



Univerzita Karlova v Praze

Přírodovědecká fakulta

Ústav pro životní prostředí

**OPTIMALIZACE ÚPRAVÁRENSKÉHO PROCESU
V JEDNOSTUPŇOVÉ ÚPRAVNĚ VODY**

diplomová práce

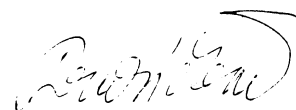
Dominika Roubíčková

srpen 2007

Na tomto místě bych ráda poděkovala všem, kdo přispěli k realizaci výzkumu a dokončení této práce. Zvláštní dík patří především školitelce Ing. Libuši Benešové, CSc. za cenné rady a připomínky, jak v průběhu samotného výzkumu, tak při sepisování této práce. Děkuji pracovníkům ÚV Hvězdička za umožnění odběru surové vody a laborantkám ÚŽP za pomoc při laboratorních pracích. V neposlední řadě děkuji své rodině za podporu během celého mého vysokoškolského studia.

Prohlašuji, že jsem tuto diplomovou práci vypracovala samostatně, s využitím uvedené literatury a informací, na něž odkazuji. Svoluji k jejímu zapůjčení s tím, že veškeré (i přejaté) informace budou řádně citovány.

V Praze dne 4.8.2007



Dominika Roubíčková

OBSAH

ABSTRAKT.....	5
ABSTRACT.....	6
1. ÚVOD.....	7
2. PROCES CHEMICKÉ ÚPRAVY POVRCHOVÝCH VOD.....	9
2.1 Charakter odstraňovaných příměsí.....	10
2.2 Destabilizace částic.....	13
2.3 Agregace částic.....	19
2.3.1 Perikinetická fáze agregace.....	19
2.3.2 Ortokinetická fáze agregace.....	21
2.3.3 Průběh agregace.....	23
2.4 Míchání za účelem agregace.....	25
2.5 Separace vytvořené suspenze.....	25
2.6 Huminové látky.....	27
2.7 Optimalizace provozních podmínek.....	29
3. MATERIÁL A METODIKA PRÁCE.....	31
3.1 Stanovení optimální dávky síranu hlinitého.....	32
3.1.1 Sklenicová optimalizační zkouška.....	32
3.1.2 Nastavení optimální dávky v provozu.....	35
3.1.3 Optimalizace pomocného flokulantu Magnafloc LT 20.....	36
3.2 Stanovení optimální dávky vápna.....	37
3.3 Vyhodnocení agregační účinnosti rychlomísiče.....	39
3.4 Ověření filtračních cyklů.....	40
3.5 Metodika chemických analýz.....	40
3.6 ÚV Hvězdička a nádrž Obecnice.....	41
4. VÝSLEDKY MĚŘENÍ.....	44
4.1 Surová voda z nádrže Obecnice.....	44
4.2 Optimalizace základních chemikálií.....	45
4.3 Vyhodnocení agregační účinnosti rychlomísiče.....	61
4.4 Ověření filtračních cyklů.....	62
5. DISKUZE.....	63
6. ZÁVĚR A DOPORUČENÍ.....	66
7. LITERATURA.....	69

8. SEZNAM POUŽITÝCH SYMBOLŮ	73
9. PŘÍLOHY	75

ABSTRAKT

Předkládaná diplomová práce se zabývá optimalizací úpravárenského procesu v úpravně vody Hvězdička. Zjišťovaly se optimální dávky základních chemikálií, agregační účinnost rychlomísiče a funkce filtrace. Zdrojem surové vody ÚV Hvězdička, zásobující příbramský skupinový vodovod, je nádrž Obecnice. Úpravna funguje jako jednostupňová agregační filtrace a suspenze je zde připravována destabilizací znečišťujících příměsí pomocí síranu hlinitého.

Stanovení dávek základních chemikálií bylo prováděno prostřednictvím sklenicové optimalizační zkoušky na laboratorní míchací koloně. Vyhodnocení agregační účinnosti rychlomísiče bylo provedeno jednak prostřednictvím stupně agregace α , jednak testem agregace velikostního rozdělení částic na odtoku z rychlomísiče. Délka filtračních cyklů byla hodnocena podle kvality filtrátu.

Výsledky sklenicové zkoušky i zkušenosti z provozu ukázaly, že optimální dávka základních chemikálií je závislá na kvalitě surové vody. Hodnoty stupně agregace α naměřené v úpravně jsou nedostačující a velikostní skladba na odtoku z rychlomísiče je nevyhovující. Makročástice se téměř netvoří a neagregovaný podíl je příliš vysoký. Nevhodná velikostní skladba částic se promítá i do délky filtračních cyklů, které jsou nezvykle krátké. Častější praní filtrů se pak odráží i v ekonomice provozu. Pro vytvoření lepších podmínek míchání je nutné změnit zaústění dávkování destabilizačního činidla, optimalizovat gradienty rychlého míchání a provést podrobnou kontrolu filtrů. Vzhledem k zastaralému zařízení úpravny a nevhodné funkci zařízení je nutná intenzifikace procesu úpravy.

ABSTRACT

Optimization of water treatment process in water treatment plant Hvězdicka is the subject of this diploma thesis. The optimal dosage has been examined – the dosage of primary chemicals, the efficiency of blender and the function of filtration. The source of raw water of water treatment plant Hvezdicka is the reservoir Obecnice. The water works is one of the three sources of drinking water for Příbram. Water works function as one step coagulant filtration. The suspension is prepared by destabilization of contaminant impurities by aluminum sulphate.

The determination of primary chemicals has been conducted by jar test using the laboratory mixing column. The evaluation of aggregate efficiency of blender has been analyzed through degree of aggregation α and through test of aggregation of size distribution of particles leaving the blender. The length of filtration cycles has been evaluated by the quality of the filtrate.

The results of jar test as well as the daily experience have shown that the optimum dosage of basic chemicals depending on the raw water quality. The aggregation degree α values are insufficient. The size distribution of leaving particles is also unsatisfactory. The macro particles are nearly not forming and the non aggregated rate is too high. Non suitable size structure is also reflected in the length of filtration cycles which are extraordinary short. The more frequent washing of filters is then reflected in the economy of operations. It is necessary to change the inflow of dosage of coagulant for better condition of stirring. It is also necessary to optimize gradient of fast stirring as well as to check the filters. There is also a need to strengthen the process of water treatment due to a elder equipment of facility and due to a improper function of equipment.

1. ÚVOD

Zásobování obyvatelstva kvalitní pitnou vodou je základním předpokladem pro kvalitu lidského života. V současné době je dostupnost a zabezpečení kvalitní pitné vody celosvětovým problémem. V Evropě zatím trvá v podstatě dostatek vodních zdrojů pro všechny uživatele. V České republice jsou vodní zásoby, ve srovnání s řadou dalších evropských států, podstatně nižší, navíc se potýká se zhoršující se kvalitou vodních zdrojů. Zásobování obyvatel pitnou a užitkovou vodou je v České republice založeno na jímání a úpravě povrchových a podzemních vod.

Požadavky na kvalitu upravené vody a tím i na proces úpravy se neustále vyvíjejí. Řada stávajících úpraven byla postavena před dlouhou řadou let a jejich technologická úroveň nevyhovuje současným požadavkům kladeným na úpravu pitné vody. Aktuálním tématem v současném vodárenství se tedy stává rekonstrukce starých a již nevyhovujících provozů. Modernizace úpravárenských zařízení a optimalizace používaných technologií je pro dosažení lepší kvality upravené vody a výhodnějších ekonomických a výkonových parametrů v řadě stávajících úpraven nezbytná. Při návrhu úpravárenského procesu je třeba vzít v úvahu jakost surové vody, která většinou značně kolísá s ročním obdobím, četností a vydatností srážek a měnícím se obsahem organických látek. Neméně důležitá je pak samotná ochrana vodního zdroje před znečištěním.

Práce se zabývá optimalizací úpravy vody s vysokým obsahem přírodních organických látek, které jsou z hlediska upravitelnosti často problematické. Jejich odstraňování je založeno na technologii využívající procesu destabilizace a následné agregace částic. Účinnost procesu je ovlivněna řadou faktorů mezi něž patří velikost dávky destabilizačního činidla, hodnota pH a intenzita a doba míchání.

Cílem práce je sledování provozu v úpravně vody Hvězdička, vyhodnocení jednotlivých technologických prvků a návrh opatření vedoucí k optimalizaci provozu. V úpravně, která byla postavena v roce 1952, je nainstalováno zastaralé zařízení na míchání chemikálií a filtrace je nevyhovující. Úpravna využívá jako doplňující zdroj podzemní vodu, zvyšující jakost upravené vody, nepředstavuje však optimální řešení současného stavu. Výsledky budou využity Středočeskými vodovody a kanalizacemi – Veolia při návrhu rekonstrukce úpravny.

2. PROCES CHEMICKÉ ÚPRAVY POVRCHOVÝCH VOD

Zásobování pitnou a užitkovou vodou je v České republice založeno na jímání a úpravě povrchových a podzemních vod, přičemž zdroje povrchových vod mírně převažují. V dlouhodobém trendu se podíl podzemních zdrojů na zásobování obyvatelstva stále mírně snižuje. V České republice je 42% obyvatel zásobováno pitnou vodou vyrobenou z podzemních zdrojů, 30% z povrchových zdrojů a 26% ze smíšených zdrojů [1].

Povrchová voda (voda potoků, řek, rybníků, jezer a přehradních nádrží) je v podstatě voda pramenitá, zředěná dešťovou vodou a splachem z povodí. Proto povrchové vody obsahují méně solí (40 až 800 mg/l) a bývají zpravidla měkčí (0,5 až 4 mmol/l) než vody podzemní. Povrchové vody bývají navíc znečištěny kalem a huminovými látkami, což se projevuje žlutohnědým zbarvením. Složení povrchové vody bývá proměnlivé v závislosti na ročním období. V období jarních a podzimních povodní tvrdost povrchové vody a koncentrace solí v ní rozpuštěných následkem zředění srážkovou vodou podstatně klesá. Zvětšuje se množství suspendovaných látek (až 5 kg/m³) a v létě obsah organických látek a mikroorganismů [2].

Způsob úpravy vody závisí na jakosti vody. V povrchových vodách jsou limitujícím faktorem látky suspendované nebo koloidní, projevující se barvou, zákalem a oxidovatelností. K jejich odstranění se v technologii vody nejčastěji používá číření, při kterém má významnou úlohu fyzikálně-chemický proces destabilizace a agregace částic vedoucích k vytvoření nové fáze a tím i makroskopicky nehomogenní disperzní soustavě. Nežádoucí příměsi jsou pak z vody odstranitelné běžnými separačními procesy, jako je sedimentace, flotace nebo filtrace [3, 4].

2.1 Charakter odstraňovaných příměsí

Upravovaná voda je disperzní systém obsahující částice příměsí rozdílného charakteru a s různým stupněm disperzity. Cílem úpravy je maximální snížení obsahu těchto příměsí. V přirozených vodách se vyskytují příměsí minerálního i organického charakteru. Minerální příměsí jsou zpravidla tvořeny jílovitými částicemi nebo anorganickými sraženinami vznikajícími reakcemi v přirozených vodách. Organické příměsí zahrnují široké spektrum sloučenin podle povahy zdroje přirozeného nebo syntetického původu, rozdílné struktury a molekulové hmotnosti. Jednotlivé částice příměsí se odlišují svou velikostí, takže upravovaná voda je označována za polydisperzní systém obsahující částice o různém stupni disperzity. Vyskytují se v ní částice hrubých disperzí, koloidních disperzí a analytických disperzí [5]. Dále je možné příměsí obsažené v přírodních vodách dělit podle charakteru povrchu částic (od částic pevného charakteru s přesně definovaným povrchem po makromolekulární částice s řetězovitou strukturou), podle chemického složení (od jednoduchých anorganických látek po složité organické molekuly) a podle původu náboje (deformace strukturní mřížky u anorganických sloučenin, přítomnost funkčních skupin na skeletu organických sloučenin atd.) [4,5,6].

Stupeň disperzity částic je významnou charakteristikou systému, protože charakterizuje jeho kinetickou stabilitu, tj. odolnost vůči působení silového pole. Hrubě disperzní soustavy (suspenze, emulze, pěny), s velikostí částic obvykle nad 500 nm, jsou kineticky nestálé, protože vlivu silového pole podléhají a jeho vlivem se usazují. Koloidně disperzní soustavy (koloidy), s velikostí částic obvykle asi od 5 nm až do 500 nm, a analyticky disperzní soustavy (pravé roztoky), s velikostí částic obvykle pod 5 nm jsou kineticky stálé, protože vlivu silového pole nepodléhají a usazováním odstraněny být nemohou. Soustavy s velikostí částic od 500 nm do 1000 nm se označují jako mikrodisperzní a s velikostí částic nad 1000 nm jako makrodisperzní [2,5,7]. Koloidní a analytické disperze

se vyznačují agregátní stabilitou, tj. odolností vůči vzájemnému spojování ve větší kineticky nestálé agregáty a odolností vůči adhezi na jiných površích. Agregátní stabilita je úzce vázána na strukturu částice. Oproti tomu částice analytických disperzí, tzv. pravých roztoků, přítomných ve formě iontů nebo molekul, nejsou schopny téměř vůbec fyzikální adheze a jsou běžnými technologickými postupy prakticky neodstranitelné. Částice tvořící koloidní disperze jsou stabilizovány fyzikálně, takže jejich stabilita může být ovlivňována a měněna změnami podmínek působících v prostředí, ve kterém se nachází. [5]

Látky v koloidním stavu jeví některé specifické vlastnosti, z nichž nejdůležitější je Brownův pohyb (neuspořádaný pohyb částic způsobený tepelným efektem) a Tyndallův jev (rozptyl světla), kdy koloidní disperze při pozorování kolmo na směr dopadajícího světla způsobují viditelný slabý zákal, tzv. opalescenci. [3,7,8]. Koloidní stav je mnohem stálejší než hrubá disperze a mnohem nestálejší než pravý roztok. Relativní stálost koloidních částic vůči agregaci je dána odporem částic shlukovat se. Tento odpor je způsoben nábojem částic stejného znaménka a hydratační vrstvou z molekul vody [2,3].

Koloidní částice nesou na svém povrchu náboj, který se projevuje migrací koloidních částic v elektrickém poli (elektroforéza). Jeho původ může být rozdílný. U částic minerálního charakteru může vzniknout deformací ve strukturní mřížce, povrchovou disociací částice tvořené částečně rozpustnou sloučeninou, adsorpcí specifických iontů apod. U částic organického charakteru určuje náboj typ funkčních skupin přítomných v organické molekule, jejich rozložení podél řetězce molekuly, typ vazeb v molekule apod. [6,7].

Koloidní částice je obklopena vrstvou nabíjejících a vrstvou kompenzujících iontů. Nabíjející a kompenzující ionty jsou opačně nabitě a tvoří soustavu oddělených elektrických nábojů, tzv. elektrickou dvojvrstvu. Za nejlépe vyhovující se považuje Sternova teorie elektrické dvojvrstvy, založená na úvaze elektrické neutrality pro celý systém. Jádro koloidní částice je na povrchu obaleno ionty, které tvoří vnitřní vrstvu. Vnitřní vrstva udílí jádru

elektrický náboj (kladný nebo záporný). Vnitřní iontová vrstva přitahuje elektrostatickými a adsorpčními silami ionty s opačným nábojem. Ty tvoří vnější vrstvu, která svým nábojem do jisté míry neutralizuje náboj vnitřní vrstvy (povrchu jádra). Útvar složený ze dvou vrstev s opačnými náboji se nazývá elektrická dvojvrstva. Jádro a dvojvrstva se nazývá micela a má vždy náboj, který jí chrání před koagulací. Vnější část dvojvrstvy se podle Sterna skládá ze dvou částí: bližší k jádru je plošná, kde jsou ionty vázány ke vnitřní vrstvě adsorpčními silami a nazývá se Sternova vrstva. Má hustotu náboje menší než vnitřní vrstva. Náboje vnitřní a Sternovy vrstvy se proto ruší jen zčásti. Zbývající náboj působí na ionty roztoku elektrostatickými silami a tvoří difúzní část vnější vrstvy (kompenzující). Vliv vzájemného iontového působení společně s Brownovým molekulárním pohybem ovlivňují chování difúzní vrstvy [3,8,9,10]. Elektrická dvojvrstva je charakterizována elektrokinetickým ζ potenciálem, který je mírou stability koloidních částic ve vodě. Při potenciálech nad 40 mV je koloid stálý, při jeho poklesu pod 30 mV nastává pomalá koagulace a při hodnotách kolem nuly dochází k rychlé koagulaci. Hodnota ζ potenciálu, při které dochází ke koagulaci, se nazývá kritická [2,7].

Druhou příčinou relativní stability koloidů je hydratační vrstva. Polární molekuly vody se orientují na povrchu koloidní částice jedním směrem. Velikost hydratační vrstvy je závislá na chemické povaze látky a bývá nejmohutnější u organických látek s funkčními skupinami -COOH, -NH₂ a -OH tzv. hydrofilní skupiny. Naproti tomu některé skupiny vodu odpuzují tzv. skupiny hydrofobní jako jsou např. -CH₃, -C₆H₅, =CO a -O-. Koloidy jsou pak často klasifikovány jako lyofobní nebo lyofilní. U vody se tyto termíny nazývají hydrofobní a hydrofilní. Hydrofobní disperze (hydrosoly) jsou heterogenní koloidní soustavy. K jejich vzniku je nutná umělá dispergace nebo srážení. Nejsou v termodynamické rovnováze, a jsou proto agregátně nestálé. Mezi typicky hydrofobní látky patří koloidní roztok železitý a hlinitý, částice jílu apod. Hydrofilní disperze vznikají samovolným rozpouštěním tuhých částic ve

vodě. Na rozdíl od hydrofobních disperzí jsou to soustavy stálé. Jsou dvojího typu: molekulární koloidy (makromolekuly) a micelární koloidy (micely). Mezi makromolekuly patří bílkoviny, polysacharidy, huminové látky, třísloviny, polyfosforečnany, organické flokulanty a jiné. Mezi micely patří tenzidy, přirozené saponiny, barviva [1,3,10]. Hydratační vrstva hydrofilního koloidu snižuje ostrost rozhraní mezi koloidní částicí a vodou, což se navenek projevuje pouze nepatrným zákalem. Naproti tomu hydrofobní koloid způsobuje silný zákal a je značně náchylný ke koagulaci [3]. Derjagin a Landau, Verset a Overbeck odvodili teorii hydrofobních koloidů (teorie DLVO) na principu rovnováhy mezi působením sil elektrického odpuzování a Van der Waalsovy přitažlivosti. Odpuzování vzniká z elektrického náboje koloidních částic, přitažlivost v mezimolekulárních silách. Odpudivá energie je mocninovou funkcí vzdáleností mezi částicemi, energie přitažlivosti klesá nepřímo úměrně se vzdáleností. Jestliže energie kolizí (Brownův pohyb) není dostatečně velká, aby překonala bariéru, koloidní částice bude stabilní [10,11]. Z výše uvedeného vyplývá, že agregaci můžeme teoreticky vyvolat jednak odstraněním hydratační vrstvy (dehydratačním činidlem, vysolením silným elektrolytem, zahřátím k varu, ultrazvukem a přidáním nadbytku hydrofobního koloidu) a jednak snížením ζ -potenciálu na příslušnou hodnotu (adsorpcí iontů přidáním vhodného elektrolytu, přidáním koloidu opačně nabitého, pouhým mícháním bez úpravy pH a úpravou pH do izoelektrického bodu). Při úpravě vody se používá přidání nadbytku hydrofobního koloidu, přičemž zajištění vhodného pH má značný význam pro provedení úspěšné koagulace [3,12].

2.2 Destabilizace částic

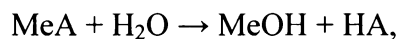
Destabilizace a agregace částic přítomných v systému hraje klíčovou roli při separačních metodách běžně používaných v technologických procesech úpravy vody. Tyto metody jsou podmíněny fyzikální adhezí částic na povrchu sousedních částic nebo na jiných

materiálech. Fyzikální adhezi způsobuje existence mezimolekulárních sil typu van der Walsových sil umožňujících vzájemné spojení částic v agregáty a vytvoření relativně pevné vazby mezi spojenými částicemi. Spojení částic a vytvoření vazby je podmíněno setkáním částic nebo alespoň jejich přiblížením na vzdálenost, kde se vliv těchto sil projeví. Setkání částic brání energetická bariéra, vzniklá v důsledku elektrostatického odpuzování mezi dvěma shodně nabitými částicemi [5,13]. Z toho vyplývá, že umožnění agregace částic je podmíněno odstraněním energetické bariéry – destabilizací koloidních částic. Při setkávání částic se projevuje i jejich kinetická energie a proto není úplné odstranění energetické bariéry nutné. Destabilizace koloidních částic se zpravidla dosahuje přidáním iontů opačného náboje než mají ionty Sternovy vrstvy. V úpravárenském procesu se zpravidla používají jako destabilizační činidla hlinité a železité soli.

Tab.č.1: Molekulové hmotnosti a ekvivalenty chloridu železitého a síranu hlinitého [3]

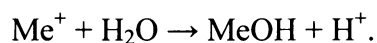
destabilizační činidlo	vzorec	mol.hmotnost	ekvivalent
chlorid železitý	$\text{FeCl}_3 \cdot 6 \text{H}_2\text{O}$	270,31	90,10
síran hlinitý	$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18 \text{H}_2\text{O}$	666,42	111,07

Tyto soli ve vodě disociují a hydratují za tvorby hydroxokomplexů, které vytvářejí polymery nesoucí na svém povrchu náboj a adsorbují na cizích površích [3,12]. Hydrolýzu hlinitých a železitých iontů probíhající po nadávkování základních destabilizačních činidel do vody popisuje obecná rovnice:

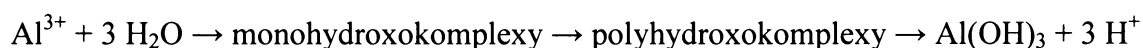


kde Me je kationt přidané Al nebo Fe soli, A je aniont přidané Al nebo Fe soli.

Iontový tvar rovnice:

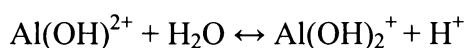
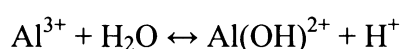
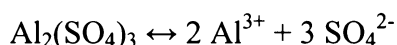


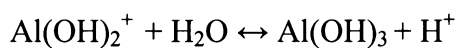
Hydrolyza hlinitých iontů probíhá podle schématu:



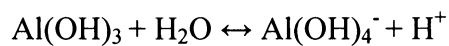
Postupně dochází také k tvorbě monohydroxokomplexů, polyhydroxokomplexů a následně vzniká hydratovaný oxid hlinitý. Při hodnotách pH pod 4,5 převažuje v roztoku z rozpuštěných forem jednoduchý hydratovaný iont Al^{3+} , při hodnotách nad 8,5 pak převažují aniontové hydroxokomplexy. Penta a hexahydroxohlinitany vznikají až v silně alkalickém prostředí, které nemají ve vodárenské praxi význam. Hydrolyza dále pokračuje polymeračními reakcemi za vzniku kladně nebo záporně nabitých polyhydroxokomplexů. Sem patří například $[\text{Al}_2(\text{OH})_2]^{4+}$ nebo $[\text{Al}_7(\text{OH})_{17}]^{4+}$. Nízkomolekulární polyhydroxykomplexy jsou rozpuštěné, se zvyšujícím se počtem molekul nabývají koloidního charakteru a dochází k vylučování tuhé fáze, hydratovaného oxidu hlinitého $\text{Al}_2\text{O}_3 \cdot x\text{H}_2\text{O}$ (amorfní Al(OH)_3) [1,8,14].

Hydrolyza síranu hlinitého:





V alkalické oblasti probíhá hydrolýza až na hlinitan [15]:



Podle Guldbergova-Waageova zákona platí pro jednotlivé reakce [12]:

$$K_1 = \frac{[\text{Al(OH)}^{2+}][\text{H}^+]}{[\text{Al}^{3+}]}$$

$$K_2 = \frac{[\text{Al(OH)}_2^+][\text{H}^+]}{[\text{Al(OH)}^{2+}]}$$

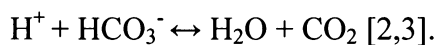
$$K_3 = \frac{[\text{H}^+]}{[\text{Al(OH)}_2^+]}$$

$$K_4 = \frac{[\text{AlO}_2^-]}{[\text{OH}^-]}$$

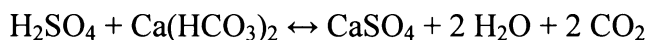
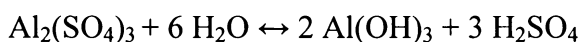
Tab. č. 2: Rovnovážné konstanty hydrolýzy solí hliníku [15].

reakce	log K (25°C)
$\text{Al}^{3+} + \text{H}_2\text{O} \leftrightarrow \text{Al(OH)}^{2+} + \text{H}^+$	-4,97
$\text{Al(OH)}^{2+} + \text{H}_2\text{O} \leftrightarrow \text{Al(OH)}_2^+ + \text{H}^+$	-4,30
$\text{Al(OH)}_2^+ + \text{H}_2\text{O} \leftrightarrow \text{Al(OH)}_3 + \text{H}^+$	-5,70
$\text{Al(OH)}_3 + \text{H}_2\text{O} \leftrightarrow \text{Al(OH)}_4^- + \text{H}^+$	-8,00

Uvedené rovnice jsou vratné, uvolněné ionty se váží s hydrokarbonáty, které se nacházejí v přirozené vodě, podle vztahu:



Pokud k neutralizaci vznikajících vodíkových iontů nestačí přirozená neutralizační kapacita vody, musí se voda alkalizovat. Jako alkalizační činidlo slouží často vápno nebo soda. Kromě vyčiření vody se dosáhne tedy i snížení uhličitánové tvrdosti se současným zvýšením nekarbonátové tvrdosti podle reakcí:



Obdobně reagují i železité soli. Z přidávaných chemikálií vznikají hydrolyzou soli hydroxidů, které svým povrchem strhávají nečistoty z vod. Proces průběhu destabilizace hydrokomplexy je velmi komplikovaný, jeho účinnost závisí na řadě faktorů, které ovlivňují jak částice koloidu tak tvorbu hydroxokomplexů. Postupné přidávání destabilizačního činidla ke koloidnímu systému vede k postupné destabilizaci až k úplné destabilizaci, kdy dojde k vyrovnání nábojů a další přidávání činidla vyvolává restabilizaci způsobenou sekundární adsorpcí. Dávka činidla, při které dochází k potlačení energetické bariéry, se nazývá dávkou optimální a oblast této dávky pak oblastí optima. Šíře optima závisí na kvalitě upravované vody. U relativně málo znečištěných vod je úzká a u silně znečištěných vod poměrně široká [5].



Destabilizace je ovlivňována řadou faktorů. Nejvíce se projevuje vliv teploty, hodnoty pH, kyselinové neutralizační kapacity a iontové síle roztoku μ . Obecně platí, že pro vody s nízkou iontovou silou $\mu < 4,0 \cdot 10^{-3}$ je vhodnější použití hlinitých solí a pro vody s vyšší iontovou silou železité soli. Rychlost hydrolytické reakce je značně závislá na teplotě, oproti tomu rychlost zpětné reakce závisí na teplotě jen málo. Při nízké teplotě je rychlost hydrolytické reakce přibližně stejně velká jako rychlost zpětné reakce, nejrychleji probíhá při teplotách kolem 20°C. Hodnota pH ovlivňuje velikost náboje částic a jejich strukturu a typ převažujícího hydroxokomplexu, charakterizovaného sorpčními schopnostmi a velikostí náboje. Sorpční schopnosti částice se koncentrují v tzv. aktivních centrech povrchu částice. Ty jsou přístupné u prostorově rozvinutých částic. Destabilizace předpokládá naadsorbování tolika částic destabilizačního činidla na povrchu částic příměsí, až dojde k potlačení energetické bariéry nábojem, který nese částice destabilizačního činidla. Čím je náboj vyšší, tím méně částic je třeba naadsorbovat a tím méně aktivních center musí být k dispozici. Při optimalizaci tedy hledáme optimální hodnotu pH, při které se destabilizuje nejvyšší podíl příměsí. Zbývající část tvoří neodstranitelný podíl. Optimální pH úzce souvisí s kyselinovou neutralizační kapacitou. Její hodnota klesá s rostoucí dávkou, protože se při hydrolyze uvolňuje kyselina, stejně tak klesá hodnota pH. Při nízké kyselinové neutralizační kapacitě a hodnotě pH je optimální pH nedosažitelné a je nutno vodu předupravit přídavkem hydroxidu. Naopak při vysoké neutralizační kapacitě a vysokém pH je třeba pro dosažení optima vysokých dávek destabilizačního činidla. V tomto případě se musí voda upravit přídavkem kyseliny [4,5,12]. Většina organických látek v povrchových vodách je kyselého charakteru a proto se čiření provádí v kyselé oblasti při hodnotách pH od 4 do 6.

Stanovení optimální dávky destabilizačního činidla se provádí sklenicovou optimalizační zkouškou. Velikost dávky musí být co nejnižší z ekonomického hlediska ale dostačující k požadovanému vyčištění vody. V praxi se běžně používají tato destabilizační

činnidla: síran železnatý $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, chlorid železitý $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$, chlorsíran železitý FeClSO_4 , síran hlinitý $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$, hlinitan sodný NaAlO_2 , polyaluminium chlorid. Kromě destabilizačních činnidel se také používají tzv. pomocné agregační činnidla (flokulanty) pro lepší tvorbu vloček jako je například koloidní kyselina křemičitá $\text{Na}_2(\text{K}_2)\text{SiO}_3 \cdot n\text{H}_2\text{O}$. Nověji se používá vysokomolekulárních látek (syntetických polyelektrolytů) např. polyakrylamidů [2,3,4].

2.3 Agregace částic

Pod pojmem agregace se rozumí vzájemné spojování destabilizovaných částic ve větší celky v důsledku adheze částic na povrchu jiných částic nebo na jiných materiálech za předpokladu, že je umožněno vzájemné setkání. Ke vzájemnému setkávání vede pohyb částic, jehož mechanismus je dvojitý. V prvním stádiu dochází k agregaci částic vlivem Brownova pohybu – perikinetická agregace. Rozměr částic vyroste do velikostí, kdy se již přestane Brownův pohyb jevit. Poté následuje ortokinetická nebo proudová agregace, kdy se menší částice nabalují na větší, čemuž lze napomoci mírným souprůdným mícháním. Jako hranice oddělující od sebe obě fáze se většinou uvádí průměr částic 10^{-5} m. Částice menší než 10^{-5} m podléhají perikinetickému pohybu a částice větší vykazují pak ortokinetický pohyb způsobený jinými transportními mechanismy. Průběh obou fází agregace lze popsat pomocí kinetiky procesu [17,18,19].

2.3.1 Perikinetická fáze agregace

Transportní mechanismy v obou fázích jsou závislé na velikosti částic. Průběh perikinetické agregace spočívá v pohybu částic o malém průměru v důsledku tepelného pohybu molekul – Brownova pohybu. Zavádí se pojem tzv. akčního poloměru R_a , pro který platí: $R_a = 2r$ až $3r$, kdy r je poloměr částice. Pokud se dvě částice přiblíží na vzdálenost menší

než R_a , může dojít k jejich spojení. Přímý kontakt tedy není nutný. Srážkou primárních částic vznikají částice sekundární (o dvojnásobné hmotnosti), srážkou primárních se sekundárními terciární atd. V čase $t = 0$ je v systému N_0 primárních částic a jejich počet bude v závislosti na čase klesat a v čase t bude jejich počet v systému N_1 . Současně se v systému vytvoří N_2 částic sekundárních, N_3 částic terciárních až N_N částic vzniklých spojením N -počtu částic primárních. Rovnice pro časový průběh počtu jednotlivých částic odvodil Smoluchowski [20,21]:

$$N_1 = N_0/(1-\beta t)^2$$

$$N_2 = N_0 \beta t/(1-\beta t)^3$$

$$N_3 = N_0 (\beta t)^2/(1-\beta t)^4, \text{ atd.}$$

V čase bude pak v systému počet částic všech druhů N :

$$N = N_1 + N_2 + N_3 + \dots = N_0/(1-\beta t)^2 + N_0 \beta t/(1-\beta t)^3 + N_0 (\beta t)^2/(1-\beta t)^4 + \dots = \sum N_i = N_0/(1 - \beta t),$$

kde β je konstanta, pro kterou platí:

$$\beta = 4\pi R_a D N_0,$$

kde D je difúzní koeficient daný rovnicí:

$$D = RT/6\pi\eta r N_A,$$

kde R je plynová konstanta, T je termodynamická teplota, N_A Avogadrova konstanta a η viskozita. Rychlost poklesu částic pak lze vyjádřit rovnicí:

$$-dN/dt = 4\pi DR_a N_0.$$

Uvedené rovnice platí pro teoretický systém. Pro reálné systémy se zavádí ještě koeficient ε vyjadřující poměr srážek vedoucích k agregaci k celkovému počtu srážek [4,12]:

$$-dN/dt = 4\pi\varepsilon DR_a N_0$$

2.3.2 Ortokinetická fáze agregace

Částice o větším průměru tepelnému pohybu nepodléhají, ale pohybují se v důsledku působení tečných sil vznikajících při pohybu kapaliny na částice anebo působením gravitační síly na částice nalézající se v tíhovém poli Země. Mechanismus ortokinetické fáze se začíná uplatňovat poté, co se již vzhledem k velikosti vzniklých částic nemůže uplatňovat Brownův pohyb. Smoluchowského rovnice zde přestávají platit. Podle povahy transportního děje zodpovědného za přenos částic až na vzdálenost akčního poloměru rozlišujeme ortokinetickou vertikální a horizontální agregaci a ortokinetickou agregaci dosaženou mícháním [3,16].

Při vertikální ortokinetické agregaci se uplatňuje tíhové pole Země. Částice dosahují velikosti, kdy mají měřitelnou sedimentační rychlost. Pro dvě částice různých rozměrů pak platí, že mají rozdílnou i sedimentační rychlost. Větší částice dohánějí menší a mohou v akčním poloměru R_a agregovat do větších celků. Pokud mají dvě částice stejnou velikost a tedy i stejnou sedimentační rychlost, ke vzájemné agregaci nedojde.

Horizontální ortokinetická agregace se ve vodárenské praxi uplatňuje nejvíce. Jedná se o pohyb kapaliny ve vodorovně položeném potrubí nebo korytě. Z teorie laminárního proudění vyplývá, že nejvyšší rychlost proudění je v tzv. jádře kapaliny a nejnižší u stěn, což je způsobeno vnitřním třením v kapalině – její viskozitou [16]. Kolmo na směr proudění tedy

existuje rychlostní gradient. Pohybuje-li se částice po drahách vzdálených od sebe o délku y odpovídající řádově jejich velikosti, můžeme rychlost částice vyjádřit vztahem:

$$v_x(\Delta y) = (dv/dy)\Delta y = G\Delta y,$$

kde G je gradient rychlosti: $G = dv/dy$ [s^{-1}].

Pro reálná míchací zařízení se pro výpočet gradientu rychlosti vychází ze zjednodušených podmínek laminárního proudění [2]:

$$G = \sqrt{\frac{P}{V\eta}}$$

kde P je příkon míchadla, V je objem kapaliny a η je dynamická viskozita.

Je zřejmé, že počet srážek mezi jednotlivými částicemi roste s rostoucí intenzitou míchání kapaliny. Čím bude intenzita míchání větší, tím větší bude četnost srážek jednotlivých částic a větší pravděpodobnost, že se při těchto srážkách spojí do větších agregátů. Počet srážek částic pak vyjadřuje vztah:

$$b_{i,j} = 4/3R_a^3 N_i N_j G.$$

Rychlost agregace v důsledku ortokinického pohybu je dána vztahem:

$$-dN/dt = 4/3\pi R_a^3 N_i N_j \epsilon G [20,21].$$

V průběhu agregace dochází působením tečných sil ke srážkám částic a za předpokladu, že tyto srážky vedou ke spojení částic, klesá pak jejich koncentrace podle vztahu:

$$N_t/N_0 = e^{-Gct/\pi},$$

kde c je objemová koncentrace vloček, N_t počet částic v jednotce objemu za čas t a G gradient rychlosti [4,22].

Kromě koncentrace částic přítomných v systému má vliv na proces agregace intenzita míchání kapaliny. Čím je intenzita míchání větší, tím jsou srážky částic četnější a zvyšuje se pravděpodobnost vzniku agregátů. Pravděpodobnost kolizí dvou částic i a j v závislosti na gradientu rychlosti vyjadřuje vztah:

$$b_{i,j} = k(3/4\pi)^{4/3}G(V_i^{1/3} + V_j^{1/3})nV_i nV_j dV_i dV_j,$$

kde V je objem částic, G gradient rychlosti a k je konstanta zahrnující vliv chemických faktorů, jako je chemické složení částic, rozložení náboje na povrchu v případě anorganických látek, jeho znaménko a velikost v případě organických částic, funkční skupiny apod.[23] Z uvedených vztahů vyplývá, že průběh procesu je ovlivňován řadou faktorů. Na první místě pak stojí stupeň destabilizace příměsí.

2.3.3 Průběh agregace

K agregaci částic dochází při vytvoření rovnováhy mezi tečnými silami působícími odpuzování dvou shodně nabitých částic a přitažlivými adhezivními silami van der Waalsova typu. Působení těchto sil ovlivňuje kromě rychlosti a účinnosti agregace i charakter tvořené

suspenze a tím i její odstranitelnost ze systému. V případě, že jsou adhezní síly větší než tečné a při agregaci převládají síly adhezní, částice se zachycují v místě prvního dotyku a vytváří geometricky volnou, prostorově rozsáhlou síť. Mají velký objem a nízkou hustotu. Pokud jsou adhezní síly jen o málo větší, částice se po sobě posouvají a zaujímají energeticky nejvýhodnější polohy a vznikají geometricky uspořádané struktury s malým objemem a vysokou hustotou. V případě, že jsou tečné síly větší než adhezní, k agregaci nedochází. Velikost tečných sil ovlivňuje velikost tvořených agregátů:

$$D = kA/G,$$

kde D je průměr agregátu, A je van der Waalsova konstanta, G je gradient rychlosti a k je konstanta popisující vliv ostatních faktorů [5].

V agregujícím systému rozlišujeme čtyři typy částic: neagregované částice, primární částice, mikročástice a makročástice. V počáteční fázi převládají v systému destabilizované i nedestabilizované neagregované částice příměsí (NEA). Jejich postupnou agregací vznikají částice primární (PRI). Jejich vznik provází změna optických vlastností systému, vzniká tzv. opalescence. Agregací primárních částic vznikají mikročástice (MI) a jejich agregací pak makročástice (MA). Na mikročásticích dochází k odrazu světelného paprsku, což způsobuje zákal systému [4,5,11]. Podíl jednotlivých typů částic se stanovuje testem agregace.

Tab.č.3: Částice během procesu agregace [4]

typ částice	průměr částice (mm)	sedimentační rychlost (mm/s)
neagregovaný podíl	< 0,01	bez sedimentace
primární částice	0,01 - 0,10	< 0,01
mikročástice	0,10 - 1,00	0,01 - 0,13
makročástice	> 1,00	>0,13

2.4 Míchání za účelem agregace

Míchání za účelem agregace umožňuje vzájemné kolize destabilizovaných částic a vymezuje poměr velikostí adhezních a tečných sil. Zároveň určuje účinnost a rychlost agregace a vlastnosti agregátů. Rozlišujeme pomalé a rychlé míchání. Rychlé míchání se vyznačuje vysokými hodnotami gradientu rychlosti ($G = 200$ až 500 s^{-1}) a krátkou dobou působení (30 až 300 s^{-1}). Účelem rychlého míchání je úplná homogenizace přidaného destabilizačního činidla s upravovanou vodou v celém jejím objemu. Při rychlém míchání agregují destabilizované částice v částice primární případně v mikročástice vhodné pro separaci filtrací v pevné vrstvě. Pomalé míchání je charakterizováno nízkými hodnotami gradientu ($G = 20$ až 100 s^{-1}) a delší dobou působení ($5 - 20 \text{ min.}$). Při pomalém míchání agregují primární částice a mikročástice v makroagregáty vhodné pro separaci suspenze usazováním. V praxi se rychlého míchání dosahuje vložením clony do potrubí, dávkováním chemikálií do vodního skoku, rychlomísícími komorami nebo mícháním fluidní vrstvou zrnitého materiálu. Pomalé míchání zařazené za rychlým mícháním je zabezpečováno pádlovými míchadly nebo děravými stěnami. Důležité je, do jaké míry je vytvořená suspenze vystavena vyššími gradienty, než za jakých došlo k její tvorbě. Krátkodobá přetížení nepřesahující mezní hodnoty mohou mít v oblasti primárních částic a mikročástic pozitivní vliv na jejich stabilitu. Naopak dlouhodobá přetížení vedou k rozbíjení agregátů a ztrátě vazebných schopností [5,16,24,25]. Optimalizace podmínek míchání se provádí stejně jako stanovení optimální dávky činidel sklenicovou optimalizační zkouškou.

2.5 Separace vytvořené suspenze

Cílem destabilizace a agregace znečišťujících příměsí je tvorba suspenze snadno odstranitelná separačními procesy. Celý proces je závislý na složení vody, její teplotě, dávce

a druhu destabilizačního činidla, pomocného agregačního činidla (flokulantu) a na podmínkách míchání (době a intenzitě). Separace suspenze je dosahována rozdílnými metodami, které mohou být užity jednostupňově nebo víceúrovňově. V technologické praxi se používají tyto způsoby odstranění tuhé fáze z vody: separace suspenzí sedimentací, vznášeným ložem, flotací a filtrací. Adsorpce a adheze vzniklých agregátů vloček značně závisí na povrchových vlastnostech filtračního materiálu, kterým může být křemičitý písek, černouhelná drť, polystyren nebo písek preparovaný vyššími oxidy manganu. Vzniklá suspenze má řadu vlastností ovlivňujících průběh separačních procesů mezi něž patří: počet částic připadajících na objemovou jednotku, rychlost sedimentace, vzájemná adheze částic a filtrovatelnost suspenze [12].

Při usazování dochází k separaci vlivem gravitační síly na částice, která klesá ve směru působení této síly. Rychlost usazování lze vyjádřit takto:

$$v = \frac{2}{9} r^2 \frac{(\rho_e - \rho_k)}{\eta},$$

kde r je poloměr částice, ρ_e je hustota částice, ρ_k je hustota vody a η je dynamická viskozita.

Při filtraci dochází při průtoku suspenze pórovitým prostředím k adhezi částic suspenze na částicích pórovitého prostředí. Jde tedy o stejný mechanismus jako v případě agregace a ovlivňují ho tedy stejné faktory, z nichž jsou nejdůležitější faktory hydraulické. Filtrace pevnou filtrační vrstvou a filtrace vznášenou vrstvou vločkovité suspenze se od sebe liší z hlediska technologického využití. Postupné zachycování v pevné filtrační vrstvě vede k postupnému snižování její kapacity zachycenými agregáty. Vyčerpání kapacity má za následek průnik filtrované suspenze vrstvou. Z toho důvodu jsou základními technologickými parametry vymezujícími účinnost procesu odpor filtrační vrstvy a obsah suspenze na odtoku z filtru. Při dosažení limitních hodnot je nutné provést regeneraci náplně praním zpětným

proudem upravené vody. Jde tedy o cyklický proces. Při filtraci vznášenou vrstvou vločkovité suspenze dochází ke kontinuálnímu odběru přebytečné vrstvy suspenze [2,5].

2.6 Huminové látky

Běžnou součástí povrchových vod jsou huminové látky, které často tvoří hlavní podíl organických látek a způsobují zabarvení přirozených vod. Jsou to vysokomolekulární polycyklické sloučeniny zpravidla přirozeného původu. Huminové vody jsou pak charakterizovány nízkou hodnotou pH a $KNK_{4,5}$ a velmi často zvýšeným obsahem přírodního hliníku a jsou obtížně upravitelné. I přes rozsáhlé výzkumy patří stále k látkám nedostatečně prozkoumaným [15]. Kromě zvyšování intenzity barvy vody a její kyselosti patří z hlediska úpravy vody na vodu pitnou mezi nežádoucí vlivy huminových látek potenciální možnost tvorby karcinogenních trihalogenmethanů. Mezi které patří např. trichlormethan, bromdichlormethan nebo tribrommethan vznikající haloformovou reakcí při chloraci vody s obsahem některých organických látek. Huminové látky se navíc vyznačují značnou agresivitou a tvorbou komplexů s těžkými kovy.

Z těchto důvodů jsou huminové látky nežádoucí jak v pitných, tak i v užitkových a provozních vodách. Do roku 2005 – v tehdy platné ČSN 75 71 11 „Pitná voda“ byl jejich limit dán mezní hodnotou 2,5 mg/l. Ve stávající platné legislativě – vyhlášce č.252/2004 Sb., kterou se stanoví hygienické požadavky na pitnou vodu a četnost a rozsah kontroly pitné vody není již jejich limit stanoven. Nepřímo je však obsah huminových látek v pitné vodě limitován výše citovanou vyhláškou a to prostřednictvím ukazatele barvy s mezní hodnotou 20 mg/l Pt [26,27].

Huminové látky jsou složité organické sloučeniny žlutého až tmavohnědého zbarvení s vysokou relativní molekulovou hmotností. Obsahují jak aromatické, tak alifatické struktury

patří do skupin polyfenolů a polykarboxylových kyselin. V průměru obsahují 50% uhlíku, dále kyslík, vodík a dusík.

Tab. č. 4 Elementární složení huminových kyselin a fulvokyselin [28].

	C [%]	O [%]	H [%]	N [%]
huminové kyseliny	52 - 62	30 - 39	2,5 - 5,8	2,6 - 5,1
fulvokyseliny	43 - 52	42 - 51	3,3 - 6,0	1,0 - 6,0

Huminové látky jsou charakteristické přítomností karboxylových a hydroxylových funkčních skupin. Ty jsou vázány v jádrech i na postranních řetězcích a jsou příčinou kyselosti a slabě polárního charakteru huminových látek. Přítomnost chinoidních struktur spolu s -OH skupinami je příčinou jejich oxidačně-redukčních vlastností.

Tab.č.5: Průměrné zastoupení funkčních skupin v huminových kyselinách a fulvokyselinách [12].

funkční skupiny	huminové kyseliny	fulvokyseliny
- COOH	4,4	8,1
- OH	3,3	3,9
- OH (R)	1,9	4,0
= C = O	1,2	1,4
- O - CH ₃	0,3	0,4

Podle chemických a fyzikálně-chemických vlastností dělíme huminové látky na:

- 1) humusové kyseliny – huminové kyseliny, fulvokyseliny a hymatomelanové kyseliny
- 2) huminy
- 3) humusové uhlí

Z vodárenského hlediska jsou významné hlavně humusové kyseliny rozpustné ve vodě, přičemž v přirozených vodách převládají fulvokyseliny [7,12,29]. Huminové kyseliny jsou disociovány v alkalické oblasti, kde tvoří pravé roztoky. V kyselém prostředí jsou nedisociované a jsou přítomny v koloidním stavu. Mají tedy záporný náboj, který se snižuje s klesajícím pH. Jejich izoelektrický bod leží při nízkých hodnotách pH a proto povrchové vody číříme v kyselé oblasti [3]. Další rozhodující vlastnosti z hlediska separace jsou velikost molekul nebo částic a jejich polarita. S rostoucí koncentrací huminových látek a s rostoucí hodnotou pH se velikost molekul nebo částic zmenšuje a jejich separace je obtížná. Naopak v kyselých roztocích tvoří poměrně velké a dobře separovatelné agregáty nebo micely. Molekuly huminových látek jsou v různých částech různě polární a orientují se v micelách vždy polárnější částí k vodě. Odstraňování barevných huminových látek je neúčinnější při číření hlinitými solemi v okolí hodnot pH 5,8 – 6,2 [15].

2.7 Optimalizace provozních podmínek

Cílem úpravy vody je dosažení maximální účinnosti v odstranění znečišťujících příměsí z upravované vody. Toho se v praxi dosahuje optimalizací podmínek.

Předmětem optimalizace chemických faktorů je stanovení typu a dávky destabilizačního činidla, typu a dávky činidla pro předúpravu a typu a dávky pomocného agregačního činidla. Mezi další významné chemické faktory patří charakter surové vody, který ale není předmětem optimalizace.

Zásadní význam má optimalizace dávky destabilizačního činidla, která je závislá na hodnotách pH a hraje klíčovou roli při procesu destabilizace částic, jejíž úspěch je základním předpokladem pro následnou agregaci částic a jejich odstranění ze systému. Při nedostačující destabilizaci zůstává v systému vysoký podíl neagregovaných částic, které nemohou být od vody odděleny. Při optimální dávce je podíl neagregovaných částic nejnižší. Vliv optimální

dávky destabilizačního činidla na účinnost úpravy je stejný bez ohledu na typ separace. Pro odhad optimální dávky destabilizačního činidla existuje celá řada výpočtů využívající složení surové vody, které ale nemají obecnou platnost a optimální dávku je vždy nutné stanovit experimentálně. K odhadu optimální dávky lze například využít barvu či zákal surové vody:

$$\alpha = 4 \sqrt{K},$$

kde α je dávka srážedla v mg/l a K je barva vody mg/l Pt.

U velmi znečištěných vod se dávka volí podle znečištění:

$$D = 8 c_{m,s},$$

kde D je velikost dávky v mg/l, $c_{m,s}$ je CHSK_{Mn} surové vody v mg/l [2,12].

Tab.č.6: Závislost dávky destabilizačního činidla na obsahu suspendovaných látek [12]

obsah suspendovaných látek [mg/l]	dávka Al ₂ (SO ₄) ₃ [mg/l]
do 100	25 až 35
101 až 200	30 až 45
201 až 400	40 až 60
401 až 600	45 až 70
601 až 800	55 až 80
801 až 1000	60 až 90

Optimalizace pomocného agregačního činidla je oproti tomu zaměřena na tvorbu suspenze vhodnou pro určitou metodu separace a zvýšení účinnosti agregace. Složení surové

vody je dáno povahou vodního zdroje, ročním obdobím apod. a je určující pro celý proces úpravy. Často je nutné upravit pH surové vody, tak aby vyhovovalo podmínkám destabilizace.

Mezi fyzikální faktory ovlivňující postup úpravy patří teplota surové vody, homogenizace dávkovaných činidel, míchání za účelem agregace a hydraulika separačních stupňů [5]. Teplota má hlavně vliv na rychlost difúze při homogenizaci a destabilizaci, rychlost hydrolytických reakcí i pohyb agregátů při míchání a separaci. Teplota nemůže být optimalizována. Účinnost homogenizace dávkovaných činidel ovlivňuje rychlost reakcí a homogenizace pomocných agregačních činidel proces separace a tím i ekonomiku celého procesu. Při nedostatečné homogenizaci dochází ke vzniku pod- a pře-dávkovaných oblastí a tím i ke vzniku oblastí s nedostatečnou destabilizací a ke vzniku oblastí, kde probíhá restabilizace. Rychlé a pomalé míchání má za následek snížení nebo odstranění neagregovaného podílu částic a vytvoření suspenze odpovídající potřebám separace. Je charakterizováno dobou a intenzitou míchání a jeho optimalizace je značně obtížná, hlavně pokud jde o intenzitu. Optimalizace míchání značně závisí na možnostech úpravny a nabývá na významu při plánování rekonstrukcí nevyhovujících provozů [5,16,25].

Optimalizaci uvedených parametrů lze provádět v laboratorních podmínkách vzhledem k možnosti technologické podobnosti uspořádání laboratorních zařízení. Ta umožňuje stanovení dávek jednotlivých činidel a v omezené míře i podmínek míchání.

3. MATERIÁL A METODIKA PRÁCE

Cílem práce bylo sledování provozu v úpravně vody Hvězdička, vyhodnocení jednotlivých technologických prvků a návrh opatření, vedoucí k optimalizaci provozu. K dosažení uvedeného cíle bylo třeba provést následující kroky: zjištění optimální dávky základních chemikálií, vyhodnocení agregační účinnosti rychlomísiče a zjištění funkce

filtrace. Zdrojem surové vody ÚV Hvězdička, zásobující příbramský skupinový vodovod, je nádrž Obecnice. Úpravna funguje jako jednostupňová agregační filtrace a suspenze je zde připravována destabilizací znečišťujících příměsí pomocí síranu hlinitého.

3.1 Stanovení optimální dávky síranu hlinitého

Stanovení optimální dávky základního destabilizačního činidla je nezbytné, pro správnou funkci úpravny. Optimální dávka je definována jako dávka, při které je odstraněno maximum znečišťujících látek z vody, ještě za přijatelných ekonomických nákladů. Optimální dávka se stanovuje jedinou možnou metodou a to sklenicovou optimalizační zkouškou, která stanoví chemické optimum dávky destabilizačního činidla (v tomto případě síranu hlinitého).

3.1.1 Sklenicová optimalizační zkouška

Sklenicová optimalizační zkouška modeluje průběh procesu tvorby suspenze a jejím prostřednictvím lze optimalizovat tyto parametry: množství a typ činidla pro destabilizaci a předúpravu, intenzitu a dobu pomalého a rychlého míchání, množství a typ pomocného agregačního činidla (flokulantu) a místo a zaústění činidla. Princip spočívá v nadávkování shodných objemů vody předem voleným množstvím činidel a reakční směs se míchá za účelem tvorby separovatelných částic. Během míchání a po ukončení míchání se odebírají vzorky pro jednotlivá stanovení. První postup byl navržen Lageliorem v roce 1920 a používá se s různými obměnami dodnes.

Pro optimalizaci podmínek úpravy surové vody z ÚV Hvězdička byla použita sklenicová optimalizační zkouška prováděná pomocí laboratorního míchacího zařízení – míchací kolony. Míchací kolona má osm reakčních nádob shodného tvaru, v tomto případě válce, se stejným průměrem a objemem 2 litry a jejich umístění zajišťuje osazení. Kolona je vybavena regulací otáček, míchání zajišťují vertikální pádlová míchadla se stejným pohonem

zaručujícím stejnou intenzitu míchání ve všech válcích. Intenzitu míchání je možno regulovat podle potřeby tak, aby simulovala rychlé i pomalé míchání. Kolona je navíc vybavena časovým spínačem.

Laboratorní testy byly prováděny se surovou vodou odebíranou v ÚV Hvězdička přiváděnou gravitačně z nádrže Obecnice. Nejdříve byl proveden základní rozbor surové vody. Sledovali se tyto parametry: reakce vody (pH), chemická spotřeba kyslíku manganistanem draselným (CHSK_{Mn}), absorpance 387 nm (A_{387}), hliník (Al) a mangan (Mn).

Pro zajištění optimálního průběhu sklenicové zkoušky bylo třeba provést předalkalizaci surové vody pomocí vápenné vody. Postup sklenicové optimalizační zkoušky byl následující. Do bateriových sklenic osazených v míchací koloně bylo nadávkováno odstupňované množství destabilizačního činidla. Jako destabilizační činidlo byl použit 1%ní roztok síranu hlinitého používaného v ÚV Hvězdička. Byl proveden i pokus s destabilizačním činidlem 1%ního chloridu železitého, který se ukázal jako nevyhovující vzhledem k nutným vysokým dávkám a malému podílu vytvořených vloček. Sklenicím se přiřadil stejný počet dvoulitrových kádinek s předem nadávkovaným činidlem pro předúpravu a naplnil se odměřenou surovou vodou. Ta byla poté přelita do nadávkovaných sklenic ve stejném čase tak, aby proběhla homogenizace. Následně byla zpuštěna pádlová míchadla a bylo aplikováno rychlé míchání s velikostí gradientu přibližně 250 s^{-1} po dobu jedné minuty. Velikost gradientu se vypočítá podle vzorce pro pádlová míchadla [22]:

$$G = \sqrt{KS\rho_F \frac{u^3}{2\eta V}},$$

kde K je tvarový součinitel pádla, S je průmět plochy pádla kolmé na směr proudění, ρ_F je hustota kapaliny, u relativní rychlost pádla, η dynamická viskozita a V míchaný objem kapaliny. Po rychlém míchání následovalo pomalé míchání s velikostí gradientu 50 s^{-1} po

dobu 20 minut. Oprávněnost aplikace uvedených hodnot gradientů pomalého a rychlého míchání vychází z řady prací vypracovaných v Ústavu ochrany životního prostředí i mimo něj [6,22,24,30]. Byly provedeny i pokusy bez pomalého míchání. Po ukončení míchání následovalo usazování po dobu 1 hodiny. Po skončení sedimentace byly okamžitě odebrány vzorky pro stanovení základních parametrů: reakce vody (pH), chemická spotřeba kyslíku manganistanem draselným (CHSK_{Mn}), absorbance 387 nm (A_{387}), hliník (Al) a mangan (Mn). Další vyhodnocení sklenicové optimalizační zkoušky spočívalo ve sledování kvality suspenze a to prostřednictvím testu agregace. Ta byla hodnocena podle koncentrace základní složky destabilizačního činidla - hliníku Al. Vzorky pro stanovení testu agregace se odebíraly injekční stříkačkou vždy okamžitě po homogenizaci, po ukončení rychlého míchání, po ukončení pomalého míchání, po pětiminutové sedimentaci a po šedesátiminutové sedimentaci. Odebíraly se vzorky pro stanovení základní složky destabilizačního činidla upravené a neupravené odstředováním. Odebrané vzorky byly upraveny centrifugací při 3100 otáčkách po dobu 5 minut. Pro analýzu byla použita svrchní část fugátu. Poměr mezi agregovanou částí a celkovou koncentrací destabilizačního činidla vyjadřuje stupeň agregace α :

$$\alpha = \frac{C_{\text{celk.}} - C_{\text{F}}}{C_{\text{celk.}}},$$

kde $C_{\text{celk.}}$ je nadávkovaná koncentrace destabilizačního činidla a C_{F} koncentrace destabilizačního činidla ve fugátu. Stupeň agregace α nabývá hodnot od nuly do jedné, kdy při hodnotě $\alpha = 0$ k agregaci vůbec nedošlo a naopak při hodnotě $\alpha = 1$ veškeré destabilizační činidlo přešlo do nerozpuštěné separovatelné formy. Tato hodnota je v praxi nedosažitelná a v upravené vodě vždy zůstává nízká koncentrace destabilizačního činidla ve formě pravého roztoku. Podíl jednotlivých vložek se pak vypočítá podle následujících vzorců [5]:

Makročástice:
$$P_{MA} = \frac{c_o - c_5}{c_o},$$

Mikročástice:
$$P_{MI} = \frac{c_5 - c_{60}}{c_o},$$

Primární částice:
$$P_{PRI} = \frac{c_{60} - c_{60F}}{c_o},$$

Neagregovaný podíl: $NEA = 1 - (MA + MI + PRI),$

kde c_o je koncentrace hliníku ve vzorku neupraveném odstřed'ováním v čase $t=0$, tj. v okamžiku ukončení míchání a na počátku usazování, c_5 koncentrace Al po pětiminutové sedimentaci, c_{60} a c_{60F} koncentrace Al ve vzorcích odebraných po šedesátiminutové sedimentaci v neupraveném a upraveném vzorku pomocí odstřed'ování.

Kromě jakosti upravené vody byl průběh koagulace sledován subjektivními metodami. Hodnoceny byly především tyto parametry: barva, zákal a množství a velikost vytvořených vloček.

3.1.2 Nastavení optimální dávky v provozu

Přesnost nastavení dávky v provozu lze kontrolovat trojím způsobem:

1. analyticky – stanovením koncentrace hliníku za rychlomísením
2. analyticky – zjištěním koncentrace dávkovaného síranu hlinitého, odměřením dávkovaného množství (odměrným válcem a stopkami) a přepočítáním na průtok úpravnou
3. hustoměrným měřením – odměřením koncentrace síranu hlinitého přesným hustoměrem a po odměření dávkovaného množství přepočtením na průtok úpravnou

Pro tuto práci byly při měření použity metody 1 a 3 provozních měření. Byl použit hustoměr s měřicím rozsahem 50 kg/m^3 a dělením stupnice $0,5 \text{ kg/m}^3$. Hustoměr je vybavený teploměrem, vzhledem k tomu, že je třeba zohlednit i teplotu roztoku. Při správném použití uvedeného hustoměru dosahuje přesnost měření při výrobcem zaručené odchylce +/- jeden dílek (tj. $0,5 \text{ kg/m}^3$) +/- 0,4%. Závislost měrné hmotnosti na roztoku síranu hlinitého na koncentraci je uveden v tabulce 1 v příloze práce.

3.1.3 Optimalizace pomocného flokulantu Magnafloc LT 20

Flokulant Magnafloc LT 20 je dávkován v ÚV Hvězdička v době zhoršené kvality vody, tj. v zimním období, kdy destabilizace a agregace probíhá obtížně díky snížené teplotě v surové vody a dále v době jarních a podzimních výkyvů v kvalitě surové vody.

Dávky flokulantu byly rovněž optimalizovány sklenicovou optimalizační zkouškou. Zbytková koncentrace flokulantu byla kontrolována hodnotou CHSK_{Mn} a hodnotou absorbance při 387 nm. Oby tyto testy jsou vzhledem k minimálním dávkám flokulantu vyhovující. Dávka flokulantu kolísá podle kvality upravované vody mezi hodnotami 0,05 – $0,2 \text{ g/m}^3$.

V provozu byly dávky flokulantu kontrolovány pouze ve dvou případech, kdy byl flokulant do vody dávkován. Kontrola dávky byla provedena měřením průtoku a teploty, u roztoku známé koncentrace. Koncentrace flokulantu je kontrolována nezávislou laboratoří pravidelně v intervalech předepsaných provozním řádem úpravní.

V úpravně je dále dávkován síran amonný a hygienizace vody je prováděna chlórem. Oba uvedené celky nebyly předmětem optimalizace.

3.2 Stanovení optimální dávky vápna

Vzhledem k tomu, že pro zajištění optimálního průběhu destabilizace a následné agregace za použití síranu hlinitého jako destabilizačního činidla, je nutné udržovat pH upravovaných surových vod přibližně v oblasti 5,8 – 6,2, bylo třeba provést předalkalizaci surové vody. Nezbytná úprava pH byla jak při sklenicové optimalizační zkoušce tak v úpravně prováděna vápennou vodou. Vápenná voda je nasycený roztok hydrátu vápenatého za dané teploty. Tuto závislost popisuje následující tabulka a graf č.1 uvedený v příloze.

Tab.č.7: Rozpustnost CaO a Ca(OH)₂ v závislosti na teplotě [39]

teplota °C	CaO g/l	Ca(OH) ₂ g/l
0	1,40	1,85
10	1,33	1,76
20	1,25	1,65
30	1,16	1,53

Pro vytvoření dobře sedimentujících vloček a účinné vyčiření vody je třeba dosáhnout optimálního pH. Optimální pH je určováno především charakterem organických látek v dané surové vodě. Všeobecně platí, že organické látky kyselého charakteru se lépe odstraňují v kyselějších oblastech pH a látky zásadité povahy v oblastech vyššího pH. Dávky vápna se řídí hodnotou KNK u surové vody, protože díky hydrolyze, probíhající po nadávkování destabilizačního činidla se uvolňují do vody volné H⁺ ionty a ty jsou neutralizovány KNK. Dávky vápna se optimalizují sklenicovou optimalizační zkouškou, stejně jako základní destabilizační činidlo. Hrubý odhad potřeby vápna se provádí podle vztahu:

$$d = \left(D \frac{0,9}{100} \right) 28,04,$$

kde d je dávka vápna v mg/l, D dávka síranu hlinitého v mg/l a 28,04 je miligramekvivalent CaO.

Metody stanovení CaO ve vápenné vodě:

1. titrační stanovení – vhodně ředěný vzorek vápenné vody (obvykle 1:1 – 1:4) se titruje roztokem HCl do odbarvení fenolftaleinu. Nasycení vápenné vody se pak vypočítá podle vztahu:

$$\text{nasycení \%} = 5000 / \text{teoretické nasycení} * \text{spotřeba HCl} / \text{objem vzorku}$$

2. stanovení bylo použito pro sklenicovou optimalizační zkoušku
3. stanovení podle měrné vodivosti – u vzorků čisté ředící vody, přitékající do vápenného sytiče, se měří teplota a specifická vodivost. Obě hodnoty se přepočítají na teplotu 20°C podle tabulky č.2 uvedené v příloze a od celkové vodivosti vápenné vody se odečte vodivost vody ředící. Z tabulky č.8 se odečte koncentrace vápenné vody. Stanovení se používá v provozním měřítku.

Tab.č.8: Měrná elektrolytická vodivost vápenné vody v mS/cm, v závislosti na teplotě a koncentraci [39]

t [°C] / CaO [g/l]	0,1217	0,305	0,609	0,913	1,217
0	0,56	1,4	2,64	3,915	5,09
5	0,65	1,6	3,03	4,465	5,79
10	0,735	1,8	3,42	5,005	6,485
15	0,82	2	3,805	5,54	7,175
20	0,905	2,2	4,195	6,075	7,87
25	0,99	2,395	4,565	6,61	8,55

Pozn.: běžný hydrát vápenatý obsahuje kolem 60% využitelného CaO. Přítomnost MgO prakticky neovlivňuje rozpustnost CaO ve vodě, protože rozpustnost MgO je přibližně 200krát nižší než rozpustnost CaO. Z toho důvodu se pro úpravu pH nepoužívá dolomitický hydrát.

3.3 Vyhodnocení agregační účinnosti rychlomísiče

Toto vyhodnocení bylo provedeno jednak prostřednictvím stupně agregace α , jednak testem agregace velikostního rozdělení částic na odtoku z rychlomísiče (po rychlém i pomalém míchání). Kvalita vytvořené suspenze byla hodnocena podle koncentrace základní složky destabilizačního činidla - hliníku Al. Vzorke pro stanovení testu agregace se odebíraly injekční stříkačkou vždy okamžitě po homogenizaci, po ukončení rychlého míchání, po ukončení pomalého míchání, po pětiminutové sedimentaci a po šedesátiminutové sedimentaci. Přesný postup je popsán výše v kapitole 3.1.1 Sklenicová optimalizační zkouška.

3.4 Ověření filtračních cyklů

V provozu úpravný jsou tři filtrační jednotky. Jedná se o otevřené atmosférické pískové rychlofiltry evropského typu. Praní probíhá vodou a vzduchem a dopíráno je pouze vodou. Doby zapracování filtru po praní se pohybuje mezi 2 – 3 minutami.

V provozu byl měřen filtrační cyklus u filtru č. 1. Vzhledem k omezeným možnostem měření filtračních ztrát na filtru byla délka filtračních cyklů hodnocena podle kvality filtrátu. Hodnoty filtračních ztrát by v tomto případě byly doplněním a dalším ukazatelem funkce filtrů. V úpravně Hvězdička není tato hodnota rozhodující pro regeneraci filtrů. Regenerace se provádí vždy na základě koncentrací pronikajícího hliníku.

3.5 Metodika chemických analýz

Reakce vody - pH: potenciometrické stanovení pomocí kombinované elektrody. Stanovení pH ve vodách upravuje norma ČSN ISO 10523.

Konduktivita – κ : stanovení konduktometrem s vodivostní nádobkou. Stanovení konduktivity popisuje norma ČSN EN 27888.

Kyselinová neutralizační kapacita do pH 4,5 - $KNK_{4,5}$: stanovení titrací vzorku odměrným roztokem 0,1M HCl na směsný indikátor. Upravuje norma ČSN EN ISO 9963-1.

Chemická spotřeba kyslíku manganistanem draselným - $CHSK_{Mn}$: oxidace organických látek manganistanem draselným v kyselém prostředí kyseliny sírové při desetiminutovém varu. Oxidace probíhá za přebytku manganistanu. Jeho úbytek – množství spotřebované na oxidaci organických látek - se zjišťuje odměrným manganometrickým stanovením tak, že po ukončené oxidaci se do reakčního roztoku přidá známé množství standardního odměrného roztoku šťavelové kyseliny, která se manganistanem draselným opět titruje. Stanovení chemické spotřeby kyslíku manganistanem draselným předepisuje norma ČSN 83 0520 část 14.

Absorbance při 387 nm – A_{387} : stanovení pomocí spektrofotometru. Lze jím stanovit barvu vody. Na ÚV Hvězdička byla zjištěna významná korelace mezi hodnotami absorbance a $CHSK_{Mn}$ (korelační koeficient 0,993, $n = 21$) a absorbance a koncentrací hliníku (korelační koeficient 0,969, $n = 21$) [31]. Stanovení barvy podléhá normě ČSN EN ISO 7887.

Hliník – Al: spektrofotometrické stanovení. Reakce hlinitých iontů s pyrokatecholovou violetí při pH 5,9 za vzniku barevného komplexu. Upravuje norma ČSN ISO 10566.

Mangan – Mn: stanovení pomocí spektrofotometru. V prostředí kyseliny dusičné se sloučeniny manganu kvantitativně oxidují persíranem na manganistan. Intenzita zbarvení je úměrná koncentraci manganu. Stanoveno normou ČSN 83 0520 část 21. [32,33]

3.6 ÚV Hvězdička a nádrž Obecnice

Úpravna vody Hvězdička byla uvedena do provozu v roce 1964. Spolu s ÚV Kozičín a ÚV Hatě zásobuje příbramský skupinový vodovod. Projektovaný výkon úpravny vody činí 70 l/s, průměrný výkon se pohybuje v rozmezí 40 – 50 l/s. Hlavním zdrojem surové vody je nádrž Obecnice. Voda přitéká z nádrže gravitačně. Kvalita surové vody se vyznačuje velice nízkým obsahem rozpuštěných látek, nízkým obsahem vápníku a hořčíku, nízkou hodnotou pH a neutralizační kapacity, vysokým obsahem přírodních organických látek (humínové látky) a zvýšenými obsahy Mn a Al. Díky nízkému obsahu živin je ve vodě po celý rok přítomno jen malé množství drobných vodních organismů. Kvalita vody značně kolísá v závislosti na množství a charakteru srážek.

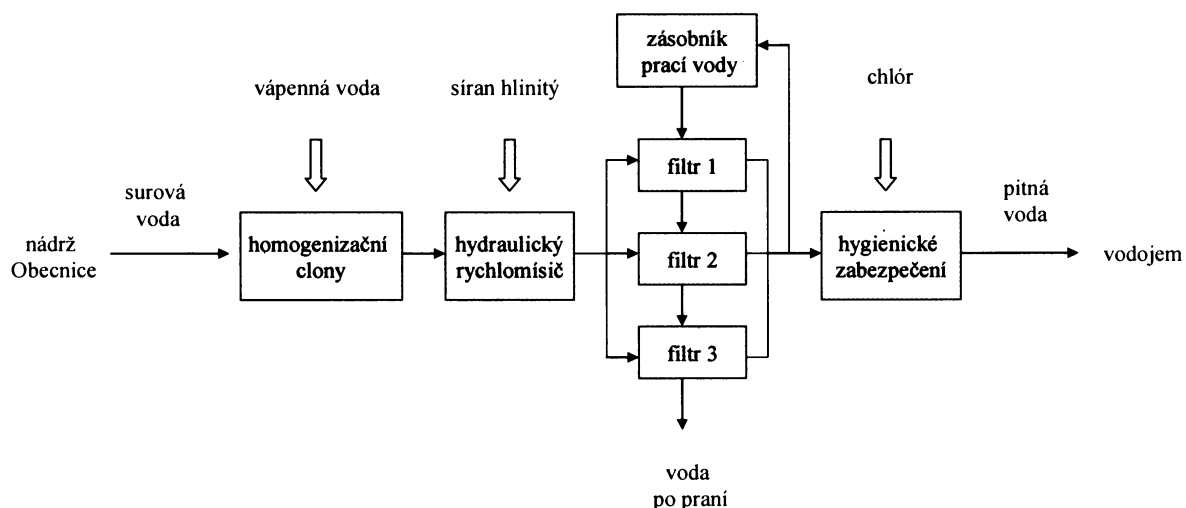
Tab.č.7: Základní parametry Obecnické nádrže [34]

objem nádrže	(10 ⁶ m ³)	0,532
průměrný průtok	(l/s)	76,4
kóta přelivu	(m.n.m.)	564,55
maximální hloubka	(m)	9
odběrné profily	(m.n.m.)	555,65 a 560,45
povolený odběr	(l/s)	40

Druhým využívaným zdrojem je Dědičná štola s výkonem 10 l/s, odvádějící důlní vodu z Březohorského revíru. Jedná se o vodu s vysokou mineralizací, vysokým obsahem Ca a Mg a zvýšenými obsahy síranů až 600 mg/l. Voda z tohoto zdroje je upravována samostatně pouze mechanickou filtrací v automatickém pískovém filtru a následně se míchá s upravenou vodou z ÚV Hvězdička a spolu s ní je také hygienicky zabezpečena plynným chlórem [35].

Voda je upravována jednostupňovou úpravou (agregační filtrací), s možností separace manganu dávkováním manganistanu draselného. Hygienické zabezpečení je zajištěno dávkováním plynného chlóru. Úprava vody je založena na dávkování destabilizačního činidla (síran hlinitý), který po hydrolyze vytvoří vločky hydroxidu hlinitého. Dávkování alkalizačního činidla je zaústěno do přívodu surové vody. Za místem zaústění jsou v potrubí nainstalovány homogenizační clony. Odtud je voda vedena do vertikálního hydraulického rychlomísiče s dobou zdržení 3-5 minut. Dávkování destabilizačního činidla probíhá v rychlomísiči. Odstranění nežádoucích příměsí se provádí na pískových filtrech. Jedná se o otevřené atmosférické pískové rychlofiltry evropského typu. Praní probíhá vodou a vzduchem a dopíráno je pouze vodou. Upravená voda je hygienicky zabezpečena dávkováním plynného chlóru.

Obr. č. 1: Schéma jednostupňové úpravy v ÚV Hvězdička. Upraveno z [35].



Tab.č.8: Průměrné ukazatele surové vody odebírané úpravnou za rok 2004 [36]

druh zkoušky	průměr	minimum	maximum
teplota [°C]	8,7732	3,5000	18,0000
pH [-]	6,4221	5,7000	7,6000
konduktivita [mS/m]	7,5500	6,8000	9,2000
Al [mg/l]	0,2868	0,0500	0,4800
Mn [mg/l]	0,1815	0,0100	0,5800
TOC [mg/l]	4,9150	4,8000	5,0300
KNK _{4,5} [mmol/l]	0,2711	0,1000	0,7000
humínové látky [mg/l]	4,0300	-	5,1000
CHSK _{Mn} [mg/l]	6,1704	3,6800	7,8400

Tab.č.9: Průměrné ukazatele surové vody odebírané úpravnou za rok 2005 [36]

druh zkoušky	průměr	minimum	maximum
teplota [°C]	5,5000	4,0000	12,5000
pH [-]	6,0467	6,6600	8,0000
konduktivita [mS/m]	6,0600	5,4000	6,7000
Al [mg/l]	0,1975	0,2300	0,3100
Mn [mg/l]	0,0757	0,0100	0,2200
TOC [mg/l]	8,0800	7,8600	8,3000
KNK _{4,5} [mmol/l]	0,2700	0,2500	0,4500
humínové látky [mg/l]	6,3800	4,4000	8,5000
CHSK _{Mn} [mg/l]	4,9920	5,8400	7,1200

Tab.č.10: Průměrné ukazatele surové vody odebírané úpravnou za rok 2006 [36]

druh zkoušky	průměr	minimum	maximum
teplota [°C]	8,9681	3,5000	15,5000
pH [-]	6,7753	5,3600	7,4900
konduktivita [mS/m]	6,1000	5,0000	7,5000
Al [mg/l]	0,2109	0,0600	0,4600
Mn [mg/l]	0,1211	0,0100	0,3800
TOC [mg/l]	6,2900	5,5300	7,0500
KNK _{4,5} [mmol/l]	0,3233	0,1000	0,5500
huminové látky [mg/l]	7,4000	4,3000	12,8000
CHSK _{Mn} [mg/l]	8,7906	4,4800	21,1200

4. VÝSLEDKY MĚŘENÍ

4.1 Surová voda z nádrže Obecnice

V tabulce č. 11 jsou uvedeny výsledky rozborů surové vody z nádrže Obecnice odebírané v ÚV Hvězdička v období od dubna roku 2006 do srpna roku 2007. Jak ukazují naměřené hodnoty, pH surové vody má mírně kyselý charakter související s poměrně vysokým organickým znečištěním (CHSK_{Mn}), které značně kolísá v průběhu roku. Většinu organických látek ve vodě představují huminové látky. Hodnoty obsahu hliníku i manganu silně kolísají právě v závislosti na organickém znečištění a ročním období.

Tab č. 11: Ukazatele surové vody – nádrž Obecnice (duben 2006 – srpen 2007)

datum odběru	pH [-]	CHSK _{Mn} [mg/l]	Al [mg/l]	Mn [mg/l]
3.4.2006	5,36	12,00	0,49	0,19
20.4.2006	5,22	10,80	0,45	0,15
22.6.2006	5,50	14,10	0,51	0,19
17.7.2006	5,61	12,80	0,53	0,26
30.7.2006	5,33	12,60	0,50	0,20
7.8.2006	5,36	12,00	0,49	0,19

datum odběru	pH [-]	CHSK _{Mn} [mg/l]	Al [mg/l]	Mn [mg/l]
11.9.2006	6,10	8,60	0,31	0,10
26.2.2007	6,10	6,90	0,22	0,10
30.3.2007	6,10	8,90	0,19	0,08
18.4.2007	6,32	6,84	0,32	0,01
26.4.2007	6,65	6,08	0,28	0,03
8.6.2007	6,55	6,72	0,14	0,06
16.8.2007	7,33	4,96	0,03	0,04
průměr	5,96	9,48	0,34	0,12
minimum	5,22	4,96	0,03	0,01
maximum	7,33	14,10	0,53	0,26

4.2 Optimalizace základních chemikálií

Úprava surové vody z nádrže Obecnice vyžaduje po většinu roku úpravu pH před dávkováním základního destabilizačního činidla. Nezbytná úprava pH je jak při sklenicové optimalizační zkoušce tak v úpravně prováděna vápennou vodou. Z provedeného měření se dávky vápna v surové vodě z ÚV Hvězdička pohybovaly v rozmezí 0 – 12,6 mg/l, přičemž v období snížených hodnot KNK_{4,5} se interval zúžil na 5,3 – 12,8 mg/l.

Optimalizace dávky destabilizačního činidla síranu hlinitého byla prováděna sklenicovou optimalizační zkouškou. Byl také proveden pokus s destabilizačním činidlem 1% chloridu železitého, který se ale neprojevil jako vhodný vzhledem k malému podílu vytvořených vloček i při velmi vysokých a ekonomicky nevýhodných dávkách. Výsledky sklenicových zkoušek jsou uvedeny v tabulkách č. 12 až 20 a graficky znázorněny na obrázcích č. 2 až 19. Pro rychlé míchání byl aplikován gradient 250 s⁻¹ a pro pomalé míchání gradient 50 s⁻¹. Byly také provedeny pokusy bez pomalého míchání.

Dávky flokulantu byly rovněž optimalizovány sklenicovou optimalizační zkouškou. Zbytková koncentrace flokulantu byla kontrolována hodnotou CHSK a hodnotou absorbance při 387 nm. Oby tyto testy jsou vzhledem k minimálním dávkám flokulantu vyhovující.

Dávka flokulantu kolísá podle kvality upravované vody mezi hodnotami 0,05 – 0,2 g/m³.

V provozu byly dávky flokulantu kontrolovány ve dvou případech, kdy byl flokulant do vody dávkován. Kontrola dávky byla provedena měřením průtoku a teploty u roztoku známé koncentrace.

Tab.č.12: Stanovení dávky destabilizačního činidla Al₂(SO₄)₃ s modře vyznačeným optimem (3.4.2006)

sklenice	dávka Al ₂ (SO ₄) ₃ [mg/l]	dávka Al [mg/l]	dávka Al ₂ (SO ₄) ₃ [mmol/l]	CHSK _{Mn} [mg/l]	pH [-]	absorbance 387 nm	Al ₀ [mg/l]
1	15	2,37	0,044	11,70	6,42	0,314	1,50
2	20	3,15	0,058	8,12	6,45	0,325	1,50
3	23	3,63	0,067	5,23	6,63	0,150	1,00
4	25	3,94	0,073	2,79	6,33	0,035	0,10
5	28	4,42	0,081	2,14	6,19	0,033	0,08
6	30	4,73	0,088	2,32	6,06	0,027	0,08
7	33	5,20	0,096	2,76	6,24	0,024	0,07

CHSK_{Mn} – chemická spotřeba kyslíku manganistanem draselným, pH – reakce vody, Al₀ – koncentrace hliníku po odstředění, A₃₈₇ – absorpce při 387 nm

Tab.č.13: Stanovení dávky destabilizačního činidla Al₂(SO₄)₃ s modře vyznačeným optimem (20.4.2006)

sklenice	dávka Al ₂ (SO ₄) ₃ [mg/l]	dávka Al [mg/l]	dávka Al ₂ (SO ₄) ₃ [mmol/l]	CHSK _{Mn} [mg/l]	pH [-]	absorbance 387 nm	Al ₀ [mg/l]	α [-]
1	15	2,37	0,044	9,20	6,42	0,314	1,45	0,223
2	20	3,15	0,058	8,10	6,45	0,325	1,30	0,502
3	22	3,47	0,064	5,56	6,31	0,241	1,10	0,651
4	25	3,94	0,073	2,54	6,33	0,035	0,15	0,882
5	28	4,42	0,081	2,15	6,19	0,033	0,10	0,983
6	30	4,73	0,088	2,57	6,06	0,027	0,10	0,975
7	32	5,05	0,093	2,89	6,24	0,024	0,10	0,979

CHSK_{Mn} – chemická spotřeba kyslíku manganistanem draselným, pH – reakce vody, Al₀ – koncentrace hliníku po odstředění, A₃₈₇ – absorpce při 387 nm, α – koeficient agregace

Tab.č.14: Stanovení dávky destabilizačního činidla $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ s modře vyznačeným optimem, bez PM (22.6.2006)

sklenice	dávka $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ [mg/l]	dávka Al [mg/l]	dávka $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ [mmol/l]	CHSK _{Mn} [mg/l]	pH [-]	absorbance 387 nm	Al ₀ [mg/l]	α [-]
1	15	2,37	0,044	13,10	6,42	0,364	1,55	0,221
2	20	3,15	0,058	10,60	6,10	0,351	1,45	0,306
3	22	3,47	0,064	5,20	6,35	0,204	1,20	0,598
4	26	4,10	0,075	2,35	6,33	0,022	0,24	0,884
5	28	4,42	0,081	2,12	6,04	0,025	0,10	0,921
6	30	4,73	0,088	2,12	5,98	0,025	0,10	0,920
7	32	5,05	0,093	2,74	5,98	0,022	0,12	0,950

CHSK_{Mn} – chemická spotřeba kyslíku manganistanem draselným, pH – reakce vody, Al₀ – koncentrace hliníku po odstředění, A₃₈₇ – absorpce při 387 nm, α – koeficient agregace, PM – pomalé míchání

Tab.č.15: Stanovení dávky destabilizačního činidla $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ s modře vyznačeným optimem, bez PM (17.7.2006)

sklenice	dávka $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ [mg/l]	dávka Al [mg/l]	dávka $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ [mmol/l]	CHSK _{Mn} [mg/l]	pH [-]	absorbance 387 nm	Al ₀ [mg/l]
1	15	2,37	0,044	11,30	6,12	0,354	1,60
2	20	3,15	0,058	7,20	6,00	0,361	1,50
3	23	3,63	0,067	3,10	6,10	0,210	1,10
4	25	3,94	0,073	2,32	6,00	0,041	0,16
5	28	4,42	0,081	2,29	5,97	0,033	0,09
6	30	4,73	0,088	2,37	5,95	0,034	0,08
7	33	5,20	0,096	2,83	5,80	0,031	0,10

CHSK_{Mn} – chemická spotřeba kyslíku manganistanem draselným, pH – reakce vody, Al₀ – koncentrace hliníku po odstředění, A₃₈₇ – absorpce při 387 nm, PM – pomalé míchání

Tab.č.16: Stanovení dávky destabilizačního činidla $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ s modře vyznačeným optimem, bez PM (30.7.2006)

sklenice	dávka $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ [mg/l]	dávka Al [mg/l]	dávka $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ [mmol/l]	CHSK _{Mn} [mg/l]	pH [-]	absorbance 387 nm	Al ₀ [mg/l]
1	15	2,37	0,044	11,30	6,40	0,300	1,62
2	20	3,15	0,058	9,60	6,40	0,312	1,47
3	22	3,47	0,064	5,40	6,51	0,112	0,95
4	26	4,10	0,075	2,90	6,28	0,029	0,12
5	28	4,42	0,081	2,74	6,10	0,026	0,08
6	30	4,73	0,088	1,98	6,10	0,026	0,08
7	32	5,05	0,093	2,22	6,00	0,022	0,12

CHSK_{Mn} – chemická spotřeba kyslíku manganistanem draselným, pH – reakce vody, Al₀ – koncentrace hliníku po odstředění, A₃₈₇ – absorpce při 387 nm, PM – pomalé míchání

Tab.č.17: Stanovení dávky destabilizačního činidla $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ s modře vyznačeným optimem (7.8.2006)

sklenice	dávka $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ [mg/l]	dávka Al [mg/l]	dávka $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ [mmol/l]	CHSK _{Mn} [mg/l]	pH [-]	absorbance 387 nm	Al ₀ [mg/l]
1	15	2,37	0,044	11,80	6,42	0,320	1,58
2	20	3,15	0,058	6,50	6,40	0,350	1,12
3	22	3,47	0,064	4,70	6,30	0,170	0,41
4	24	3,78	0,070	3,04	6,25	0,030	0,14
5	26	4,10	0,075	2,11	6,20	0,033	0,08
6	28	4,42	0,081	2,14	6,13	0,026	0,08
7	30	4,73	0,088	2,31	6,15	0,028	0,10

CHSK_{Mn} – chemická spotřeba kyslíku manganistanem draselným, pH – reakce vody, Al₀ – koncentrace hliníku po odstředění, A₃₈₇ – absorpce při 387 nm

Tab.č.18: Stanovení dávky destabilizačního činidla $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ s modře vyznačeným optimem

(11.9.2006)

sklenice	dávka $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ [mg/l]	dávka Al [mg/l]	dávka $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ [mmol/l]	CHSK _{Mn} [mg/l]	pH [-]	absorbance 387 nm	Al ₀ [mg/l]	α [-]
1	15	2,37	0,044	7,90	6,96	0,360	1,24	0,206
2	20	3,15	0,058	6,10	6,84	0,340	0,97	0,381
3	22	3,47	0,064	2,97	6,20	0,245	0,84	0,529
4	26	4,10	0,075	2,25	6,10	0,030	0,09	0,791
5	28	4,42	0,081	1,99	6,10	0,028	0,08	0,882
6	30	4,73	0,088	1,98	5,95	0,025	0,07	0,889
7	32	5,05	0,093	2,19	6,01	0,021	0,09	0,913

CHSK_{Mn} – chemická spotřeba kyslíku manganistanem draselným, pH – reakce vody, Al₀ – koncentrace hliníku po odstředění, A₃₈₇ – absorpce při 387 nm, α – koeficient agregace

Tab.č.19: Stanovení dávky destabilizačního činidla $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ s modře vyznačeným optimem

(26.2.2007)

sklenice	dávka $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ [mg/l]	dávka Al [mg/l]	dávka $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ [mmol/l]	CHSK _{Mn} [mg/l]	pH [-]	absorbance 387 nm	Al ₀ [mg/l]	α [-]
1	15	2,37	0,044	6,50	6,42	0,295	1,20	0,282
2	20	3,15	0,058	4,10	6,45	0,224	0,97	0,392
3	22	3,47	0,064	3,51	6,63	0,100	0,54	0,556
4	24	3,78	0,070	2,43	6,33	0,026	0,10	0,772
5	26	4,10	0,075	1,97	6,19	0,022	0,07	0,856
6	28	4,42	0,081	1,54	6,06	0,024	0,07	0,902
7	30	4,73	0,088	1,98	6,24	0,021	0,09	0,925

CHSK_{Mn} – chemická spotřeba kyslíku manganistanem draselným, pH – reakce vody, Al₀ – koncentrace hliníku po odstředění, A₃₈₇ – absorpce při 387 nm, α – koeficient agregace

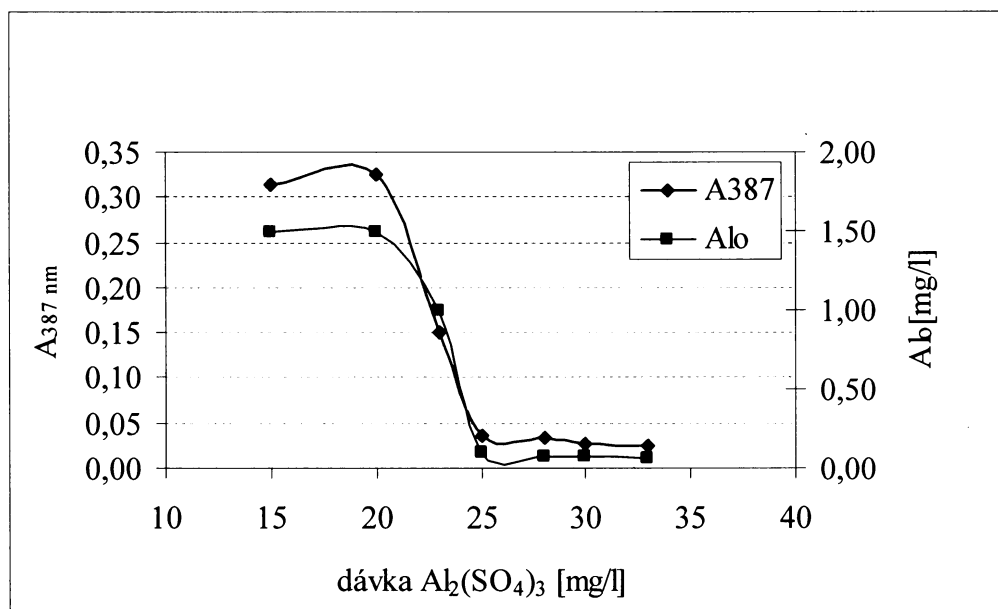
Tab.č.20: Stanovení dávky destabilizačního činidla $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ s modře vyznačeným optimem

(30.3.2007)

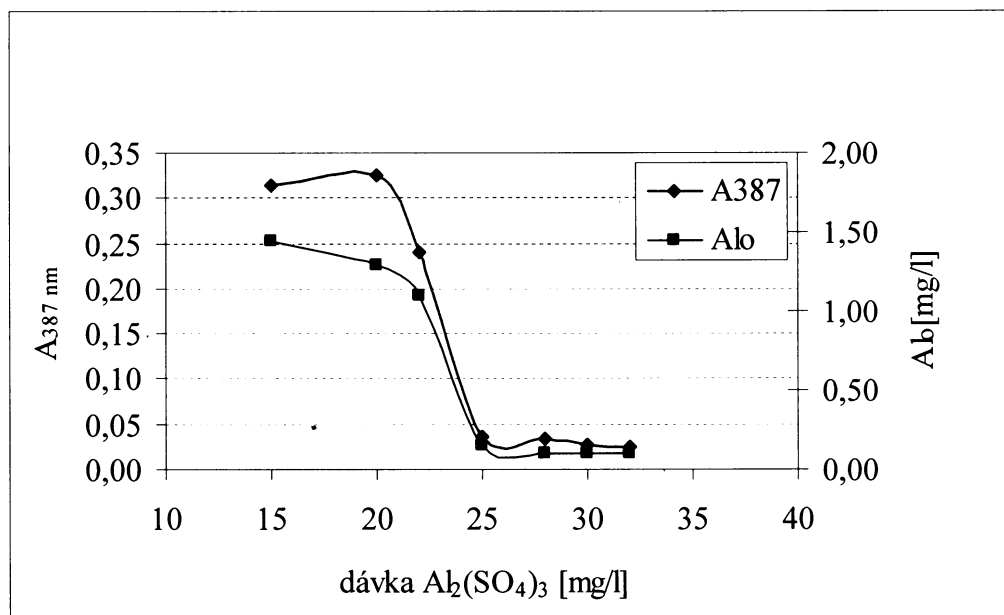
sklenice	dávka $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ [mg/l]	dávka Al [mg/l]	dávka $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ [mmol/l]	CHSK _{Mn} [mg/l]	pH [-]	absorbance 387 nm	Al ₀ [mg/l]
1	15	2,37	0,044	7,60	6,40	0,304	1,05
2	20	3,15	0,058	6,30	6,50	0,300	0,85
3	22	3,47	0,064	3,58	6,50	0,142	0,54
4	24	3,78	0,070	2,25	6,25	0,027	0,12
5	26	4,10	0,075	2,24	6,10	0,027	0,11
6	28	4,42	0,081	2,09	6,10	0,024	0,06
7	30	4,73	0,088	2,11	5,90	0,025	0,14

CHSK_{Mn} – chemická spotřeba kyslíku manganistanem draselným, pH – reakce vody, Al₀ – koncentrace hliníku po odstředění, A₃₈₇ – absorpce při 387 nm

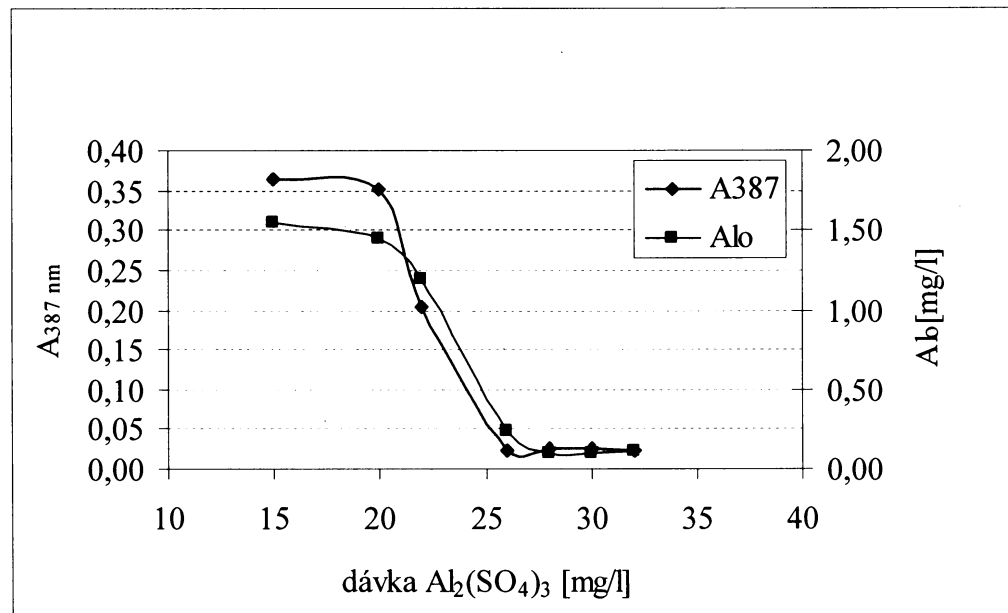
Obr.č.2: Stanovení dávky destabilizačního činidla $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ - hodnoty A₃₈₇ a Al₀ (3.4.2006)



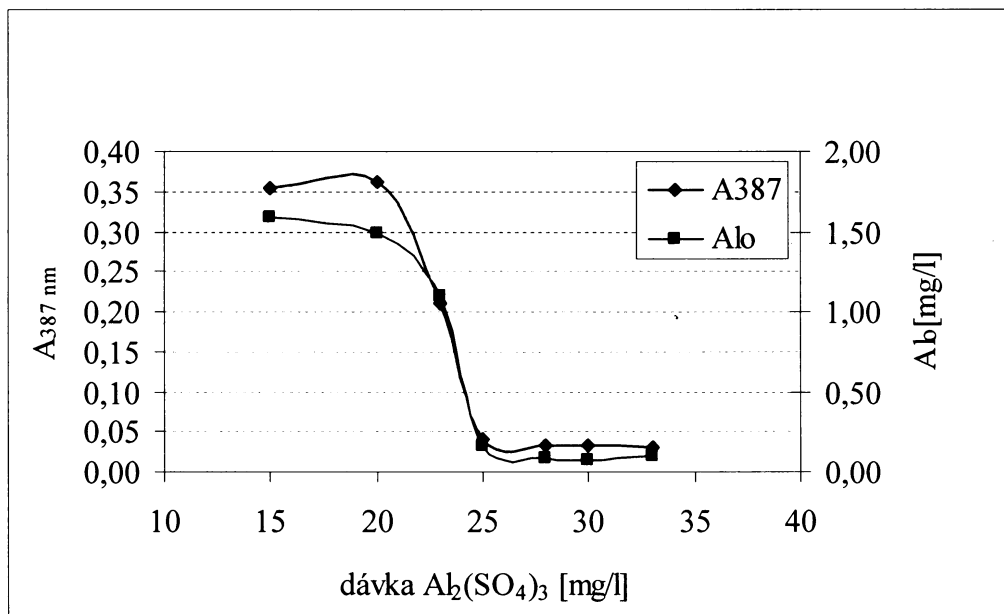
Obr.č.3: Stanovení dávky destabilizačního činidla $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ - hodnoty A_{387} a Al_0 (20.4.2006)



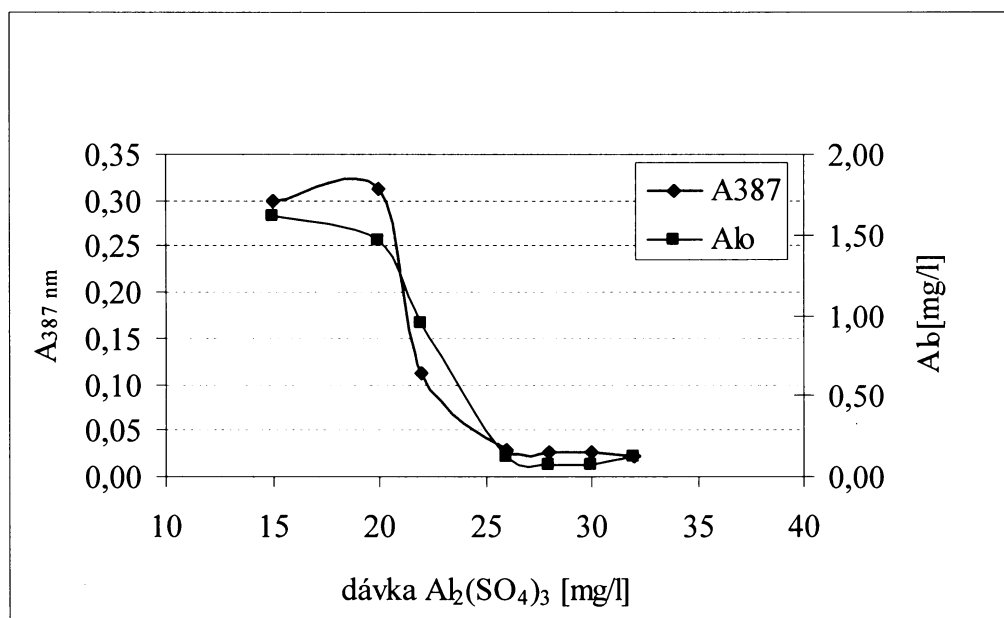
Obr.č.4: Stanovení dávky destabilizačního činidla $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ - hodnoty A_{387} a Al_0 (22.6.2006)



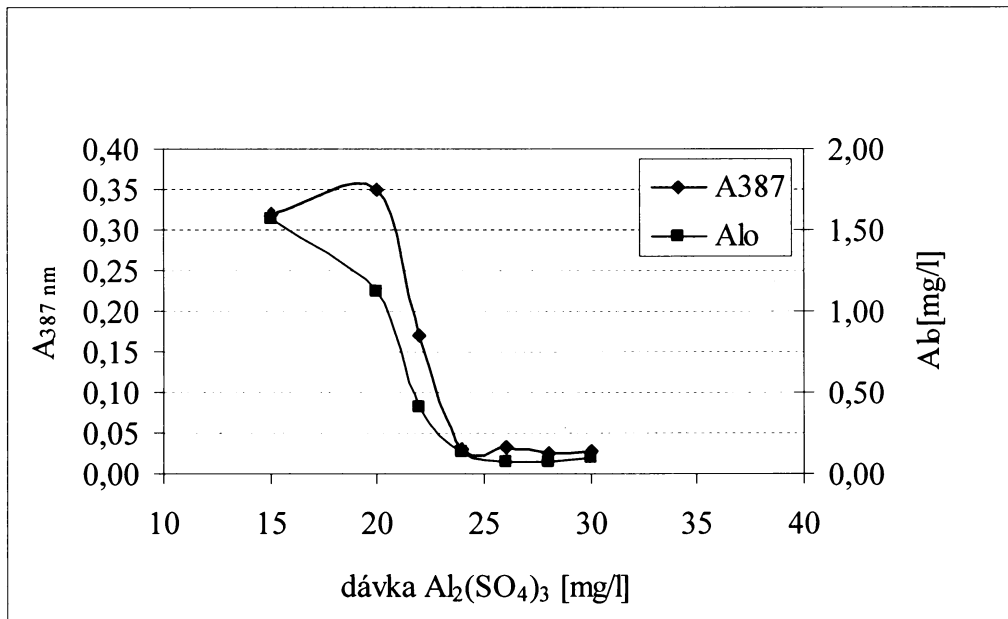
Obr.č.5: Stanovení dávky destabilizačního činidla $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ - hodnoty A_{387} a Al_0 (17.7.2006)



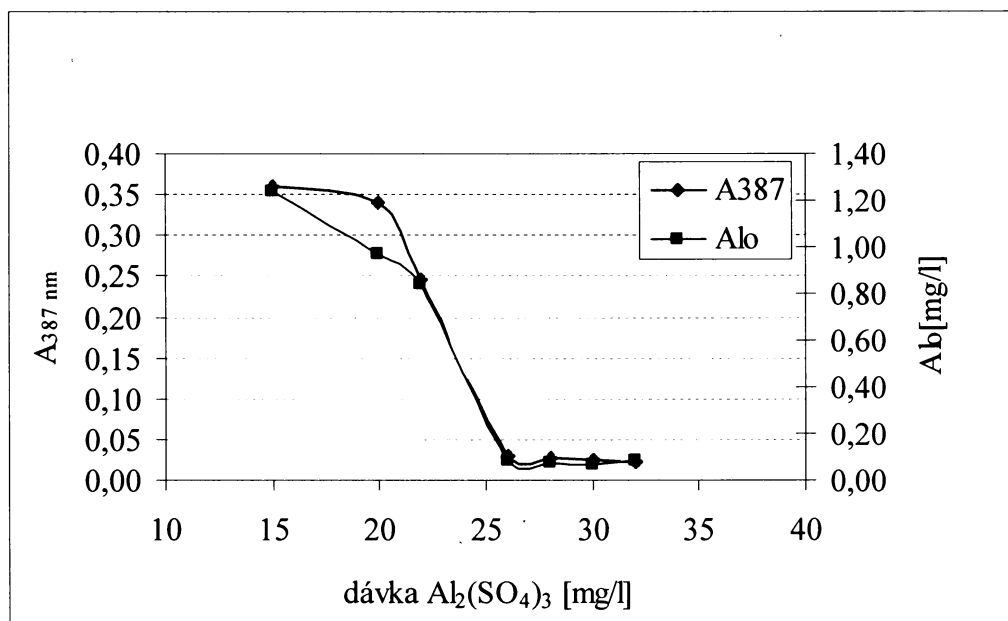
Obr.č.6: Stanovení dávky destabilizačního činidla $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ - hodnoty A_{387} a Al_0 (30.7.2006)



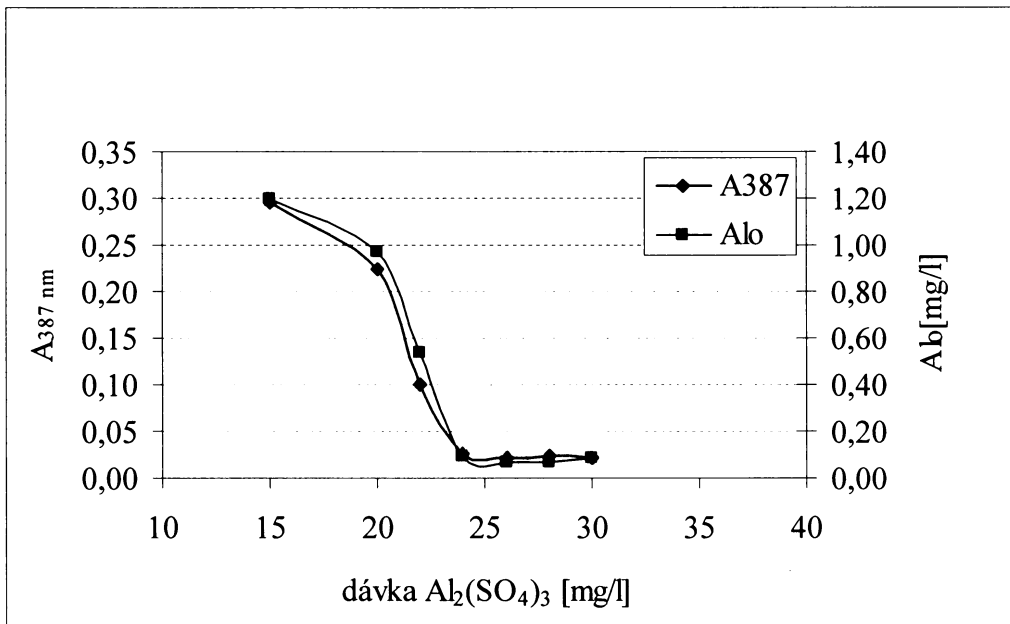
Obr.č.7: Stanovení dávky destabilizačního činidla $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ - hodnoty A_{387} a Al_0 (7.8.2006)



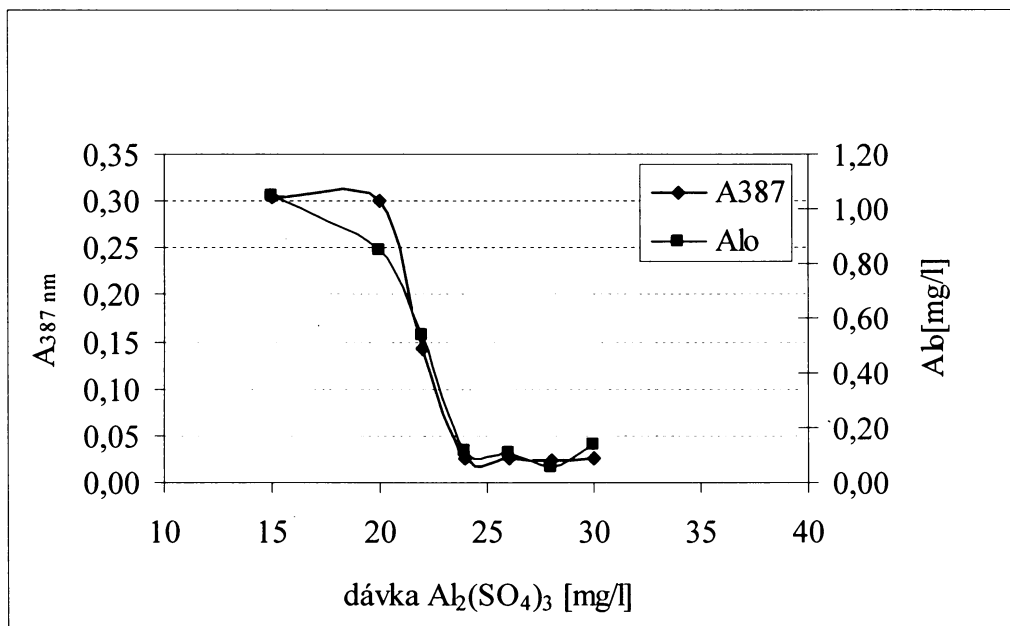
Obr.č.8: Stanovení dávky destabilizačního činidla $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ - hodnoty A_{387} a Al_0 (11.9.2006)



Obr.č.9: Stanovení dávky destabilizačního činidla $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ - hodnoty A_{387} a Al_0 (26.2.2007)

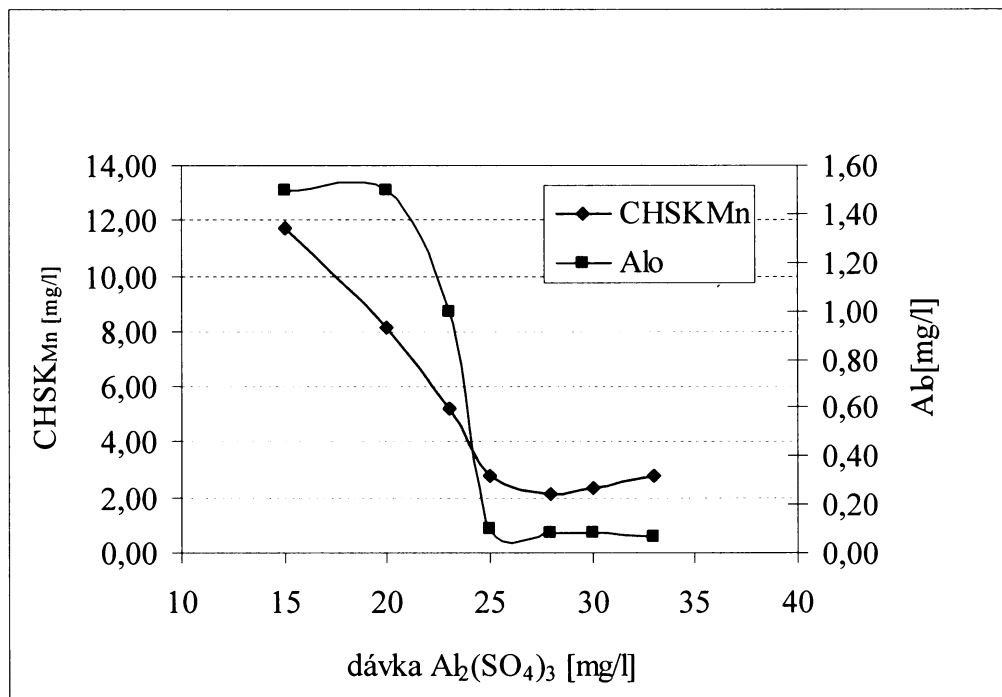


Obr.č.10: Stanovení dávky destabilizačního činidla $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ - hodnoty A_{387} a Al_0 (30.3.2007)



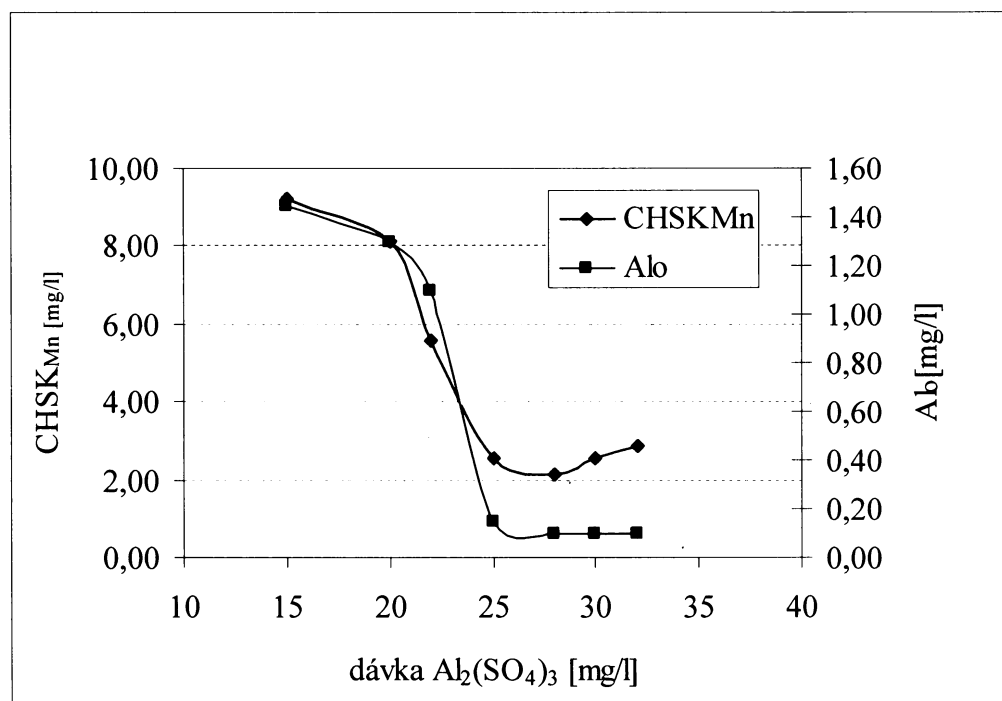
Obr.č.11: Stanovení dávky destabilizačního činidla $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ - hodnoty CHSK_{Mn} a Al_0

(3.4.2006)



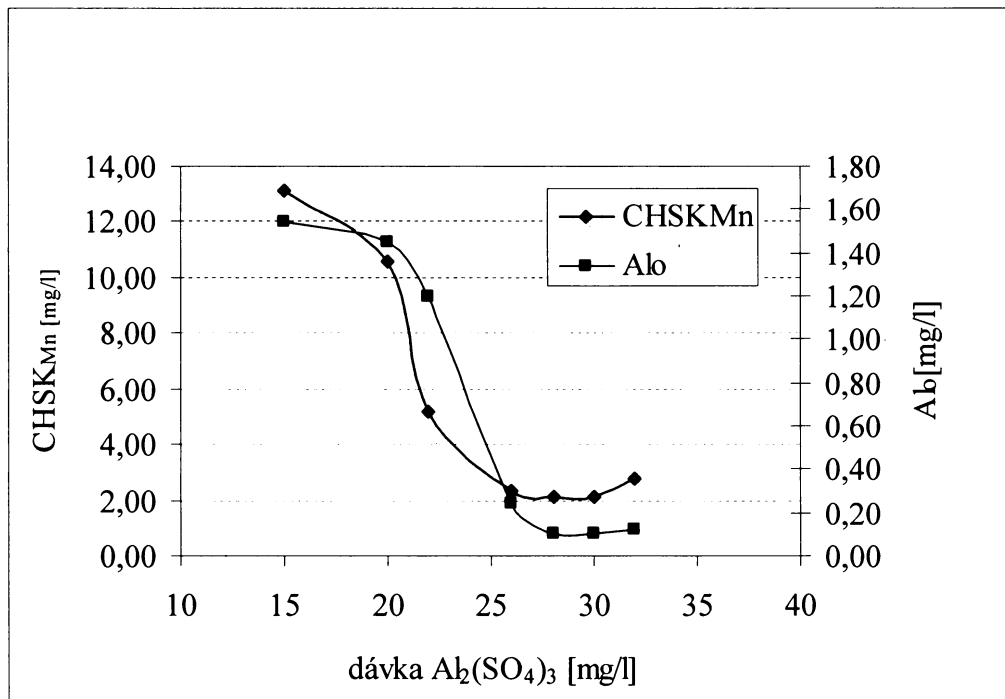
Obr.č.12: Stanovení dávky destabilizačního činidla $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ - hodnoty CHSK_{Mn} a Al_0

(20.4.2006)



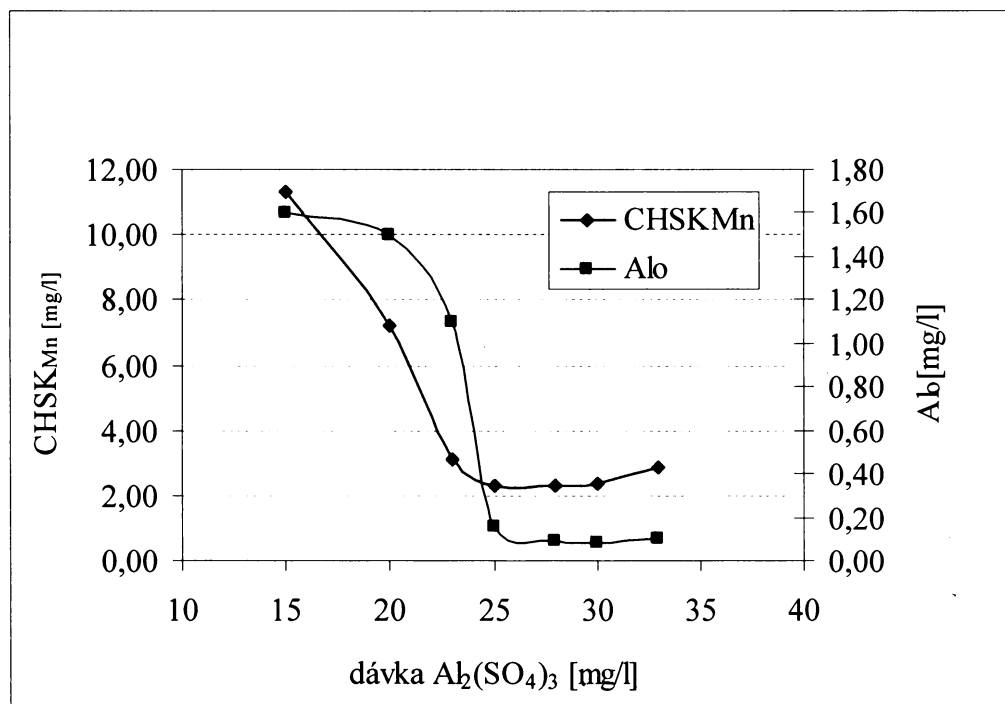
Obr.č.13: Stanovení dávky destabilizačního činidla $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ - hodnoty CHSK_{Mn} a Al_0

(22.6.2006)

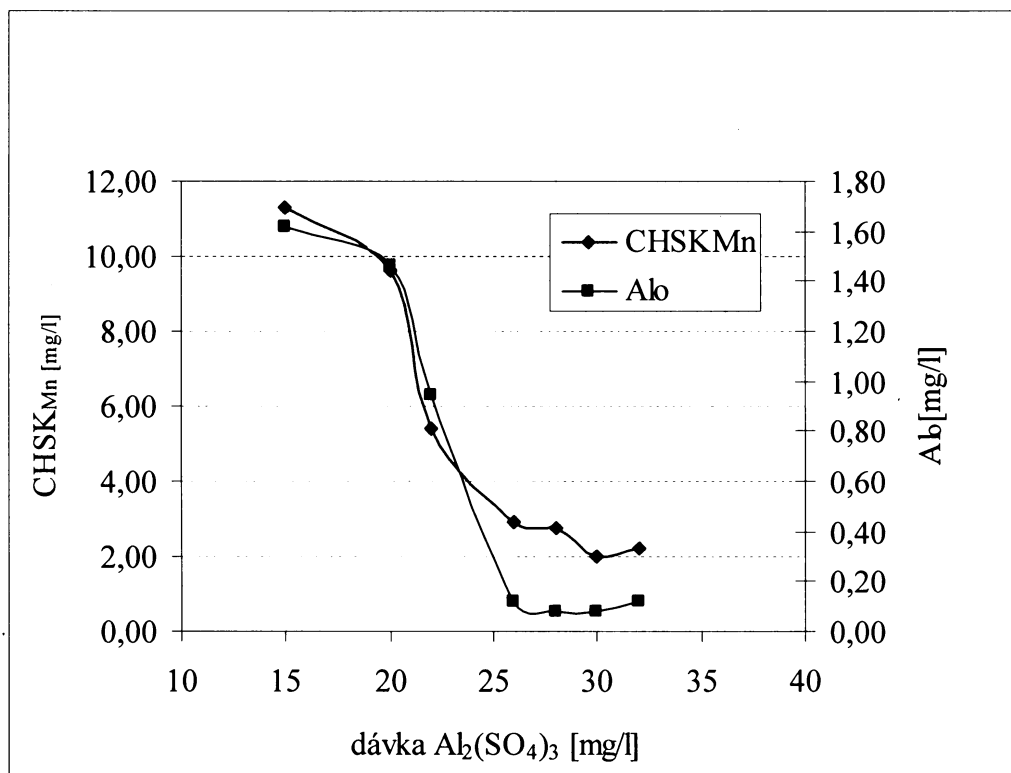


Obr.č.14: Stanovení dávky destabilizačního činidla $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ - hodnoty CHSK_{Mn} a Al_0

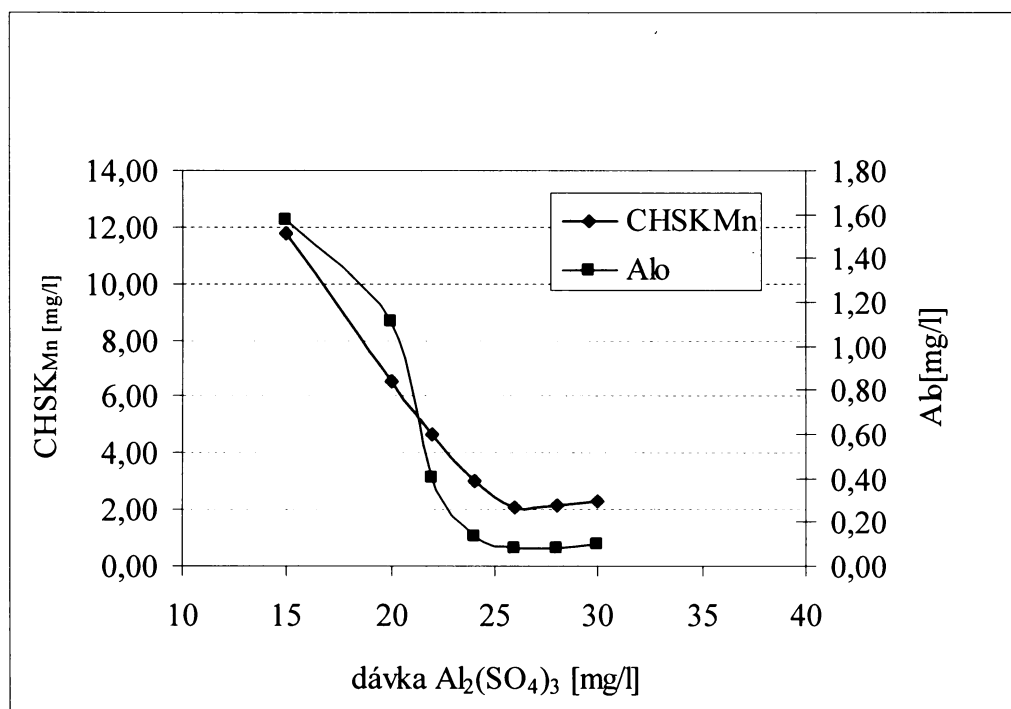
(17.7.2006)



Obr.č.15: Stanovení dávky destabilizačního činidla $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ - hodnoty CHSK_{Mn} a Al_0
(30.7.2006)

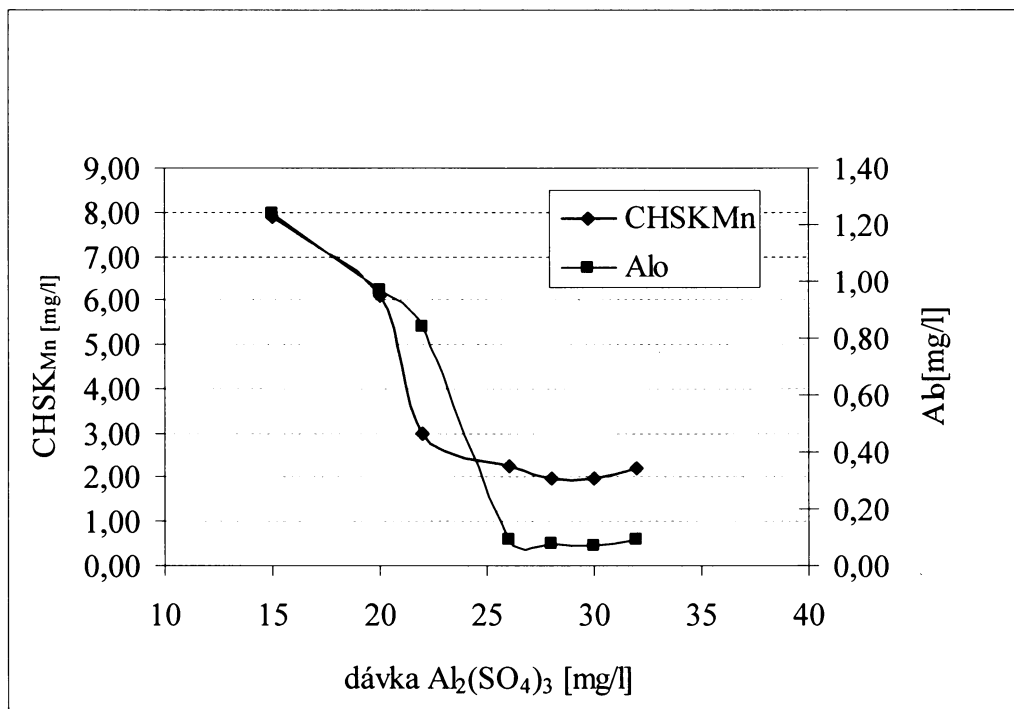


Obr.č.16: Stanovení dávky destabilizačního činidla $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ - hodnoty CHSK_{Mn} a Al_0
(7.8.2006)



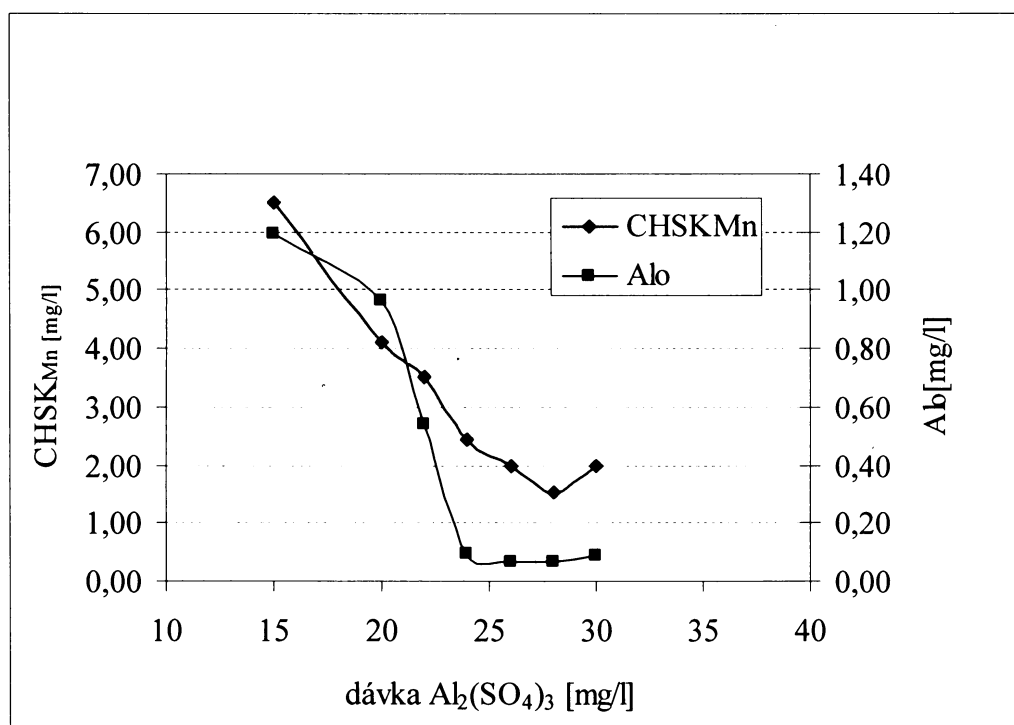
Obr.č.17: Stanovení dávky destabilizačního činidla $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ - hodnoty CHSK_{Mn} a Al_0

(11.9.2006)

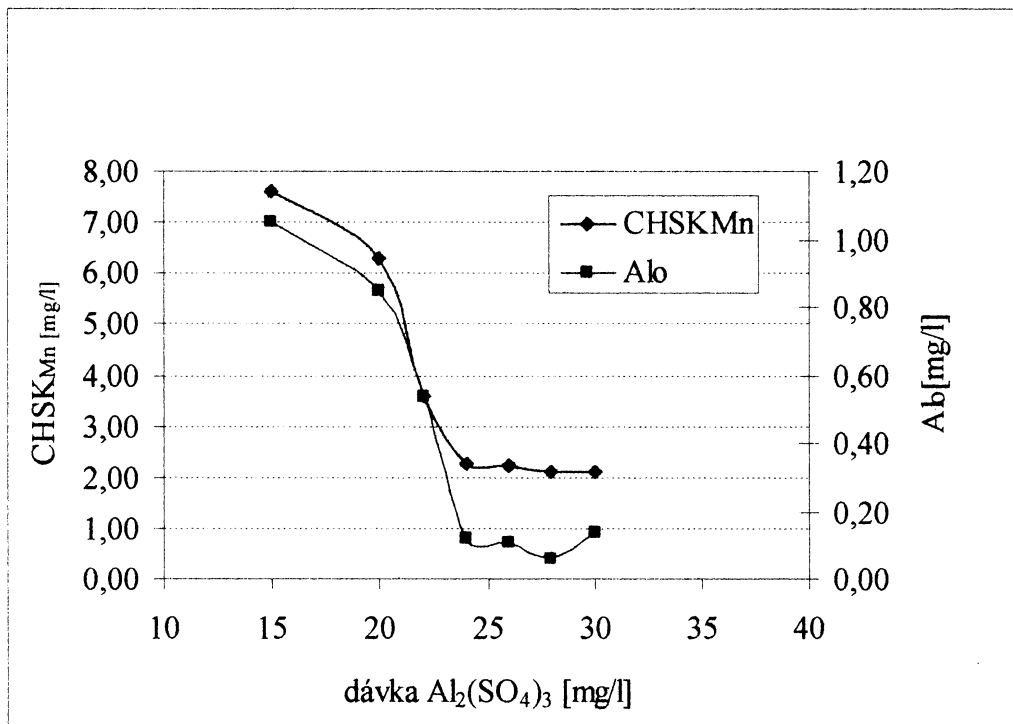


Obr.č.18: Stanovení dávky destabilizačního činidla $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ - hodnoty CHSK_{Mn} a Al_0

(26.2.2007)



Obr.č.19: Stanovení dávky destabilizačního činidla $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ - hodnoty CHSK_{Mn} a Al_0 (30.3.2007)



Předešlé tabulky a grafické zobrazení sklenicových zkoušek ukazují, že optimální dávka $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ se pohybuje v rozmezí 24 – 28 mg/l v závislosti na kvalitě surové vody. Jako citlivější ukazatel účinnosti procesu se přitom projevil hodnota absorbance při 387 nm oproti CHSK_{Mn} . Korelaci mezi oběma ukazateli (A_{387} a CHSK_{Mn}) graficky zobrazují obrázky č.2 až 11 uvedené v příloze. Nicméně oba uvedené ukazatele znečištění se shodují v oblasti optima se zbytkovým hliníkem Al_0 . Hodnoty koeficientu agregace uvedené v tab. 13,14,18 a 19 se pohybují v rozmezí 0,772 až 0,921 a potvrzují tak účinnost procesu. Některé práce zpochybňují důležitost aplikace pomalého míchání při procesu destabilizace a agregace částic [30]. Dosažené výsledky pokusů bez aplikace pomalého míchání nejsou dostačující k jakémukoliv závěru v této oblasti. Velikostní rozdělení vloček a stupeň agregace v průběhu koagulačních zkoušek zobrazují tabulky č.21 až 24.

Tab.č.21: Velikostní rozdělení vložek a stupeň agregace α s modře vyznačeným optimem
(20.4.2006).

sklenice	1	2	3	4	5	6	7
MA	0,000	0,000	0,090	0,100	0,120	0,150	0,150
MI	0,000	0,080	0,100	0,100	0,210	0,210	0,200
PRI	0,080	0,100	0,100	0,120	0,380	0,350	0,350
NEA	0,920	0,820	0,710	0,680	0,290	0,290	0,300
α	0,223	0,502	0,651	0,882	0,983	0,975	0,979

MA – makročástice, MI – mikročástice, PRI – primární částice, NEA – neagregovaný podíl,
 α – stupeň agregace

Tab.č.22: Velikostní rozdělení vložek a stupeň agregace α s modře vyznačeným optimem
(22.6.2006).

sklenice	1	2	3	4	5	6	7
MA	0,000	0,000	0,050	0,100	0,100	0,160	0,150
MI	0,000	0,100	0,100	0,120	0,220	0,250	0,210
PRI	0,090	0,090	0,120	0,150	0,360	0,320	0,380
NEA	0,910	0,000	0,730	0,630	0,320	0,270	0,260
α	0,221	0,306	0,598	0,884	0,921	0,920	0,950

MA – makročástice, MI – mikročástice, PRI – primární částice, NEA – neagregovaný podíl,
 α – stupeň agregace

Tab.č.23: Velikostní rozdělení vložek a stupeň agregace α s modře vyznačeným optimem
(11.9.2006).

sklenice	1	2	3	4	5	6	7
MA	0,000	0,000	0,030	0,090	0,100	0,150	0,140
MI	0,000	0,000	0,050	0,120	0,150	0,200	0,200
PRI	0,100	0,120	0,150	0,300	0,300	0,510	0,500
NEA	0,900	0,880	0,770	0,490	0,450	0,140	0,160
α	0,206	0,381	0,529	0,791	0,882	0,889	0,913

MA – makročástice, MI – mikročástice, PRI – primární částice, NEA – neagregovaný podíl,
 α – stupeň agregace

Tab.č.24: Velikostní rozdělení vloček a stupeň agregace α s modře vyznačeným optimem (26.2.2007).

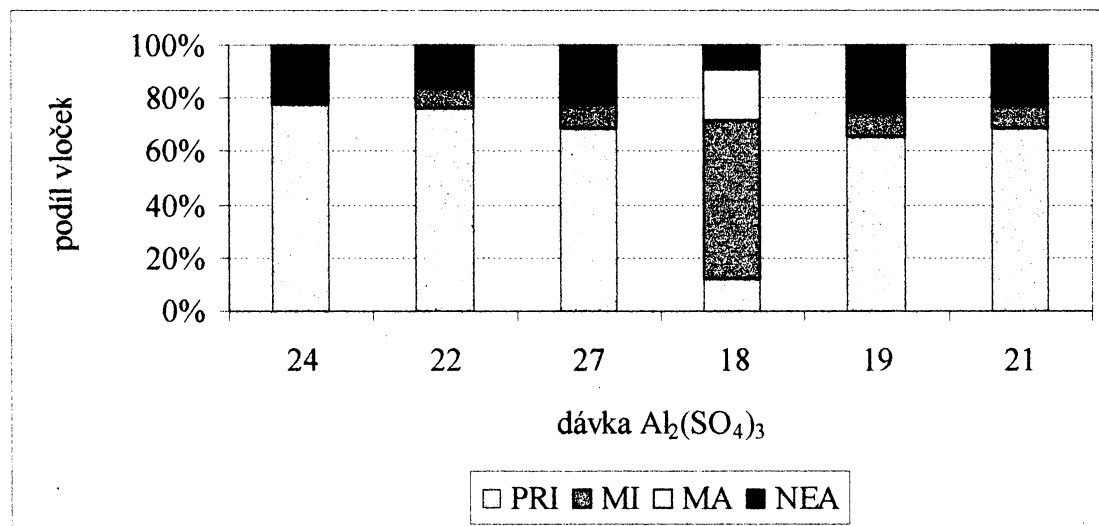
sklenice	1	2	3	4	5	6	7
MA	0,000	0,090	0,100	0,110	0,100	0,120	0,140
MI	0,030	0,100	0,120	0,150	0,250	0,240	0,230
PRI	0,110	0,120	0,180	0,640	0,620	0,600	0,540
NEA	0,860	0,690	0,600	0,100	0,030	0,040	0,090
α	0,282	0,392	0,556	0,772	0,856	0,902	0,925

MA – makročástice, MI – mikročástice, PRI – primární částice, NEA – neagregovaný podíl, α – stupeň agregace

4.3 Vyhodnocení agregační účinnosti rychlomísčiče

Vyhodnocení agregační účinnosti rychlomísčiče se provádí jednak prostřednictvím stupněm agregace α , jednak testem agregace velikostního rozdělení částic na odtoku z rychlomísčiče (po PM i RM).

Obr.č. 20: Hodnoty testů agregace velikostního rozdělení částic na odtoku z rychlomísčiče



MA – makročástice, MI – mikročástice, PRI – primární částice, NEA – neagregovaný podíl, α – stupeň agregace

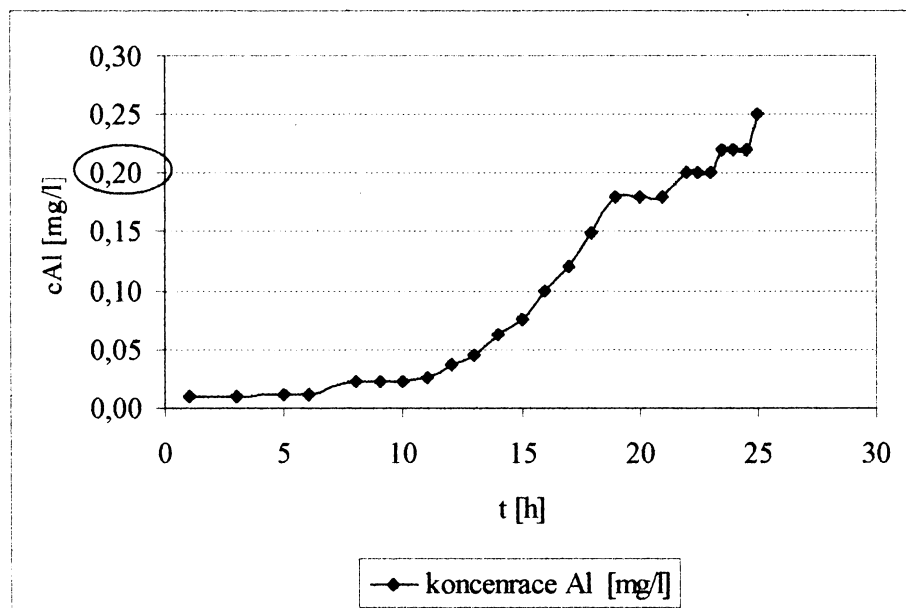
pozn.: s dávkou 18 mg/l byl dávkován Magnafloc LT 20

Z obr.č.20 vyplývá nevhodné velikostní rozdělení částic. Ve všech případech s výjimkou dávkování magnaflocu se netvoří makročástice a rovněž obsah mikročástic je velmi malý. Jednoznačně převládá podíl primárních částic a neagregovaný podíl je vysoký. V uvedeném měření se stupeň agregace po RM pohyboval v rozmezí 0,5 – 0,7 (viz.tab.č.3 v příloze), což je hodnota poměrně nízká.

4.4 Ověření filtračních cyklů

V provozu jsou tři filtrační jednotky – otevřené atmosférické pískové rychlofiltry evropského typu. Doba zapracování filtru po praní se pohybuje v rozmezí 2 až 3 minut. V provozu byl měřen filtrační cyklus u filtru č.1. Vzhledem k omezeným možnostem měření filtračních ztrát na filtru byla délka filtračních cyklů hodnocena podle kvality filtrátu. Hodnoty filtračních ztrát by v tomto případě byly doplněním a dalším ukazatelem funkce filtrů. V uvedené úpravně není tato hodnota rozhodující pro regeneraci filtrů. Regenerace se provádí vždy na základě koncentrací pronikajícího hliníku. Výsledky sledování jsou uvedeny na obr.č. 21 a v tabulce č.4. v příloze.

Obr.č.21: Délky filtračních cyklů v ÚV Hvězdička



Na obrázku je na ose y označena červeným kruhem limitní hodnota hliníku obsaženého v pitné vodě stanovená vyhláškou MZ č.252/2004 Sb. Z uvedené tabulky vyplývá nutnost regenerace filtru po 21 hodině provozu. Dvaceti jedna hodinový filtrační cyklus je velmi krátký i pro úpravny upravující huminové vody. Výsledky uvedené v tabulce jsou z období nejméně kvalitní vody, tedy z nejproblematictějšího období úpravny. V období kvalitnější vody se délka filtračního cyklu zvyšuje až o 30%. Kvalita vody po jednotlivých stupních úpravy je dokumentována v tab.č.25. Z tabulky je patrné, že filtry 1 a 2 se oproti filtru č.3 nacházejí na začátku svého filtračního cyklu. Všechny filtry vyhovují požadavkům vyhlášky MZ. Nicméně vzhledem k nezvykle krátkým filtračním cyklům by bylo potřeba provést stanovení filtrační kapacity všech filtrů.

Tab.č. 25: Kvalita vody po jednotlivých stupních

místo odběru	pH	κ	KNK _{4,5}	CHSK _{Mn}	Al ₀	A ₃₈₇
surová voda	7,33	72,0	0,625	4,96	0,027	0,0325
odtok z rychlomísiče	6,86	77,1	0,312	5,28	0,437	0,2560
odtok z filtru 1	6,79	75,1	0,312	2,56	0,027	0,0065
odtok z filtru 2	6,79	77,4	0,312	2,32	0,021	0,0053
odtok z filtru 3	6,93	78,5	0,312	2,08	0,075	0,0046
upravená voda	7,93	205,0	0,729	2,08	0,037	0,0024

CHSK_{Mn} – chemická spotřeba kyslíku manganistanem draselným, pH – reakce vody, Al₀ – koncentrace hliníku po odstředění, A₃₈₇ – absorpce při 387 nm, κ – elektrická konduktivita, KNK_{4,5} – kyselinová neutralizační kapacita

5. DISKUZE

Tato práce se zabývá optimalizací podmínek úpravy vody v ÚV Hvězdička. Úpravna odebírá vodu z nedaleké nádrže Obecnice, která se vyznačuje poměrně vysokým obsahem huminových látek, zvýšeným obsahem hliníku a nízkými hodnotami pH. Vzhledem ke snižující se kvalitě surové vody za poslední roky (vysoké CHSK_{Mn} i koncentrace Al) se úpravna potýká s řadou technologických problémů. Kvalita surové vody navíc značně kolísá

v závislosti na ročním období. Druhý zdroj surové vody - důlní voda ze štolý Dědičná - se na celkovém výkonu úpravný podílí minimálně. Úpravna funguje jako jednostupňová agregační filtrace. Cílem práce bylo sledování provozu v úpravně, vyhodnocení jednotlivých technologických prvků a návrh opatření, vedoucí k optimalizaci provozu. Zjišťovala se dávka základních chemikálií, funkce filtrace a agregační účinnost rychlomísiče.

Pro stanovení dávky základních chemikálií byla použita sklenicová optimalizační zkouška doporučovaná řadou autorů [4,5,6,12,13,15,24,25,30,37]. Ta je i přes námitky některých autorů [31] jedinou možnou kontrolou koagulačního procesu. V práci bylo jasně potvrzeno, že výsledky koagulačních testů odpovídají provozním podmínkám. Zkouška se prováděla v laboratoři prostřednictvím míchací kolony MK8/04, která byla vyrobena na zakázku a je vybavena regulací otáček. Pro rychlé míchání byl nastaven gradient 250 s^{-1} po dobu jedné minuty a pro pomalé míchání gradient o velikosti 50 s^{-1} po dobu dvaceti minut. Oprávněnost aplikace uvedených hodnot gradientů pomalého a rychlého míchání vychází z řady prací vypracovaných v Ústavu ochrany životního prostředí i mimo něj [6,22,24,30]. Byly provedeny i pokusy bez pomalého míchání, nicméně nepotvrdily ani nevyvrátily význam aplikace pomalého míchání diskutovanému např. v práci [30]. Voda z nádrže Obecnice má mírně kyselý charakter a při procesu destabilizace a agregace částic, kdy dochází k hydrolyze a uvolňování vodíkových iontů, klesá hodnota pH pod hodnotu vhodnou pro úpravu huminových vod, která se pohybuje v rozmezí 5,8 - 6,2 [15,29,30,37,38]. Z toho důvodu bylo nutné provádět ve většině případů předalkalizaci. V provedených měřeních se dávky vápna v surové vodě Hvězdička pohybovaly v rozmezí 0 – 12,6 mg/l právě v závislosti na tlumivé kapacitě vody a tedy i na hodnotě pH. V provozním měřítku se k určení koncentrace vápenné vody používá stanovení podle měrné vodivosti. Při jejím měření je nutné stále kontrolovat měřící elektrodu, protože vlivem provozních podmínek se zanáší. Proto je nutné ji denně čistit ředěnou HCl a následně ji kalibrovat. V úpravně se jako destabilizační

činidlo využívá síranu hlinitého, který je v době zhoršené kvality surové vody doplněn o dávku flokulantu Magnaflocu LT 20. Účinností jednotlivých hlinitých destabilizačních činidel při odstraňování huminových látek se zabývají práce [37,38]. Při optimalizaci dávky destabilizačního činidla byl proveden i pokus s chloridem železitým, který se ale projevil jako nevhodný vzhledem k minimální tvorbě separovatelných vloček. Tento výsledek potvrzuje i řada prací doporučujících právě pro úpravu huminových vod hlinité soli [3,15,37,38]. Optimální dávka síranu hlinitého se v provedených měřeních pohybovala v rozmezí 24 – 28 mg/l, což odpovídá úpravě huminových vod i v dalších úpravách na území ČR [30]. Nastavení dávky v provozu bylo kontrolováno stanovením koncentrace hliníku za rychlomísením a hustoměrným měřením, přičemž druhá metoda se jeví po zkušenostech v provozu pro praxi vhodnější. Vzhledem k tomu, že kvalita surové vody je silně závislá na ročním období a období jarní a podzimní cirkulace a tání sněhu jsou velmi problematická, doporučuji v těchto dnech provádět sklenicovou optimalizační zkoušku denně. Dávka flokulantu Magnaflocu LT 20 se pohybovala mezi hodnotami 0,05 – 2 g/m³. Dávkování pomocného organického flokulantu je doporučována několika autory [15,31,37], ale vzhledem k potenciálním zdravotním rizikům je nutné doporučit maximálně omezit dobu aplikace a řešit problémy s kvalitou upravené vody jinými opatřeními v úpravně. Zbytkové koncentrace hliníku i flokulantu byly kontrolovány prostřednictvím hodnot CHSK_{Mn} a absorbance při 387 nm. Absorbance při 387 nm se ukázala při hodnocení zbytkového hliníku jako velmi výhodná z důvodu vysoké korelace obou hodnot, navíc se jedná o velmi jednoduché a časově nenáročné stanovení při malém množství vzorku. Někteří autoři doporučují toto stanovení pro rutinní sledování a hodnocení filtračních cyklů i provozu celé úpravny [31].

Z obrázku č.20 uvedeného v kapitole výsledky vyplývá nevhodné velikostní rozdělení částic. Ve všech případech s výjimkou dávkování magnaflocu se netvoří makročástice a

rovněž obsah mikročástic je velmi malý. Jednoznačně převládá podíl primárních částic a neagregovaný podíl je vysoký. Důsledky, které plynou z nevhodného velikostního rozdělení částic jsou především nevhodné podmínky pro filtraci [4,6,22,24]. Skutečnost, že se jedná o jednostupňovou úpravu tyto problémy ještě zvyšuje. Časté praní filtrů, které je právě důsledkem nevhodné velikostní skladby vloček se promítne i do ekonomiky provozu. Nedostačující agregační účinnost rychlomísiče potvrzují i výsledky hodnot stupňů agregace α po rychlém míchání, které se pohybovaly v rozmezí 0,5 – 0,7, což je hodnota poměrně nízká. Nevhodná velikostní skladba vloček na odtoku z rychlomísiče se podílí i na nezvykle krátké délce filtračních cyklů. Ta se pohybuje mezi 25 – 32 hodinami, přičemž v období zhoršené kvality vody musí být filtr regenerován již po 21 hodině provozu jak ukazují výsledky dosažené při sledování filtru č.1. Vzhledem k omezeným možnostem měření filtračních ztrát na filtru byla délka filtračních cyklů hodnocena na základě kvality filtrátu. Hodnoty filtračních ztrát by v tomto případě byly vhodným doplněním a dalším ukazatelem funkce filtrů.

6. ZÁVĚR A DOPORUČENÍ

Bylo provedeno sledování jednotlivých technologických stupňů v jednostupňové úpravě vody Hvězdička. Surová voda je odebírána z nádrže Obecnice. Kvalita vody v nádrži se mění v průběhu roku a nejproblematičtějšími obdobími jsou jaro a podzim, kdy dochází ke zvýšenému výskytu huminových látek, hliníku a manganu. Výsledky sledování provozu v letech 2006 a 2007 opravňují k následujícím závěrům a doporučením :

- Výsledky koagulačních sklenicových zkoušek i zkušenosti z provozu ukázaly, že optimální dávka síranu hlinitého se pohybuje v rozmezí 24-28 mg/l, v závislosti na kvalitě surové vody.
- Optimální dávky vápna se pohybují v rozmezí 0 - 12,8 mg/l. Vápno je třeba dávkovat pouze v době snížených hodnot pH a KNK4,5.
- V úpravně je epizodicky dávkován flokulant magnafloc LT 20. Dávky flokulantu se pohybují v rozmezí 0,05-0,2 mg/l.
- Hodnoty stupně agregace α , naměřené po rychlém i pomalém míchání jsou nedostatečné a pohybují se v rozmezí 0,5-0,7. Optimální hodnoty by měly dosahovat 0,7-0,8.
- Velikostní skladba vloček na odtoku z rychlomísiče je nevhodná. Téměř se netvoří makročástice a rovněž obsah mikročastic je velmi malý. Jednoznačně převládá podíl primárních částic a neagregovaný podíl je vysoký.
- Délka filtračních cyklů je nezvykle krátká a pohybuje se mezi 25-32 hodinami. To je mimo jiné způsobeno i nevhodnou velikostní skladbou vloček odcházejících z rychlomísiče.

Doporučení dalšího postupu při návrhu optimalizace úpravny:

1. Změnit zaústění dávkování destabilizačního činidla, aby byly vytvořeny lepší podmínky pro rychlé míchání.
2. Dávkování flokulantu probíhá bez závad, ale vzhledem k potencionálním zdravotním rizikům, vyplývajícím z používání organických flokulantů je nutno doporučit maximálně omezit dobu aplikace a řešit problémy s kvalitou upravené vody jinými opatřeními v úpravně.

3. Optimalizovat gradienty rychlého míchání. Nevhodné hodnoty gradientů RM i PM se podílí na nevhodném velikostním složení vloček, které se dále promítá do dalších technologických stupňů, především filtrace.
4. Provést podrobnou kontrolu funkce filtrů, prověřit použití písku (velikostní rozdělení částic), prověřit měření tlakových ztrát a zjistit u každého filtru filtrační kapacitu.
5. Vzhledem k zastaralému zařízení úpravy a nevhodné funkci zařízení na měření a regulaci doporučuji provést intenzifikaci procesu úpravy.

7. LITERATURA

1. Kratzer K., Kožíšek F.: *Zdravotní důsledky a rizika znečištění pitné vody*. Odborná zpráva za rok 2005. Státní zdravotnický ústav, Praha 2006.
2. Tesařík I. a kol.: *Vodárenství*. Nakladatelství technické literatury, Praha 1985.
3. Tuček F., Chudoba J.: *Základní procesy a výpočty v technologii vody*. Str.485-495. SNTL, Praha 1988.
4. Polasek P., Mutl S.: *Guidelines to coagulation and flocculation for surface waters*. Volume 1: Design principles for coagulation and flocculation. Marshalltown 1996.
5. Mutl S.: *Sklenicová optimalizační zkouška*. Metodická informace č.17. Ministerstvo lesního a vodního hospodářství ČSR. Praha 1984.
6. Pivokonský M.: *Vliv intenzity a doby míchání na morfologické vlastnosti agregátů tvořených při úpravě vody*. Disertační práce ÚŽP PŘF UK. Praha 2002.
7. Pitter P.: *Hydrochemie*. VŠCHT. Praha 1999.
8. Stumm M., Morgan J. J.: *Aquatic Chemistry*. Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters. John Wiley & sons. New York 1996.
9. Tesařík I.: *Separácia suspendovaných častíc pri úprave vody*. VEDA. Bratislava 1980.
10. Pankow J. F.: *Aquatic Chemistry Concepts*. Lewis publisher. USA 1991.
11. Elimelech M., Gregory J., Jia X., Williams R. A.: *Particle Deposition & Aggregation*. Measurement, Modelling and Simulation. Butterworth-Heinemann. USA 1995.
12. Žáček L.: *Chemické a technologické procesy úpravy vod*. NOEL. Brno 2000.
13. Tambo N.: *Basic concepts and innovation turn of coagulation/flocculation*. Water Supply 8, 1 (1990).
14. Letterman R. D., Amirtharajah A., O'Melia Ch. R.: *Coagulation and flocculation*. Kap.6, Am. Soc. of Civil Engineers. New York 1991.

15. Žáček L.: *Odstraňování hliníku z huminových vod*. Práce a studie, sešit 190. Výzkumný ústav vodohospodářský T.G. Masaryka. Praha 1997.
16. Strnadová N., Janda V.: *Technologie vody I*. VŠCHT. Praha 1999.
17. Camp T. R., Stein P. C.: *Velocity gradients and internal work in fluid motion*. J.Boston Soc.Civil Engrs. 30, 219. (1943)
18. Camp T. R.: *Flocculation and flocculation basins*. Trans. ASCE, J.Engng.Div. SA, 1. (1955)
19. Swift D. L., Friedlander S. K.: *The coagulation of hydrosols by Brownian motion and laminar shear flow*. J. Colloid. Sci.19, 621. (1964)
20. Smochulovski M.: *Drei Vortage über Diffusion, Brownsche Molekular Bewegung und Koagulation von Kolloidteilchen*. Physikalische Zeitschrift,17,557. (1916)
21. Sonntag H., Strenge K.: *Coagulation Kinetics and Structure Formation*. VEB DVW. Berlin 1987.
22. Mutl S., Pivokonský M.: *Vliv míchání na účinnost separačních procesů*. Aktuální otázky vodárenské biologie, Sborník 18,48. VŠCHT. Praha 2002.
23. Swift D. L., Friedlander S.K.: *The coagulation of hydrosols by Brownian motion and laminar shear flow*. J. Colloid Sci.20, 1070. (1965)
24. Mutl S., Polášek P., Knesl B., Pivokonský M.: *Vliv intenzity míchání na průběh a účinnost separačních procesů*. Sborník konference Pitná voda. Tábor 2001.
25. Žáček L.: *Příručka pro kontrolu a řízení provozu úpraven vody*. Nakladatelství technické literatury. Praha 1988.
26. ČSN 75 71 11 Norma pro pitnou vodu, 1991.
27. Nařízení vlády č.252/2004 Sb.
28. Schnitzer M., Khan S. U.: *Humic Substances in the Environment*. M. Dekker. New York 1972.

29. Chalupa J.: *Huminové kyseliny v našich rašelinných vodách*. Vodár.hosp. 15,203. (1965)
30. Tomášková L.: *Optimalizace úpravy huminových vod*. Diplomová práce ÚŽP PŘF UK. Praha 2004.
31. Paul J., Dolejš P.: *ÚV Hvězdička – optimalizace technologie jednostupňové úpravy pro období zhoršené kvality surové vody*. Sborník konference Pitná voda. Tábor 2001.
32. Horáková M.: *Analytika vody*. VŠCHT. Praha 2003.
33. Quevauviller P., Thompson K. C.: *Analytical methods for drinking water. Advances in sampling and analysis*. John Wiley & sons. Chichester 2006.
34. *Manipulační řád pro VD Obecnická*. Povodí Vltavy a.s.. Praha 1998.
35. Internetové stránky 1.SčV, a.s.: <http://www.1scv.cz/dokument.php?cislo=56>
36. ÚV Hvězdička: Interní zpráva: ÚV Hvězdička, surová voda, 2004 – 2006.
37. Zouboulis A., Traskas G.: *Comparable evaluation of various commercially available aluminium-based coagulants for the treatment of surface water and for the post-treatment of urban wastewater*. Journal of Chemical Technology & Biotechnology, Vol.80, Iss.10, 1136-1147. (2005)
38. Delgado S., Diaz F., Garcia D., Otero N.: *Behaviour of inorganic coagulants in secondary effluents from a conventional wastewater treatment*. Filtration & Separation, Vol. 40, Iss.7., 42 - 46. (2003)
39. Sýkora V., Zátka V.: *Příruční tabulky pro chemiky*. STNL, Praha 1960.

POUŽITÉ NORMY

ČSN 75 7111 Norma pro pitnou vodu, 1991. (Platná do roku 2004.)

ČSN ISO 10523 Jakost vod. Stanovení pH, 1996.

ČSN EN 27888 Jakost vod. Stanovení elektrické konduktivity, 1996.

ČSN EN ISO 9963-1 Jakost vod. Stanovení kyselinové neutralizační kapacity (KNK_{4,5}), 1996.

ČSN EN ISO 8 467 Jakost vod. Stanovení chemické spotřeby manganistanem draselným (CHSK_{Mn}), 1997.

ČSN EN ISO 7887 Jakost vod. Stanovení barvy, 1997.

ČSN ISO 10566 Jakost vod. Stanovení hliníku, 1997.

ČSN ISO 6333 Jakost vod: Stanovení manganu, 1997.

ČSN ISO 83 0520 Fyzikálně chemický rozbor pitné vody, 1998.

Nařízení vlády č.252/2004 Sb., kterou se stanoví hygienické požadavky na pitnou vodu a četnost a rozsah kontroly pitné vody.

8. SEZNAM POUŽITÝCH SYMBOLŮ

A – van der Waalsova konstanta [-]

A_{387} – absorbance při vlnové délce 387 nm [-]

Al_0 – koncentrace hliníku po odstředění

c – objemová koncentrace vloček [mg/l]

c_{celk} – nadávkovaná koncentrace destabilizačního činidla [mg/l]

c_F – koncentrace destabilizačního činidla ve fugátu [mg/l]

$c_{m,s}$ – $CHSK_{Mn}$ [mg/l]

D – difúzní koeficient [m^2]

D – průměr agregátu [m]

G – gradient rychlosti [s^{-1}]

$CHSK_{Mn}$ – chemická spotřeba kyslíku manganistanem draselným [mg/l]

i – částice typu i

j – částice typu j

k - koeficient vlivu chemických faktorů [-]

K – tvarový součinitel pádla [-]

K – rovnovážná konstanta [-]

$KNK_{4,5}$ – kyselinová neutralizační kapacita do pH 4,5 [mmol/l]

MA – počet makročástic [-]

MI – počet mikročástic [-]

N – počet částic na jednotku objemu [m^{-3}]

N_0 – počet primárních částic na jednotku objemu [m^{-3}]

N_1 – počet primárních částic na jednotku objemu [m^{-3}]

N_2 – počet sekundárních částic na jednotku objemu [m^{-3}]

N_3 – počet terciérních částic na jednotku objemu [m^{-3}]

N_A – Avogadrova konstanta ($= 6,023 \cdot 10^{23}$)

NEA – neagregovaný podíl částic [-]

P – příkon [W]

pH – reakce vody [-]

PRI – počet primárních částic [-]

r – poloměr částice [m]

R – univerzální plynová konstanta [J/molK]

R_a – akční poloměr částice [m]

S – průmět plochy pádla kolmé na směr proudění [m^2]

T – termodynamická teplota [K]

V – objem kapaliny [m^3]

α – koeficient agregace [-]

β – konstanta ($= 2,17$)

ε - srážky vedoucí k agregaci/celkový počet srážek [-]

η – dynamická viskozita [kg/ms]

κ – elektrická konduktivita [$\mu S/cm$]

μ - iontová síla roztoku [-]

ζ – elektrokinetický potenciál [mV]

Π – Ludolfovo číslo ($= 3,14159$)

ρ_K – hustota vody [kg/m^3]

ρ_C – hustota částice [kg/m^3]

9. PŘÍLOHY

Tab. č. 1: Závislost měrné hmotnosti roztoku síranu hlinitého na jeho koncentraci při 15°C

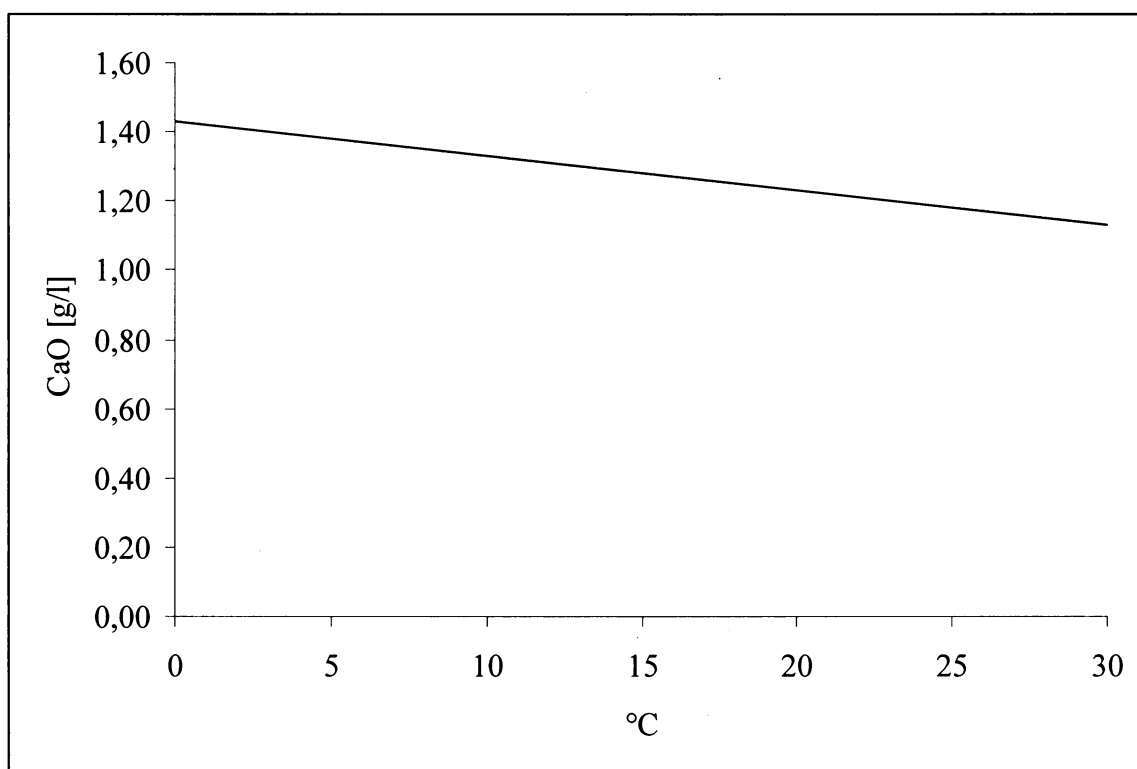
[39]

$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ %	$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ %	$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ kg/m^3	$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ g/l	$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ g/l
1	1,9457	1009,3	10,093	19,638
2	3,8914	1019,3	20,390	39,673
4	7,7828	1040,4	41,616	80,973
6	11,6740	1061,8	63,708	123,760
8	15,5660	1083,7	86,696	168,690
10	19,4570	1106,2	110,620	215,230
12	23,3490	1129,3	135,520	263,680
14	27,2400	1152,9	161,410	314,060
16	31,1300	1177,0	188,320	366,420
18	35,0230	1201,7	216,310	420,880
20	38,9140	1227,2	245,440	477,550
22	42,8060	1253,4	275,750	536,530
24	46,6970	1280,3	307,270	597,860
26	50,5880	1307,9	340,050	661,640

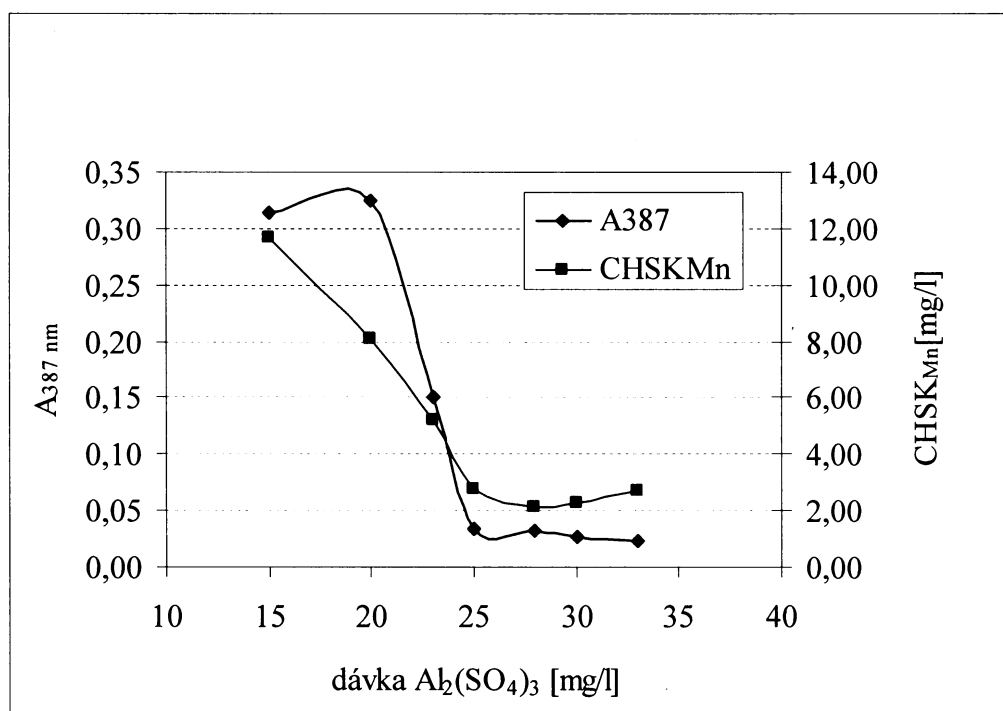
Tab.č.2: Teplotní korekční faktory pro výpočet měrné elektrolytické vodivosti [39]

°C	0	0,1	0,2	0,3	0,4	0,5	0,6	0,7	0,8	0,9
2	1,706	1,700	1,694	1,687	1,681	1,674	1,668	1,661	1,655	1,648
3	1,642	1,636	1,630	1,624	1,618	1,612	1,606	1,600	1,594	1,588
4	1,582	1,576	1,570	1,565	1,559	1,554	1,548	1,543	1,538	1,532
5	1,527	1,521	1,516	1,511	1,505	1,500	1,495	1,490	1,485	1,480
6	1,475	1,470	1,465	1,460	1,455	1,450	1,445	1,441	1,436	1,433
7	1,427	1,422	1,417	1,413	1,408	1,403	1,399	1,395	1,390	1,385
8	1,381	1,377	1,372	1,368	1,364	1,360	1,355	1,351	1,347	1,343
9	1,339	1,335	1,330	1,326	1,322	1,318	1,314	1,310	1,307	1,303
10	1,299	1,295	1,291	1,287	1,284	1,280	1,276	1,272	1,269	1,265
11	1,261	1,257	1,254	1,250	1,247	1,243	1,239	1,236	1,232	1,202
12	1,225	1,222	1,210	1,216	1,212	1,299	1,205	1,202	1,199	1,105
13	1,102	1,189	1,186	1,183	1,179	1,176	1,173	1,169	1,166	1,163
14	1,160	1,157	1,154	1,151	1,148	1,145	1,142	1,139	1,136	1,133
15	1,130	1,127	1,124	1,121	1,118	1,115	1,112	1,109	1,106	1,104
16	1,101	1,098	1,095	1,093	1,090	1,088	1,085	1,082	1,080	1,077
17	1,074	1,071	1,068	1,066	1,063	1,061	1,033	1,055	1,053	1,050
18	1,048	1,045	1,043	1,040	1,038	1,036	1,009	1,031	1,028	1,026
19	1,024	1,021	1,019	1,016	1,014	1,012	0,987	1,007	1,004	1,002
20	1,000	0,998	0,996	0,993	0,991	0,980	0,965	0,985	0,982	0,980
21	0,987	0,976	0,974	0,971	0,969	0,967	0,440	0,963	0,960	0,958
22	0,965	0,954	0,952	0,950	0,948	0,946	0,940	0,942	0,940	0,938
23	0,936	0,934	0,932	0,930	0,928	0,926	0,604	0,922	0,922	0,918
24	0,916	0,914	0,912	0,910	0,908	0,996	0,886	0,902	0,900	0,809
25	0,897	0,895	0,893	0,892	0,890	0,888	0,868	0,885	0,883	0,881
26	0,879	0,877	0,876	0,874	0,872	0,870	0,868	0,867	0,865	0,863
27	0,861	0,859	0,858	0,856	0,854	0,852	0,850	0,846	0,847	0,846
28	0,844	0,842	0,841	0,839	0,837	0,835	0,833	0,832	0,830	0,829
29	0,827	0,825	0,824	0,822	0,820	0,818	0,816	0,815	0,813	0,812
30	0,810	0,808	0,807	0,805	0,803	0,801	0,799	0,798	0,796	0,795
31	0,793	0,791	0,790	0,788	0,786	0,784	0,782	0,781	0,779	0,778

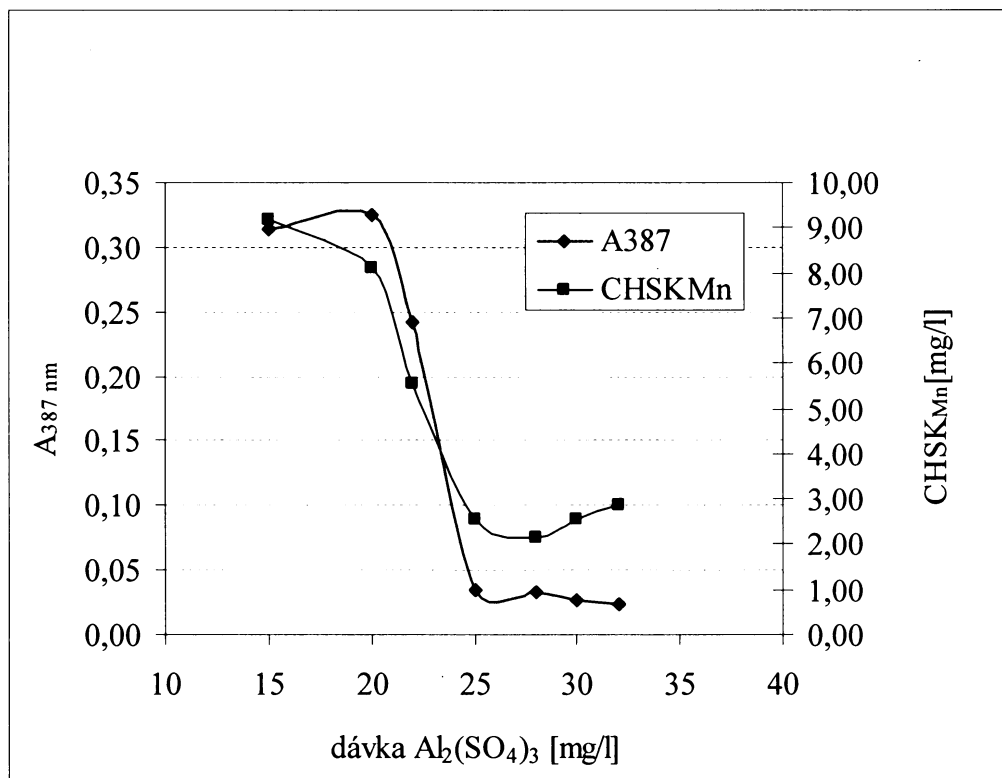
Obr.č.1: Rozpustnost oxidu vápenatého s teplotou [39]



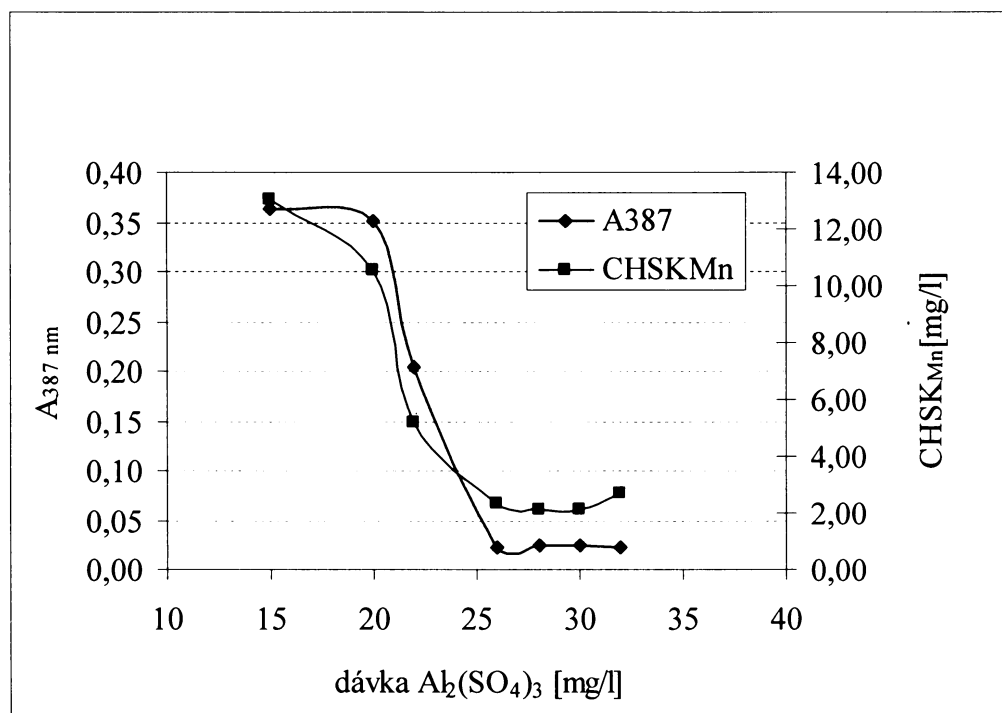
Obr.č.2: Stanovení dávky destabilizačního činidla $Al_2(SO_4)_3$ - hodnoty A_{387} a $CHSK_{Mn}$ (3.4.2006)



Obr.č.3: Stanovení dávky destabilizačního činidla $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ - hodnoty A_{387} a CHSK_{Mn}
(20.4.2006)

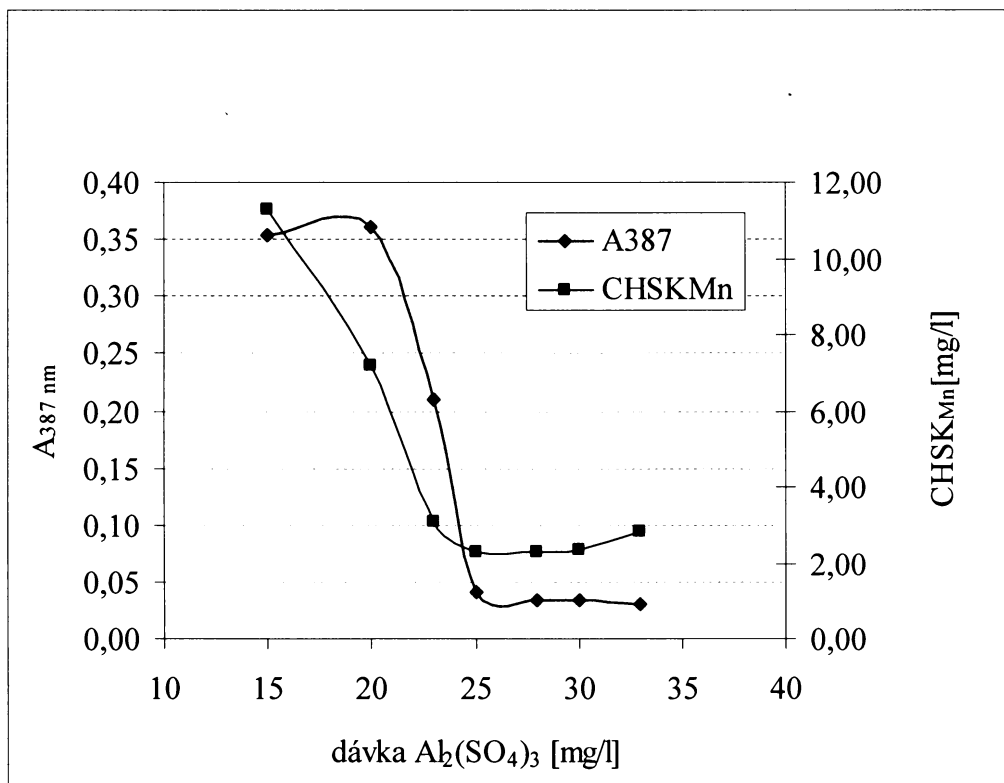


Obr.č.4: Stanovení dávky destabilizačního činidla $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ - hodnoty A_{387} a CHSK_{Mn}
(22.6.2006)



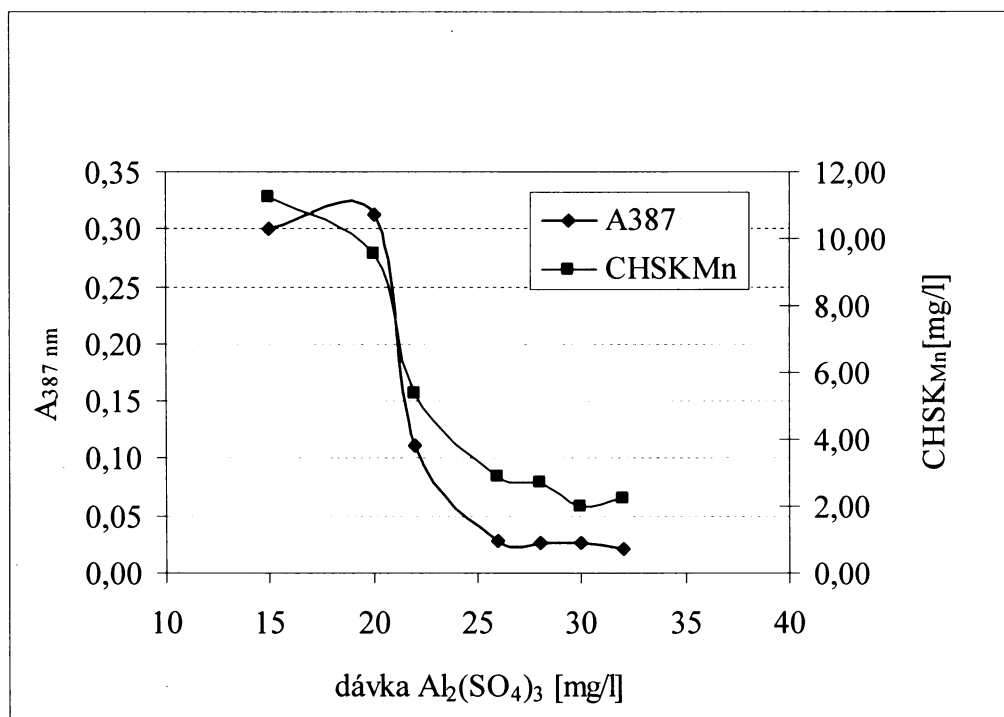
Obr.č.5: Stanovení dávky destabilizačního činidla $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ - hodnoty A_{387} a CHSK_{Mn}

(17.7.2006)

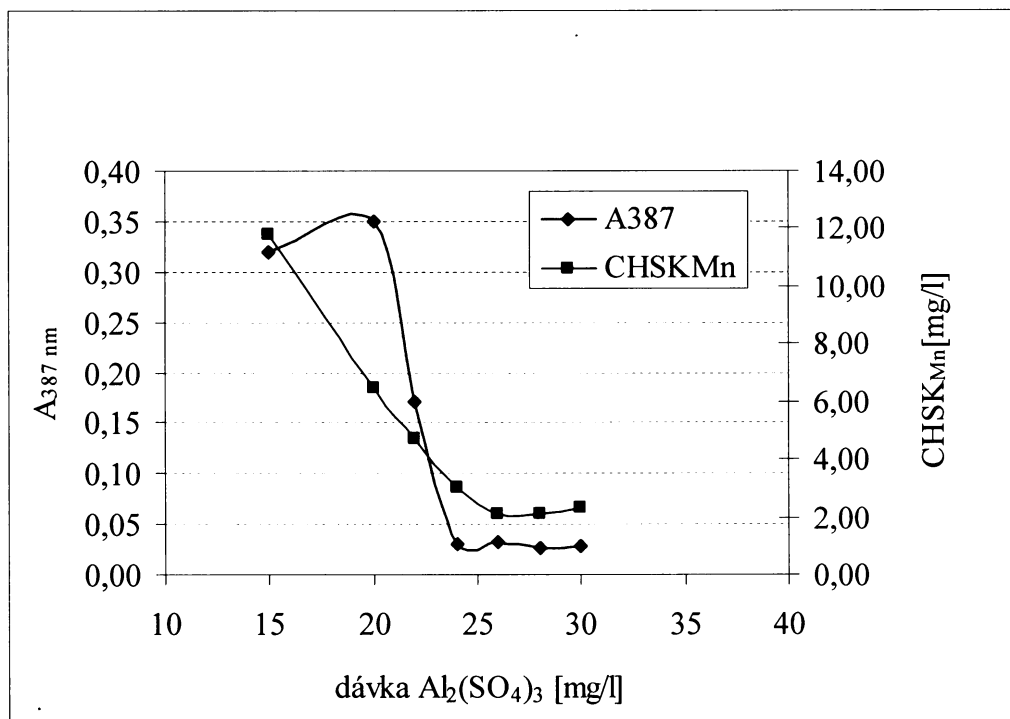


Obr.č.6: Stanovení dávky destabilizačního činidla $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ - hodnoty A_{387} a CHSK_{Mn}

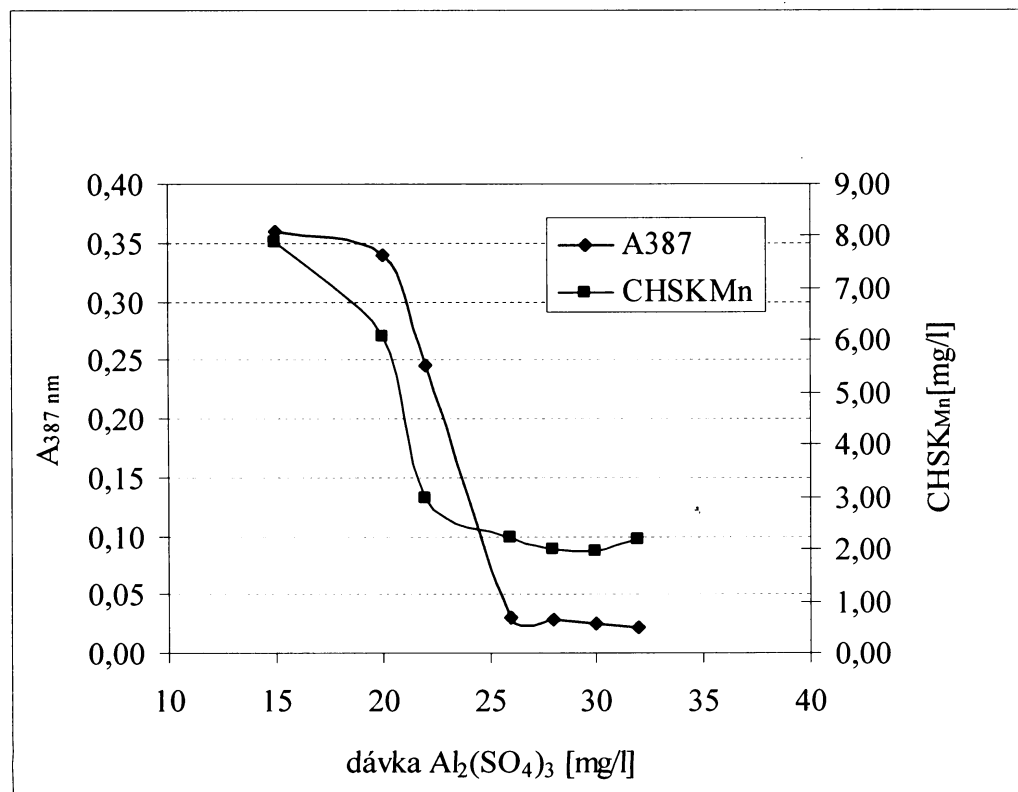
(30.7.2006)



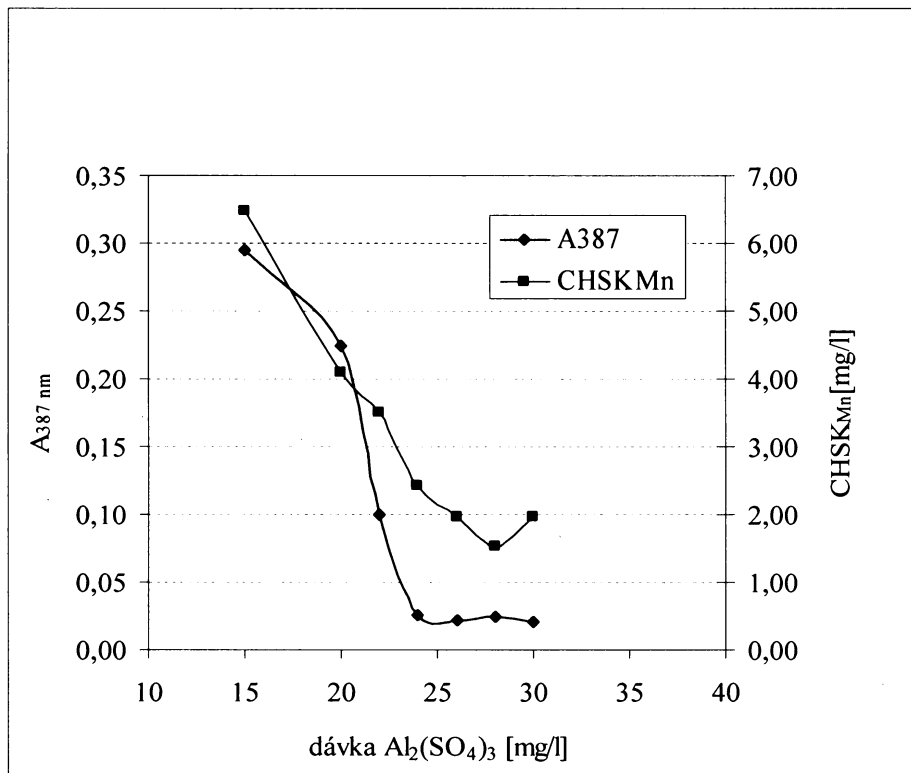
Obr.č.7: Stanovení dávky destabilizačního činidla $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ - hodnoty A_{387} a CHSK_{Mn}
(7.8.2006)



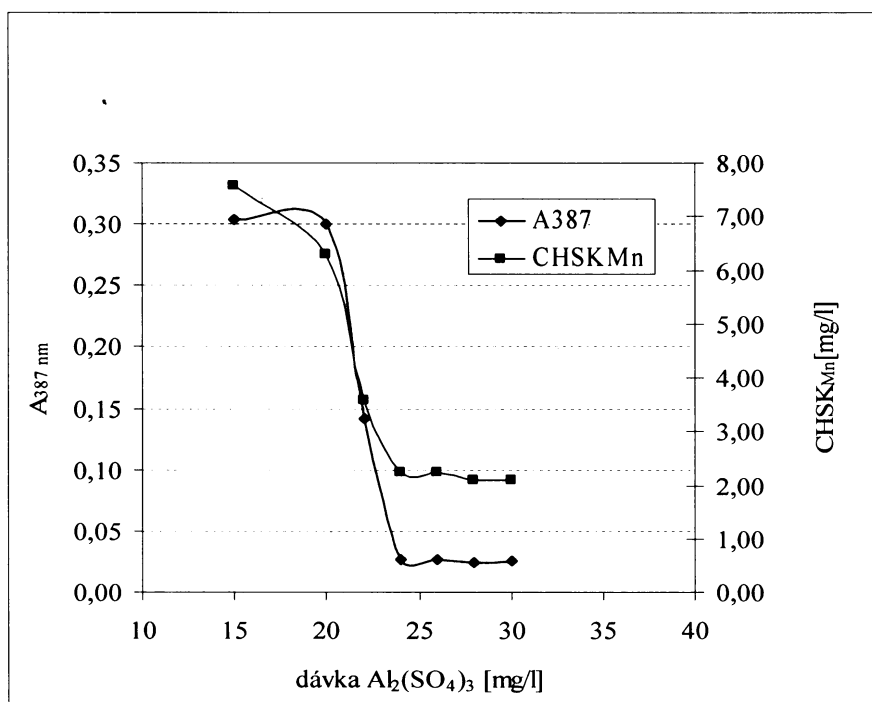
Obr.č.8: Stanovení dávky destabilizačního činidla $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ - hodnoty A_{387} a CHSK_{Mn}
(11.9.2006)



Obr.č.9: Stanovení dávky destabilizačního činidla $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ - hodnoty A_{387} a CHSK_{Mn}
(26.2.2006)



Obr.č.10: Stanovení dávky destabilizačního činidla $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ - hodnoty A_{387} a CHSK_{Mn}
(30.3.2006)



Tab.č.3: Hodnoty testů agregace velikostního rozdělení částic na odtoku z rychlomísiče

dávka $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ [mg/l]	PRI	MI	MA	NEA	α	pozn.
24	0,78	0	0	0,22	0,502	
22	0,76	0,08	0	0,16	0,6	
27	0,68	0,09	0	0,22	0,628	
18	0,12	0,6	0,19	0,09	0,805	dávkován magnafloc
19	0,65	0,09	0	0,25	0,701	
21	0,69	0,08	0	0,23	0,505	

MA – makročástice, MI – mikročástice, PRI – primární částice, NEA – neagregovaný podíl, α – stupeň agregace

Tab.č.4: Délky filtračních cyklů v ÚV Hvězdička

čas provozu filtru [h]	koncentrace Al [mg/l]
1	0,010
3	0,010
5	0,012
6	0,012
8	0,022
9	0,023
10	0,023
11	0,025
12	0,037
13	0,045
14	0,062
15	0,075
16	0,100
17	0,120
18	0,150
19	0,180
20	0,180
21	0,180
22	0,200
22,5	0,200
22	0,200
23,5	0,220
24	0,220
24,5	0,220
25	0,250

pozn.: Červeně označené hodnoty jsou mezními hodnotami povolenými vyhláškou MZ pro pitnou vodu a zelené hodnoty znamenají již překročení koncentrace povolené vyhláškou MZ pro pitnou vodu

FOTOGRAFICKÁ PŘÍLOHA



Foto č. 1: Sklenicová optimalizační zkouška (zdroj: vlastní foto)



Foto č. 2: Sklenicová optimalizační zkouška – test agregace (zdroj: vlastní foto)



Foto č. 3: Nádrž Obecnice (zdroj: www.brady.info/tok.php)

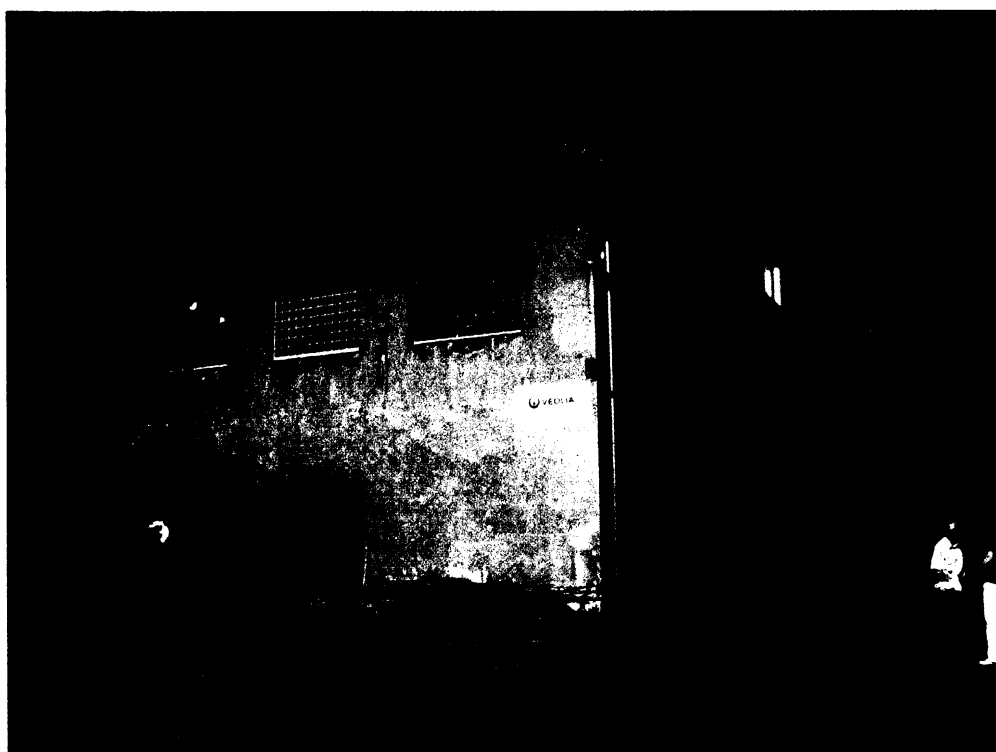


Foto. č. 4: ÚV Hvězdička (zdroj: vlastní foto)



Foto. č. 4: Odběr surové vody v ÚV Hvězdička (zdroj: vlastní foto)



Foto č.5: Rychlomísič v ÚV Hvězdička (zdroj: vlastní foto)

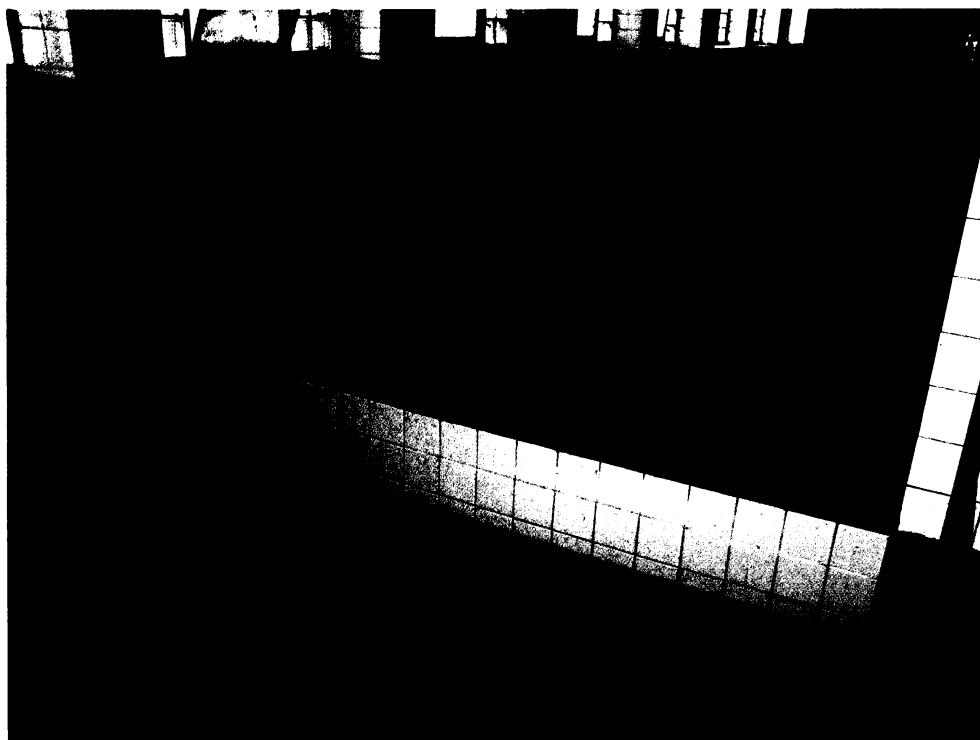


Foto č.6: Pískové rychlofiltry v ÚV Hvězdička (zdroj: vlastní foto)

