

CZU: 621.359.7:546.72

**PARAMETRII FIZICO-CHIMICI CARE INFLUENȚEAZĂ
RATA DE OXIDARE/MINERALIZARE A SĂRII DE NATRIU A ACIDULUI
LIGNOSULFONIC CU REAGENTUL FENTON**

*Larisa MOCANU, Maria GONȚA, Gheorghe DUCA**

Universitatea de Stat din Moldova

**Academia de Științe a Moldovei*

Sarea de natriu a acidului lignosulfonic (LSNa) este un agent de dispersie utilizat pe larg în procesul de vopsire a fibrelor și a țesăturilor. Concentrația inițială a dispersantului LSNa în baia de vopsire este de 2000,0 -5000,0 mg/L. Deoarece sarea de natriu a acidului lignosulfonic are o structură complexă și o masă moleculară mare, înlăturarea lui s-a realizat prin metoda de oxidare cu reagentul Fenton.

Au fost stabilite condițiile optime de oxidare catalitică. Pentru o eficiență sporită astfel, s-a stabilit că valoarea optimă de pH este de 2,5. Experimental a fost determinat raportul dintre oxidant și reducător, astfel pentru a oxida/mineraliza 60,0 mg/L de dispersant este necesar ca raportul dintre peroxidul de hidrogen și ionii de fier (II) să fie de 1:3,5. În aceste condiții, efectul de oxidare/mineralizare este, în medie, de 82,0%. Pentru o eficiență mai mare este necesar ca oxidarea cu reagentul Fenton să fie urmată de procesul de adsorbție pe cărbune activ.

Cuvinte-cheie: agent de dispersie textil, reagentul Fenton, peroxid de hidrogen, ioni de fier (II).

**PARAMETRES AFFECTING THE OXIDATION/MINERALIZATION RATE
OF LIGNOSULFONIC ACID SODIUM SALT USING FENTON'S REAGENT**

Lignosulfonic acid sodium salt is a dispersing agent has used in the process of dyeing fibers and fabrics widely. The initial concentration of the dispersing agent is 2000,0-5000,0 mg/L in the dyeing bath. Whereas lignosulfonic acid sodium salt has a complex structure and a high molecular weight, its removal was achieved by the Fenton reagent oxidation method.

The optimum catalytic oxidation conditions have been established. It has been determined that the optimal value of pH is 2.5 as a result of the research. Also experimentally, it determined oxidizing and reducing ratio so as to oxidise/mineralise 60,0 mg L of dispersing agent is necessary that the ratio of hydrogen peroxide and iron ions (II) is 1: 3,5.

Under these conditions, the oxidation/ mineralization effect is on average 82.0%. For greater efficiency, oxidation with the Fenton reagent should be followed by the activated carbon adsorption process.

Keywords: dispersing agent, Fenton's reagent, Fenton's reagent, hydrogen peroxyde, iron ions (II).

Introducere

Controlul proprietăților coloidale și stabilitatea particulelor disperse sunt foarte importante în producerea dispersiilor de înaltă calitate pe bază de apă sau pe bază de solvenți. Dispersanții joacă un rol important în îmbunătățirea performanțelor finale în mai multe domenii industriale, dar în mod special, în industria textilă, în special la etapa de vopsire atât a fibrelor, cât și a țesăturilor. Stabilitatea agenților de dispersie depinde de natura și varietatea lor, la fel și de interacțiunile lor reciproce, astfel asigurându-se un produs de bună calitate [1].

Coloranții textili sunt puțin solubili în apă și, prin urmare, necesită prezența unor agenți de dispersie, care îmbunătățesc solubilitatea lor. Contribuția acestor agenți este producerea unor bariere energetice care mențin dispersiile în starea lor metastabilă, evitând astfel coalescența particulelor dispersate [2]. Mecanismul de eliberare a colorantului din pseudo-faza micelară influențează sorbția de către fibră, adică prin contact direct între miclele și suprafața țesăturii sau prin adsorbția unei singure molecule din faza apoasă continuă, dar este încă o chestiune de discuție.

De exemplu, vopsirea poliesterului necesită utilizarea aditivilor, cum ar fi agenții de dispersie, pentru a crește proprietățile de stabilitate, solubilitate, nivelare și rezistență la dispersie.

Cu toate acestea, dispersanții pot provoca pete pe țesături și pot avea un efect negativ asupra absorbției coloranților. Astfel, ei sunt evacuați împreună cu resturile de coloranți în efluentul textil, crescând semnificativ valorile chimice și biologice ale consumului de oxigen (CCO și CBO) și provocând probleme mediului ambiant, din cauza cantităților mari [3].

Unii agenți de dispersie sunt extrem de toxici și greu biodegradabili. Din acest motiv, există un mare interes în depășirea problemelor de mediu asociate acestor agenți de dispersie.

Alegerea procesului adecvat pentru depoluarea apei de acești auxiliari trebuie să se facă ținându-se cont de caracteristicile efluentului textil (concentrația poluanților, matricea de impurificare, pH etc.), precum și de aspectele economice. Procesele de oxidare avansată sunt recomandate pentru apele reziduale cu o încărcare de până la aproximativ 5,0 g consum chimic de oxigen (CCO) [4].

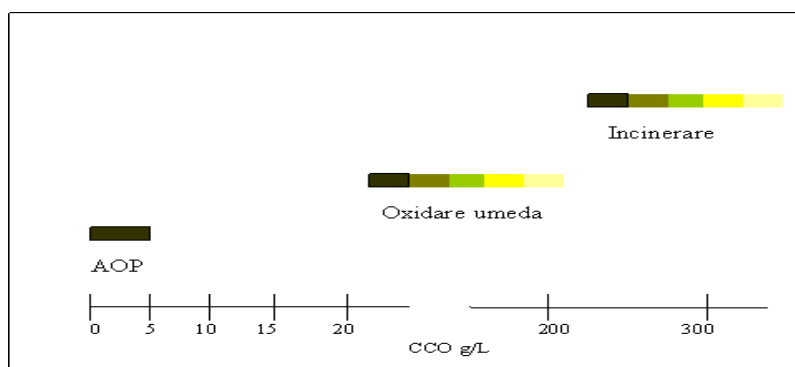


Fig.1. Fezabilitatea aplicării proceselor de depoluare oxidativă a apelor în funcție de valoarea CCO.

Procesele de oxidare avansate a poluanților (AOP) sunt capabile să asigure un grad crescut de oxidare, realizând uneori chiar mineralizarea completă a poluanților organici prin transformarea lor în produși finali de oxidare: CO_2 și H_2O , precum și mici cantități de HCl , H_2SO_4 , HNO_3 . Tehnologiile de oxidare avansată, cum ar fi: ozonizare la valori ridicate ale pH-ului ($>8,5$), procedee care utilizează cuplul $\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2$, procedee fotochimice care au loc în prezența agenților oxidativi puternici ca H_2O_2 și O_3 (de ex.: $\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$ și O_3/UV ; $\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$), procedee catalitice în sistem omogen sau eterogen, procedee fotocatalitice (de ex.: Foto-Fenton; UV/TiO_2) se bazează pe generarea unor radicali liberi cu un înalt potențial de oxidare, cum sunt radicalii hidroxil [5].

Procesele de oxidare chimică sau fotochimică pot să conducă la degradarea oxidativă a poluanților refractari prin oxidarea convențională cu HClO . Aceste tehnici sunt studiate pentru eliminarea din ape a unor poluanți ca: hidrocarburi halogenate (tricloroetan, tricloroetilenă), compuși aromatici (benzen, toluen, etil benzen, xilen), derivați fenolici (clorofenoli, nitrofenoli), detergenți, pesticide etc. [6].

Pe lângă eliminarea compușilor organici, sunt eliminați și compușii anorganici ce conțin sulf, sulfuri, sulfiții și tiosulfatii sau cei pe bază de azot: cianuri și azotiți care afectează buna desfășurare a proceselor biologice de depoluare [7].

Aplicarea corespunzătoare a procedeelelor de oxidare avansată permit o mineralizare a poluanților de la nivel de sute de ppm la mai puțin de 5,0 ppb.

Deoarece literatura de specialitate nu oferă prea multe studii despre oxidarea compușilor de dispersie (LSNa), în acest scop au fost studiați parametri fizico-chimici care influențează procesul de oxidare/mineralizare cu utilizarea reagentului Fenton.

Oxidarea chimică cu reagentul Fenton se desfășoară la valori de temperatură și presiune apropiate de cele ambientale și care implică generarea de radicali hidroxil într-o cantitate suficientă pentru a realiza o purificare eficientă a apei [8].

Oxidarea catalitică a apelor reziduale cu peroxid de hidrogen este frecvent utilizată în procesul de depoluare a efluenților, alături de săruri ale metalelor tranzitionale, în special, sărurile feroase (sistem Fenton) sau ferice (sistem „Fenton-like”). Procedeele care utilizează catalizatori solizi au fost mai puțin studiate [9].

Reagentul Fenton este susceptibil să degradeze complet contaminanții din efluenții textili și să-i transforme în compuși inofensivi, cum ar fi CO_2 , H_2O , și în săruri anorganice. În acest proces se generează radicali OH în mediul acid, prin reacția dintre H_2O_2 și săruri feroase, în calitate de catalizator. La fel, reacția Fenton este cunoscută a fi foarte eficientă în îndepărtarea multor substanțe periculoase din apele reziduale, cum ar fi acizii humici, compușii fenolici, coloranții textili și erbicidele. La fel, au fost publicate mai multe lucrări cu privire la aplicarea procesului Fenton pentru efluenții din industria detergenților, a produselor cosmetice, celulozii și hârtiei [10].

Eficacitatea reactivului Fenton este dependentă, pe lângă alți factori, și de valoarea pH-ului, de concentrația peroxidului hidrogen și a catalizatorului. La valorile pH-ului mai mari de 4,0, ionii de Fe (II) încep să precipite sub formă de hidroxid de fier $\text{Fe}(\text{OH})_3$, iar la descompunerea H_2O_2 se formează oxigen și apă [11]; în plus, la pH ridicat sporește formarea hidroxocomplecșilor de Fe (II) care micșorează concentrația de ioni de Fe (II) din sistem [12]. Pentru condiții mai acide, regenerarea Fe (II) prin reacția dintre Fe (III) cu peroxid de hidrogen este inhibată [13]. Prin urmare, pH-ul optim este 2,5-3,0 și este cea mai potrivită valoare de operare pentru acest proces de tratare [14]. Concentrația optimă de peroxid de hidrogen depinde de natura contaminanților specifici; cu toate acestea, este în general mai mare decât cantitatea stoichiometrică necesară din punct de vedere teoretic pentru îndepărtarea completă a poluantului din efluentul inițial, deoarece o parte din H_2O_2 se descompune în apă și oxigen prin mecanisme neradicale [15]. Creșterea concentrațiilor ridicate de ioni de fier (II) duce la creșterea concentrației radicalilor hidroxil într-o perioadă scurtă de timp, cu toate acestea, ionii de Fe (II) însuși poate fi un absorbant de radicali hidroxil. În general, mecanismul reacției Fenton urmează două etape: o primă etapă caracterizată printr-o degradare rapidă ($\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2$) urmată de una mai lentă ($\text{Fe}^{3+}/\text{H}_2\text{O}_2$) [16].

Printre factorii care influențează aplicabilitatea procesului Fenton pentru apele uzate industriale sunt: consumul ridicat de substanțe chimice (până la 50,-80,0 ppm ioni de Fe în soluție), dependența de pH (eficiență în domeniul pH 2-4), costul ridicat al H_2O_2 , generarea de nămoluri de Fe, necesitatea post-tratamentului, necesitatea neutralizării probei tratate înainte de eliminarea și descompunerea H_2O_2 [17].

În aceste condiții se propune stabilirea pH-ului de oxidare, timpului de reacție, concentrației optime de oxidant și reducător, eficienței catalizatorilor.

Material și metode

Cercetările de laborator au fost efectuate pe sisteme model ce conțin sare de sodiu a acidului lignosulfonic (LSNa), pur pentru analiză; distribuitor Aldrich SRL.

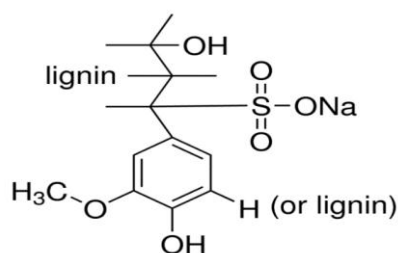


Fig.2. Sare de sodiu a acidului lignosulfonic, 70,0%.

Concentrația agentului de dispersie în sistemele modelate variază în limitele 10,0–80,0 mg/L, deoarece aceste valori se regăsesc în efluenții textili.

Determinarea compușilor remanenți s-a realizat prin metoda de oxidare cu bicromat de potasiu, CCO-Cr.

Principiul metodei este bazat pe oxidarea substanțelor organice din apă, în mediul acid, cu bicromat de potasiu, prin încălzirea probelor la 150°C, în eprubete cu dop rodat. Măsurarea soluțiilor la 600 nm și raportarea la etaloane de ftalat de potasiu, prelucrate asemănător, a permis determinarea consumului chimic de oxigen (mgO/L).

Concentrația remanentă a agentului de dispersie a fost determinată după valoarea CCO-Cr, conform metodei prezentate în [18].

$$E.\text{oxid./min.}(\%) = (\text{CCO}_0 - \text{CCO}_{\text{rem.}}) / \text{CCO}_0 \cdot 100\%$$

Rezultate și discuții

Principali parametri care influențează oxidarea LSNa cu reagentul Fenton sunt: pH-ul, temperatura, concentrația agentului oxidant și a sării de fier.

Influența pH-ului asupra efectului de oxidare/mineralizare a sistemului modelat ce conține LSNa

Conform studiilor de specialitate, una dintre condițiile principale ale procesului de oxidare este valoarea pH-ului și timpul de reacție. Descompunerea catalitică a H_2O_2 , prin intermediul sărurilor de fier (proces de tip Fenton), necesită un pH foarte scăzut, dând naștere la radicali OH [19]. Astfel, pH-ul optim pentru reacția Fenton este de aproximativ 3, indiferent de substratul țintă [20, 21]. În cercetările experimentale au fost

utilizate 6 valori de pH, pentru a determina cu exactitate pH-ul optim de oxidare. Potrivit datelor din Figura 3, valoarea maximă a ratei de oxidare/mineralizare este de 66,7% pentru procesul de oxidare/mineralizare și de 83,7 % după procesul de adsorbție consecutivă pe cărbune activ. Rezultate maxime au fost obținute în mediul puternic acid, la pH-ul egal cu 2,5, concentrația ionilor de Fe^{2+} fiind de 118,8 mg/L și $\text{H}_2\text{O}_2=102,0$ mg/L, concentrația dispersantului – 60,0 mg/L și timpul de reacție – 10 minute.

La valori mai mici de 2,5, eficiența procesului scade cu 10,0% la oxidare și cu 3,0% la adsorbție. Din literatură se cunoaște că la valori ale pH-lui mai mici de 2,5 crește numărul de H^+ și scade stabilitatea compusului. La fel, la pH foarte scăzut este prezent un complex al ionilor Fe, $[\text{Fe}(\text{H}_2\text{O})_6]^{2+}$, care reacționează cu H_2O_2 din soluție. Aceasta reduce cantitatea de Fe^{2+} prezentă în soluție [22]. În plus, la pH foarte scăzut H_2O_2 formează ioni stabili de oxoniu $[\text{H}_3\text{O}_2]^+$, care sunt mai puțin reactivi comparativ cu radicalii OH, reducându-și eficiența în oxidarea poluanților.

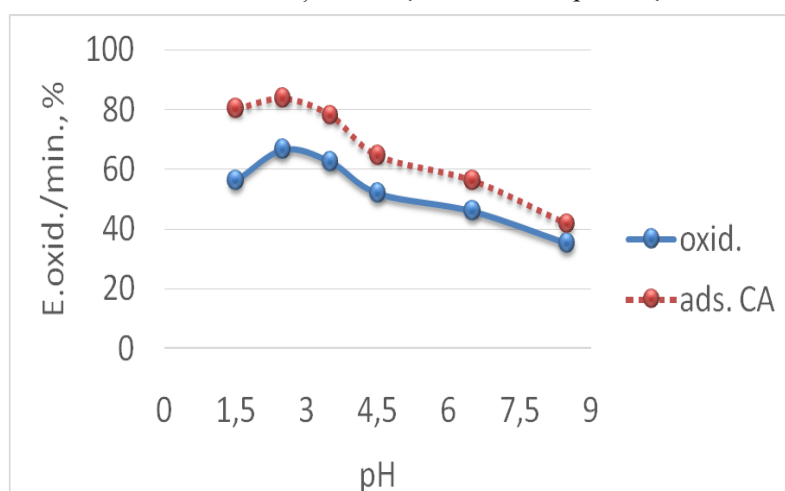


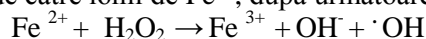
Fig.3. Rata de oxidare /mineralizare (E.oxid./min.,%) a dispersantului în funcție de valoarea pH-ului (concentrația lui este de 60,0 mg/L, $\text{Fe}^{2+}=118,8$ mg/L, $\text{H}_2\text{O}_2=102,0$ mg/L, timpul de reacție – 10 min.) oxid. – procesul de oxidare catalitică, ads.CA – procesul de adsorbție pe cărbune activ după oxidarea catalitică.

La valori de pH mai mari de 2,5 ionii de Fe^{2+} trec în ioni de Fe^{3+} , care, la rândul lor, formează $\text{Fe}(\text{OH})_3$. Acest compus reacționează lent cu H_2O_2 [19] și poate diminua eficiența sistemului Fenton, deoarece prezența ionilor Fe^{3+} reduce cantitatea de radicali OH, care sunt generați de peroxidul de hidrogen. În Figura 3, eficiența, atât la oxidare, cât și cea de adsorbție pe cărbune activ, scade odată cu creșterea valorilor pH-ului. De exemplu, la valoarea pH-ului de 8,5 oxidarea/mineralizarea are loc doar 31,2%, iar după adsorbție pe cărbune activ se atinge 46,1%. Aceste valori vin să confirme că pH-ul mediului de reacție nu poate fi mai mare de 4, deoarece peste această valoare, ionii de fier poate precipita sub formă de hidroxid feric.

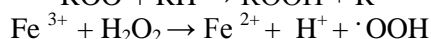
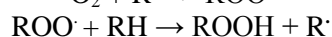
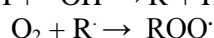
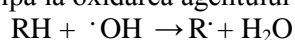
Influența concentrației peroxidului de hidrogen asupra efectului de oxidare/mineralizare a sistemului modelat, LSNa

Procesul de oxidare a LSNa este un proces de mineralizare, iar în prezența reagentului Fenton, are loc generarea de radicali OH. Ei sunt oxidanți puternici și neselectivi, care acționează foarte rapid cu cei mai mulți compuși organici. În rezultat se formează un număr mare de intermediari de reacție, care ulterior pot fi complet mineralizați [23]. H_2O_2 este printre cei mai utilizați oxidanți: a) datorită proprietăților sale puternic oxidante în apele reziduale textile; b) fiindcă radicalii hidroxid care se formează la descompunerea ei au cel mai mare potențial standard de oxidare (2,8 mV).

Unul dintre cele mai simple moduri de generare a radicalilor OH este folosirea sistemului $\text{H}_2\text{O}_2/\text{Fe}^{2+}$. În sistemul studiat care conține LSNa, radicalii OH se formează prin descompunerea catalitică destul de rapidă a peroxidului de hidrogen catalizat de către ionii de Fe^{2+} , după următoarele reacții:



La rândul lor, acești radicali OH participă la oxidarea agentului de dispersie RH.



După finisarea procesului de oxidare a dispersantului are loc regenerarea fierului, Fe^{3+} se reduce la Fe^{2+} de către H_2O_2 și $\text{HOO}\cdot$, $\text{Fe}^{3+} + \text{HOO}\cdot \rightarrow \text{Fe}^{2+} + \text{H}^+ + \text{O}_2$.

Concentrațiile de lucru ale peroxidului de hidrogen utilizate pentru oxidarea LSNa au fost de 34,0, 102,0 și 170,0 mg/L, conform Figurii 4. Din rezultatele experimentale constatăm că pentru oxidarea agentului de dispersie, (LSNa) cu concentrația de 60,0mg/L, sunt necesare 34,0 mg/L de H_2O_2 și 118,8 mg/L de ioni de Fe (II), proveniți din sarea Mohr, în mediul acid (pH de 2,5). La aceste condiții, efectul de oxidare/mineralizare este de 81,2%.

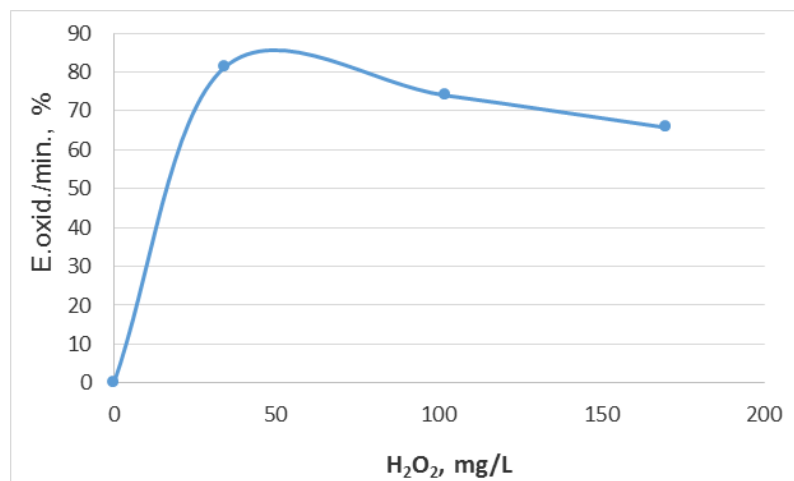


Fig.4. Rata de oxidare /mineralizare (E.oxid./min.,%) a dispersantului la variația concentrației de oxidant (concentrația LSNa este de 60,0 mg/L, concentrația ionilor Fe (II)= 118,8 mg/L, pH=2,5, timpul de reacție – 10 min.).

La mărirea dozei de apă oxigenată, același sistem are o rată de eficiență mai scăzută. Când peroxidul are concentrația de 102,0 mg/L, efectul de oxidare/mineralizare este de 74,0%, iar creșterea, în continuare, a dozei de oxidant de 1,5 ori duce la scăderea efectului cu 8,3% față de valorarea maximă. Din literatura de specialitate se cunoaște că dozele mari de H_2O_2 produc o cantitate mai mare de radicali OH, însă, atunci când este în exces, peroxidul de hidrogen posedă o capacitate de absorbție radicalică și se formează radicali hidroperoxil (HO_2^*), astfel, concentrația de H_2O_2 se micșorează și scade eficiența tratamentului [24]. Ca rezultat, doza necesară de H_2O_2 care trebuie utilizată depinde de cantitatea de compuși organici, însă este recomandat să se utilizeze un exces față de cantitatea stoechiometrică pentru a compensa cantitatea de peroxid de hidrogen care se descompune în apă și oxigen și, de asemenea, cea consumată în paralel.

Eficiența procesului de oxidare depinde și de concentrația catalizatorului.

Influența concentrației ionilor de Fe (II) asupra efectului de oxidare/mineralizare a LSNa

Ionii de Fe (II) sunt ușor solubili, reacționează eficient în procesul de degradare. Oxidarea diferitor compuși organici cu reagentul Fenton a fost studiată extensiv de către cercetătorii din domeniu, deoarece produce intermediari chimici cu activitate oxidantă ridicată.

Catalizatorul, la fel ca și oxidantul, are un rol important în procesul Fenton. În Figura 5 s-a studiat rata de oxidare/ mineralizare în funcție de variația ionilor de fier (II) (39,6, 118,8 și 198,0 mg/L), iar concentrația oxidantului (H_2O_2) s-a menținut stabilă de 102,0 mg/L.

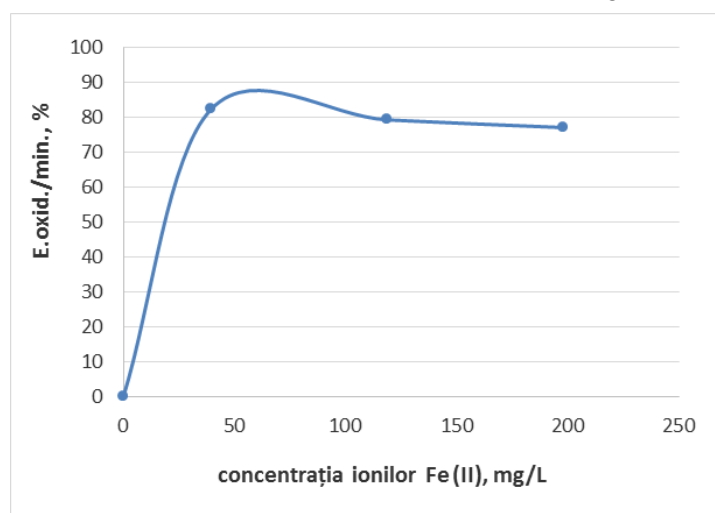


Fig.5. Rata de oxidare /mineralizare (E.oxid./min.,%) a dispersantului în funcție de concentrația fierului (concentrația LSNa – 60,0 mg/L, concentrația peroxidului de hidrogen – 102,0 mg/L, pH=2,5, timpul de reacție – 10 min.).

Conform rezultatelor prezentate în figura 5, E.min./oxid. scade odată cu creșterea concentrației catalizatorului (mai mare de 39,6 mg/L) în sistemul studiat. Astfel, când concentrația ionilor de Fe^{2+} este de 39,6 mg/L, rata de oxidare/mineralizare este cea mai mare (82,3%), iar la valoarea de 198,0 mg/L a ionilor de Fe (II) rata se micșorează cu 5,0%. Excesul de fier (II) duce la micșorarea efectului de oxidare/mineralizare, deoarece el se consumă la descompunerea apei oxigenate.

Creșterea concentrației de H_2O_2 și Fe^{2+} până la un nivel optim conduce la o oxidare mai avansată a poluanților, dar trebuie avut în vedere și aspectul economic.

Influența cantității de dispersant, LSNa asupra efectului de oxidare/mineralizare

Conform Figurii 6, cercetările experimentale au fost efectuate la diferite concentrații ale agentului de dispersie: 10,0, 20, 40,0, 60,0 și 80,0 mg/L. La concentrații de 0-10,0 mg/L, efectul de oxidare/mineralizare este aproape nul. Însă, la creșterea valorilor, se mărește esențial și rata de oxidare/mineralizare. Când dispersantul are concentrația de 80,0 mg/L, efectul este de 75,0%. Astfel, rezultă că concentrația dispersantului în efluent este direct proporțională cu rata de oxidare/mineralizare.

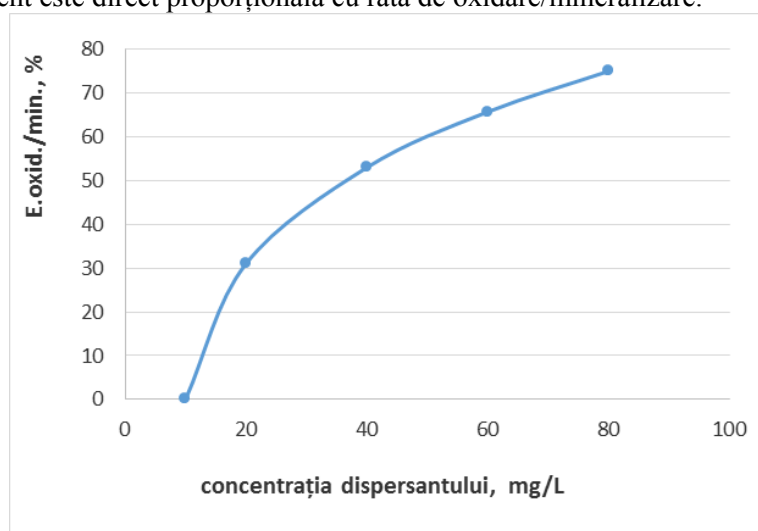


Fig.6. Rata de oxidare /mineralizare (E.oxid./min.,%) la variația concentrației inițiale a dispersantului (concentrația peroxidului de hidrogen este de 102,0 mg/L, concentrația ionilor Fe (II)= 118,8 mg/L, pH=2,5, timpul de reacție – 10 min.)

Multe studii au raportat că concentrația inițială de poluanți are un efect semnificativ asupra degradării eficiente a sistemelor. Creșterea concentrației de poluanți organici sporește în mod semnificativ coliziunea dintre contaminații organici și radicalii OH, ceea ce mărește eficiența degradării.

Rata de oxidare/mineralizare a dispersantului LSNa în dependență de timpul de reacție

Procesul de oxidare depinde de timpul de reacție, conform datelor din Figura 7. În primul minut de reacție se oxidează mai mult de $\frac{3}{4}$ din compușii organici oxidabili. Însă, odată cu creșterea timpului de reacție, efectul de mineralizare crește neesențial. Timpul necesar pentru procesul de oxidare a LSNa cu reagentul Fenton este cuprins între 1 minut și 60 de minute. La terminarea reacției de oxidare, ionii de Fe^{2+} care s-a transformat în Fe^{3+} precipită sub formă de $Fe(OH)_3$. Precipitatul este îndepărtat prin centrifugare sau filtrare.

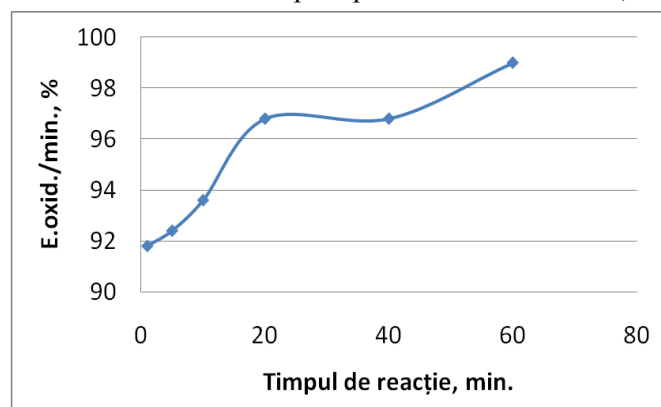


Fig.7. Rata de oxidare/mineralizare (E.oxid./min.,%) a dispersantului după timpul de reacție (concentrația LSNa este de 60,0 mg/L, concentrația peroxidului de hidrogen – 102,0 mg/L, concentrația ionilor Fe (II)= 118,8 mg/L, pH=2,5).

Este cunoscut faptul ca raportul H_2O_2 : *poluant organic*: *catalizator* (Fe^{2+}) influențează semnificativ performanțele procesului de oxidare catalitică, raportul optim fiind în funcție de poluantul care este supus degradării. Astfel, pentru sarea de natriu a acidului lignosulfonic s-a găsit un raport optim de 1:1,8:3,5.

Oxidarea catalitică cu reagentul Fenton are mai multe avantaje, cum ar fi eficiența ridicată, aplicabilitatea simplă, funcționarea la temperatura camerei, presiunea atmosferică normală și are capacitatea de a oxida diferite clase de poluanți în același timp. Cu toate acestea, principalul dezavantaj este generarea nămolurilor de fier fieros care necesită separarea și eliminarea și/sau refolosirea. Un dezavantaj este și prezența ionilor Fe^{3+} , Fe^{2+} în efluent, însă acest dezavantaj poate fi înlăturat la etapa de corectare a pH-ului.

Concluzii

- Rata de oxidare/mineralizare a agentului de dispersie (sarea de natriu a acidului lignosulfonic) depinde de valoarea pH-ului și este maximă la valoarea de 2,5.
- Raportul optim dintre oxidant și reducător este de 1:3,5.
- Dispersantul cu concentrația inițială de 60,0 mg/L este oxidat/mineralizat, în medie, cu rata de 82,0%.
- Pentru o eficiență mai mare de 82,0% este necesar de a fi aplicat procedeul de adsorbție pe cărbune activ.

Referințe:

1. CHRYSAVGI, T.H., KOSOLIA, EVI MARIA VARKA. Effect of surfactants as dispersing agent on the properties of micro emulsified inkjet for polyester fibers. In: *Journal springer*, 2010.
2. ZAHARIA, C., SUTEU, D., MURESAN, A., MURESAN, R., POPESCU A. Textile wastewater treatment by homogenous oxidation with hydrogen peroxide. In: *Environmental Engineering and Management Journal*, 2009, vol.8, no.6, p.1359-1369.
3. GHARANJIG, K., SADR DADRAS, F., SADEGHI-KIAKHANI, M., TAFAGHODI, S. Stability of Dye Dispersions in the Presence of Various Surface Active Agents and Additives. In: *Journal of Dispersion Science and Technology*, 2013, no34, p.381-388.
4. CHUNLI ZHENG, LING ZHAO, XIAOBAL ZHOU, ZHIMIN FU and AN LI. Treatment Technology for Organic Wastewaters. In: *Journal Water Treatment*, Chapter 11, 2016, p.249-285.
5. ARCHINA BUTHIYAPPAN, ABDUL RAMAN ABDUL AZIZ and WAN MOHD ASHRI WAN DAUD. Recent advances and prospects of catalytic advanced oxidation process in treating textile effluents. In: *Rev. Chem. Eng.*, 2015; AOP.
6. ANJALI YADAV, SUPARNA MUKHERJI, ANURAG GARG. *Removal of Chemical Oxygen Demand and Color from Simulated Textile Wastewater Using a Combination of Chemical/ Physicochemical Processes*. Industrial & Engineering Chemistry Research Industry Engineering Chemistry Results, July 2013.
7. WALLING, C, KATO, S. The oxidation of alcohols by Fenton's reagent. The effect of copper ion. In: *J. Am. Chem. Soc.*, 1971, no93, p.4275-428.
8. BAUTISTA, P., MOHEDANO, A.F., CASAS, J.A., ZAZO, J.A. and RODRIGUEZ, J.J. An Overview of the Application of Fenton Oxidation to Industrial Wastewaters Treatment. In: *J. Chem. Technol. Biotechnology*, 2008, no83, p.1323-1338.
9. OKAWA, K., SUZUKI, K., TAKESHITA, T., NAKANO, K. Degradation of chemical substances using wet peroxide oxidation under mild conditions. In: *Journal of Hazardous Materials*, 2005, no127, p.68-72.
10. ROSSI, ANDRÉ FERNANDES. *Fenton's process applied to wastewaters treatment heterogeneous and homogeneous catalytic operation modes*. DEQ – FCTUC Coimbra, 2014.
11. SZPYRKOWICZ, L., JUZZOLINO, C., KAUL, S.N. A comparative study on oxidation of disperse dyes by electrochemical process, ozone, hypochlorite and Fenton reagent. In: *Wat. Res.*, 2001, no35, p.2129-2136.
12. BENÍTEZ, F.J., ACERO, J.L., REAL, F.J., RUBIO, F J. The role of hydroxyl radicals for the decomposition of p-hydroxy phenylacetic acid in aqueous solutions. In: *Wat. Res.* 2001, no35, p.1338-1343.
13. PIGNATELLO, J.J.; HUANG, L.Q. Degradation of polychlorinated dibenzo-p-dioxin and dibenzofuran contaminants in 2,4,5-T by photoassisted iron-catalyzed hydrogen peroxide. In: *Wat. Res.*, 1993, no27, p.1731-1736.
14. NEYENS, E., BAEYENS, J. A review of classic Fenton's peroxidation as an advanced oxidation technique. In: *J. Hazard. Mater.*, B98, 2003, p.33-50.
15. SOUTHWORTH, B.A., VOELKER, B.M. Hydroxyl radical production via the photo-Fenton reaction in the presence of fulvic acid 37. In: *Environ. Sci. Technol.*, 2003, p.1130-1136.
16. RAMIREZ, J.H.; COSTA, C.A.; MADEIRA, L.M. Experimental design to optimize the degradation of the synthetic dye Orange II using Fenton's reagent. In: *Catal. Today*, 2005, no107-108, p.68-76.

17. ZAVISKA, F., DROGUI, P., MERCIER, G., BLAIS, J.F. Procédés d'oxydation avancée dans le traitement des eaux et des effluents industriels. En: *Revue des sciences de l'eau/journal of water science*, 2009, vol.22, no4, p.535-564.
18. SURPĂȚEANU, M., ZAHARIA, C. *ABC metode de analiză a calității factorilor de mediu*. Iași, 2002.
19. BABUPONNUSAMI, A., MUTHUKUMAR, K. Treatment of phenol-containing wastewater by photoelectro-Fenton method using supported nanoscale zero-valent iron. In: *Environ Sci. Pollut. Res. Int.*, 2013, no20, p.1596-1605.
20. BAGAL, M.V., GOGATE, P.R. Wastewater treatment using hybrid treatment schemes based on cavitations and Fenton chemistry: a review. In: *Ultrasonic Sonochemistry*, 2014, no21, p.1-14.
21. KUŠIĆ, H., LONČARIĆ, BOŽIĆ, KOPRIVANAC, N. Fenton type processes for minimization of organic content in colored wastewaters. Part I: Processes optimization. In: *Dyes Pigments*, 2007, no74, p.380-387.
22. NAVARRO, R.R., ICHIKAWA, H, TATSUMI, K. Ferrite formation from Photo-Fenton treated wastewater. In: *Chemosphere*, 2010, no80, p.404-409.
23. LEDAKOWICZ, S., BILIŃSKA, L., ŻYŁŁA, R. Application of Fenton's reagent in the textile wastewater treatment under industrial conditions. In: *Ecological Chemistry Engineerings*, 2012, no19(2), p.163-174.
24. CORTEZ, S., TEIXEIRA, P., OLIVEIRA, R. and MOTTA, M. Evaluation of Fenton and ozone-based advanced oxidation processes pre-treatments. In: *Journal of Environmental Management*, 2011, no92, p.749-755.

Prezentat la 20.10.2017