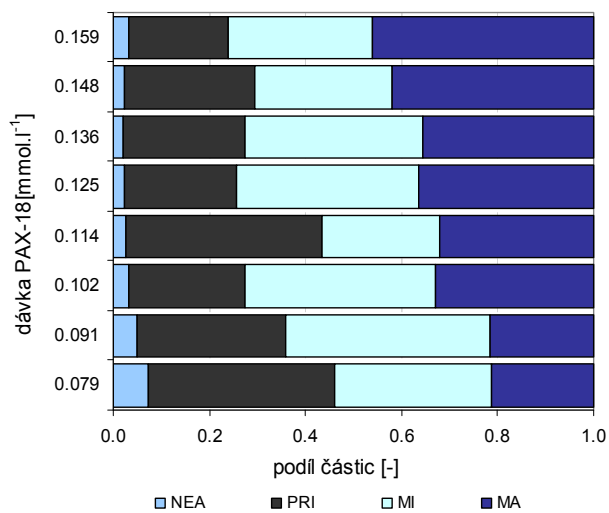
Obr.53. Testy agregace - síran hlinitý, síran železitý (směsná surová voda 23.1.2006)



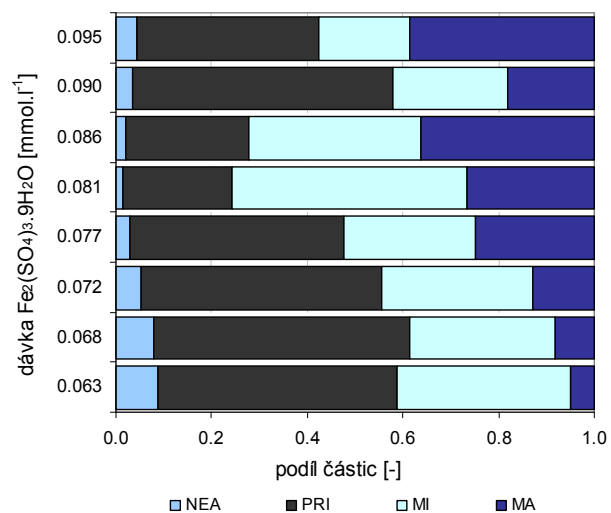
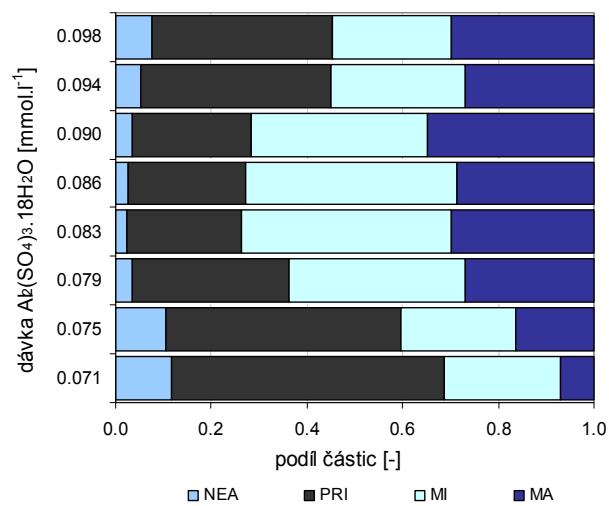
Obr.54. Testy agregace - síran hlinitý, síran železitý (směsná surová voda 6.4.2006)



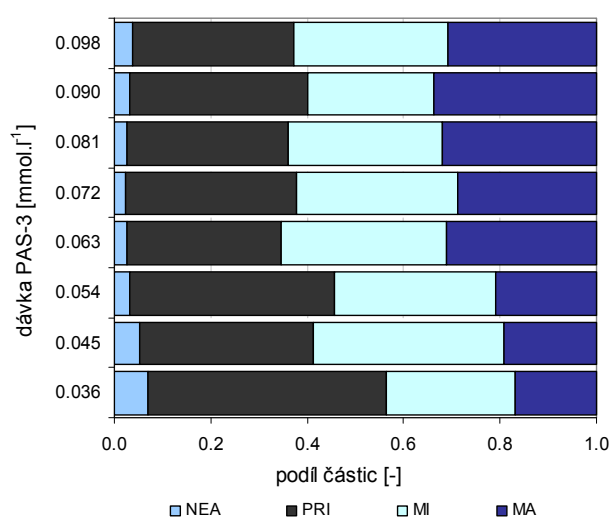
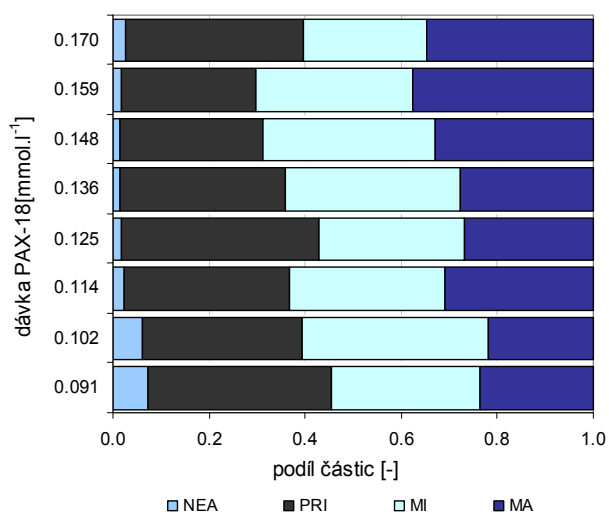
Obr.55. Testy agregace - síran hlinitý, síran železitý (směsná surová voda 26.4.2006)



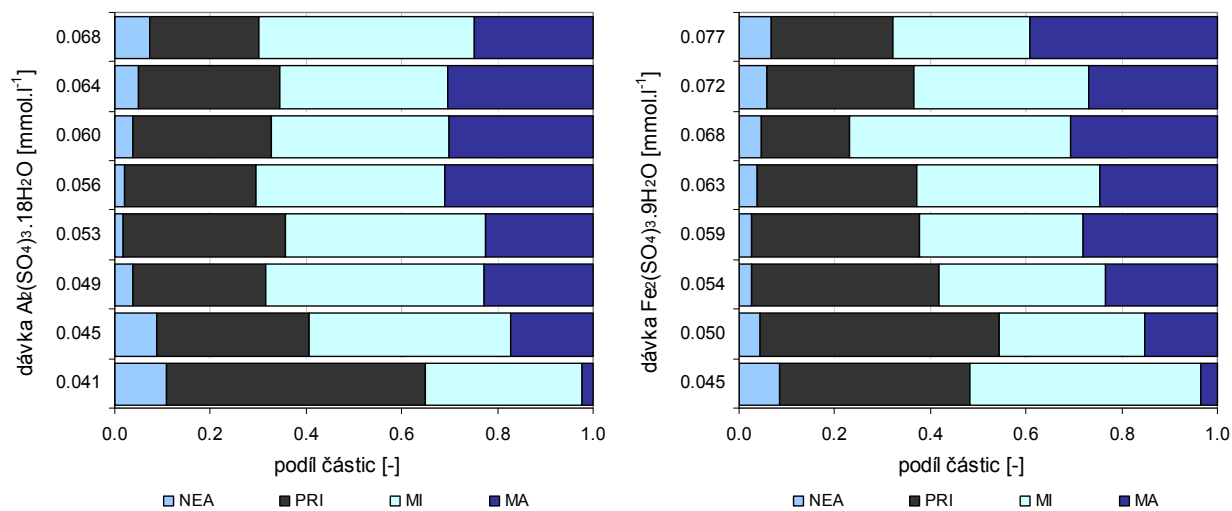
Obr.56. Testy agregace - PAX-18, PAS-3 (směsná surová voda 26.4.2006)



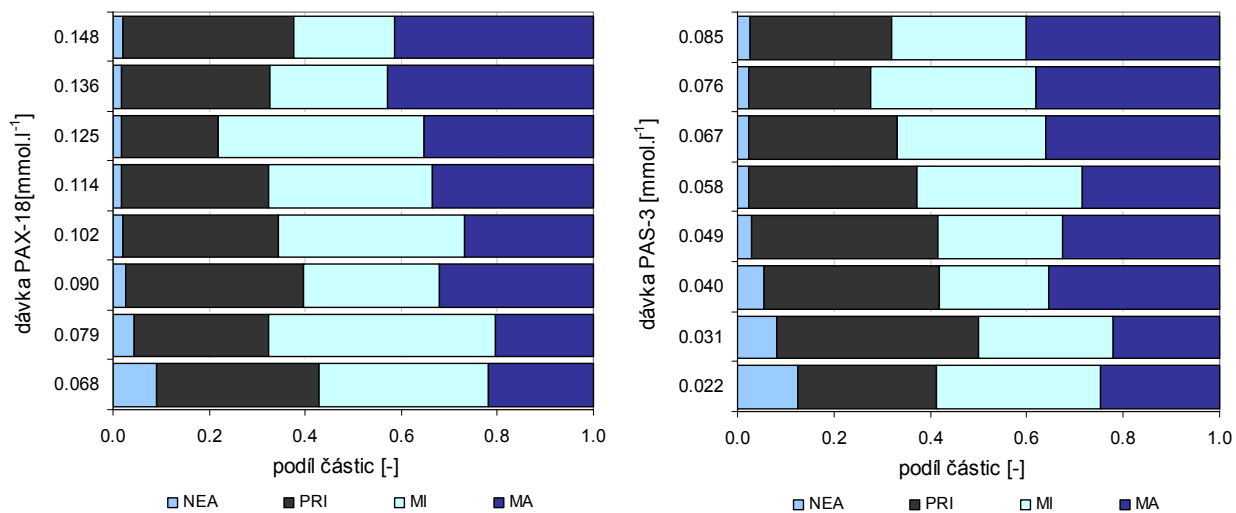
Obr.57. Testy agregace - síran hlinitý, síran železitý (směsná surová voda 11.5.2006)



Obr.58. Testy agregace - PAX-18, PAS-3 (směsná surová voda 11.5.2006)



Obr.59. Testy agregace - síran hlinitý, síran železitý (směsná surová voda 24.10.2006)



Obr.60. Testy agregace - PAX-18, PAS-3 (směsná surová voda 24.10.2006)

PŘÍLOHA 6.

Tab.101. Vliv dávky destabilizačního činidla (síran hlinitý)

Optimalizace dávky destab. činidla (5.5.2005)			
Al ₂ (SO ₄) ₃ .18H ₂ O [mmol.l ⁻¹]	0.053	0.064	0.075
Ca(OH) ₂ [mmol.l ⁻¹]	0.061	0.093	0.126
pH [-]	5.68	5.71	5.74
KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	0.204	0.221	0.239
CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	2.980	2.243	2.653
DOC [mg.l ⁻¹]	3.355	2.952	3.117
Al [mg.l ⁻¹]	0.185	0.090	0.190
Frakce hliníku [mg.l ⁻¹]			
A.celkový reaktivní	0.200	0.105	0.210
B.celkový rozpuštěný	0.180	0.095	0.185
C.rozpuštěný monomerní	0.170	0.090	0.175
D.rozpuštěný organický	0.065	0.030	0.050
E.rozp.organický.monom.	0.040	0.025	0.040
F.partikulární	0.020	0.010	0.025
G.polym-koloid.,silně váz.	0.010	0.005	0.010
H.rozp.anorganický	0.115	0.065	0.135
I.rozp.anorgan.monom.	0.130	0.065	0.135

Optimalizace dávky destab. činidla (1.7.2005)			
Al ₂ (SO ₄) ₃ .18H ₂ O [mmol.l ⁻¹]	0.049	0.060	0.071
Ca(OH) ₂ [mmol.l ⁻¹]	0.053	0.070	0.085
pH [-]	5.68	5.70	5.71
KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	0.210	0.220	0.231
CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	3.228	2.511	3.085
DOC [mg.l ⁻¹]	3.456	2.912	3.350
Al [mg.l ⁻¹]	0.210	0.085	0.190
Frakce hliníku [mg.l ⁻¹]			
A.celkový reaktivní	0.225	0.090	0.220
B.celkový rozpuštěný	0.210	0.085	0.200
C.rozpuštěný monomerní	0.195	0.080	0.180
D.rozpuštěný organický	0.070	0.020	0.035
E.rozp.organický.monom.	0.060	0.020	0.030
F.partikulární	0.015	0.005	0.020
G.polym-koloid.,silně váz.	0.015	0.005	0.020
H.rozp.anorganický	0.140	0.065	0.165
I.rozp.anorgan.monom.	0.135	0.060	0.150

Tab.102. Vliv dávky destabilizačního činidla (síran hlinitý)

Optimalizace dávky destab. činidla (25.10.2005)			
Al ₂ (SO ₄) ₃ .18H ₂ O [mmol.l ⁻¹]	0.048	0.060	0.071
Ca(OH) ₂ [mmol.l ⁻¹]	0.045	0.052	0.061
pH [-]	5.82	5.80	5.80
KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	0.224	0.231	0.236
CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	3.344	2.241	2.850
DOC [mg.l ⁻¹]	3.417	2.833	3.355
Al [mg.l ⁻¹]	0.185	0.100	0.210
Frakce hliníku [mg.l ⁻¹]			
A.celkový reaktivní	0.200	0.110	0.225
B.celkový rozpuštěný	0.170	0.095	0.185
C.rozpuštěný monomerní	0.080	0.045	0.090
D.rozpuštěný organický	0.040	0.015	0.015
E.rozp.organický.monom.	0.015	0.005	0.010
F.partikulární	0.030	0.015	0.040
G.polym-koloid.,silně váz.	0.090	0.050	0.095
H.rozp.anorganický	0.130	0.080	0.170
I.rozp.anorgan.monom.	0.065	0.040	0.080

Optimalizace dávky destab. činidla (23.1.2006)			
Al ₂ (SO ₄) ₃ .18H ₂ O [mmol.l ⁻¹]	0.026	0.038	0.049
Ca(OH) ₂ [mmol.l ⁻¹]	0.028	0.041	0.053
pH [-]	5.80	5.85	5.84
KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	0.210	0.220	0.230
CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	2.860	2.183	2.720
DOC [mg.l ⁻¹]	3.450	2.850	3.380
Al [mg.l ⁻¹]	0.185	0.080	0.170
Frakce hliníku [mg.l ⁻¹]			
A.celkový reaktivní	0.200	0.090	0.190
B.celkový rozpuštěný	0.175	0.080	0.165
C.rozpuštěný monomerní	0.165	0.075	0.150
D.rozpuštěný organický	0.060	0.020	0.035
E.rozp.organický.monom.	0.050	0.020	0.030
F.partikulární	0.025	0.010	0.025
G.polym-koloid.,silně váz.	0.010	0.005	0.015
H.rozp.anorganický	0.115	0.060	0.130
I.rozp.anorgan.monom.	0.115	0.055	0.120

Tab.103. Vliv dávky destabilizačního činidla (síran hlinitý)

Optimalizace dávky destab. činidla (26.4.2006)			
Al ₂ (SO ₄) ₃ .18H ₂ O [mmol.l ⁻¹]	0.064	0.075	0.086
Ca(OH) ₂ [mmol.l ⁻¹]	0.089	0.097	0.106
pH [-]	5.79	5.77	5.77
KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	0.203	0.213	0.228
CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	2.842	2.220	2.439
DOC [mg.l ⁻¹]	3.350	2.922	3.163
Al [mg.l ⁻¹]	0.190	0.105	0.155
Frakce hliníku [mg.l ⁻¹]			
A.celkový reaktivní	0.220	0.115	0.175
B.celkový rozpuštěný	0.205	0.105	0.155
C.rozpuštěný monomerní	0.095	0.045	0.070
D.rozpuštěný organický	0.070	0.030	0.035
E.rozp.organický.monom.	0.040	0.015	0.020
F.partikulární	0.015	0.010	0.020
G.polym-koloid.,silně váz.	0.110	0.060	0.085
H.rozp.anorganický	0.135	0.075	0.120
I.rozp.anorgan.monom.	0.055	0.030	0.050

Optimalizace dávky destab. činidla (6.4.2006)			
Al ₂ (SO ₄) ₃ .18H ₂ O [mmol.l ⁻¹]	0.053	0.064	0.075
Ca(OH) ₂ [mmol.l ⁻¹]	0.057	0.081	0.106
pH [-]	5.88	5.86	5.85
KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	0.211	0.222	0.240
CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	3.139	2.140	2.772
DOC [mg.l ⁻¹]	3.416	2.781	3.277
Al [mg.l ⁻¹]	0.185	0.065	0.210
Frakce hliníku [mg.l ⁻¹]			
A.celkový reaktivní	0.200	0.080	0.230
B.celkový rozpuštěný	0.085	0.035	0.090
C.rozpuštěný monomerní	0.050	0.020	0.055
D.rozpuštěný organický	0.035	0.010	0.015
E.rozp.organický.monom.	0.015	0.005	0.015
F.partikulární	0.115	0.045	0.140
G.polym-koloid.,silně váz.	0.035	0.015	0.035
H.rozp.anorganický	0.050	0.025	0.075
I.rozp.anorgan.monom.	0.035	0.015	0.040

Tab.104. Vliv dávky destabilizačního činidla (síran hlinitý)

Optimalizace dávky destab. činidla (11.5.2006)			
Al ₂ (SO ₄) ₃ .18H ₂ O [mmol.l ⁻¹]	0.071	0.083	0.094
Ca(OH) ₂ [mmol.l ⁻¹]	0.097	0.106	0.114
pH [-]	5.92	5.83	5.86
KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	0.167	0.212	0.251
CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	3.353	2.380	2.331
DOC [mg.l ⁻¹]	3.690	3.053	3.078
Al [mg.l ⁻¹]	0.495	0.110	0.285
Frakce hliníku [mg.l ⁻¹]			
A.celkový reaktivní	0.510	0.120	0.305
B.celkový rozpuštěný	0.480	0.105	0.260
C.rozpuštěný monomerní	0.455	0.045	0.200
D.rozpuštěný organický	0.170	0.030	0.025
E.rozp.organický.monom.	0.155	0.015	0.020
F.partikulární	0.030	0.015	0.045
G.polym-koloid.,silně váz.	0.025	0.060	0.060
H.rozp.anorganický	0.310	0.075	0.235
I.rozp.anorgan.monom.	0.300	0.030	0.180

Optimalizace dávky destab. činidla (24.10.2006)			
Al ₂ (SO ₄) ₃ .18H ₂ O [mmol.l ⁻¹]	0.041	0.053	0.064
Ca(OH) ₂ [mmol.l ⁻¹]	0.041	0.049	0.057
pH [-]	5.85	5.88	5.87
KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	0.205	0.220	0.229
CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	2.740	2.241	2.478
DOC [mg.l ⁻¹]	3.305	2.981	3.084
Al [mg.l ⁻¹]	0.165	0.075	0.205
Frakce hliníku [mg.l ⁻¹]			
A.celkový reaktivní	0.185	0.090	0.225
B.celkový rozpuštěný	0.170	0.085	0.200
C.rozpuštěný monomerní	0.060	0.030	0.080
D.rozpuštěný organický	0.055	0.020	0.030
E.rozp.organický.monom.	0.040	0.015	0.025
F.partikulární	0.015	0.005	0.025
G.polym-koloid.,silně váz.	0.110	0.055	0.120
H.rozp.anorganický	0.115	0.065	0.170
I.rozp.anorgan.monom.	0.020	0.015	0.055

Tab.105. Vliv dávky destabilizačního činidla (sírán železitý)

Optimalizace dávky destab. činidla (5.5.2005)			
Fe ₂ (SO ₄) ₃ .9H ₂ O [mmol.l ⁻¹]	0.054	0.068	0.081
Ca(OH) ₂ [mmol.l ⁻¹]	0.097	0.114	0.130
pH [-]	5.68	5.65	5.69
KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	0.215	0.231	0.240
CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	3.123	2.220	2.742
DOC [mg.l ⁻¹]	3.446	2.922	3.280
Al [mg.l ⁻¹]	0.140	0.070	0.155
Fe [mg.l ⁻¹]	0.75	0.17	0.58
Frakce hliníku [mg.l⁻¹]			
A.celkový reaktivní	0.160	0.080	0.175
B.celkový rozpuštěný	0.130	0.065	0.145
C.rozpuštěný monomerní	0.075	0.035	0.075
D.rozpuštěný organický	0.060	0.030	0.065
E.rozp.organický.monom.	0.045	0.020	0.045
F.partikulární	0.030	0.015	0.030
G.polym-koloid.,silně váz.	0.055	0.030	0.070
H.rozp.anorganický	0.070	0.035	0.080
I.rozp.anorgan.monom.	0.030	0.015	0.030

Optimalizace dávky destab. činidla (1.7.2005)			
Fe ₂ (SO ₄) ₃ .9H ₂ O [mmol.l ⁻¹]	0.045	0.059	0.072
Ca(OH) ₂ [mmol.l ⁻¹]	0.081	0.097	0.114
pH [-]	5.58	5.62	5.62
KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	0.193	0.222	0.230
CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	3.155	2.350	2.821
DOC [mg.l ⁻¹]	3.537	2.899	3.334
Al [mg.l ⁻¹]	0.195	0.080	0.170
Fe [mg.l ⁻¹]	0.48	0.16	0.36
Frakce hliníku [mg.l⁻¹]			
A.celkový reaktivní	0.225	0.095	0.190
B.celkový rozpuštěný	0.120	0.050	0.105
C.rozpuštěný monomerní	0.075	0.030	0.065
D.rozpuštěný organický	0.050	0.020	0.045
E.rozp.organický.monom.	0.035	0.015	0.030
F.partikulární	0.105	0.045	0.085
G.polym-koloid.,silně váz.	0.045	0.020	0.040
H.rozp.anorganický	0.070	0.030	0.060
I.rozp.anorgan.monom.	0.040	0.015	0.035

Tab.106. Vliv dávky destabilizačního činidla (sírán železitý)

Optimalizace dávky destab. činidla (25.10.2005)			
Fe ₂ (SO ₄) ₃ .9H ₂ O [mmol.l ⁻¹]	0.050	0.063	0.077
Ca(OH) ₂ [mmol.l ⁻¹]	0.089	0.106	0.122
pH [-]	5.65	5.67	5.64
KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	0.211	0.218	0.240
CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	3.085	2.240	2.853
DOC [mg.l ⁻¹]	3.416	2.801	3.301
Al [mg.l ⁻¹]	0.125	0.090	0.115
Fe [mg.l ⁻¹]	0.28	0.15	0.26
Frakce hliníku [mg.l⁻¹]			
A.celkový reaktivní	0.135	0.095	0.125
B.celkový rozpuštěný	0.085	0.060	0.080
C.rozpuštěný monomerní	0.055	0.040	0.050
D.rozpuštěný organický	0.040	0.030	0.040
E.rozp.organický.monom.	0.035	0.025	0.035
F.partikulární	0.050	0.035	0.045
G.polym-koloid.,silně váz.	0.030	0.020	0.030
H.rozp.anorganický	0.045	0.030	0.040
I.rozp.anorgan.monom.	0.020	0.015	0.015

Optimalizace dávky destab. činidla (23.1.2006)			
Fe ₂ (SO ₄) ₃ .9H ₂ O [mmol.l ⁻¹]	0.023	0.036	0.050
Ca(OH) ₂ [mmol.l ⁻¹]	0.065	0.077	0.089
pH [-]	5.72	5.70	5.73
KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	0.210	0.212	0.220
CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	2.980	2.204	2.760
DOC [mg.l ⁻¹]	3.520	2.780	3.430
Al [mg.l ⁻¹]	0.130	0.080	0.135
Fe [mg.l ⁻¹]	0.52	0.17	0.47
Frakce hliníku [mg.l⁻¹]			
A.celkový reaktivní	0.145	0.090	0.150
B.celkový rozpuštěný	0.105	0.065	0.110
C.rozpuštěný monomerní	0.080	0.050	0.085
D.rozpuštěný organický	0.070	0.040	0.070
E.rozp.organický.monom.	0.065	0.040	0.065
F.partikulární	0.040	0.025	0.040
G.polym-koloid.,silně váz.	0.025	0.015	0.025
H.rozp.anorganický	0.035	0.025	0.040
I.rozp.anorgan.monom.	0.015	0.010	0.020

Tab.107. Vliv dávky destabilizačního činidla (sírany železitý)

Optimalizace dávky destabil. činidla (6.4.2006)			
Fe ₂ (SO ₄) ₃ ·9H ₂ O [mmol.l ⁻¹]	0.054	0.068	0.081
Ca(OH) ₂ [mmol.l ⁻¹]	0.093	0.106	0.118
pH [-]	5.70	5.69	5.72
KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	0.189	0.202	0.225
CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	3.721	2.120	2.578
DOC [mg.l ⁻¹]	4.055	2.803	3.302
Al [mg.l ⁻¹]	0.130	0.050	0.135
Fe [mg.l ⁻¹]	0.52	0.18	0.48
Frakce hliníku [mg.l⁻¹]			
A.celkový reaktivní	0.150	0.055	0.165
B.celkový rozpuštěný	0.080	0.030	0.090
C.rozpuštěný monomerní	0.055	0.020	0.065
D.rozpuštěný organický	0.055	0.020	0.060
E.rozp.organický.monom.	0.040	0.015	0.045
F.partikulární	0.070	0.025	0.075
G.polym-koloid.,silně váz.	0.025	0.010	0.025
H.rozp.anorganický	0.025	0.010	0.030
I.rozp.anorgan.monom.	0.015	0.005	0.020

Optimalizace dávky destabil. činidla (26.4.2006)			
Fe ₂ (SO ₄) ₃ ·9H ₂ O [mmol.l ⁻¹]	0.063	0.077	0.090
Ca(OH) ₂ [mmol.l ⁻¹]	0.114	0.122	0.130
pH [-]	5.60	5.62	5.66
KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	0.189	0.210	0.220
CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	2.281	1.942	2.296
DOC [mg.l ⁻¹]	3.218	2.842	3.160
Al [mg.l ⁻¹]	0.105	0.080	0.120
Fe [mg.l ⁻¹]	0.26	0.18	0.32
Frakce hliníku [mg.l⁻¹]			
A.celkový reaktivní	0.290	0.085	0.340
B.celkový rozpuštěný	0.120	0.035	0.145
C.rozpuštěný monomerní	0.100	0.030	0.125
D.rozpuštěný organický	0.035	0.010	0.045
E.rozp.organický.monom.	0.035	0.010	0.040
F.partikulární	0.170	0.050	0.195
G.polym-koloid.,silně váz.	0.020	0.005	0.020
H.rozp.anorganický	0.085	0.025	0.100
I.rozp.anorgan.monom.	0.065	0.020	0.085

Tab.108. Vliv dávky destabilizačního činidla (sírany železitý)

Optimalizace dávky destabil. činidla (11.5.2006)			
Fe ₂ (SO ₄) ₃ ·9H ₂ O [mmol.l ⁻¹]	0.068	0.081	0.095
Ca(OH) ₂ [mmol.l ⁻¹]	0.122	0.130	0.138
pH [-]	5.65	5.69	5.70
KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	0.195	0.203	0.218
CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	3.199	2.240	2.822
DOC [mg.l ⁻¹]	3.440	2.881	3.056
Al [mg.l ⁻¹]	0.110	0.085	0.095
Fe [mg.l ⁻¹]	0.32	0.15	0.40
Frakce hliníku [mg.l⁻¹]			
A.celkový reaktivní	0.120	0.095	0.105
B.celkový rozpuštěný	0.050	0.040	0.045
C.rozpuštěný monomerní	0.040	0.030	0.035
D.rozpuštěný organický	0.015	0.010	0.010
E.rozp.organický.monom.	0.015	0.010	0.010
F.partikulární	0.070	0.055	0.060
G.polym-koloid.,silně váz.	0.010	0.010	0.010
H.rozp.anorganický	0.035	0.030	0.035
I.rozp.anorgan.monom.	0.025	0.020	0.025

Optimalizace dávky destabil. činidla (24.10.2006)			
Fe ₂ (SO ₄) ₃ ·9H ₂ O [mmol.l ⁻¹]	0.041	0.054	0.068
Ca(OH) ₂ [mmol.l ⁻¹]	0.085	0.093	0.101
pH [-]	5.65	5.68	5.68
KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	0.203	0.210	0.224
CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	2.541	2.223	2.500
DOC [mg.l ⁻¹]	3.249	2.903	3.167
Al [mg.l ⁻¹]	0.110	0.060	0.100
Fe [mg.l ⁻¹]	0.28	0.16	0.27
Frakce hliníku [mg.l⁻¹]			
A.celkový reaktivní	0.130	0.075	0.110
B.celkový rozpuštěný	0.085	0.050	0.075
C.rozpuštěný monomerní	0.050	0.030	0.045
D.rozpuštěný organický	0.040	0.025	0.040
E.rozp.organický.monom.	0.035	0.020	0.030
F.partikulární	0.045	0.025	0.035
G.polym-koloid.,silně váz.	0.035	0.020	0.030
H.rozp.anorganický	0.045	0.025	0.035
I.rozp.anorgan.monom.	0.015	0.010	0.015

Tab.109. Vliv dávky destabilizačního činidla (PAX-18)

Optimalizace dávky destab. činidla (26.4.2006)			
PAX-18 [mmol/l]	0.102	0.136	0.170
Ca(OH) ₂ [mmol.l ⁻¹]	0.110	0.122	0.134
pH [-]	5.90	5.92	5.95
KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	0.204	0.221	0.233
CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	2.578	2.164	2.305
DOC [mg.l ⁻¹]	3.122	2.830	2.984
Al [mg.l ⁻¹]	0.190	0.145	0.175
Frakce hliníku [mg.l⁻¹]			
A.celkový reaktivní	0.215	0.155	0.195
B.celkový rozpuštěný	0.170	0.120	0.145
C.rozpuštěný monomerní	0.110	0.080	0.085
D.rozpuštěný organický	0.105	0.070	0.085
E.rozp.organický.monom.	0.075	0.045	0.055
F.partikulární	0.045	0.035	0.050
G.polym-koloid.,silně váz.	0.060	0.040	0.060
H.rozp.anorganický	0.065	0.050	0.060
I.rozp.anorgan.monom.	0.035	0.035	0.030

Optimalizace dávky destab. činidla (11.5.2006)			
PAX-18 [mmol/l]	0.114	0.148	0.182
Ca(OH) ₂ [mmol.l ⁻¹]	0.106	0.126	0.146
pH [-]	6.00	6.02	5.98
KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	0.205	0.217	0.246
CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	2.507	2.180	2.422
DOC [mg.l ⁻¹]	3.184	2.903	3.150
Al [mg.l ⁻¹]	0.180	0.115	0.175
Frakce hliníku [mg.l⁻¹]			
A.celkový reaktivní	0.200	0.125	0.195
B.celkový rozpuštěný	0.150	0.095	0.140
C.rozpuštěný monomerní	0.110	0.065	0.085
D.rozpuštěný organický	0.100	0.055	0.080
E.rozp.organický.monom.	0.065	0.035	0.050
F.partikulární	0.050	0.030	0.055
G.polym-koloid.,silně váz.	0.040	0.030	0.055
H.rozp.anorganický	0.050	0.040	0.060
I.rozp.anorgan.monom.	0.045	0.030	0.035

Tab.110. Vliv dávky destabilizačního činidla (PAX-18)

Optimalizace dávky destab. činidla (24.10.2006)			
PAX-18 [mmol/l]	0.079	0.114	0.148
Ca(OH) ₂ [mmol.l ⁻¹]	0.089	0.101	0.114
pH [-]	5.95	5.98	5.97
KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	0.195	0.221	0.247
CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	2.881	2.300	2.747
DOC [mg.l ⁻¹]	3.460	3.024	3.405
Al [mg.l ⁻¹]	0.170	0.100	3.400
Frakce hliníku [mg.l⁻¹]			
A.celkový reaktivní	0.185	0.110	0.210
B.celkový rozpuštěný	0.170	0.100	0.185
C.rozpuštěný monomerní	0.145	0.085	0.145
D.rozpuštěný organický	0.060	0.030	0.055
E.rozp.organický.monom.	0.035	0.015	0.030
F.partikulární	0.015	0.010	0.025
G.polym-koloid.,silně váz.	0.025	0.015	0.040
H.rozp.anorganický	0.110	0.070	0.130
I.rozp.anorgan.monom.	0.110	0.070	0.115

Tab.111. Vliv dávky destabilizačního činidla (PAS-3)

Optimalizace dávky destabil. činidla (26.4.2006)			
PAS-3 [mmol/l]	0.036	0.063	0.090
Ca(OH) ₂ [mmol.l ⁻¹]	0.049	0.073	0.097
pH [-]	5.95	5.97	5.97
KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	0.203	0.210	0.215
CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	2.540	2.245	2.393
DOC [mg.l ⁻¹]	3.142	2.950	3.078
Al [mg.l ⁻¹]	0.155	0.100	0.160
Frakce hliníku [mg.l⁻¹]			
A.celkový reaktivní	0.170	0.105	0.180
B.celkový rozpuštěný	0.095	0.060	0.095
C.rozpuštěný monomerní	0.055	0.030	0.040
D.rozpuštěný organický	0.050	0.025	0.035
E.rozp.organický.monom.	0.040	0.020	0.030
F.partikulární	0.075	0.045	0.085
G.polym-koloid.,silně váz.	0.040	0.030	0.055
H.rozp.anorganický	0.045	0.035	0.060
I.rozp.anorgan.monom.	0.015	0.010	0.010

Optimalizace dávky destabil. činidla (11.5.2006)			
PAS-3 [mmol/l]	0.045	0.072	0.098
Ca(OH) ₂ [mmol.l ⁻¹]	0.057	0.081	0.106
pH [-]	5.96	5.95	5.98
KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	0.197	0.210	0.222
CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	2.618	2.300	2.493
DOC [mg.l ⁻¹]	3.261	3.000	3.178
Al [mg.l ⁻¹]	0.175	0.100	0.165
Frakce hliníku [mg.l⁻¹]			
A.celkový reaktivní	0.190	0.110	0.175
B.celkový rozpuštěný	0.085	0.050	0.075
C.rozpuštěný monomerní	0.050	0.030	0.035
D.rozpuštěný organický	0.040	0.020	0.030
E.rozp.organický.monom.	0.040	0.020	0.030
F.partikulární	0.105	0.060	0.100
G.polym-koloid.,silně váz.	0.035	0.020	0.040
H.rozp.anorganický	0.045	0.030	0.045
I.rozp.anorgan.monom.	0.010	0.010	0.005

Tab.112. Vliv dávky destabilizačního činidla (PAS-3)

Optimalizace dávky destabil. činidla (24.10.2006)			
PAS-3 [mmol/l]	0.031	0.058	0.085
Ca(OH) ₂ [mmol.l ⁻¹]	0.041	0.065	0.089
pH [-]	6.02	6.05	6.04
KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	0.203	0.213	0.220
CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	2.317	2.161	2.301
DOC [mg.l ⁻¹]	3.120	2.952	3.115
Al [mg.l ⁻¹]	0.120	0.080	0.125
Frakce hliníku [mg.l⁻¹]			
A.celkový reaktivní	0.135	0.090	0.145
B.celkový rozpuštěný	0.090	0.060	0.090
C.rozpuštěný monomerní	0.050	0.035	0.045
D.rozpuštěný organický	0.045	0.025	0.040
E.rozp.organický.monom.	0.035	0.020	0.030
F.partikulární	0.045	0.030	0.055
G.polym-koloid.,silně váz.	0.040	0.025	0.045
H.rozp.anorganický	0.045	0.035	0.050
I.rozp.anorgan.monom.	0.015	0.015	0.015

PŘÍLOHA 7.

Tab.113. Vliv reakčního pH (síran hlinitý)

Optimalizace reakčního pH (5.5.2005)			
Al ₂ (SO ₄) ₃ .18H ₂ O [mmol.l ⁻¹]	0.064	0.064	0.064
Ca(OH) ₂ [mmol.l ⁻¹]	0.061	0.093	0.126
pH [-]	5.43	5.71	6.01
KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	0.152	0.221	0.274
CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	2.578	2.243	2.753
DOC [mg.l ⁻¹]	3.222	2.952	3.277
Al [mg.l ⁻¹]	0.170	0.090	0.145
Frakce hliníku [mg.l ⁻¹]			
A.celkový reaktivní	0.190	0.105	0.160
B.celkový rozpuštěný	0.170	0.095	0.145
C.rozpuštěný monomerní	0.160	0.090	0.135
D.rozpuštěný organický	0.045	0.030	0.050
E.rozp.organický.monom.	0.040	0.025	0.045
F.partikulární	0.020	0.010	0.015
G.polym-koloid.,silně váz.	0.010	0.005	0.010
H.rozp.anorganický	0.125	0.065	0.095
I.rozp.anorgan.monom.	0.120	0.065	0.090

Optimalizace reakčního pH (1.7.2005)			
Al ₂ (SO ₄) ₃ .18H ₂ O [mmol.l ⁻¹]	0.060	0.060	0.060
Ca(OH) ₂ [mmol.l ⁻¹]	0.053	0.070	0.085
pH [-]	5.35	5.70	6.01
KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	0.155	0.220	0.280
CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	2.954	2.511	3.287
DOC [mg.l ⁻¹]	3.383	2.912	3.522
Al [mg.l ⁻¹]	0.225	0.085	0.175
Frakce hliníku [mg.l ⁻¹]			
A.celkový reaktivní	0.235	0.090	0.190
B.celkový rozpuštěný	0.225	0.085	0.180
C.rozpuštěný monomerní	0.205	0.080	0.165
D.rozpuštěný organický	0.045	0.020	0.060
E.rozp.organický.monom.	0.040	0.020	0.050
F.partikulární	0.010	0.005	0.010
G.polym-koloid.,silně váz.	0.020	0.005	0.015
H.rozp.anorganický	0.180	0.065	0.120
I.rozp.anorgan.monom.	0.165	0.060	0.115

Tab.114. Vliv reakčního pH (síran hlinitý)

Optimalizace reakčního pH (25.10.2005)			
Al ₂ (SO ₄) ₃ .18H ₂ O [mmol.l ⁻¹]	0.060	0.060	0.060
Ca(OH) ₂ [mmol.l ⁻¹]	0.045	0.052	0.061
pH [-]	5.51	5.80	6.07
KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	0.154	0.231	0.309
CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	2.949	2.241	3.260
DOC [mg.l ⁻¹]	3.384	2.833	3.422
Al [mg.l ⁻¹]	0.235	0.100	0.190
Frakce hliníku [mg.l ⁻¹]			
A.celkový reaktivní	0.255	0.110	0.210
B.celkový rozpuštěný	0.230	0.095	0.180
C.rozpuštěný monomerní	0.115	0.045	0.085
D.rozpuštěný organický	0.035	0.015	0.045
E.rozp.organický.monom.	0.010	0.005	0.020
F.partikulární	0.025	0.015	0.030
G.polym-koloid.,silně váz.	0.115	0.050	0.095
H.rozp.anorganický	0.195	0.080	0.135
I.rozp.anorgan.monom.	0.105	0.040	0.065

Optimalizace reakčního pH (23.1.2006)			
Al ₂ (SO ₄) ₃ .18H ₂ O [mmol.l ⁻¹]	0.038	0.038	0.038
Ca(OH) ₂ [mmol.l ⁻¹]	0.028	0.041	0.053
pH [-]	5.40	5.85	6.12
KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	0.142	0.220	0.290
CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	2.820	2.183	3.080
DOC [mg.l ⁻¹]	3.460	2.850	3.550
Al [mg.l ⁻¹]	0.210	0.080	0.175
Frakce hliníku [mg.l ⁻¹]			
A.celkový reaktivní	0.225	0.090	0.190
B.celkový rozpuštěný	0.205	0.080	0.170
C.rozpuštěný monomerní	0.190	0.075	0.155
D.rozpuštěný organický	0.045	0.020	0.060
E.rozp.organický.monom.	0.045	0.020	0.055
F.partikulární	0.020	0.010	0.020
G.polym-koloid.,silně váz.	0.015	0.005	0.015
H.rozp.anorganický	0.160	0.060	0.110
I.rozp.anorgan.monom.	0.145	0.055	0.100

Tab.115. Vliv reakčního pH (síran hlinitý)

Optimalizace reakčního pH (6.4.2006)			
Al ₂ (SO ₄) ₃ .18H ₂ O [mmol.l ⁻¹]	0.064	0.064	0.064
Ca(OH) ₂ [mmol.l ⁻¹]	0.057	0.081	0.106
pH [-]	5.48	5.86	6.15
KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	0.155	0.222	0.290
CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	2.823	2.140	3.217
DOC [mg.l ⁻¹]	3.378	2.781	3.500
Al [mg.l ⁻¹]	0.190	0.065	0.165
Frakce hliníku [mg.l ⁻¹]			
A.celkový reaktivní	0.210	0.080	0.175
B.celkový rozpuštěný	0.105	0.035	0.075
C.rozpuštěný monomerní	0.060	0.020	0.045
D.rozpuštěný organický	0.025	0.010	0.030
E.rozp.organický.monom.	0.015	0.005	0.020
F.partikulární	0.105	0.045	0.100
G.polym-koloid.,silně váz.	0.045	0.015	0.030
H.rozp.anorganický	0.080	0.025	0.045
I.rozp.anorgan.monom.	0.045	0.015	0.025

Optimalizace reakčního pH (26.4.2006)			
Al ₂ (SO ₄) ₃ .18H ₂ O [mmol.l ⁻¹]	0.075	0.075	0.075
Ca(OH) ₂ [mmol.l ⁻¹]	0.089	0.097	0.106
pH [-]	5.52	5.77	6.04
KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	0.164	0.213	0.251
CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	2.415	2.220	2.529
DOC [mg.l ⁻¹]	3.104	2.922	3.124
Al [mg.l ⁻¹]	0.205	0.105	0.165
Frakce hliníku [mg.l ⁻¹]			
A.celkový reaktivní	0.235	0.115	0.185
B.celkový rozpuštěný	0.210	0.105	0.170
C.rozpuštěný monomerní	0.090	0.045	0.070
D.rozpuštěný organický	0.050	0.030	0.055
E.rozp.organický.monom.	0.025	0.015	0.030
F.partikulární	0.025	0.010	0.015
G.polym-koloid.,silně váz.	0.120	0.060	0.100
H.rozp.anorganický	0.160	0.075	0.115
I.rozp.anorgan.monom.	0.065	0.030	0.040

Tab.116. Vliv reakčního pH (síran hlinitý)

Optimalizace reakčního pH (11.5.2006)			
Al ₂ (SO ₄) ₃ .18H ₂ O [mmol.l ⁻¹]	0.083	0.083	0.083
Ca(OH) ₂ [mmol.l ⁻¹]	0.097	0.106	0.114
pH [-]	5.55	5.83	6.08
KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	0.155	0.212	0.257
CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	2.451	2.380	3.204
DOC [mg.l ⁻¹]	3.122	3.053	3.850
Al [mg.l ⁻¹]	0.320	0.110	0.265
Frakce hliníku [mg.l ⁻¹]			
A.celkový reaktivní	0.360	0.120	0.300
B.celkový rozpuštěný	0.325	0.105	0.260
C.rozpuštěný monomerní	0.175	0.045	0.115
D.rozpuštěný organický	0.085	0.030	0.095
E.rozp.organický.monom.	0.045	0.015	0.060
F.partikulární	0.035	0.015	0.040
G.polym-koloid.,silně váz.	0.150	0.060	0.145
H.rozp.anorganický	0.240	0.075	0.165
I.rozp.anorgan.monom.	0.130	0.030	0.055

Optimalizace reakčního pH (24.10.2006)			
Al ₂ (SO ₄) ₃ .18H ₂ O [mmol.l ⁻¹]	0.053	0.053	0.053
Ca(OH) ₂ [mmol.l ⁻¹]	0.041	0.049	0.057
pH [-]	5.58	5.88	6.07
KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	0.164	0.220	0.256
CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	2.317	2.241	2.860
DOC [mg.l ⁻¹]	3.020	2.981	3.333
Al [mg.l ⁻¹]	0.185	0.075	0.150
Frakce hliníku [mg.l ⁻¹]			
A.celkový reaktivní	0.200	0.090	0.165
B.celkový rozpuštěný	0.190	0.085	0.155
C.rozpuštěný monomerní	0.065	0.030	0.055
D.rozpuštěný organický	0.040	0.020	0.040
E.rozp.organický.monom.	0.030	0.015	0.030
F.partikulární	0.010	0.005	0.010
G.polym-koloid.,silně váz.	0.125	0.055	0.100
H.rozp.anorganický	0.150	0.065	0.115
I.rozp.anorgan.monom.	0.035	0.015	0.025

Tab.117.Vliv reakčního pH (síran železitý)

Optimalizace reakčního pH (5.5.2005)			
Fe ₂ (SO ₄) ₃ .9H ₂ O [mmol.l ⁻¹]	0.068	0.068	0.068
Ca(OH) ₂ [mmol.l ⁻¹]	0.097	0.114	0.130
pH [-]	5.39	5.65	5.97
KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	0.165	0.231	0.268
CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	2.550	2.220	2.781
DOC [mg.l ⁻¹]	3.254	2.922	3.367
Al [mg.l ⁻¹]	0.150	0.070	0.130
Fe [mg.l ⁻¹]	0.68	0.17	0.42
Frakce hliníku [mg.l⁻¹]			
A.celkový reaktivní	0.165	0.080	0.145
B.celkový rozpuštěný	0.135	0.065	0.115
C.rozpuštěný monomerní	0.075	0.035	0.065
D.rozpuštěný organický	0.065	0.030	0.055
E.rozp.organický.monom.	0.040	0.020	0.035
F.partikulární	0.030	0.015	0.030
G.polym-koloid.,silně váz.	0.060	0.030	0.050
H.rozp.anorganický	0.070	0.035	0.060
I.rozp.anorgan.monom.	0.035	0.015	0.030

Optimalizace reakčního pH (1.7.2005)			
Fe ₂ (SO ₄) ₃ .9H ₂ O [mmol.l ⁻¹]	0.059	0.059	0.059
Ca(OH) ₂ [mmol.l ⁻¹]	0.081	0.097	0.114
pH [-]	5.25	5.62	5.98
KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	0.143	0.222	0.278
CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	2.847	2.350	2.623
DOC [mg.l ⁻¹]	3.300	2.899	3.246
Al [mg.l ⁻¹]	0.210	0.080	0.165
Fe [mg.l ⁻¹]	0.55	0.16	0.38
Frakce hliníku [mg.l⁻¹]			
A.celkový reaktivní	0.220	0.095	0.180
B.celkový rozpuštěný	0.115	0.050	0.095
C.rozpuštěný monomerní	0.070	0.030	0.055
D.rozpuštěný organický	0.045	0.020	0.040
E.rozp.organický.monom.	0.035	0.015	0.030
F.partikulární	0.105	0.045	0.085
G.polym-koloid.,silně váz.	0.045	0.020	0.040
H.rozp.anorganický	0.070	0.030	0.055
I.rozp.anorgan.monom.	0.035	0.015	0.025

Tab.118. Vliv reakčního pH (síran železitý)

Optimalizace reakčního pH (25.10.2005)			
Fe ₂ (SO ₄) ₃ .9H ₂ O [mmol.l ⁻¹]	0.063	0.063	0.063
Ca(OH) ₂ [mmol.l ⁻¹]	0.089	0.106	0.122
pH [-]	5.32	5.67	5.98
KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	0.145	0.218	0.290
CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	2.967	2.240	3.118
DOC [mg.l ⁻¹]	3.251	2.801	3.447
Al [mg.l ⁻¹]	0.130	0.090	0.115
Fe [mg.l ⁻¹]	0.31	0.15	0.25
Frakce hliníku [mg.l⁻¹]			
A.celkový reaktivní	0.140	0.095	0.125
B.celkový rozpuštěný	0.090	0.060	0.085
C.rozpuštěný monomerní	0.060	0.040	0.050
D.rozpuštěný organický	0.045	0.030	0.040
E.rozp.organický.monom.	0.035	0.025	0.030
F.partikulární	0.050	0.035	0.040
G.polym-koloid.,silně váz.	0.030	0.020	0.035
H.rozp.anorganický	0.045	0.030	0.045
I.rozp.anorgan.monom.	0.025	0.015	0.020

Optimalizace reakčního pH (23.1.2006)			
Fe ₂ (SO ₄) ₃ .9H ₂ O [mmol.l ⁻¹]	0.036	0.036	0.036
Ca(OH) ₂ [mmol.l ⁻¹]	0.065	0.077	0.089
pH [-]	5.38	5.70	6.07
KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	0.130	0.212	0.300
CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	2.880	2.204	3.110
DOC [mg.l ⁻¹]	3.450	2.780	3.520
Al [mg.l ⁻¹]	0.145	0.080	0.125
Fe [mg.l ⁻¹]	0.58	0.17	0.47
Frakce hliníku [mg.l⁻¹]			
A.celkový reaktivní	0.160	0.090	0.135
B.celkový rozpuštěný	0.115	0.065	0.095
C.rozpuštěný monomerní	0.090	0.050	0.075
D.rozpuštěný organický	0.075	0.040	0.060
E.rozp.organický.monom.	0.070	0.040	0.060
F.partikulární	0.045	0.025	0.040
G.polym-koloid.,silně váz.	0.025	0.015	0.020
H.rozp.anorganický	0.040	0.025	0.035
I.rozp.anorgan.monom.	0.020	0.010	0.015

Tab.119. Vliv reakčního pH (síran železitý)

Optimalizace reakčního pH (6.4.2006)			
Fe ₂ (SO ₄) ₃ .9H ₂ O [mmol.l ⁻¹]	0.068	0.068	0.068
Ca(OH) ₂ [mmol.l ⁻¹]	0.093	0.106	0.118
pH [-]	5.29	5.69	6.03
KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	0.135	0.202	0.278
CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	2.851	2.120	3.220
DOC [mg.l ⁻¹]	3.416	2.803	3.844
Al [mg.l ⁻¹]	0.155	0.050	0.120
Fe [mg.l ⁻¹]	0.35	0.18	0.47
Frakce hliníku [mg.l⁻¹]			
A.celkový reaktivní	0.160	0.055	0.135
B.celkový rozpuštěný	0.085	0.030	0.075
C.rozpuštěný monomerní	0.060	0.020	0.055
D.rozpuštěný organický	0.055	0.020	0.050
E.rozp.organický.monom.	0.045	0.015	0.035
F.partikulární	0.075	0.025	0.060
G.polym-koloid.,silně váz.	0.025	0.010	0.020
H.rozp.anorganický	0.030	0.010	0.025
I.rozp.anorgan.monom.	0.015	0.005	0.020

Optimalizace reakčního pH (26.4.2006)			
Fe ₂ (SO ₄) ₃ .9H ₂ O [mmol.l ⁻¹]	0.077	0.077	0.077
Ca(OH) ₂ [mmol.l ⁻¹]	0.114	0.122	0.130
pH [-]	5.38	5.62	5.98
KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	0.154	0.210	0.256
CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	2.251	1.942	2.680
DOC [mg.l ⁻¹]	3.060	2.842	3.333
Al [mg.l ⁻¹]	0.125	0.080	0.110
Fe [mg.l ⁻¹]	0.25	0.18	0.26
Frakce hliníku [mg.l⁻¹]			
A.celkový reaktivní	0.290	0.085	0.275
B.celkový rozpuštěný	0.120	0.035	0.110
C.rozpuštěný monomerní	0.100	0.030	0.095
D.rozpuštěný organický	0.035	0.010	0.035
E.rozp.organický.monom.	0.035	0.010	0.035
F.partikulární	0.170	0.050	0.165
G.polym-koloid.,silně váz.	0.020	0.005	0.015
H.rozp.anorganický	0.085	0.025	0.075
I.rozp.anorgan.monom.	0.065	0.020	0.060

Tab.120. Vliv reakčního pH (síran železitý)

Optimalizace reakčního pH (11.5.2006)			
Fe ₂ (SO ₄) ₃ .9H ₂ O [mmol.l ⁻¹]	0.081	0.081	0.081
Ca(OH) ₂ [mmol.l ⁻¹]	0.122	0.130	0.138
pH [-]	5.35	5.69	5.98
KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	0.140	0.203	0.246
CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	2.651	2.240	2.837
DOC [mg.l ⁻¹]	3.120	2.881	3.204
Al [mg.l ⁻¹]	0.135	0.085	0.105
Fe [mg.l ⁻¹]	0.36	0.15	0.33
Frakce hliníku [mg.l⁻¹]			
A.celkový reaktivní	0.145	0.095	0.115
B.celkový rozpuštěný	0.060	0.040	0.050
C.rozpuštěný monomerní	0.045	0.030	0.035
D.rozpuštěný organický	0.015	0.010	0.015
E.rozp.organický.monom.	0.015	0.010	0.010
F.partikulární	0.085	0.055	0.065
G.polym-koloid.,silně váz.	0.015	0.010	0.015
H.rozp.anorganický	0.045	0.030	0.035
I.rozp.anorgan.monom.	0.030	0.020	0.025

Optimalizace reakčního pH (24.10.2006)			
Fe ₂ (SO ₄) ₃ .9H ₂ O [mmol.l ⁻¹]	0.054	0.054	0.054
Ca(OH) ₂ [mmol.l ⁻¹]	0.085	0.093	0.101
pH [-]	5.31	5.68	6.05
KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	0.129	0.210	0.263
CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	2.411	2.223	2.780
DOC [mg.l ⁻¹]	3.030	2.903	3.281
Al [mg.l ⁻¹]	0.130	0.060	0.115
Fe [mg.l ⁻¹]	0.32	0.16	0.27
Frakce hliníku [mg.l⁻¹]			
A.celkový reaktivní	0.145	0.075	0.130
B.celkový rozpuštěný	0.100	0.050	0.085
C.rozpuštěný monomerní	0.060	0.030	0.050
D.rozpuštěný organický	0.050	0.025	0.040
E.rozp.organický.monom.	0.040	0.020	0.035
F.partikulární	0.045	0.025	0.045
G.polym-koloid.,silně váz.	0.040	0.020	0.035
H.rozp.anorganický	0.050	0.025	0.045
I.rozp.anorgan.monom.	0.020	0.010	0.015

Tab.121. Vliv reakčního pH (PAX-18)

Optimalizace reakčního pH (26.4.2006)			
PAX-18 [mmol/l]	0.136	0.136	0.136
Ca(OH) ₂ [mmol.l ⁻¹]	0.110	0.122	0.134
pH [-]	5.49	5.92	6.32
KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	0.140	0.221	0.266
CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	2.350	2.164	2.581
DOC [mg.l ⁻¹]	3.011	2.830	3.178
Al [mg.l ⁻¹]	0.190	0.145	0.180
Frakce hliníku [mg.l ⁻¹]			
A.celkový reaktivní	0.225	0.155	0.210
B.celkový rozpuštěný	0.175	0.120	0.160
C.rozpuštěný monomerní	0.115	0.080	0.110
D.rozpuštěný organický	0.090	0.070	0.105
E.rozp.organický.monom.	0.060	0.045	0.070
F.partikulární	0.050	0.035	0.050
G.polym-koloid.,silně váz.	0.060	0.040	0.050
H.rozp.anorganický	0.085	0.050	0.055
I.rozp.anorgan.monom.	0.055	0.035	0.040

Optimalizace reakčního pH (11.5.2006)			
PAX-18 [mmol/l]	0.148	0.148	0.148
Ca(OH) ₂ [mmol.l ⁻¹]	0.106	0.126	0.146
pH [-]	5.59	6.02	6.37
KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	0.133	0.217	0.270
CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	2.383	2.180	2.516
DOC [mg.l ⁻¹]	3.072	2.903	3.220
Al [mg.l ⁻¹]	0.225	0.115	0.195
Frakce hliníku [mg.l ⁻¹]			
A.celkový reaktivní	0.245	0.125	0.215
B.celkový rozpuštěný	0.195	0.095	0.160
C.rozpuštěný monomerní	0.130	0.065	0.115
D.rozpuštěný organický	0.100	0.055	0.110
E.rozp.organický.monom.	0.060	0.035	0.070
F.partikulární	0.050	0.030	0.055
G.polym-koloid.,silně váz.	0.065	0.030	0.045
H.rozp.anorganický	0.095	0.040	0.050
I.rozp.anorgan.monom.	0.070	0.030	0.045

Tab.122. Vliv reakčního pH (PAX-18)

Optimalizace reakčního pH (24.10.2006)			
PAX-18 [mmol/l]	0.114	0.114	0.114
Ca(OH) ₂ [mmol.l ⁻¹]	0.089	0.101	0.114
pH [-]	5.52	5.98	6.31
KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	0.144	0.221	0.267
CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	2.458	2.300	2.821
DOC [mg.l ⁻¹]	3.150	3.024	3.411
Al [mg.l ⁻¹]	0.190	0.100	0.165
Frakce hliníku [mg.l ⁻¹]			
A.celkový reaktivní	0.205	0.110	0.175
B.celkový rozpuštěný	0.185	0.100	0.160
C.rozpuštěný monomerní	0.155	0.085	0.135
D.rozpuštěný organický	0.045	0.030	0.055
E.rozp.organický.monom.	0.020	0.015	0.030
F.partikulární	0.020	0.010	0.015
G.polym-koloid.,silně váz.	0.030	0.015	0.025
H.rozp.anorganický	0.140	0.070	0.105
I.rozp.anorgan.monom.	0.135	0.070	0.105

Tab.123. Vliv reakčního pH (PAS-3)

Optimalizace reakčního pH (26.4.2006)			
PAS-3 [mmol/l]	0.063	0.063	0.063
Ca(OH) ₂ [mmol.l ⁻¹]	0.049	0.073	0.097
pH [-]	5.48	5.97	6.32
KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	0.135	0.210	0.288
CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	2.460	2.245	2.581
DOC [mg.l ⁻¹]	3.110	2.950	3.207
Al [mg.l ⁻¹]	0.160	0.100	0.190
Frakce hliníku [mg.l⁻¹]			
A.celkový reaktivní	0.185	0.105	0.210
B.celkový rozpuštěný	0.115	0.060	0.120
C.rozpuštěný monomerní	0.060	0.030	0.065
D.rozpuštěný organický	0.045	0.025	0.060
E.rozp.organický.monom.	0.035	0.020	0.050
F.partikulární	0.070	0.045	0.090
G.polym-koloid.,silně váz.	0.055	0.030	0.055
H.rozp.anorganický	0.070	0.035	0.060
I.rozp.anorgan.monom.	0.025	0.010	0.015

Optimalizace reakčního pH (11.5.2006)			
PAS-3 [mmol/l]	0.072	0.072	0.072
Ca(OH) ₂ [mmol.l ⁻¹]	0.057	0.081	0.106
pH [-]	5.45	5.95	6.33
KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	0.144	0.210	0.260
CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	2.420	2.302	2.503
DOC [mg.l ⁻¹]	3.081	3.004	3.220
Al [mg.l ⁻¹]	0.150	0.100	0.160
Frakce hliníku [mg.l⁻¹]			
A.celkový reaktivní	0.165	0.110	0.175
B.celkový rozpuštěný	0.075	0.050	0.080
C.rozpuštěný monomerní	0.045	0.030	0.050
D.rozpuštěný organický	0.025	0.020	0.040
E.rozp.organický.monom.	0.025	0.020	0.035
F.partikulární	0.090	0.060	0.095
G.polym-koloid.,silně váz.	0.030	0.020	0.030
H.rozp.anorganický	0.050	0.030	0.040
I.rozp.anorgan.monom.	0.020	0.010	0.015

Tab.124. Vliv reakčního pH (PAS-3)

Optimalizace reakčního pH (24.10.2006)			
PAS-3 [mmol/l]	0.058	0.058	0.058
Ca(OH) ₂ [mmol.l ⁻¹]	0.041	0.065	0.089
pH [-]	5.58	6.05	6.34
KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	0.145	0.213	0.278
CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	2.290	2.161	2.385
DOC [mg.l ⁻¹]	3.063	2.952	3.154
Al [mg.l ⁻¹]	0.125	0.080	0.140
Frakce hliníku [mg.l⁻¹]			
A.celkový reaktivní	0.140	0.090	0.155
B.celkový rozpuštěný	0.100	0.060	0.100
C.rozpuštěný monomerní	0.060	0.035	0.060
D.rozpuštěný organický	0.040	0.025	0.050
E.rozp.organický.monom.	0.030	0.020	0.040
F.partikulární	0.040	0.030	0.055
G.polym-koloid.,silně váz.	0.040	0.025	0.040
H.rozp.anorganický	0.060	0.035	0.050
I.rozp.anorgan.monom.	0.030	0.015	0.020

PŘÍLOHA 8.

Tab.125. Optimalizace parametrů úpravy – směsná surová voda 5.5.2005 (dávka síranu hlinitého – 0,064 mmol.l⁻¹, dávka Ca(OH)₂ – 0,093 mmol.l⁻¹)

síran hlinitý (5.5.2005)	1	2	3	4	5	6	7	8
Magnaflok LT 20 [mg.l ⁻¹]	-	0.025	0.050	-	-	-	-	-
G [s ⁻¹]	100	100	100	100	100	100	40	200
t [s]	900	900	900	300	600	1200	900	900
pH [-]	5.71	5.70	5.72	5.70	5.69	5.73	5.75	5.72
KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	0.221	0.222	0.220	0.218	0.218	0.220	0.222	0.221
CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	2.243	2.255	2.382	2.310	2.267	2.200	2.281	2.230
DOC [mg.l ⁻¹]	2.952	2.942	3.117	3.091	3.020	2.914	2.978	2.940
Al [mg.l ⁻¹]	0.090	0.090	0.100	0.110	0.095	0.085	0.100	0.090
Frakce hliníku [mg.l⁻¹]								
A.celkový reaktivní	0.105	0.110	0.110	0.120	0.110	0.100	0.110	0.100
B.celkový rozpuštěný	0.095	0.095	0.095	0.105	0.100	0.090	0.095	0.095
C.rozpuštěný monomerní	0.090	0.085	0.085	0.095	0.090	0.085	0.085	0.090
D.rozpuštěný organický	0.030	0.030	0.035	0.030	0.030	0.030	0.025	0.030
E.rozp.organický.monom.	0.025	0.025	0.025	0.025	0.025	0.025	0.020	0.025
F.partikulární	0.010	0.015	0.015	0.015	0.010	0.010	0.015	0.005
G.polym-koloid.,silně váz.	0.005	0.010	0.010	0.010	0.010	0.005	0.010	0.005
H.rozp.anorganický	0.065	0.065	0.060	0.075	0.070	0.060	0.070	0.065
I.rozp.anorgan.monom.	0.065	0.060	0.060	0.070	0.065	0.060	0.065	0.065
Testy agregace								
MA	0.190	0.237	0.263	0.231	0.156	0.143	0.233	0.162
MI	0.411	0.395	0.421	0.33	0.411	0.505	0.378	0.425
PRI	0.375	0.347	0.292	0.404	0.406	0.332	0.360	0.388
NEA	0.023	0.021	0.024	0.036	0.028	0.019	0.028	0.025
αAl [-]	0.977	0.979	0.976	0.964	0.972	0.981	0.972	0.975

Tab.126. Optimalizace parametrů úpravy – směsná surová voda 1.7.2005 (dávka síranu hlinitého – 0,060 mmol.l⁻¹, dávka Ca(OH)₂ – 0,070 mmol.l⁻¹)

síran hlinitý (1.7.2005)	1	2	3	4	5	6	7	8
Magnaflok LT 20 [mg.l ⁻¹]	-	0.025	0.050	-	-	-	-	-
G [s ⁻¹]	100	100	100	100	100	100	40	200
t [s]	900	900	900	300	600	1200	900	900
pH [-]	5.70	5.72	5.74	5.68	5.70	5.72	5.71	5.70
KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	0.220	0.222	0.225	0.219	0.220	0.219	0.220	0.220
CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	2.511	2.555	2.617	2.644	2.530	2.443	2.560	2.502
DOC [mg.l ⁻¹]	2.912	2.931	2.980	3.047	2.950	2.867	2.964	2.920
Al [mg.l ⁻¹]	0.085	0.085	0.090	0.100	0.095	0.080	0.095	0.090
Frakce hliníku [mg.l⁻¹]								
A.celkový reaktivní	0.090	0.095	0.100	0.110	0.105	0.090	0.105	0.095
B.celkový rozpuštěný	0.085	0.085	0.085	0.095	0.090	0.085	0.090	0.090
C.rozpuštěný monomerní	0.080	0.075	0.075	0.080	0.080	0.080	0.080	0.080
D.rozpuštěný organický	0.020	0.020	0.025	0.020	0.020	0.030	0.020	0.020
E.rozp.organický.monom.	0.020	0.020	0.020	0.015	0.015	0.025	0.015	0.020
F.partikulární	0.005	0.010	0.015	0.015	0.015	0.005	0.015	0.005
G.polym-koloid.,silně váz.	0.005	0.010	0.010	0.015	0.010	0.005	0.010	0.010
H.rozp.anorganický	0.065	0.065	0.060	0.075	0.070	0.055	0.070	0.070
I.rozp.anorgan.monom.	0.060	0.055	0.055	0.065	0.065	0.055	0.065	0.060
Testy agregace								
MA	0.275	0.297	0.319	0.217	0.225	0.261	0.295	0.251
MI	0.423	0.409	0.417	0.426	0.448	0.453	0.416	0.439
PRI	0.278	0.271	0.242	0.319	0.297	0.268	0.261	0.286
NEA	0.024	0.023	0.022	0.038	0.030	0.018	0.028	0.024
αAl [-]	0.976	0.977	0.978	0.962	0.970	0.982	0.972	0.976

Tab.127. Optimalizace parametrů úpravy – směsná surová voda 25.10.2005 (dávka síranu hlinitého – 0,060 mmol.l⁻¹, dávka Ca(OH)₂ – 0,052 mmol.l⁻¹)

síran hlinitý (25.10.2005)	1	2	3	4	5	6	7	8
Magnaflok LT 20 [mg.l ⁻¹]	-	0.025	0.050	-	-	-	-	-
G [s ⁻¹]	100	100	100	100	100	100	40	200
t [s]	900	900	900	300	600	1200	900	900
pH [-]	5.80	5.82	5.84	5.78	5.80	5.81	5.82	5.80
KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	0.231	0.230	0.233	0.229	0.230	0.232	0.232	0.230
CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	2.241	2.275	2.346	2.380	2.304	2.202	2.290	2.248
DOC [mg.l ⁻¹]	2.833	2.951	3.020	3.103	2.900	2.802	2.878	2.822
Al [mg.l ⁻¹]	0.100	0.100	0.110	0.130	0.110	0.090	0.110	0.105
Frakce hliníku [mg.l⁻¹]								
A.celkový reaktivní	0.110	0.110	0.120	0.140	0.125	0.105	0.120	0.110
B.celkový rozpuštěný	0.095	0.090	0.100	0.125	0.105	0.090	0.100	0.100
C.rozpuštěný monomerní	0.045	0.040	0.045	0.055	0.055	0.040	0.045	0.045
D.rozpuštěný organický	0.015	0.015	0.020	0.020	0.015	0.015	0.015	0.015
E.rozp.organický.monom.	0.005	0.005	0.005	0.010	0.005	0.005	0.005	0.005
F.partikulární	0.015	0.020	0.020	0.015	0.020	0.015	0.020	0.010
G.polym-koloid.,silně váz.	0.050	0.050	0.055	0.070	0.050	0.050	0.055	0.055
H.rozp.anorganický	0.080	0.075	0.080	0.105	0.090	0.075	0.085	0.085
I.rozp.anorgan.monom.	0.040	0.035	0.040	0.045	0.050	0.035	0.040	0.040
Testy agregace								
MA	0.269	0.286	0.315	0.265	0.229	0.207	0.299	0.235
MI	0.322	0.317	0.333	0.257	0.341	0.351	0.304	0.349
PRI	0.378	0.368	0.322	0.437	0.393	0.418	0.362	0.384
NEA	0.030	0.029	0.029	0.042	0.036	0.024	0.035	0.032
αAl [-]	0.970	0.971	0.971	0.958	0.964	0.976	0.965	0.968

Tab.128. Optimalizace parametrů úpravy – směsná surová voda 23.1.2006 (dávka síranu hlinitého – 0,038 mmol.l⁻¹, dávka Ca(OH)₂ – 0,041 mmol.l⁻¹)

síran hlinitý (23.1.2006)	1	2	3	4	5	6	7	8
Magnaflok LT 20 [mg.l ⁻¹]	-	0.025	0.050	-	-	-	-	-
G [s ⁻¹]	100	100	100	100	100	100	40	200
t [s]	900	900	900	300	600	1200	900	900
pH [-]	5.85	5.87	5.88	5.82	5.80	5.85	5.85	5.82
KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	0.220	0.225	0.230	0.221	0.218	0.220	0.222	0.220
CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	2.183	2.224	2.298	2.320	2.248	2.150	2.251	2.200
DOC [mg.l ⁻¹]	2.850	2.903	3.022	3.050	2.903	2.820	2.878	2.880
Al [mg.l ⁻¹]	0.080	0.080	0.090	0.110	0.085	0.080	0.090	0.085
Frakce hliníku [mg.l⁻¹]								
A.celkový reaktivní	0.090	0.095	0.100	0.120	0.095	0.095	0.105	0.090
B.celkový rozpuštěný	0.080	0.080	0.085	0.090	0.085	0.080	0.090	0.085
C.rozpuštěný monomerní	0.075	0.070	0.075	0.080	0.080	0.070	0.075	0.075
D.rozpuštěný organický	0.020	0.020	0.025	0.025	0.020	0.025	0.020	0.020
E.rozp.organický.monom.	0.020	0.020	0.020	0.020	0.020	0.020	0.020	0.020
F.partikulární	0.010	0.015	0.015	0.030	0.010	0.015	0.015	0.005
G.polym-koloid.,silně váz.	0.005	0.010	0.010	0.010	0.005	0.010	0.015	0.010
H.rozp.anorganický	0.060	0.060	0.060	0.065	0.065	0.055	0.070	0.065
I.rozp.anorgan.monom.	0.055	0.050	0.055	0.060	0.060	0.050	0.055	0.055
Testy agregace								
MA	0.187	0.230	0.254	0.180	0.194	0.139	0.212	0.163
MI	0.374	0.355	0.394	0.335	0.349	0.405	0.344	0.392
PRI	0.402	0.379	0.318	0.429	0.409	0.426	0.400	0.408
NEA	0.037	0.035	0.034	0.057	0.048	0.030	0.044	0.038
αAl [-]	0.963	0.965	0.966	0.943	0.952	0.970	0.956	0.963

Tab.129. Optimalizace parametrů úpravy – směsná surová voda 6.4.2006 (dávka síranu hlinitého – 0,064 mmol.l⁻¹, dávka Ca(OH)₂ – 0,081 mmol.l⁻¹)

síran hlinitý (6.4.2006)	1	2	3	4	5	6	7	8
Magnaflok LT 20 [mg.l ⁻¹]	-	0.025	0.050	-	-	-	-	-
G [s ⁻¹]	100	100	100	100	100	100	40	200
t [s]	900	900	900	300	600	1200	900	900
pH [-]	5.86	5.86	5.88	5.85	5.83	5.86	5.87	5.85
KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	0.222	0.220	0.221	0.220	0.222	0.220	0.224	0.223
CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	2.140	2.204	2.278	2.300	2.221	2.125	2.217	2.150
DOC [mg.l ⁻¹]	2.781	2.855	2.977	3.020	2.803	2.746	2.840	2.773
Al [mg.l ⁻¹]	0.065	0.065	0.080	0.095	0.075	0.065	0.075	0.070
Frakce hliníku [mg.l⁻¹]								
A.celkový reaktivní	0.080	0.085	0.095	0.110	0.090	0.080	0.090	0.080
B.celkový rozpuštěný	0.035	0.035	0.040	0.045	0.045	0.035	0.040	0.040
C.rozpuštěný monomerní	0.020	0.015	0.020	0.030	0.025	0.020	0.025	0.020
D.rozpuštěný organický	0.010	0.010	0.015	0.010	0.010	0.015	0.010	0.010
E.rozp.organický.monom.	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	0.010	0.005	0.005
F.partikulární	0.045	0.050	0.055	0.065	0.045	0.045	0.050	0.040
G.polym-koloid.,silně váz.	0.015	0.020	0.020	0.015	0.020	0.015	0.015	0.020
H.rozp.anorganický	0.025	0.025	0.025	0.035	0.035	0.020	0.030	0.030
I.rozp.anorgan.monom.	0.015	0.010	0.015	0.025	0.020	0.010	0.020	0.015
Testy agregace								
MA	0.225	0.275	0.278	0.152	0.166	0.195	0.253	0.154
MI	0.376	0.366	0.397	0.398	0.402	0.444	0.372	0.429
PRI	0.380	0.342	0.308	0.417	0.405	0.345	0.349	0.398
NEA	0.018	0.018	0.017	0.034	0.027	0.015	0.026	0.019
αAl [-]	0.982	0.982	0.983	0.966	0.973	0.985	0.974	0.981

Tab.130. Optimalizace parametrů úpravy – směsná surová voda 26.4.2006 (dávka síranu hlinitého – 0,075 mmol.l⁻¹, dávka Ca(OH)₂ – 0,097 mmol.l⁻¹)

síran hlinitý (26.4.2006)	1	2	3	4	5	6	7	8
Magnaflok LT 20 [mg.l ⁻¹]	-	0.025	0.050	-	-	-	-	-
G [s ⁻¹]	100	100	100	100	100	100	40	200
t [s]	900	900	900	300	600	1200	900	900
pH [-]	5.77	5.76	5.72	5.75	5.78	5.81	5.77	5.78
KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	0.213	0.211	0.210	0.209	0.210	0.212	0.212	0.231
CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	2.220	2.204	2.320	2.328	2.250	2.163	2.277	2.200
DOC [mg.l ⁻¹]	2.922	2.951	3.010	3.104	3.050	2.905	2.956	2.937
Al [mg.l ⁻¹]	0.105	0.105	0.110	0.120	0.115	0.100	0.120	0.105
Frakce hliníku [mg.l⁻¹]								
A.celkový reaktivní	0.115	0.120	0.120	0.130	0.115	0.115	0.125	0.110
B.celkový rozpuštěný	0.105	0.105	0.105	0.115	0.105	0.105	0.110	0.105
C.rozpuštěný monomerní	0.045	0.040	0.040	0.050	0.045	0.045	0.050	0.045
D.rozpuštěný organický	0.030	0.030	0.035	0.030	0.025	0.040	0.030	0.030
E.rozp.organický.monom.	0.015	0.015	0.015	0.010	0.010	0.020	0.015	0.015
F.partikulární	0.010	0.015	0.015	0.015	0.010	0.010	0.015	0.005
G.polym-koloid.,silně váz.	0.060	0.065	0.065	0.065	0.060	0.060	0.060	0.060
H.rozp.anorganický	0.075	0.075	0.070	0.085	0.080	0.065	0.080	0.075
I.rozp.anorgan.monom.	0.030	0.025	0.025	0.040	0.035	0.025	0.035	0.030
Testy agregace								
MA	0.275	0.324	0.342	0.291	0.283	0.183	0.321	0.244
MI	0.423	0.433	0.461	0.33	0.344	0.496	0.384	0.452
PRI	0.278	0.217	0.173	0.341	0.339	0.304	0.266	0.279
NEA	0.024	0.027	0.024	0.038	0.033	0.017	0.029	0.025
αAl [-]	0.976	0.973	0.976	0.962	0.967	0.983	0.971	0.975

Tab.131. Optimalizace parametrů úpravy – směsná surová voda 11.5.2006 (dávka síranu hlinitého – 0,083 mmol.l⁻¹, dávka Ca(OH)₂ – 0,106 mmol.l⁻¹)

síran hlinitý (11.5.2006)	1	2	3	4	5	6	7	8
Magnaflok LT20 [mg.l ⁻¹]	-	0.025	0.050	-	-	-	-	-
G [s ⁻¹]	100	100	100	100	100	100	40	200
t [s]	900	900	900	300	600	1200	900	900
pH [-]	5.83	5.84	5.79	5.82	5.80	5.85	5.82	5.83
KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	0.212	0.211	0.200	0.211	0.208	0.210	0.208	0.212
CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	2.380	2.365	2.397	2.450	2.411	2.280	2.382	2.362
DOC [mg.l ⁻¹]	3.053	3.061	3.095	3.150	3.122	3.010	3.024	3.047
Al [mg.l ⁻¹]	0.110	0.115	0.115	0.130	0.120	0.100	0.115	0.110
Frakce hliníku [mg.l⁻¹]								
A.celkový reaktivní	0.120	0.125	0.130	0.140	0.130	0.115	0.130	0.115
B.celkový rozpuštěný	0.105	0.105	0.105	0.120	0.110	0.100	0.110	0.105
C.rozpuštěný monomerní	0.045	0.040	0.035	0.055	0.050	0.040	0.050	0.045
D.rozpuštěný organický	0.030	0.030	0.025	0.030	0.030	0.030	0.030	0.030
E.rozp.organický.monom.	0.015	0.015	0.010	0.015	0.015	0.015	0.015	0.015
F.partikulární	0.015	0.020	0.025	0.020	0.020	0.015	0.020	0.010
G.polym-koloid.,silně váz.	0.060	0.065	0.070	0.065	0.060	0.060	0.060	0.060
H.rozp.anorganický	0.075	0.075	0.080	0.090	0.080	0.070	0.080	0.075
I.rozp.anorgan.monom.	0.030	0.025	0.025	0.040	0.035	0.025	0.035	0.030
Testy agregace								
MA	0.298	0.315	0.330	0.286	0.296	0.264	0.349	0.261
MI	0.438	0.430	0.452	0.377	0.401	0.478	0.391	0.477
PRI	0.241	0.233	0.198	0.287	0.263	0.241	0.220	0.238
NEA	0.023	0.022	0.020	0.050	0.040	0.017	0.041	0.023
αAl [-]	0.977	0.978	0.980	0.950	0.960	0.983	0.959	0.977

Tab.132. Optimalizace parametrů úpravy – směsná surová voda 5.5.2005 (dávka síranu železitého – 0,068 mmol.l⁻¹, dávka Ca(OH)₂ – 0,114 mmol.l⁻¹)

síran železitý (5.5.2005)	1	2	3	4	5	6	7	8
Magnaflok LT20 [mg.l ⁻¹]	-	0.025	0.050	-	-	-	-	-
G [s ⁻¹]	100	100	100	100	100	100	40	200
t [s]	900	900	900	300	600	1200	900	900
pH [-]	5.65	5.62	5.64	5.60	5.65	5.64	5.67	5.64
KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	0.231	0.230	0.231	0.227	0.230	0.230	0.235	0.230
CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	2.220	2.248	2.320	2.343	2.240	2.183	2.300	2.218
DOC [mg.l ⁻¹]	2.922	2.951	3.050	3.092	2.939	2.900	2.988	2.943
Al [mg.l ⁻¹]	0.070	0.070	0.075	0.085	0.070	0.075	0.080	0.070
Fe [mg.l ⁻¹]	0.17	0.17	0.18	0.27	0.24	0.16	0.18	0.17
Frakce hliníku [mg.l⁻¹]								
A.celkový reaktivní	0.080	0.080	0.085	0.095	0.080	0.080	0.090	0.085
B.celkový rozpuštěný	0.065	0.060	0.065	0.070	0.065	0.065	0.065	0.065
C.rozpuštěný monomerní	0.035	0.035	0.035	0.035	0.035	0.040	0.035	0.035
D.rozpuštěný organický	0.030	0.030	0.030	0.030	0.030	0.030	0.030	0.030
E.rozp.organický.monom.	0.020	0.020	0.025	0.020	0.020	0.020	0.020	0.015
F.partikulární	0.015	0.020	0.020	0.025	0.015	0.015	0.025	0.020
G.polym-koloid.,silně váz.	0.030	0.025	0.030	0.035	0.030	0.025	0.030	0.030
H.rozp.anorganický	0.035	0.030	0.035	0.040	0.035	0.035	0.035	0.035
I.rozp.anorgan.monom.	0.015	0.015	0.010	0.015	0.015	0.020	0.015	0.020
Testy agregace								
MA	0.189	0.222	0.237	0.173	0.177	0.164	0.203	0.164
MI	0.388	0.355	0.392	0.366	0.379	0.401	0.381	0.408
PRI	0.402	0.403	0.353	0.428	0.415	0.419	0.392	0.407
NEA	0.021	0.020	0.019	0.033	0.029	0.016	0.024	0.022
αFe [-]	0.979	0.980	0.981	0.967	0.971	0.984	0.976	0.978

Tab.133. Optimalizace parametrů úpravy – směsná surová voda 1.7.2005 (dávka síranu železitého – 0,059 mmol.l⁻¹, dávka Ca(OH)₂ – 0,097 mmol.l⁻¹)

síran železitý (1.7.2005)	1	2	3	4	5	6	7	8
Magnaflok LT20 [mg.l ⁻¹]	-	0.025	0.050	-	-	-	-	-
G [s ⁻¹]	100	100	100	100	100	100	40	200
t [s]	900	900	900	300	600	1200	900	900
pH [-]	5.62	5.60	5.65	5.62	5.64	5.60	5.65	5.64
KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	0.222	0.223	0.223	0.220	0.221	0.217	0.220	0.222
CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	2.350	2.383	2.454	2.438	2.370	2.303	2.421	2.340
DOC [mg.l ⁻¹]	2.899	2.948	3.080	3.062	2.943	2.855	2.980	2.917
Al [mg.l ⁻¹]	0.080	0.080	0.085	0.095	0.080	0.075	0.090	0.085
Fe [mg.l ⁻¹]	0.16	0.16	0.17	0.24	0.21	0.15	0.16	0.16
Frakce hliníku [mg.l⁻¹]								
A.celkový reaktivní	0.095	0.090	0.100	0.105	0.095	0.090	0.100	0.090
B.celkový rozpuštěný	0.050	0.050	0.050	0.065	0.050	0.040	0.055	0.050
C.rozpuštěný monomerní	0.030	0.030	0.030	0.030	0.030	0.030	0.030	0.030
D.rozpuštěný organický	0.020	0.020	0.025	0.020	0.020	0.015	0.020	0.020
E.rozp.organický.monom.	0.015	0.015	0.015	0.015	0.015	0.015	0.015	0.015
F.partikulární	0.045	0.040	0.050	0.040	0.045	0.050	0.045	0.040
G.polym-koloid.,silně váz.	0.020	0.020	0.020	0.035	0.020	0.010	0.025	0.020
H.rozp.anorganický	0.030	0.030	0.025	0.045	0.030	0.025	0.035	0.030
I.rozp.anorgan.monom.	0.015	0.015	0.015	0.015	0.015	0.015	0.015	0.015
Testy agregace								
MA	0.278	0.307	0.319	0.268	0.288	0.257	0.291	0.254
MI	0.299	0.294	0.306	0.265	0.265	0.317	0.282	0.311
PRI	0.398	0.376	0.353	0.433	0.415	0.407	0.398	0.410
NEA	0.024	0.023	0.022	0.034	0.031	0.019	0.029	0.025
αFe [-]	0.976	0.977	0.978	0.966	0.969	0.981	0.971	0.975

Tab.134. Optimalizace parametrů úpravy – směsná surová voda 25.10.2005 (dávka síranu železitého – 0,063 mmol.l⁻¹, dávka Ca(OH)₂ – 0,106 mmol.l⁻¹)

síran železitý (25.10.2005)	1	2	3	4	5	6	7	8
Magnaflok LT20 [mg.l ⁻¹]	-	0.025	0.050	-	-	-	-	-
G [s ⁻¹]	100	100	100	100	100	100	40	200
t [s]	900	900	900	300	600	1200	900	900
pH [-]	5.67	5.68	5.70	5.65	5.67	5.65	5.66	5.70
KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	0.218	0.221	0.220	0.220	0.220	0.219	0.218	0.220
CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	2.240	2.280	2.365	2.404	2.278	2.200	2.321	2.250
DOC [mg.l ⁻¹]	2.801	2.904	3.002	3.097	2.850	2.721	2.916	2.800
Al [mg.l ⁻¹]	0.090	0.090	0.095	0.110	0.095	0.090	0.100	0.090
Fe [mg.l ⁻¹]	0.15	0.15	0.16	0.21	0.17	0.14	0.17	0.15
Frakce hliníku [mg.l⁻¹]								
A.celkový reaktivní	0.095	0.095	0.105	0.120	0.100	0.100	0.110	0.100
B.celkový rozpuštěný	0.060	0.060	0.060	0.075	0.065	0.060	0.070	0.060
C.rozpuštěný monomerní	0.040	0.040	0.040	0.045	0.040	0.040	0.040	0.040
D.rozpuštěný organický	0.030	0.030	0.030	0.035	0.030	0.030	0.030	0.030
E.rozp.organický.monom.	0.025	0.025	0.025	0.025	0.025	0.025	0.025	0.025
F.partikulární	0.035	0.035	0.045	0.045	0.035	0.040	0.040	0.040
G.polym-koloid.,silně váz.	0.020	0.020	0.020	0.030	0.025	0.020	0.030	0.020
H.rozp.anorganický	0.030	0.030	0.030	0.040	0.035	0.030	0.040	0.030
I.rozp.anorgan.monom.	0.015	0.015	0.015	0.020	0.015	0.015	0.015	0.015
Testy agregace								
MA	0.295	0.330	0.355	0.285	0.278	0.247	0.326	0.262
MI	0.291	0.267	0.315	0.242	0.281	0.322	0.267	0.315
PRI	0.393	0.383	0.310	0.435	0.413	0.414	0.382	0.401
NEA	0.021	0.020	0.020	0.038	0.028	0.017	0.025	0.022
αFe [-]	0.979	0.980	0.980	0.962	0.972	0.983	0.975	0.978

Tab.135. Optimalizace parametrů úpravy – směsná surová voda 23.1.2006 (dávka síranu železitého – 0,036 mmol.l⁻¹, dávka Ca(OH)₂ – 0,077 mmol.l⁻¹)

síran železitý (23.1.2006)	1	2	3	4	5	6	7	8
Magnaflok LT20 [mg.l ⁻¹]	-	0.025	0.050	-	-	-	-	-
G [s ⁻¹]	100	100	100	100	100	100	40	200
t [s]	900	900	900	300	600	1200	900	900
pH [-]	5.70	5.72	5.74	5.70	5.68	5.71	5.70	5.74
KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	0.212	0.210	0.211	0.210	0.208	0.210	0.212	0.210
CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	2.204	2.271	2.322	2.350	2.278	2.170	2.305	2.211
DOC [mg.l ⁻¹]	2.780	2.852	2.980	3.005	2.850	2.747	2.877	2.780
Al [mg.l ⁻¹]	0.080	0.080	0.085	0.100	0.080	0.080	0.090	0.085
Fe [mg.l ⁻¹]	0.17	0.17	0.17	0.24	0.20	0.16	0.19	0.18
Frakce hliníku [mg.l⁻¹]								
A.celkový reaktivní	0.090	0.090	0.095	0.110	0.090	0.095	0.105	0.095
B.celkový rozpuštěný	0.065	0.065	0.065	0.075	0.070	0.065	0.070	0.065
C.rozpuštěný monomerní	0.050	0.050	0.050	0.060	0.055	0.050	0.050	0.055
D.rozpuštěný organický	0.040	0.040	0.040	0.040	0.040	0.040	0.040	0.040
E.rozp.organický.monom.	0.040	0.040	0.040	0.040	0.040	0.040	0.040	0.040
F.partikulární	0.025	0.025	0.030	0.035	0.020	0.030	0.035	0.030
G.polym-koloid.,silně váz.	0.015	0.015	0.015	0.015	0.015	0.015	0.020	0.010
H.rozp.anorganický	0.025	0.025	0.025	0.035	0.030	0.025	0.030	0.025
I.rozp.anorgan.monom.	0.010	0.010	0.010	0.020	0.015	0.010	0.010	0.015
Testy agregace								
MA	0.247	0.276	0.296	0.222	0.238	0.226	0.265	0.235
MI	0.332	0.322	0.359	0.292	0.307	0.359	0.312	0.339
PRI	0.380	0.361	0.304	0.433	0.408	0.380	0.379	0.384
NEA	0.041	0.041	0.041	0.053	0.047	0.035	0.045	0.042
αFe [-]	0.959	0.959	0.959	0.947	0.953	0.965	0.955	0.958

Tab.136. Optimalizace parametrů úpravy – směsná surová voda 6.4.2006 (dávka síranu železitého – 0,068 mmol.l⁻¹, dávka Ca(OH)₂ – 0,106 mmol.l⁻¹)

síran železitý (6.4.2006)	1	2	3	4	5	6	7	8
Magnaflok LT20 [mg.l ⁻¹]	-	0.025	0.050	-	-	-	-	-
G [s ⁻¹]	100	100	100	100	100	100	40	200
t [s]	900	900	900	300	600	1200	900	900
pH [-]	5.69	5.71	5.74	5.70	5.72	5.68	5.71	5.73
KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	0.202	0.202	0.203	0.202	0.200	0.198	0.200	0.205
CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	2.120	2.151	2.257	2.281	2.160	2.105	2.204	2.140
DOC [mg.l ⁻¹]	2.803	2.882	2.978	3.030	2.856	2.780	2.851	2.822
Al [mg.l ⁻¹]	0.050	0.055	0.060	0.085	0.065	0.050	0.070	0.050
Fe [mg.l ⁻¹]	0.18	0.18	0.19	0.25	0.19	0.18	0.19	0.18
Frakce hliníku [mg.l⁻¹]								
A.celkový reaktivní	0.055	0.060	0.070	0.100	0.075	0.060	0.080	0.055
B.celkový rozpuštěný	0.030	0.035	0.040	0.060	0.045	0.035	0.045	0.035
C.rozpuštěný monomerní	0.020	0.025	0.030	0.035	0.030	0.025	0.035	0.020
D.rozpuštěný organický	0.020	0.020	0.025	0.025	0.025	0.020	0.030	0.020
E.rozp.organický.monom.	0.015	0.015	0.015	0.020	0.015	0.015	0.020	0.015
F.partikulární	0.025	0.025	0.030	0.040	0.030	0.025	0.035	0.020
G.polym-koloid.,silně váz.	0.010	0.010	0.010	0.025	0.015	0.010	0.010	0.015
H.rozp.anorganický	0.010	0.015	0.015	0.035	0.020	0.015	0.015	0.015
I.rozp.anorgan.monom.	0.005	0.010	0.015	0.015	0.015	0.010	0.015	0.005
Testy agregace								
MA	0.247	0.264	0.276	0.212	0.254	0.209	0.270	0.229
MI	0.332	0.325	0.355	0.329	0.309	0.349	0.318	0.318
PRI	0.399	0.389	0.347	0.423	0.409	0.425	0.386	0.430
NEA	0.022	0.022	0.022	0.036	0.028	0.017	0.027	0.022
αFe [-]	0.978	0.978	0.978	0.964	0.972	0.983	0.973	0.978

Tab.137. Optimalizace parametrů úpravy – směsná surová voda 26.4.2006 (dávka síranu železitého – 0,077 mmol.l⁻¹, dávka Ca(OH)₂ – 0,122 mmol.l⁻¹)

síran železitý (26.4.2006)	1	2	3	4	5	6	7	8
Magnaflok LT20 [mg.l ⁻¹]	-	0.025	0.050	-	-	-	-	-
G [s ⁻¹]	100	100	100	100	100	100	40	200
t [s]	900	900	900	300	600	1200	900	900
pH [-]	5.62	5.63	5.60	5.63	5.62	5.65	5.62	5.64
KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	0.210	0.211	0.210	0.212	0.210	0.210	0.209	0.212
CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	1.942	2.020	2.104	2.078	1.937	1.980	1.952	1.950
DOC [mg.l ⁻¹]	2.842	2.884	2.996	3.006	2.950	2.841	2.921	2.840
Al [mg.l ⁻¹]	0.080	0.080	0.085	0.085	0.085	0.080	0.080	0.080
Fe [mg.l ⁻¹]	0.18	0.18	0.18	0.25	0.22	0.17	0.20	0.18
Frakce hliníku [mg.l⁻¹]								
A.celkový reaktivní	0.085	0.090	0.095	0.095	0.090	0.090	0.085	0.085
B.celkový rozpuštěný	0.035	0.035	0.040	0.045	0.040	0.035	0.035	0.030
C.rozpuštěný monomerní	0.030	0.030	0.035	0.035	0.030	0.030	0.030	0.030
D.rozpuštěný organický	0.010	0.010	0.015	0.015	0.010	0.010	0.010	0.010
E.rozp.organický.monom.	0.010	0.010	0.010	0.010	0.010	0.010	0.010	0.010
F.partikulární	0.050	0.055	0.055	0.050	0.050	0.055	0.050	0.055
G.polym-koloid.,silně váz.	0.005	0.005	0.005	0.010	0.010	0.005	0.005	0.000
H.rozp.anorganický	0.025	0.025	0.025	0.030	0.030	0.025	0.025	0.020
I.rozp.anorgan.monom.	0.020	0.020	0.025	0.025	0.020	0.020	0.020	0.020
Testy agregace								
MA	0.225	0.252	0.295	0.224	0.221	0.200	0.257	0.198
MI	0.389	0.374	0.412	0.335	0.358	0.429	0.460	0.432
PRI	0.366	0.353	0.272	0.399	0.387	0.356	0.251	0.350
NEA	0.019	0.020	0.022	0.042	0.034	0.015	0.032	0.020
αFe [-]	0.981	0.980	0.978	0.958	0.966	0.985	0.968	0.980

Tab.138. Optimalizace parametrů úpravy – směsná surová voda 11.5.2006 (dávka síranu železitého – 0,081 mmol.l⁻¹, dávka Ca(OH)₂ – 0,130 mmol.l⁻¹)

síran železitý (11.5.2006)	1	2	3	4	5	6	7	8
Magnaflok LT20 [mg.l ⁻¹]	-	0.025	0.050	-	-	-	-	-
G [s ⁻¹]	100	100	100	100	100	100	40	200
t [s]	900	900	900	300	600	1200	900	900
pH [-]	5.69	5.67	5.65	5.70	5.70	5.72	5.69	5.70
KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	0.203	0.202	0.201	0.200	0.203	0.200	0.200	0.204
CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	2.240	2.280	2.346	2.418	2.201	2.280	2.298	2.220
DOC [mg.l ⁻¹]	2.881	2.952	3.020	3.078	2.980	2.852	2.950	2.854
Al [mg.l ⁻¹]	0.085	0.090	0.090	0.110	0.090	0.080	0.085	0.085
Fe [mg.l ⁻¹]	0.15	0.15	0.17	0.21	0.19	0.14	0.16	0.15
Frakce hliníku [mg.l⁻¹]								
A.celkový reaktivní	0.095	0.100	0.100	0.120	0.095	0.090	0.090	0.095
B.celkový rozpuštěný	0.040	0.040	0.045	0.065	0.040	0.040	0.040	0.040
C.rozpuštěný monomerní	0.030	0.030	0.030	0.035	0.030	0.030	0.025	0.030
D.rozpuštěný organický	0.010	0.010	0.015	0.020	0.010	0.010	0.010	0.015
E.rozp.organický.monom.	0.010	0.010	0.010	0.010	0.010	0.010	0.010	0.010
F.partikulární	0.055	0.060	0.055	0.055	0.055	0.050	0.050	0.055
G.polym-koloid.,silně váz.	0.010	0.010	0.015	0.030	0.010	0.010	0.015	0.010
H.rozp.anorganický	0.030	0.030	0.030	0.045	0.030	0.030	0.030	0.025
I.rozp.anorgan.monom.	0.020	0.020	0.020	0.025	0.020	0.020	0.015	0.020
Testy agregace								
MA	0.267	0.293	0.327	0.249	0.261	0.237	0.288	0.246
MI	0.489	0.462	0.503	0.475	0.481	0.520	0.470	0.509
PRI	0.228	0.230	0.158	0.244	0.234	0.232	0.222	0.229
NEA	0.016	0.015	0.012	0.031	0.023	0.012	0.021	0.016
αFe [-]	0.984	0.985	0.988	0.969	0.977	0.988	0.979	0.984

Tab.139. Optimalizace parametrů úpravy – směsná surová voda 24.10.2006 (dávka síranu hlinitého – 0,053 mmol.l⁻¹, dávka Ca(OH)₂ – 0,049 mmol.l⁻¹)

síran hlinitý (24.10.2006)	1	2	3	4	5	6	7	8
Magnaflok LT 20 [mg.l ⁻¹]	-	0.025	0.050	-	-	-	-	-
G [s ⁻¹]	100	100	100	100	100	100	40	200
t [s]	900	900	900	300	600	1200	900	900
pH [-]	5.88	5.89	5.79	5.85	5.89	5.85	5.87	5.82
KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	0.220	0.222	0.220	0.218	0.221	0.220	0.218	0.217
CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	2.241	2.251	2.300	2.378	2.321	2.200	2.304	2.220
DOC [mg.l ⁻¹]	2.981	2.980	3.019	3.096	3.050	2.947	3.020	2.977
Al [mg.l ⁻¹]	0.075	0.080	0.080	0.100	0.095	0.070	0.090	0.075
Frakce hliníku [mg.l⁻¹]								
A.celkový reaktivní	0.090	0.095	0.095	0.110	0.090	0.090	0.100	0.090
B.celkový rozpuštěný	0.085	0.085	0.085	0.100	0.085	0.085	0.090	0.085
C.rozpuštěný monomerní	0.030	0.025	0.030	0.040	0.030	0.030	0.035	0.030
D.rozpuštěný organický	0.020	0.020	0.025	0.025	0.015	0.025	0.020	0.020
E.rozp.organický.monom.	0.015	0.015	0.015	0.020	0.010	0.020	0.015	0.015
F.partikulární	0.005	0.010	0.010	0.010	0.005	0.005	0.010	0.005
G.polym-koloid.,silně váz.	0.055	0.060	0.055	0.060	0.055	0.055	0.055	0.055
H.rozp.anorganický	0.065	0.065	0.060	0.075	0.070	0.060	0.070	0.065
I.rozp.anorgan.monom.	0.015	0.010	0.015	0.020	0.020	0.010	0.020	0.015
Testy agregace								
MA	0.226	0.278	0.318	0.210	0.238	0.201	0.236	0.164
MI	0.419	0.395	0.393	0.332	0.338	0.463	0.406	0.481
PRI	0.339	0.313	0.276	0.410	0.383	0.324	0.332	0.339
NEA	0.016	0.014	0.013	0.049	0.040	0.012	0.026	0.017
αAl [-]	0.984	0.986	0.987	0.951	0.960	0.988	0.974	0.983

Tab.140. Optimalizace parametrů úpravy – směsná surová voda 24.10.2006 (dávka síranu železitého – 0,054 mmol.l⁻¹, dávka Ca(OH)₂ – 0,093 mmol.l⁻¹)

síran železitý(24.10.2006)	1	2	3	4	5	6	7	8
Magnaflok LT20 [mg.l ⁻¹]	-	0.025	0.050	-	-	-	-	-
G [s ⁻¹]	100	100	100	100	100	100	40	200
t [s]	900	900	900	300	600	1200	900	900
pH [-]	5.68	5.68	5.60	5.65	5.69	5.67	5.68	5.67
KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	0.210	0.210	0.211	0.208	0.212	0.210	0.210	0.211
CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	2.223	2.264	2.296	2.370	2.280	2.203	2.247	2.220
DOC [mg.l ⁻¹]	2.903	2.980	3.051	3.120	3.003	2.880	2.956	2.911
Al [mg.l ⁻¹]	0.060	0.060	0.065	0.080	0.060	0.055	0.060	0.065
Fe [mg.l ⁻¹]	0.16	0.16	0.17	0.25	0.20	0.15	0.19	0.17
Frakce hliníku [mg.l⁻¹]								
A.celkový reaktivní	0.075	0.075	0.080	0.090	0.080	0.070	0.075	0.080
B.celkový rozpuštěný	0.050	0.050	0.050	0.060	0.055	0.050	0.050	0.050
C.rozpuštěný monomerní	0.030	0.030	0.030	0.035	0.030	0.030	0.030	0.035
D.rozpuštěný organický	0.025	0.025	0.030	0.025	0.025	0.025	0.025	0.025
E.rozp.organický.monom.	0.020	0.020	0.020	0.020	0.020	0.020	0.020	0.020
F.partikulární	0.025	0.025	0.030	0.030	0.025	0.020	0.025	0.030
G.polym-koloid.,silně váz.	0.020	0.020	0.020	0.025	0.025	0.020	0.020	0.015
H.rozp.anorganický	0.025	0.025	0.020	0.035	0.030	0.025	0.025	0.025
I.rozp.anorgan.monom.	0.010	0.010	0.010	0.015	0.010	0.010	0.010	0.015
Testy agregace								
MA	0.235	0.268	0.318	0.189	0.213	0.208	0.284	0.208
MI	0.348	0.313	0.382	0.321	0.343	0.375	0.303	0.383
PRI	0.391	0.402	0.273	0.443	0.407	0.400	0.376	0.383
NEA	0.026	0.018	0.027	0.047	0.037	0.017	0.037	0.025
αFe [-]	0.974	0.982	0.973	0.953	0.963	0.983	0.963	0.975

Tab.141. Optimalizace parametrů úpravy – směsná surová voda 26.4.2006 (dávka PAX-18 – 0,114 mmol.l⁻¹, dávka Ca(OH)₂ – 0,101 mmol.l⁻¹)

PAX-18 (26.4.2006)	1	2	3	4	5	6	7	8
Magnaflok LT 20 [mg.l ⁻¹]	-	0.025	0.050	-	-	-	-	-
G [s ⁻¹]	100	100	100	100	100	100	40	200
t [s]	900	900	900	300	600	1200	900	900
pH [-]	5.92	5.90	5.89	5.90	5.93	5.95	5.91	5.92
KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	0.221	0.222	0.220	0.218	0.220	0.219	0.221	0.220
CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	2.164	2.220	2.263	2.278	2.200	2.132	2.170	2.146
DOC [mg.l ⁻¹]	2.830	2.971	3.020	3.047	2.950	2.797	2.880	2.849
Al [mg.l ⁻¹]	0.145	0.140	0.145	0.165	0.155	0.140	0.155	0.150
Frakce hliníku [mg.l⁻¹]								
A.celkový reaktivní	0.155	0.155	0.160	0.175	0.165	0.155	0.165	0.155
B.celkový rozpuštěný	0.120	0.120	0.120	0.135	0.120	0.120	0.120	0.120
C.rozpuštěný monomerní	0.080	0.080	0.080	0.090	0.080	0.080	0.080	0.080
D.rozpuštěný organický	0.070	0.070	0.070	0.075	0.070	0.070	0.070	0.070
E.rozp.organický.monom.	0.045	0.045	0.045	0.045	0.045	0.045	0.045	0.045
F.partikulární	0.035	0.035	0.040	0.040	0.045	0.035	0.045	0.035
G.polym-koloid.,silně váz.	0.040	0.040	0.040	0.045	0.040	0.040	0.040	0.040
H.rozp.anorganický	0.050	0.050	0.050	0.060	0.050	0.050	0.050	0.050
I.rozp.anorgan.monom.	0.035	0.035	0.035	0.045	0.035	0.035	0.035	0.035
Testy agregace								
MA	0.357	0.391	0.401	0.324	0.341	0.309	0.368	0.308
MI	0.370	0.395	0.391	0.364	0.361	0.418	0.406	0.438
PRI	0.253	0.194	0.190	0.280	0.271	0.260	0.208	0.235
NEA	0.019	0.019	0.018	0.032	0.027	0.014	0.017	0.019
αAl [-]	0.981	0.981	0.982	0.968	0.973	0.986	0.983	0.981

Tab.142. Optimalizace parametrů úpravy – směsná surová voda 11.5.2006 (dávka PAX-18 – 0,148 mmol.l⁻¹, dávka Ca(OH)₂ – 0,126 mmol.l⁻¹)

PAX-18 (11.5.2006)	1	2	3	4	5	6	7	8
Magnaflok LT 20 [mg.l ⁻¹]	-	0.025	0.050	-	-	-	-	-
G [s ⁻¹]	100	100	100	100	100	100	40	200
t [s]	900	900	900	300	600	1200	900	900
pH [-]	6.02	6.02	6.04	6.00	6.01	6.00	6.04	6.02
KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	0.217	0.218	0.220	0.220	0.220	0.217	0.222	0.218
CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	2.180	2.202	2.245	2.323	2.240	2.131	2.220	2.194
DOC [mg.l ⁻¹]	2.903	2.981	3.030	3.096	2.970	2.884	2.950	2.917
Al [mg.l ⁻¹]	0.115	0.120	0.120	0.140	0.125	0.110	0.120	0.115
Frakce hliníku [mg.l⁻¹]								
A.celkový reaktivní	0.125	0.125	0.130	0.150	0.135	0.120	0.135	0.125
B.celkový rozpuštěný	0.095	0.090	0.090	0.110	0.095	0.100	0.095	0.100
C.rozpuštěný monomerní	0.065	0.060	0.060	0.070	0.065	0.075	0.060	0.075
D.rozpuštěný organický	0.055	0.055	0.060	0.055	0.055	0.055	0.050	0.055
E.rozp.organický.monom.	0.035	0.035	0.035	0.035	0.035	0.035	0.030	0.035
F.partikulární	0.030	0.035	0.040	0.040	0.040	0.020	0.040	0.025
G.polym-koloid.,silně váz.	0.030	0.030	0.030	0.040	0.030	0.025	0.035	0.025
H.rozp.anorganický	0.040	0.035	0.030	0.055	0.040	0.045	0.045	0.045
I.rozp.anorgan.monom.	0.030	0.025	0.025	0.035	0.030	0.040	0.030	0.040
Testy agregace								
MA	0.330	0.370	0.404	0.300	0.320	0.308	0.386	0.297
MI	0.357	0.378	0.349	0.321	0.333	0.391	0.380	0.387
PRI	0.299	0.237	0.234	0.346	0.324	0.291	0.220	0.299
NEA	0.014	0.015	0.013	0.032	0.024	0.011	0.014	0.017
αAl [-]	0.986	0.985	0.987	0.968	0.976	0.989	0.986	0.983

Tab.143. Optimalizace parametrů úpravy – směsná surová voda 24.10.2006 (dávka PAX-18 – 0,114 mmol.l⁻¹, dávka Ca(OH)₂ – 0,101 mmol.l⁻¹)

PAX-18 (24.10.2006)	1	2	3	4	5	6	7	8
Magnaflok LT 20 [mg.l ⁻¹]	-	0.025	0.050	-	-	-	-	-
G [s ⁻¹]	100	100	100	100	100	100	40	200
t [s]	900	900	900	300	600	1200	900	900
pH [-]	5.98	5.96	5.99	5.97	5.98	6.03	5.99	5.97
KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	0.221	0.220	0.222	0.220	0.220	0.223	0.219	0.218
CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	2.300	2.348	2.420	2.485	2.339	2.260	2.350	2.312
DOC [mg.l ⁻¹]	3.024	3.060	3.145	3.217	3.080	2.973	3.090	3.044
Al [mg.l ⁻¹]	0.100	0.105	0.110	0.135	0.120	0.095	0.110	0.100
Frakce hliníku [mg.l⁻¹]								
A.celkový reaktivní	0.110	0.115	0.120	0.150	0.135	0.110	0.120	0.110
B.celkový rozpuštěný	0.100	0.100	0.100	0.115	0.100	0.100	0.105	0.105
C.rozpuštěný monomerní	0.085	0.080	0.080	0.090	0.085	0.090	0.085	0.095
D.rozpuštěný organický	0.030	0.030	0.035	0.035	0.030	0.030	0.030	0.030
E.rozp.organický.monom.	0.015	0.015	0.015	0.015	0.015	0.015	0.010	0.015
F.partikulární	0.010	0.015	0.020	0.035	0.035	0.010	0.015	0.005
G.polym-koloid.,silně váz.	0.015	0.020	0.020	0.025	0.015	0.010	0.020	0.010
H.rozp.anorganický	0.070	0.070	0.065	0.080	0.070	0.070	0.075	0.075
I.rozp.anorgan.monom.	0.070	0.065	0.065	0.075	0.070	0.075	0.075	0.080
Testy agregace								
MA	0.335	0.361	0.370	0.326	0.343	0.313	0.333	0.313
MI	0.342	0.361	0.366	0.306	0.310	0.349	0.370	0.365
PRI	0.308	0.264	0.248	0.337	0.325	0.325	0.280	0.305
NEA	0.016	0.014	0.016	0.031	0.022	0.013	0.017	0.016
αAl [-]	0.984	0.986	0.984	0.969	0.978	0.987	0.983	0.984

Tab.144. Optimalizace parametrů úpravy – směsná surová voda 26.4.2006 (dávka PAS-3 – 0,063 mmol.l⁻¹, dávka Ca(OH)₂ – 0,073 mmol.l⁻¹)

PAS-3 (26.4.2006)	1	2	3	4	5	6	7	8
Magnaflok LT 20 [mg.l ⁻¹]	-	0.025	0.050	-	-	-	-	-
G [s ⁻¹]	100	100	100	100	100	100	40	200
t [s]	900	900	900	300	600	1200	900	900
pH [-]	5.97	5.98	6.00	5.98	5.96	5.99	5.97	5.98
KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	0.210	0.211	0.212	0.210	0.208	0.210	0.208	0.210
CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	2.245	2.278	2.320	2.346	2.270	2.211	2.297	2.250
DOC [mg.l ⁻¹]	2.950	2.981	3.056	3.100	3.018	2.922	3.033	2.940
Al [mg.l ⁻¹]	0.100	0.105	0.110	0.125	0.115	0.095	0.110	0.100
Frakce hliníku [mg.l⁻¹]								
A.celkový reaktivní	0.105	0.115	0.120	0.140	0.130	0.105	0.120	0.105
B.celkový rozpuštěný	0.060	0.065	0.070	0.090	0.060	0.065	0.065	0.065
C.rozpuštěný monomerní	0.030	0.030	0.035	0.045	0.030	0.035	0.030	0.040
D.rozpuštěný organický	0.025	0.025	0.030	0.030	0.025	0.025	0.025	0.030
E.rozp.organický.monom.	0.020	0.020	0.020	0.025	0.020	0.020	0.020	0.020
F.partikulární	0.045	0.050	0.050	0.050	0.070	0.040	0.055	0.040
G.polym-koloid.,silně váz.	0.030	0.035	0.035	0.045	0.030	0.030	0.035	0.025
H.rozp.anorganický	0.035	0.040	0.040	0.060	0.035	0.040	0.040	0.035
I.rozp.anorgan.monom.	0.010	0.010	0.015	0.020	0.010	0.015	0.010	0.020
Testy agregace								
MA	0.314	0.343	0.357	0.284	0.292	0.299	0.341	0.298
MI	0.286	0.306	0.316	0.254	0.258	0.369	0.317	0.327
PRI	0.373	0.323	0.302	0.424	0.417	0.311	0.315	0.349
NEA	0.026	0.028	0.025	0.038	0.033	0.021	0.026	0.027
αAl [-]	0.974	0.972	0.975	0.962	0.967	0.979	0.974	0.973

Tab.145. Optimalizace parametrů úpravy – směsná surová voda 11.5.2006 (dávka PAS-3 – 0,072 mmol.l⁻¹, dávka Ca(OH)₂ – 0,081 mmol.l⁻¹)

PAS-3 (11.5.2006)	1	2	3	3	5	6	7	8
Magnaflok LT 20 [mg.l ⁻¹]	-	0.025	0.050	-	-	-	-	-
G [s ⁻¹]	100	100	100	100	100	100	40	200
t [s]	900	900	900	300	600	1200	900	900
pH [-]	5.95	5.95	5.94	5.96	5.90	5.92	5.93	5.96
KNK _{4,5} [mmol.l ⁻¹]	0.210	0.210	0.212	0.210	0.208	0.210	0.211	0.212
CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	2.302	2.351	2.390	2.448	2.331	2.260	2.307	2.290
DOC [mg.l ⁻¹]	3.004	3.050	3.099	3.180	3.056	2.971	3.050	3.022
Al [mg.l ⁻¹]	0.100	0.100	0.105	0.130	0.115	0.090	0.110	0.105
Frakce hliníku [mg.l⁻¹]								
A.celkový reaktivní	0.110	0.115	0.120	0.140	0.125	0.105	0.125	0.110
B.celkový rozpuštěný	0.050	0.050	0.050	0.065	0.050	0.050	0.055	0.055
C.rozpuštěný monomerní	0.030	0.025	0.025	0.040	0.030	0.030	0.030	0.040
D.rozpuštěný organický	0.020	0.020	0.025	0.020	0.020	0.020	0.020	0.020
E.rozp.organický.monom.	0.020	0.020	0.020	0.020	0.020	0.020	0.020	0.020
F.partikulární	0.060	0.065	0.070	0.075	0.075	0.055	0.070	0.055
G.polym-koloid.,silně váz.	0.020	0.025	0.025	0.025	0.020	0.020	0.025	0.015
H.rozp.anorganický	0.030	0.030	0.025	0.045	0.030	0.030	0.035	0.035
I.rozp.anorgan.monom.	0.010	0.005	0.005	0.020	0.010	0.010	0.010	0.020
Testy agregace								
MA	0.288	0.333	0.353	0.226	0.238	0.230	0.316	0.241
MI	0.333	0.361	0.365	0.360	0.354	0.366	0.359	0.368
PRI	0.354	0.280	0.258	0.378	0.378	0.384	0.300	0.364
NEA	0.024	0.026	0.024	0.037	0.030	0.020	0.025	0.027
αAl [-]	0.976	0.974	0.976	0.963	0.970	0.980	0.975	0.973

Tab.146. Optimalizace parametrů úpravy – směsná surová voda 24.10.2006 (dávka PAS-3 – 0,058 mmol.l⁻¹, dávka Ca(OH)₂ – 0,065 mmol.l⁻¹)

PAS-3 (24.10.2006)	1	2	3	4	5	6	7	8
Magnaflok LT 20 [mg.l ⁻¹]	-	0.025	0.050	-	-	-	-	-
G [s ⁻¹]	100	100	100	100	100	100	40	200
t [s]	900	900	900	300	600	1200	900	900
pH [-]	6.05	6.05	6.07	6.05	6.03	6.05	6.06	6.04
KNK _{4.5} [mmol.l ⁻¹]	0.213	0.210	0.213	0.210	0.211	0.210	0.213	0.212
CHSK _{Mn} [mg.l ⁻¹]	2.161	2.200	2.260	2.320	2.210	2.110	2.220	2.170
DOC [mg.l ⁻¹]	2.952	2.992	3.080	3.145	3.010	2.909	3.000	2.956
Al [mg.l ⁻¹]	0.080	0.085	0.085	0.110	0.095	0.075	0.085	0.080
Frakce hliníku [mg.l⁻¹]								
A.celkový reaktivní	0.090	0.095	0.100	0.120	0.110	0.085	0.090	0.090
B.celkový rozpuštěný	0.060	0.060	0.060	0.070	0.060	0.060	0.060	0.065
C.rozpuštěný monomerní	0.035	0.030	0.030	0.040	0.035	0.040	0.030	0.045
D.rozpuštěný organický	0.025	0.025	0.030	0.030	0.025	0.025	0.020	0.025
E.rozp.organický.monom.	0.020	0.020	0.025	0.020	0.020	0.020	0.010	0.020
F.partikulární	0.030	0.035	0.040	0.050	0.050	0.025	0.030	0.025
G.polym-koloid.,silně váz.	0.025	0.030	0.030	0.030	0.025	0.020	0.030	0.020
H.rozp.anorganický	0.035	0.035	0.030	0.040	0.035	0.035	0.040	0.040
I.rozp.anorgan.monom.	0.015	0.010	0.005	0.020	0.015	0.020	0.020	0.025
Testy agregace								
MA	0.285	0.317	0.339	0.251	0.269	0.245	0.320	0.235
MI	0.343	0.366	0.390	0.319	0.321	0.375	0.392	0.389
PRI	0.347	0.293	0.249	0.388	0.379	0.359	0.264	0.352
NEA	0.024	0.024	0.022	0.042	0.031	0.021	0.024	0.024
αAl [-]	0.976	0.973	0.978	0.958	0.969	0.979	0.976	0.976