

VLIV CELKOVÉ MINERALIZACE VODY NA VHODNOST POUŽITÍ RŮZNÝCH TYPŮ KOAGULANTŮ

Ing. Jana Leskovjanová¹⁾, doc. Ing. Petr Dolejš, CSc.^{1,2)},

¹⁾ FCh VUT v Brně, Purkyňova 118, 612 00 Brno, xcleskovjanova@fch.vutbr.cz

²⁾ W&ET Team, Box 27, Písecká 2, 370 11 České Budějovice, petr.dolejs@wet-team.cz

ÚVOD

Nejpoužívanější metodou úpravy povrchové vody na vodu pitnou je koagulace s následnou separací vzniklých agregátů. Jako koagulační činidla, používaná pro odstraňování organických látek přírodního charakteru (např. huminových látek) z vody, jsou v ČR nejvíce používané trojmocné soli železa a hliníku. Jednou z další možností je využití organického biopolymeru chitosanu, tento se však v ČR v praxi prozatím nevyužívá.

Chitosan je přírodní polymer připravený deacetylací chitinu, což je po celulóze druhý nejrozšířenější polysacharid v přírodě. Chitin se v přírodě vyskytuje jako stavební jednotka exoskeletu hmyzu, plžů a korýšů, a dále v buněčných stěnách kvasinek a hub. Výroba chitinu a chitosanu z odpadních produktů, vznikajících při zpracování mořských živočichů, představuje proces šetrný k životnímu prostředí. Polysacharidy chitin a chitosan jsou biodegradabilní [1].

Chitosan díky svým fyzikálně-chemickým vlastnostem nachází široké uplatnění například v medicíně, kosmetickém a potravinářském průmyslu. Své místo postupně nalézá i v technických oborech, jako textilní a papírenský průmysl, biotechnologie, čištění odpadních vod a úprava povrchových vod na vodu pitnou [2]. V úpravě vody se biopolymer chitosan jeví jako účinný koagulant pro odstraňování huminových látek z vody a také při snižování zákalu vody [3, 4].

Mechanismus koagulace huminových látek chitosanem probíhá podle [5] jako adsorpce huminových kyselin (HA) na povrch molekul chitosanu a zahrnuje dva kroky: (1) protonizaci aminoskupiny chitosanu, (2) následnou interakci s karboxylovou nebo fenolickou skupinou HA. Odstraňování huminových látek z vody chitosanem je tedy závislé na hodnotě reakčního pH. Obecně platí, že nízkých hodnot optimální dávky je dosahováno v oblastech nižších hodnot pH (4 – 5), zatímco při vyšších hodnotách reakčního pH (6 – 7) je hodnota optimální dávky vyšší a současně je dosahováno vyšší účinnosti koagulace. Vhodnou volbou kyselosti použitého koagulantu v závislosti na hodnotě pH a KNK upravované vody, je možné ovlivnit reakční pH tak, aby optimální dávka koagulantu byla co nejnižší a současně hodnota pH upravované vody po koagulaci nebyla příliš nízká [6].

Proces koagulace vody ovlivňuje celá řada fyzikálních a chemických parametrů, jako právě pH upravované vody, dále teplota, celková mineralizace vody a jiné. Cílem práce bylo posouzení vlivu celkové mineralizace upravované vody na vhodnost použití různých typů koagulantů. Celková mineralizace upravované vody byla v tomto případě sledována prostřednictvím konduktivity upravované vody. Byly použity klasické

anorganické koagulanty, trojmočné soli železa a hliníku, a dále organický biopolymer chitosan.

METODIKA

Série experimentů byly prováděny v laboratoři Fakulty chemické VUT v Brně. Z důvodu zajištění srovnatelných výsledků v průběhu celé řady experimentů byla použita uměle připravená modelová voda, čímž byly zaručeny stabilní hodnoty vybraných ukazatelů jakosti vody v průběhu všech prováděných experimentů. Modelová voda byla připravena smísením tří složek v určitém poměru: koncentrát huminové vody (rašeliniště u obce Radostín), vodovodní voda, demineralizovaná voda. Základní parametry modelové vody jsou uvedeny v tabulce 1. Pro dosažení zvolené hodnoty $KNK_{4,5}$ bylo přidáno odpovídající množství koncentrované HCl, resp. 0,1 M $NaHCO_3$. Hodnota konduktivity modelové vody byla upravována přidávkem nasyceného roztoku $CaCl_2$ a Na_2SO_4 .

Tabulka 1. Přehled kvality surové vody

| κ [mS/m] | A 254 [1 cm] | A 387 [5 cm] | pH | CHSK _{Mn} [mg/l] | KNK _{4,5} [mmol/l] |
|--------------------|-----------------|-----------------|-----|------------------------------|--------------------------------|
| 5,5 | 0,22 | 0,18 | 7,1 | 5,5 | 0,35 |
| 10 | 0,23 | 0,21 | 6,8 | 5,8 | 0,4 |
| 20 | 0,22 | 0,19 | 6,8 | 5,8 | 0,4 |
| 55 | 0,22 | 0,20 | 6,5 | 5,6 | 0,4 |
| 100 | 0,22 | 0,19 | 6,9 | 5,7 | 0,4 |
| 300 | 0,23 | 0,20 | 6,7 | 5,8 | 0,4 |

Jako koagulační činidla byly použity tyto roztoky: 0,1% roztok síranu hlinitého, 0,1% roztok síranu železitého a 0,1% roztok chitosanu v 0,05 M HCl (ředěno z 0,5% zásobního roztoku v 0,1 M HCl). Byl použit komerčně dostupný chitosan TM 324 (Primex, Islad), molekulová hmotnost 110 kD, stupeň acetylace 0,06.

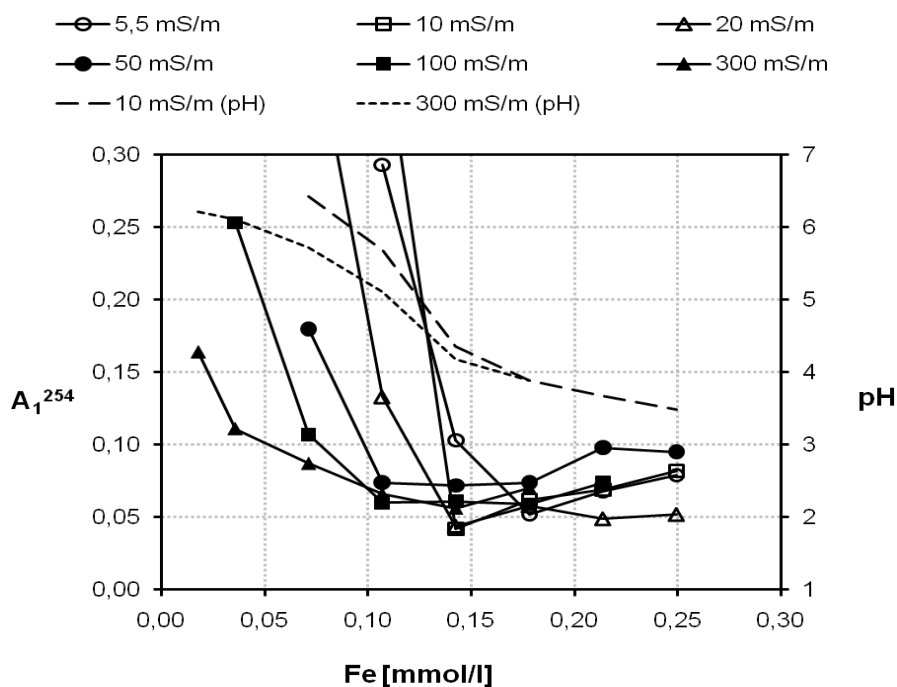
Pro sérii koagulačních pokusů byl použit centrifugační koagulační test, obdoba klasické sklenicové zkoušky. Test vychází z předpokladu, že při koagulaci vody je pro celý proces tvorby a následné separace vzniklých agregátů rozhodující perikinetická fáze koagulace. K tvorbě agregátů dochází pouze vlivem Brownova pohybu a jakékoli míchání, charakteristické pro sklenicové koagulační zkoušky, je proto možné úplně vynechat. Podrobněji je tento test popsán v [7, 8].

U všech pokusů byla dodržena doba agregace 40 minut. Separace vzniklých agregátů byla provedena centrifugací po dobu 5 minut při 4500 ot./min na centrifuze Eppendorf, Centrifuge 5804 s rotorem F-34-6-38. Účinnost koagulace byla posuzována na základě zbytkových absorbancí při vlnové délce 254 nm (A_1^{254}) s využitím spektrometru Spectronics, Helios Gama Thermo. V případě hlinitého a železitého koagulantu byla účinnost koagulace posuzována i na základě koncentrace zbytkového koagulantu.

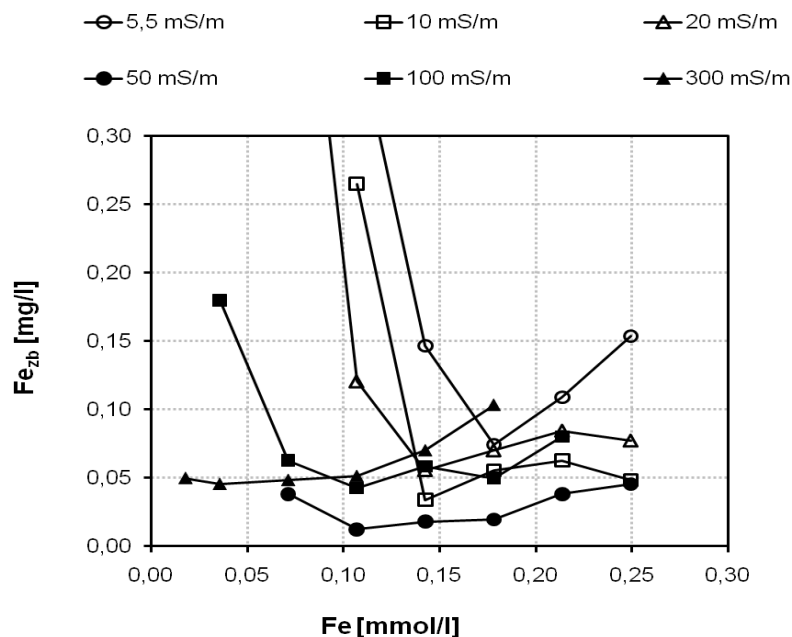
VÝSLEDKY A DISKUZE

Byl sledován vliv celkové mineralizace na vhodnost použití různých typů koagulantů. Vedle sebe byly použity klasické anorganické kovové koagulanty, tj. soli železa a hliníku a dále organický biopolymer chitosan. Pokusy byly provedeny s uměle připravenou modelovou vodou s různou hodnotou konduktivity v rozsahu 5,5 – 300 mS/m.

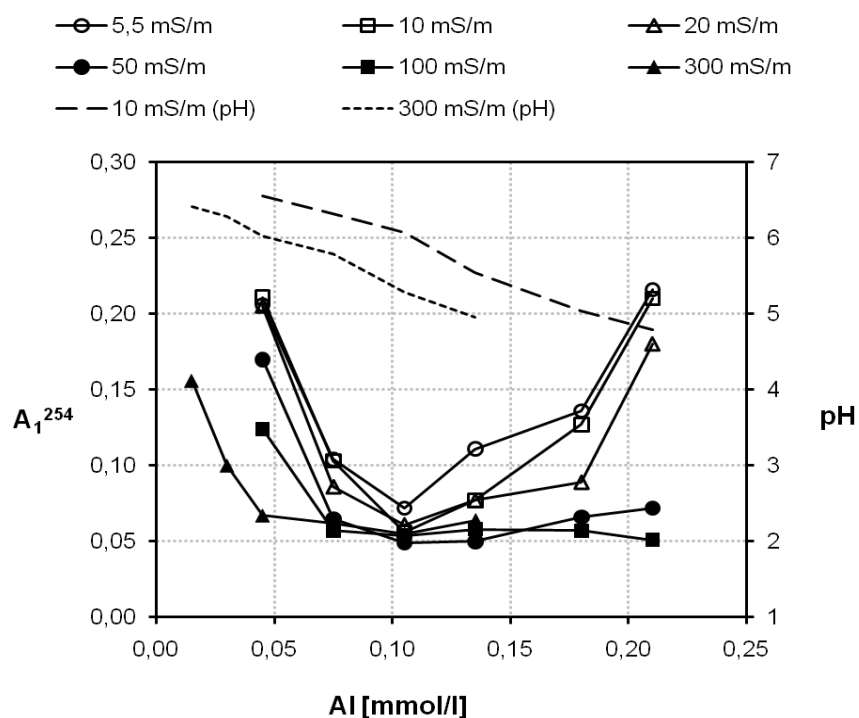
Z obrázků 1., 3. a 6. je zřejmé, že v případě všech tří použitých koagulantů je možné sledovat, že s rostoucí konduktivitou upravované vody dochází k posunu oblasti optimálních dávek použitého koagulantu směrem k nižším hodnotám. Tento trend je nejvíce patrný v případě železitého koagulantu. U hlinitého koagulantu pozorujeme, jak s klesající hodnotou konduktivity upravované vody rychle klesá účinnost koagulace za optimem. Toto je patrné i z grafu závislosti zbytkové koncentrace hliníku na dávce použitého koagulantu (obr. 4). V případě železitého koagulantu nedochází tak rychle k předávkování systému



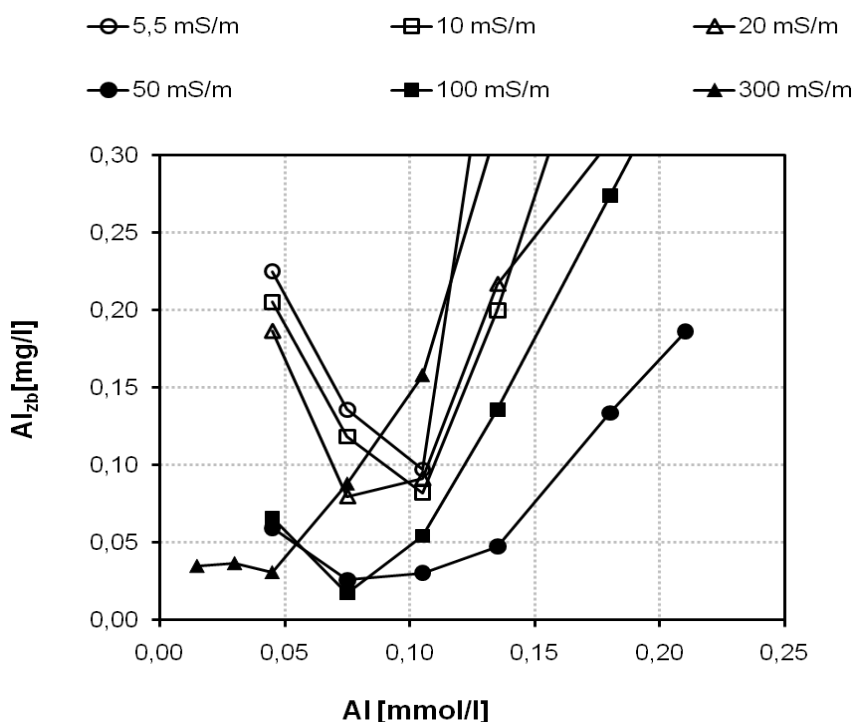
Obr. 1. Závislost zbytkové absorbance při 254 nm a pH na dávce koagulantu



Obr. 2. Závislost koncentrace zbytkového Fe na dávce koagulantu

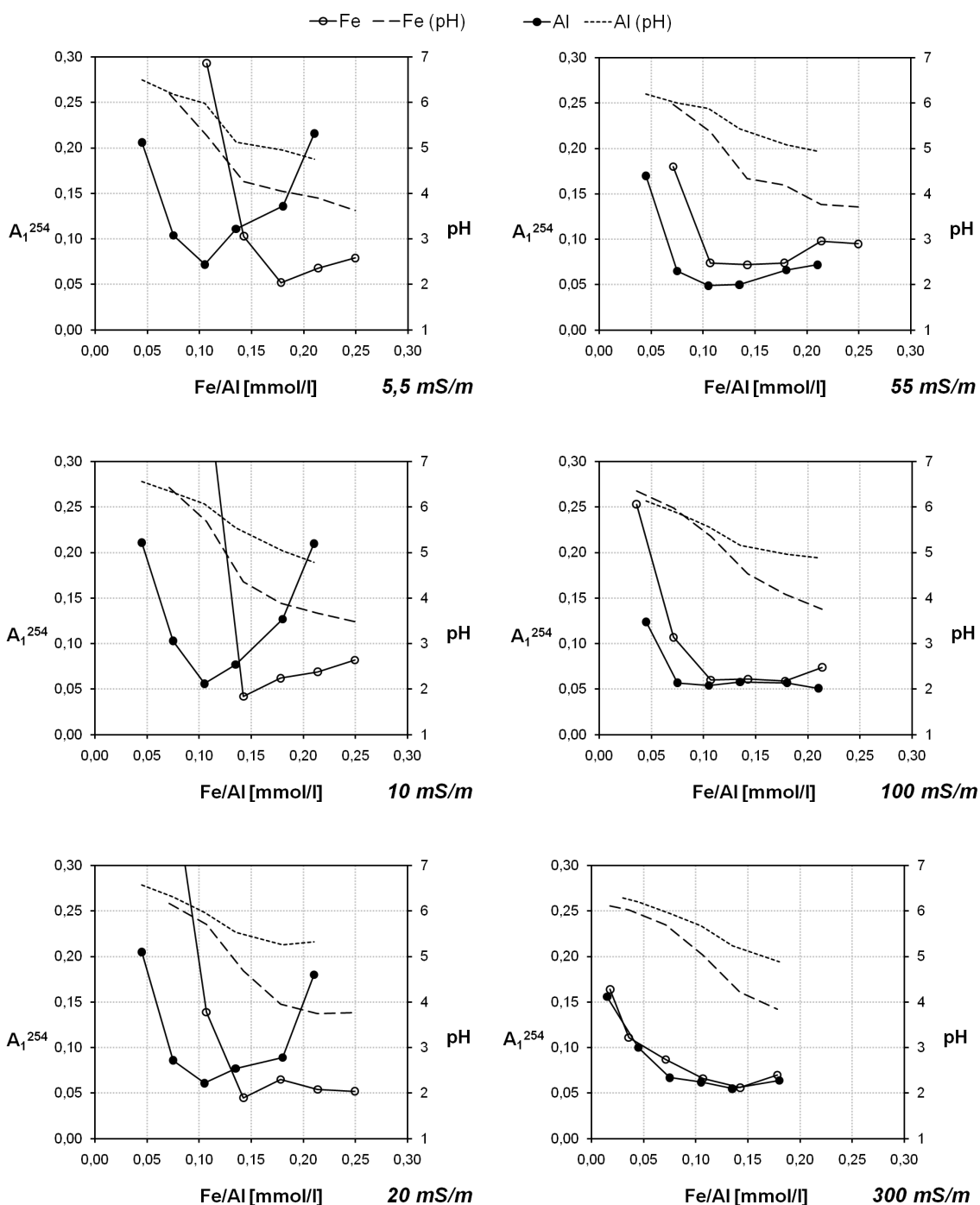


Obr. 3. Závislost zbytkové absorbance při 254 nm a pH na dávce koagulantu



Obr. 4. Závislost koncentrace zbytkového Al na dávce koagulantu

Ze srovnání železitého a hlinitého koagulantu na obrázku 5. je zřejmé, že pro modelovou vodu s nižší hodnotou konduktivity jsou optimální dávky hliníku nižší než dávka železa, tento rozdíl však s vyšší hodnotou konduktivity mizí a v případě modelové vody s konduktivitou 300 mS/m je průběh koagulačního pokusu pro železitý a hlinitý koagulant prakticky totožný.

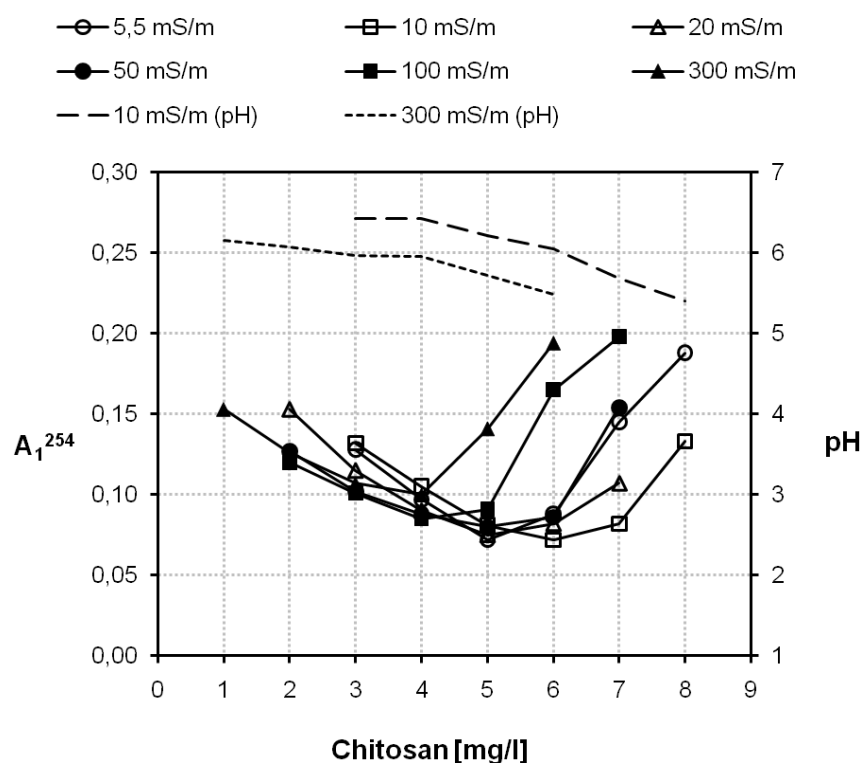


Obr. 5. Závislost zbytkové absorbance při 254 nm a pH na dávce koagulantu - srovnání železitého a hlinitého koagulantu

ZÁVĚRY

Z naměřených výsledků je zřejmé, že konduktivita upravované vody (a s tím související celková mineralizace vody) ovlivňuje dávku použitého koagulantu. Obecně lze říci, že s vyšší hodnotou mineralizace upravované vody se snižuje potřebná dávka použitého koagulantu. Pro málo mineralizované vody se v podmínkách našich experimentů jeví mírně výhodněji síran hlinitý, naopak pro vody s vyšší celkovou mineralizací se jako vhodnější koagulant jeví síran železitý. V případě chitosanu je maximální koagulační

účinnosti dosahováno u modelové vody s nízkou mineralizací a to za cenu vyšších dávek použitého koagulantu.



Obr. 6. Závislost zbytkové absorbance při 254 nm a pH na dávce koagulantu

Literatura

- [1] PETER, M. G.: Applications and environmental aspect of chitin and chitosan. *Degradable Polymers, Recycling, and Plastics Waste Management*; Albertsson A.Ch., Huang S. J. CRC Press, 1995. s. 37-48. ISBN 0824796683. *Google Book Search* [online]. [c2008-03-16] <http://www.google.com/books?id=ZKYKaznH5PsC&hl=cs>.
- [2] PETER, M. G.: Chitin and chitosan from animal source. *Biopolymers*, Vol. 6, *Polysaccharides II*, Edited by VANDAMME, E. J., BAETS S. De., STEINBÜCHEL, A., WILEY-VCH Verlag GmbH, Weinheim, 2002. s. 481-574. DIVAKARAN, R., SIVASANKARA PILLAI, V. N.: Flocculation of kaolinite suspensions in water by chitosan. *Water Research*. Vol. 35, No. 16, 2001, s. 3904-3908.
- [3] BRATSKAYA, S., SCHWARZ, S., CHERVONETSKY, D.: Comparative study of humic acids flocculation with chitosan hydrochloride and chitosan glutamate. *Water research*. Vol. 34, 2004, s. 2955-2961.
- [4] ZHANG, X., BAI, R.: Mechanisms and kinetic of humic acid adsorption onto chitosan-coated granule. *Journal of Colloid and Interface Science*. Vol. 264, 2003, s. 30-38.
- [5] LESKOVJANOVÁ, J., DOLEJŠ, P.: Vliv pH na průběh koagulace chitosanem. *Zborník prednášok z XII. Konferencie s medzinárodnou účasťou PITNÁ VODA*. 2009, Trenčianské Teplice, s. 185-192.
- [6] DOLEJŠ, P.: Stanovení optimálních dávek při úpravě huminových vod koagulací. 1. Úvod a teorie. *Vodní hospodářství & ochrana ovzduší*, 1994, roč. 44, č. 3, s. 2-5.
- [7] DOLEJŠ, P.: Stanovení optimálních dávek při úpravě huminových vod koagulací. II. experimentální část. *Vodní hospodářství & ochrana ovzduší*, 1994, roč. 44, č. 7, s. 10-15.