CZU: 542.943:544.6:615.33 https://doi.org/10.59295/mabt2026.38

DEGRADAREA CIPROFLOXACINEI ÎN SOLUȚIE APOASĂ PRIN UNELE PROCESE DE OXIDARE AVANSATĂ

Elena TUTOVAN, Tatiana ISAC-GUȚUL

Universitatea de Stat din Moldova

Rezumat

S-a studiat degradarea ciprofloxacinei în sistemele Fenton și foto-Fenton. S-a stabiliti că maximul de absorbție a ciprofloxacinei este situat la 277 nm, iar coeficientul molar de absorbție a preparatului este egal cu 44612 $L \cdot mol^{-1} \cdot cm^{-1}$.

S-a stabilit că în ambele sisteme condițiile optime de degradare corespund raportului $\frac{[H2O2]}{[Fe^{2+}]} = 10$ și pH = 3,0. În acest caz în sistemul Fenton gradul de degradare a ciprofloxacinei atinge 79 %, iar în sistemul foto-Fenton – 93 %. La creșterea concentrației ciprofloxacinei, viteza și eficiența degradării cresc.

În cazul sistemului Fenton și foto-Fenton degradarea ciprofloxacinei decurge conform modelului cinetic de ordinul pseudo-doi.

Aplicând metoda acceptorilor concurenți s-a demonstrat că în procesul de degradare a ciprofloxacinei participă radicalii •OH.

Cuvinte-cheie: metode de oxidare avansată (AOPs), fluorochinolone, sistem Fenton, sistem foto-Fenton, radicali hidroxil, grad de degradare, viteza de reacție, reacții de ordinul pseudo-doi, metoda acceptorilor concurenți.

DEGRADATION OF CIPROFLOXACIN IN AQUEOUS SOLUTION BY SOME ADVANCED OXIDATION PROCESSES

Abstract

The degradation of ciprofloxacin in Fenton and photo-Fenton systems was studied. The absorption maximum of ciprofloxacin was found at 277 nm, and its molar absorptivity was 44612 $L \cdot mol^{-1} \cdot cm^{-1}$.

In both systems, optimal degradation conditions corresponded to the ratio $\frac{[H2O2]}{[Fe^{2+}]} = 10$ and pH = 3,0. Under these conditions, the degradation efficiency reached 79% in the Fenton system and 93% in the photo-Fenton system.

It was established that increasing ciprofloxacin concentration enhanced both degradation rate and efficiency.

Ciprofloxacin degradation followed pseudo-second-order kinetics in the Fenton and photo-Fenton systems.

Using the competitive acceptor method, it was demonstrated that hydroxyl radicals (•OH) are involved in the degradation process.

Keywords: advanced oxidation processes (AOPs), fluoroquinolones, Fenton system, photo-Fenton system, hydroxyl radicals, degradation degree, reaction rate, pseudo-second-order reactions, competitive acceptor method.

Introducere

Pe an ce trece utilizarea antibiticilor în medicină, veterinărie, zootehnie devine tot mai largă. Aceste medicamente se aplică în cantități de $1 \cdot 10^5$ - $2 \cdot 10^5$ tone pe an, și impactul lor asupra ecosistemului a atins un nivel critic [1, 2]. Antibioticile nimeresc în mediul ambiant pe patru căi: din apele reziduale de la procesele de producere, din canalizare, în urma stocării deșeurilor municipale pe sol și în urma eliminării inadecvate a preparatelor neutilizate și expirate [3].

Antibioticile reprezintă preparate care posedă o biodisponibilitate pronunțată și activitate biologică, astfel încât prezența lor în soluri și apele naturale poate avea un impact biologic de

lungă durată asupra mediului, ceea ce dermină faptul că aceste substanțe fac parte din poluanți emergenți [4].

Antibioticile din clasa fluorochinolonelor reprezintă un grup de preparate medicinale cu un spectru larg de activitate antibacteriană, care se utilizează la tratarea diferitor infecții [5, 6].

Poluarea apelor de compuși organici reprezintă o amenințare serioasă pentru flora și fauna bazinelor acvatice și pentru sănătatea umană. De regulă, eliminarea poluanților organici din ape este insuficientă în timpul epurării, ceea ce este determinat de stabilitatea lor în procesele de degradare biochimică, la acțiunea luminii solare și la acțiunea microorganismelor și temperaturii [7]. Prezența urmelor de preparate farmaceutice în mediu ambiant reprezintă o problemă serioasă și este periculos pentru toate organismele vii [8]. În apele superficiale sunt prezențe și fluorchinolonele și produșii de degradare ale acestora [9]. În efluenții apelor reziduale evacuate de la stațiile de epurare se conține până la 106 ng/L. Fluorochinolonele prezente în ape naturale chiar în cantități atât de mici pot duce la creșterea tulpinelor de bacterii care manifestă rezistență la acțiunea acestor preparate, ceea ce prezintă un pericol foarte serios în tratarea infecțiilor de natură diferită.

Pentru eliminarea poluanților organici, inclusiv și antibioticilor din ape la concentrații mici în ultimele decenii o atenție tot mai mare se atrage metodelor ce aplică procese de oxidare avansată (AOPs). Aceste metode presupun aplicarea diferitor sisteme oxidative în care are loc generarea radicalilor hidroxil, - oxidant foarte puternic [9, 10].

În prezent unele dintre cele mai eficiente metode de epurare a apelor de fluorochinolone reprezintă metodele ce se bazează pe utilizarea sistemelor Fenton, foto-Fenton cu combinarea acțiunii ozonului, radiațiilor ultraviolete și/sau catalizei eterogene [11, 12].

În acestă lucrare sunt prezentate rezultatele studiului degradării ciprofloxacinei (CFX) în sistemele Fenton și foto-Fenton.

Ciprofloxacina (CFX) este un reprezentant al fluorchinolonelor din generația a II-a care manifestă un spectru larg de acțiune antibacteriană față de bacterii gram-pozitive și gram-negative și se utilizează la tratarea infecțiilor căilor urinare, sistemului respirator, sitemului gastrintestinal ochilor, urechilor, etc. [13, 14].

Metode și materiale

Reactivi chimici utilizați: ciprofloxacina (Ciprinal, pastile, 500 mg, Krka), peroxid de hydrogen, fier metallic (pulbere), acid percloric, permanganat de potasiu, acid sulfuric, hidroxid de sodiu, 2,2′-Dipiridil, N,N-Dimetil-4-nitrsoanilin (PNDMA).

În Figura 1 este prezentată formula structurală a CFX.

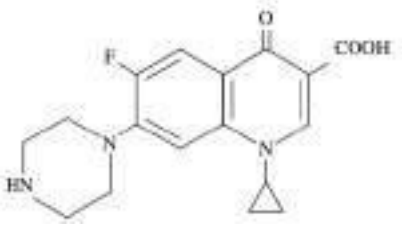


Figura 1. Formula structurală a ciprofloxacinei [15, p. 148]

Pentru obținerea soluției de ioni de Fe(II) s-a utilizat metodica descrisă în [16].

Pentru determinarea concentrației ionilor de Fe(II) în soluție s-a utilizat metodica descrisă în [17].

Pentru determinarea concentrației H_2O_2 s-a utilizat metodica descrisă în [18].

Pentru măsurarea pH-lui s-a folosit pH-metru Adwa AD8000

Pentru înregistrarea spectrului electronic de absorbție a CFX în soluție apoasă, determinarea coeficientului molar de absorbție a antibioticului, determinarea concentrației ionilor de Fe(II) s-a utilizat spectrofotometru Agilent Technologies Cary 300 UV-Vis.

Pentru studiul degradării CFX în sistemele Fenton și foto-Fenton s-a utilizat lampa de mercur cu arc de descărcare de presiune înaltă - DRT -1000.

Pentru studiul degradării CFX în ambele sisteme și demonstrarea participării radicalilor hidroxil s-a utilizat spectrofotometru SF-46.

La prepararea amestecurilor reactante s-au utilizat soluțiile de CFX $6{,}48\cdot10^{-4}$ M, H_2O_2 $2{,}65\cdot10^{-2}$M, Fe(II) $8{,}65\cdot10^{-3}$ M.

Valorile pH-lui s-au ajustat cu ajutorul soluțiilor de H_2SO_4 1 M și NaOH 1 M.

Pentru determinarea: pseudoordinului de reacție s-a aplicat metoda izolării Ostwald [19].

Pentru demonstrarea participării radicalilor hidroxil în procesul de degradare a CFX s-a utilizat metoda acceptorilor concurenți [19].

Stabilirea condițiilor optime de degradare a ciprofloxacinei în sistemele Fenton și foto-Fenton

Reacția s-a realizat la valori diferite ale pH-lui și la $[CFX]_0 = 4\cdot 10^{-5}$ M, $[H_2O_2]_0 = 1{,}88 \cdot 10^{-3}$ M, $[Fe^{2+}]_0 = 1{,}88 \cdot 10^{-4}$ M.

În cazul sistemului Fenton, amestecul reactant cu volumul de 20 mL se prepara într-o celulă cu agitator magnetic termostatată la temperatura 25°C prin introducerea volumelor corespunzătoare ale soluțiilor de CFX, Fe(II) și apei, se ajusta valoarea necesară a pH-lui. Amestecul reactant se termostata timp de 5 minute. După aceasta în celulă se introducea volumul corespunzător de H_2O_2 și se punea în funcțiune cronometrul. La diferite intervale de timp (până la 10 minute) din amestecul reactant se extragea 2 mL soluție și se introducea într-o cuvă de cuarț cu grosile 1,00 cm. Se măsura absorbanța față de apa distilată la λ = 277 nm, după care conținutul cuvei se introducea înapoi în celulă.

În cazul sistemului foto-Fenton volumul amestecului reactant și concentrațiile componenților erau identice cu cele corespunzătoare studiului în sistemul Fenton. Într-un pahar de quarz se introducea volumele necesare de CFX, Fe(II) și apă, se ajustau valorile corespunzătoare ale pH-lui, soluția se termostata timp de 5 minute la temperatura de 25°C, după care se introducea într-o baie de apă cu temparatura 25°C situată sub lampa DRT-100. Imediat se introducea volumul necesar de soluție de H_2O_2 și se începea cronometrarea timpului. În continuare modul de lucru era similar celui descrismai sus.

Ținând cont de coeficientul molar de absorbție s-au calculat concentrațiile CFX la timpul dat (în $mg\cdot L^{-1}$). Valorile gradului de degradare (GD) a CFX s-au calculat cu ecuația (1):

$$GD = \frac{C_0 - C_t}{C_0}\cdot 100\ \%, \qquad (1)$$

unde C_0 – concentrația inițială a CFX ($mg\cdot L^{-1}$); C_t – conecntația ciprofloxacinei la timpul t ($mg\cdot L^{-1}$).

Pentru stabilirea valorii optime ale raportului $\frac{[H2O2]}{[Fe^{2+}]}$ s-au preparat amestecuri reactante în care valoarea acestui raport a variat în limitele de la 5 la 50 ($[CFX]_0 = 4\cdot 10^{-5}$ M; $[H_2O_2]_0 = 1{,}88 \cdot 10^{-3}$ M; $[Fe^{2+}]_0$: $3{,}76\cdot10^{-5}$ M; $6{,}27\cdot10^{-5}$; $9{,}40 \cdot 10^{-5}$ M; $1{,}88 \cdot 10^{-4}$ M; $3{,}76\cdot10^{-4}$ M). pH-ul soluțiilor a fost adus până la pH = 3,0. În continuare modul de lucru a fost similar celui descris mai sus.

Studiul dependenței vitezei de degradare a CFX în sistemele Fenton și foto-Fenton de concentrația CFX și stabilirea modelului cinetic

Pentru a determina dependența vitezei de reacție de concentrația CFX în sistemul Fenton reacția s-a realizat la pH = 3,0 și la concentrații inițiale diferite ale CFX și aceleași concentrații inițiale ale H_2O_2 și Fe(II). În continuare modul de lucru a fost similar celui descris până acum.

Pentru a verifica modelului cinetic s-a construit dependența $\frac{1}{C} = f(t)$ bazată pe ecauia (2):

$$\frac{1}{C} = \frac{1}{C} + k_{obs} \cdot t, \qquad (2)$$

unde C_0 reprezintă concentrația inițială a CFX ($mg \cdot L^{-1}$); C - concentrația CFX la momentul de timp t CFX ($mg \cdot L^{-1}$); kobs – constanta observată ($L \cdot mg^{-1} \cdot s^{-1}$).

Demonstrarea participării radicalilor hidroxil în procesul de degradare a ciprofloxacinei în sistemele Fenton și foto-Fenton

S-au preparat două soluții (cu volumul 20 mL) ce conțineau PNDMA ($4 \cdot 10^{-5}$ M) și Fe(II) ($1{,}88 \cdot 10^{-4}$ M) și două soluții ce conțineau PNDMA, Fe(II) de aceleași concentrații și CFX ($3{,}0 \cdot 10^{-5}$ M).

Soluțiile se termostatau timp de 5 min la 25°C. După aceasta se volumul respectiv de soluție de H_2O_2, astfel încât în amestecul reactant $[H_2O_2]_0 = 1{,}88 \cdot 10^{-3}$ M. La introducerea H_2O_2 se incepea cronometrarea timpului. În cazul aplicării sistemului foto-Fenton paharul cu soluție se introducea sub lampă. La diferite intervale de timp în decursul a 5 minute, din amestecul reactant se extragea câte 2 mL soluție, se transfera în cuva de cuarț (l=1,00 cm) și se măsura absorbanța la λ = 440 nm în raport cu apa distilată. După măsurare conținutul cuvei se introducea napoi în celulă. Experiența se repeta de două ori și pentru fiecare timp s-au calculat valorile medii ale absorbanței.

Valorile gradului de decolorare (GDec) a PNDMA s-au calculat cu ecuația:

$$GDec = \frac{A_0 - A_t}{A_0} \cdot 100\,\%, \qquad (3)$$

unde A_0 – absorbanța la momentul initial (valoarile A_0 au fost determinate din dependențele A = f(t) prezentate prin aproximare polinomială); A_t – absorbanța la momentul de timp t.

În baza datelor obținute s-a construit dependența GDec = f(t).

Rezultate obținute și discuții

În Figura 2 este prezentat spectrul electronic de absorbție a CFX în soluție apoasă din care poate fi observat că maximul de absorbție al acestui compus este situat la 277 nm, ce este în concordanță cu informațiile din literatură [20].

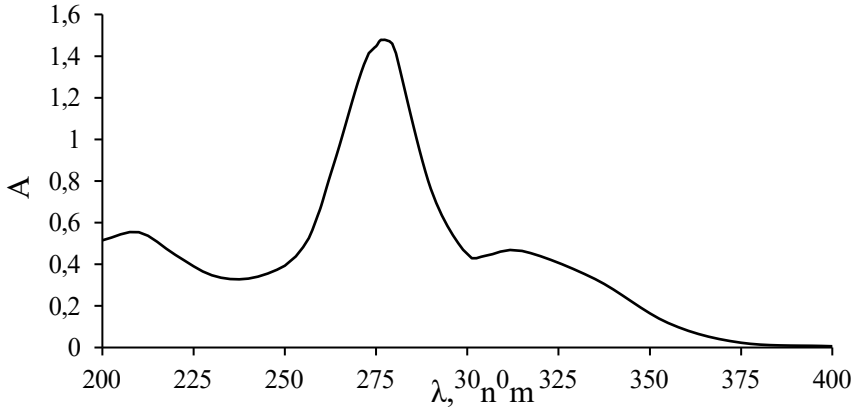


Figura 2. Spectrul electronic de absorbție a ciprofloxacinei în soluție apoasă ([CFX] = $3{,}24 \cdot 10^{-5}$ M; pH = 3,0)

În Figura 3 este prezentată curba de etalonare a CFX din care rezultă că ε = 44612 L·mol^{-1}·cm^{-1}.

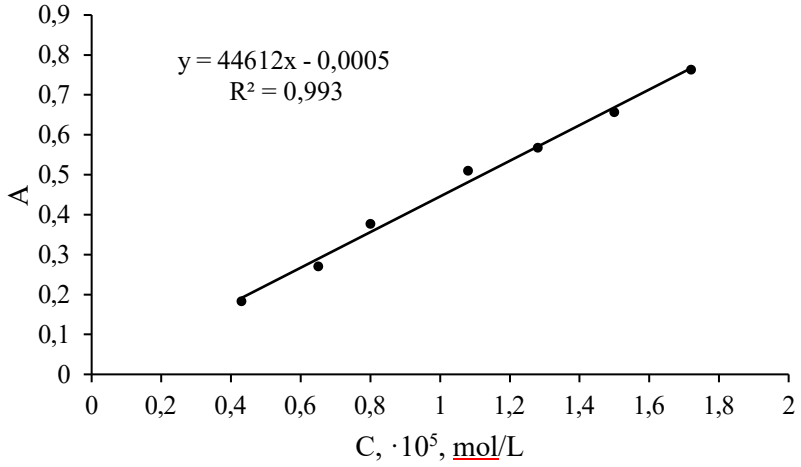


Figura 3. Dependența A = f(C(CFX)) (pH = 3,0)

După cum este cunoscut, procesul de oxidare a diferitor compuși organici în sistemele Fenton și foto-Fenton depind de condițiile experimentale - raportul concentrațiilor oxidantului și catalizatorului, pH-ul mediului, concentrația substratului [12]. În Figurile 4 și 5 sunt prezentate dependențele gradului de degradare a CFX în sistenele Fenton și foto-Fenton la diferite valori ale pH-lui și la $[CFX]_0 = 4 \cdot 10^{-5}$ M, $[H_2O_2]_0 = 1,88 \cdot 10^{-3}$ M, $[Fe(II)]_0 = 1,88 \cdot 10^{-4}$ M și temperatura 25° C.

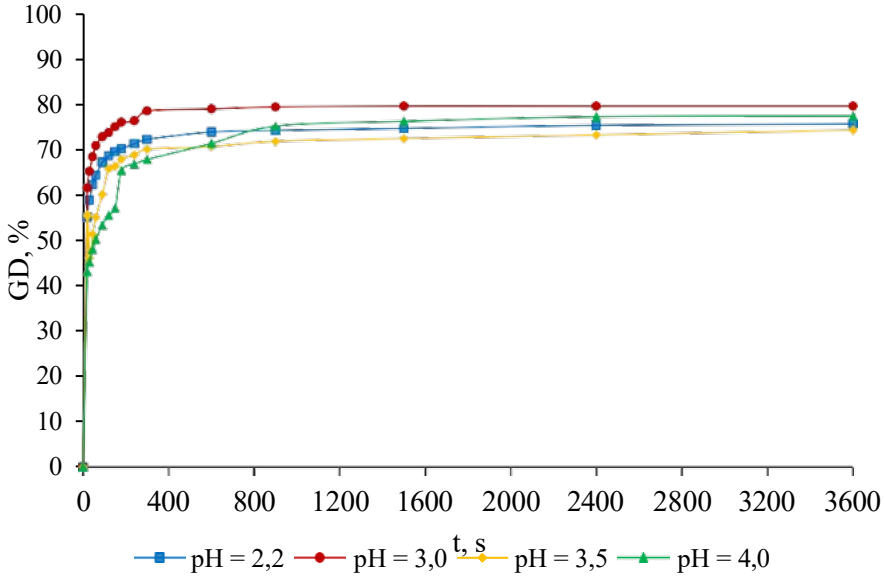


Figura 4. Dependența gradului de degradare a CFX de timp în sistemul Fenton la diferite valori ale pH-lui

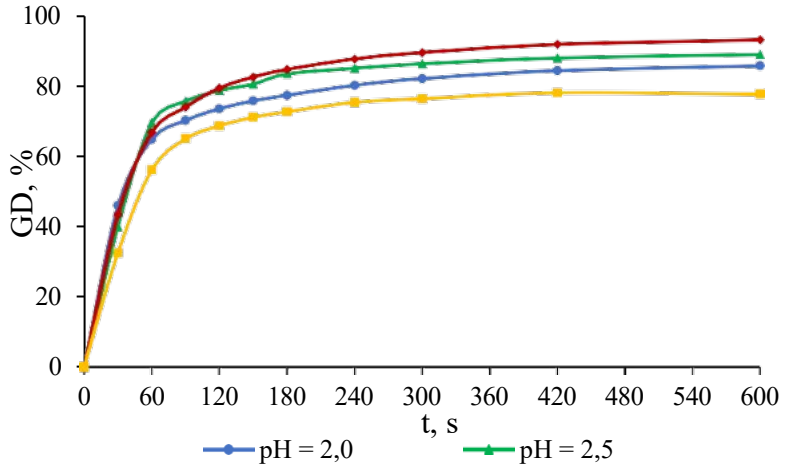


Figura 5. Dependența gradului de degradare a CFX de timp în sistemul foto-Fenton la diferite valori ale pH-lui

Poate fi observat că în cazul ambilor sisteme procesul de degradare a CFX decurge cu o viteză maximă la pH = 3. Din Figurile 4 și 5 se observă că la acest pH se atinge și valoarea maximă a GD (în cazul sistemului Fenton - GD = 78 %, iar în cazul sistemului foto-Fenton - GD = 93 %). La pH = 4,0, în cazul sistemului Fenton GD = 71 %, iar în cazul sistemului foto-Fenton, la pH = 3,5, GD = 78 %.

Scăderea vitezei procesului la valori ale pH-lui mai mari decât 3,0 poate avea loc în urma formării speciilor mai puțin active $[Fe(OH)_2^+]$ [33]. Iar la valori ale pH-lui mai mici decât 3,0 scăderea vitezei ar putea fi explicată prin faptul că peroxidul de hidrogen devine mai stabil având loc formarea ionilor $H_3O_2^+$ [21].

În Figurile 6 și 7 sunt prezentate dependențele gradului de degradare a CFX de timp pentru diferite valori ale rapoartelor $\frac{[H2O2]}{[Fe^{2+}]}$, obținute în cazul sistemelor Fenton și foto-Fenton la pH = 3,0 și la concentrațiile inițiale ale componenților: $[CFX]_0 = 4 \cdot 10^{-5}$, $[H_2O_2]_0 = 1{,}88 \cdot 10^{-3}$ M.

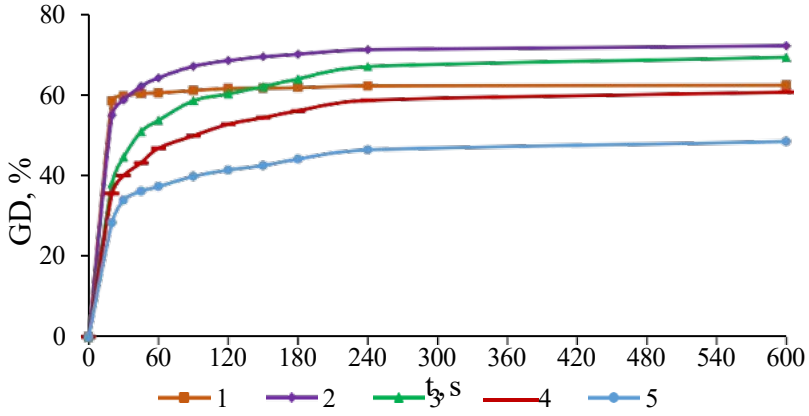


Figura 6. Dependența GD = f(t) în cazul sistemului Fenton: 1 - $\frac{[H2O2]}{[Fe^{2+}]} = 5$; 2 - $\frac{[H2O2]}{[Fe^{2+}]} = 10$; 3 - $\frac{[H_2O_2]}{[Fe^{2+}]} = 20$; 4 - $\frac{[H2O2]}{[Fe^{2+}]} = 30$; 5 - $\frac{[H2O2]}{[Fe^{2+}]} = 50$

Poate fi observant că procesul decurge cu viteză maximă și cu un grad de oxidare cel mai mare la $\frac{[H2O2]}{[Fe^{2+}]} = 10$ (în cazul sistemului Fenton GD = 79 %, iar în cazul sistemul foto-Fenton – GD = 93 %). Se observă că valoarea minimă a GD se atinge la $\frac{[H2O2]}{[Fe^{2+}]} = 50$ (48 %), iar în cazul sistemului foto-Fenton – la $\frac{[H2O2]}{[Fe^{2+}]} = 5$ (53 %).

La $\frac{[H2O2]}{[Fe^{2+}]} = 5$, la care concentrația Fe^{2+} este mai mare poate avea loc un consum de radicali $^{\bullet}OH$ [22]:

$Fe^{2+} + {}^{\bullet}OH \rightarrow Fe^{3+} + OH^-$

$OH^- + {}^{\bullet}OH \rightarrow H_2O + O^-$

ce ar putea explica viteza mai scăzută a degradării CFX în cazul sistemului foto-Fenton la $\frac{[H_2O_2]}{[Fe^{2+}]} = 5$.

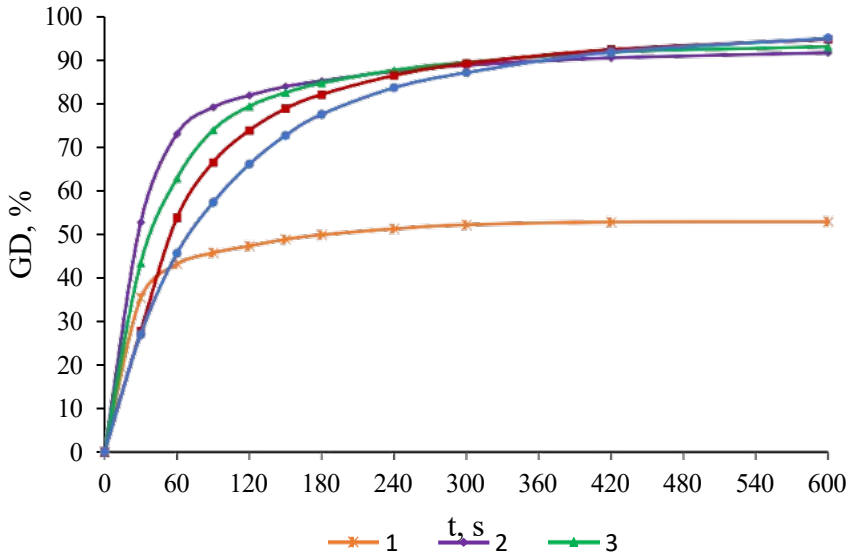


Figura 7. Dependența GD = f(t) în cazul sistemului foto-Fenton: 1 – $\frac{[H_2O_2]}{[Fe^{2+}]} = 5$; 2 - $\frac{[H2O2]}{[Fe^{2+}]} = 10$; 3 - $\frac{[H2O2]}{[Fe^{2+}]} = 20$; 4 - $\frac{[H2O2]}{[Fe^{2+}]} = 30$; 5 - $\frac{[H2O2]}{[Fe^{2+}]} = 50$

De menționat, că în primele 20 de secunde în ambele sisteme, procesul decurge foarte rapid cu un grad de degradare de circa 50 %.

Vorbind despre influența concentrației CFX asupra vitezei procesului de degradare în sistemele Fenton și foto-Fenton, a fost stabilit că la creșterea concentrației CFX, viteza de reacție și GD crește, ceea ce poate fi observant din Figurile 8 și 9 ($[H_2O_2]_0 = 1{,}88 \cdot 10^{-3}$ M, $[Fe^{2+}]_0 = 1{,}88 \cdot 10^{-4}$ M, pH = 3,0). În cazul sistemului Fenton (Figura 8), la concentrația $[CFX]_0 = 2{,}0 \cdot 10^{-5}$ M, GD = 60 % la 5 minute, iar $[CFX]_0 = 4{,}0 \cdot 10^{-5}$ M, gradul de degradare este mai mare de 75 %. Din Figura 9 se observă că în cazul sistemului foto-Fenton la $[CFX]_0 = 2{,}0 \cdot 10^{-5}$ M, gradul de degradare a CFX este circa de 56 %, iar la concentrații ale preparatului egale cu $3{,}5 \cdot 10^{-5}$ M și $4{,}0 \cdot 10^{-5}$ M atinge valori peste 90 %.

Este de menționat că în procesul de degradare a CFX în ambele sisteme pot fi evidențiate trei etape. În prima etapă – din momentul inițial al reacției până la 20-30 secunde - viteza este

foarte mare. Între 20 s și 120 s viteza este mai redusă, iar după 120 s procesul decurge mult mai lent.

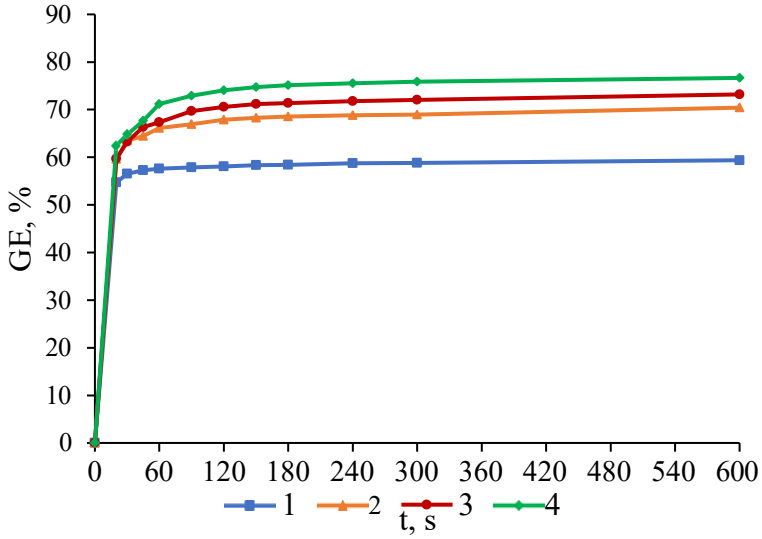


Figura 8. Dependența GD = f(t) pentru diferite concentrații ale CFX în sistemul Fenton: 1 - $2{,}0\cdot10^{-5}$ M; 2 - $3{,}0\cdot10^{-5}$ M; 3 - $3{,}5\cdot10^{-5}$ M; 4 - $4{,}0\cdot10^{-5}$ M

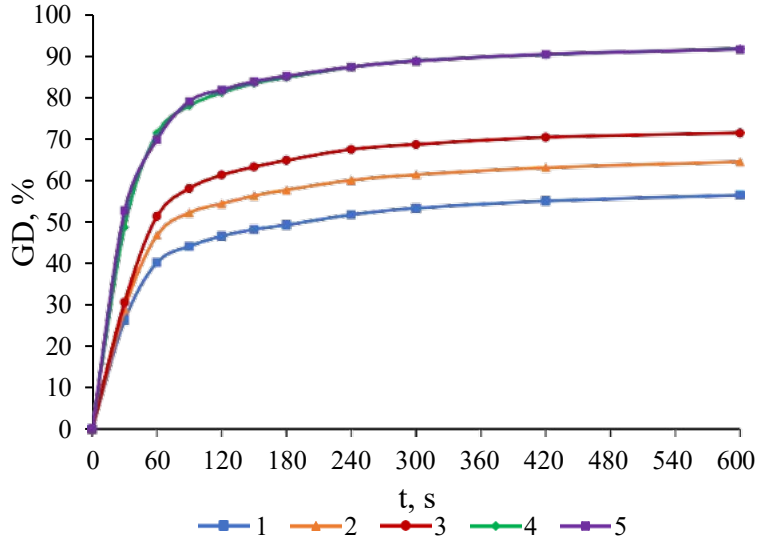


Figura 9. Dependența GD = f(t) pentru diferite concentrații ale CFX în sistemul foto-Fenton: 1 - $2{,}0\cdot10^{-5}$ M; 2 – $2{,}5\cdot10^{-5}$ M; 3 - $3{,}0\cdot10^{-5}$ M;4 – $3{,}5\cdot10^{-5}$ M; 5 – $4{,}0\cdot10^{-5}$ M

În baza rezultatelor obținute a fost stabilit că în cazul degradării CFX în în ambele sisteme procesul decurge conform modelului cinetic de ordinul pseudo-doi, cee ace ste reflectat de Figurile 10 și 11).

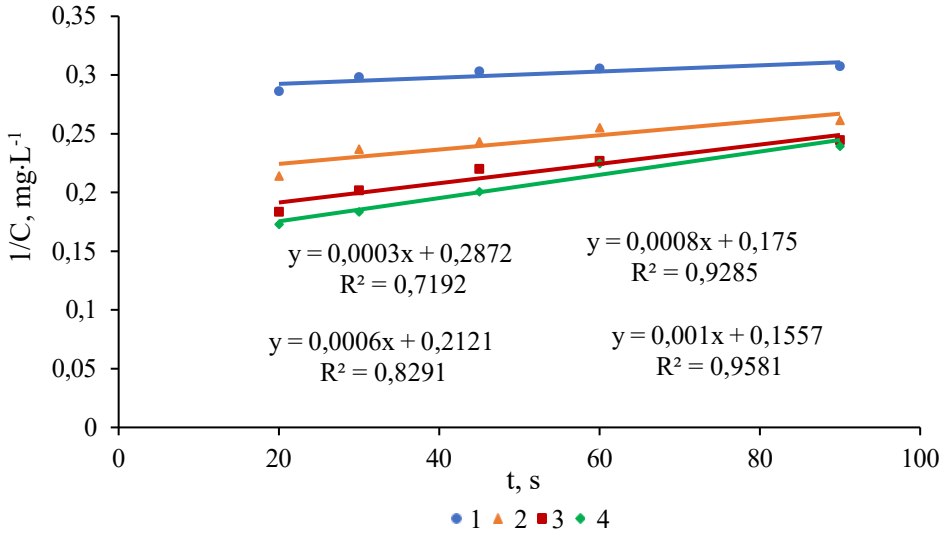


Figura 10. Dependențele $\frac{1}{C} = f(C)$ pentru degradarea CFX în sistemul Fenton la diferite concentrații ale CFX: 1 – 2,0 · 10^{-5} M; 2 – 3,0 · 10^{-5} M; 3 – 3,5 · 10^{-5} M; 4 – 4,0 · 10^{-5} M

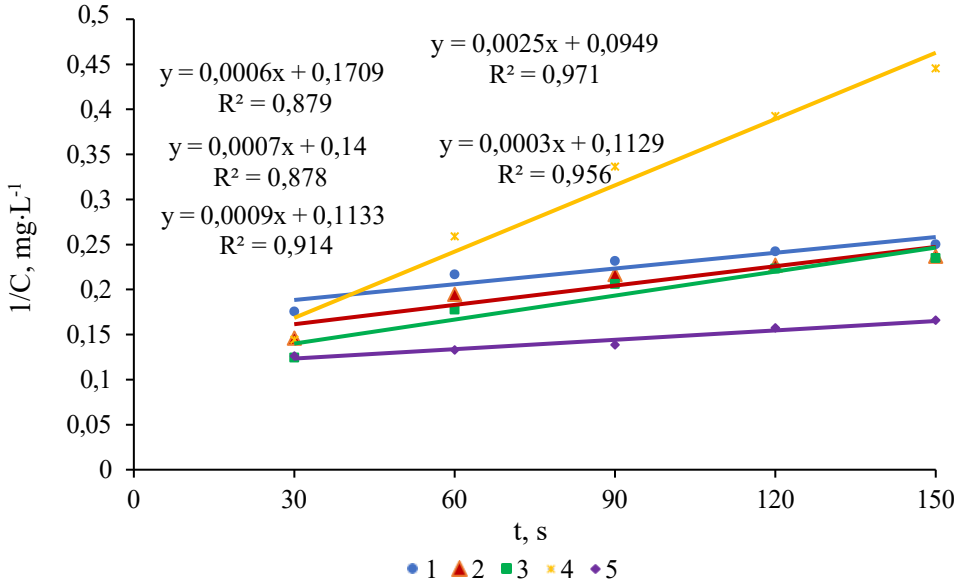
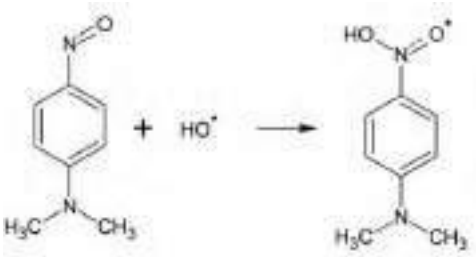


Figura 11. Dependențele 1/C = f(t) pentru degradarea CFX în sistemul foto-Fenton la diferite concentrații ale CFX: 1 – 2,0·10^{-5} M; 2 – 2,5·10^{-5} M; 3 – 3,0·10^{-5} M; 4 – 3,5·10^{-5} M; 5 – 4,0·10^{-5} M

Eficiența sistemului Fenton și foto-Fenton este determinată de generarea radicalilor hidroxil. Paranitrozodimetilanilina (PNDMA) reprezintă un acceptor specific al racicalilor •OH, interacțiunea având loc conform reacției:



ce decurge cu o constantă de viteză egală cu $1{,}25 \cdot 10^{10}$ $L \cdot mol^{-1} \cdot s^{-1}$ [19].

Din Figura 12 sunt prezentate dependențele gradului de decolorare a acceptorului de timp în sistemele PNDMA-H_2O_2-Fe^{2+}, CFX-PNDMA-H_2O_2-Fe^{2+}, PNDMA-H_2O_2-Fe^{2+}-hν, CFX-PNDMA-H_2O_2-Fe^{2+}-hν,. Poate fi observat că în prezența preparatului viteza de decolorare și gradul de decolorare a PNDMA scade. Rezultate obținute demonstrează faptul că în ambele sisteme PNDMA concurează cu CFX pentru radicalii hidroxil, având loc scăderea vitezei de decolorare a acceprotului.

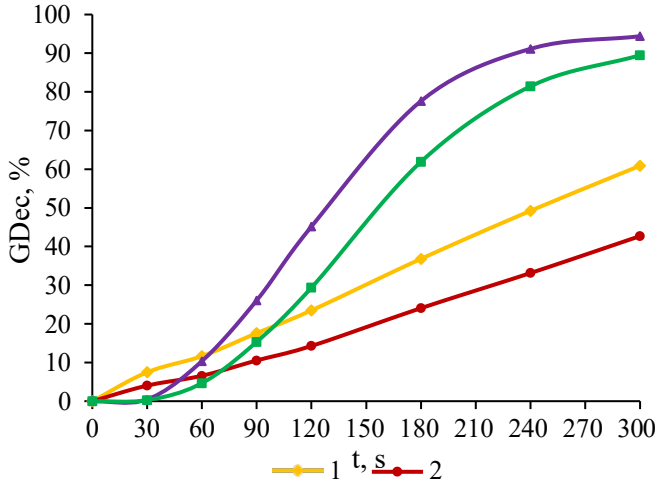


Figura 12. Variația GDec = f(t) pentru sisitemele: 1- PNDMA-H_2O_2-Fe^{2+}; 2 – CFX-PNDMA-H_2O_2-Fe^{2+}; 3 - PNDMA-H_2O_2-Fe^{2+}-hν; 4 – CFX-PNDMA-H_2O_2-Fe^{2+}-hν ($[PNDMA]_0$ = $2{,}5 \cdot 10^{-5}$ M; $[H_2O_2]_0 = 1{,}88 \cdot 10^{-3}$ M; $[Fe^{2+}]_0 = 1{,}88 \cdot 10^{-4}$ M; $[CFX]_0 = 3{,}0 \cdot 10^{-5}$, λ = 440 nm)

Așadar se poate afirma că radicalii hidroxil sunt implicați în procesul de degradare a CFX în sistemele Fenton și foto-Fenton:

CFX + $^{\bullet}OH \rightarrow$ oxidare ulterioară

Concluzii

S-a stabilit că eficiența procesului de degradare a ciprofloxacinei în sistemele Fenton și Foto-Fenton este maximă la $\frac{[H2O2]}{[Fe^{2+}]} = 10$ și pH = 3,0. În aceste condiții, sistemul foto-Fenton este mai eficient (GD_{max} = 93 %) decât sistemul Fenton (GD_{max} = 79 %).

Cu creșterea concentrației CFX viteza procesului și GD a preparatului cresc în cazul ambilor sisteme. Degradarea CFX în sistemul Fenton și foto-Fenton decurge conform modelului cinetic de ordinul pseudo-doi.

Prin metoda acceptorilor concurenți (cu utilizarea PNDMA) s-a demonstrat că în procesul de degradare a CFX participă radicalii •OH.

Notă:

Lucrarea a fost efectuată în cadrul subprogramului de cercetare 010602 ”Sinteza și studiul materialelor noi în baza combinațiilor complexe cu liganzi polifuncționali și cu proprietăți utile în medicină, biologie și tehnică” al proiectului instituțional.

Referințe:

1. Barathe, P., Kaur, K., Reddy, S., Shriram, V., Kumar, V. Antibiotic pollution and associated antimicrobial resistance in the environment. Journal of Hazardous Materials Letters, 2024, 5, 100105. DOI: 10.1016/j.hazl.2024.100105.
2. Kulik, K., Lenart-Boron, A., Wyrzykowska, K. Impact of Antibiotic Pollution on the Bacterial Population within Surface Water with Special Focus on Mountain Rivers. *Water*, 2023, 15(5), 975. DOI: 10.3390/w15050975.
3. Yu, F., Li, Y., Han, S., Ma, J. Adsorptive removal of antibiotics from aqueous solution using carbon materials. *Chemosphere*, 2016, 153, 365–385. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2016.03.083.
4. De Luca, A. *Fenton and Photo-Fenton like at neutral pH for the removal of emerging contaminants in water and wastewater effluents*. Doctoral Thesis, Barcelona, 2016, 198 p.
5. Suaifan, G., Mohammed, A., Alkhawaja, B. Fluoroquinolones' Biological Activities against Laboratory Microbes and Cancer Cell Lines. *Molecules*, 2022, 27(5), 1599. DOI: 10.3390/molecules27051599.
6. Maris, A., Mody, P., Brewer, D., Humphries, R. The fluoroquinolones: An update for the clinical microbiologist. *Clinical Microbiology Newsletter*, 2021, 43(12), 97–107. DOI: 10.1016/j.clinmicnews.2021.06.001.
7. Martínez-Huitle, C. A., Brillas, E. Decontamination of Wastewaters Containing Synthetic Organic Dyes by Electrochemical Methods: A General Review. *Applied Catalysis B: Environmental*, 2009, 87, 105–145. DOI: 10.1016/j.apcatb.2008.09.017.
8. Luo, Y., Xu, L., Rysz, M., Wang, Y., Zhang, H., Alvarez, P. J. J. Occurrence and transport of tetracycline, sulfonamide, quinolone, and macrolide antibiotics in the Haihe River Basin, China. *Environmental Science & Technology*, 2011, 45, 1827–1833. DOI: 10.1021/es104009s.
9. Kurt, A., Mert Berna, K., Özengin, N., Sivrioğlu, Ö., Yonar, T. Treatment of Antibiotics in Wastewater Using Advanced Oxidation Processes (AOPs). In: *Physico-Chemical Wastewater Treatment and Resource Recovery*, IntechOpen, 2017, 175–211. DOI: 10.5772/67538.
10. Pandis, P. K., Calogirou, Ch., Kanellou, E., Vaitsis, Ch., Savvidou, M. G., Sourkouni, G., Zorpas, A. A., Argirusis, A. Key Points of Advanced Oxidation Processes (AOPs) for Wastewater, Organic Pollutants and Pharmaceutical Waste Treatment: A Mini Review. *ChemEngineering*, 2022, 6(1), 8. DOI: 10.3390/chemengineering6010008.
11. Anirudh, G., Anurag, G. Degradation of ciprofloxacin using Fenton's oxidation: Effect of operating parameters, identification of oxidized by-products and toxicity assessment. *Chemosphere*, 2018, 193, 1181–1188. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2017.11.046.
12. Epold, I., Trapido, M., Dulova, N. Degradation of levofloxacin in aqueous solutions by Fenton, ferrous ion-activated persulfate and combined Fenton/persulfate systems. *Chemical Engineering Journal*, 2015, 279, 452–462. DOI: 10.1016/j.cej.2015.05.054.
13. Fan, Y. L., Wu, J. B., Cheng, X. W., Hang, F. Z., Feng, L. S. Fluoroquinolone derivatives and their anti-tubercular activities. *European Journal of Medicinal Chemistry*, 2018, 146, 154–163.
14. Машковский, М. Д. *Лекарственные средства*. 15-е изд. Москва: Новая Волна, 2005, с. 842–850.
15. Benitez, A., Roca, M., Martin-Comin, J. Labeling of Antibiotics for infection diagnosis. *The Quarterly Journal of Nuclear Medicine and Molecular Imaging*, 2006, 50(2), 147–152.
16. Реми, Г. *Курс неорганической химии*. Т. 2. Москва: Мир, 1966, 836 с.
17. ГОСТ 4011-72. *Вода питьевая. Методы определения общего железа*. [Электронный ресурс]. URL: https://files.stroyinf.ru/Data2/1/4294850/4294850722.pdf.

18. Stratulat, E., Dîru, M., Sîrbu, A. *Indicații metodice la lucrările practice și de laborator pentru studenții specialității "Chimie biofarmaceutică"*. Chișinău: USM, 2016, 31 p.
19. Isac, V., Hurduc, N. *Chimie fizică. Cinetică chimică*. Chișinău: Știința, 1994, c. 42–43, 427–428.
20. Титов, И. В., Дорофеев, В. Л., Арзамасцев, А. П. Использование метода УФ-спектроскопии для установления подлинности лекарственных средств группы фторхинолонов. *Вестник ВГУ. Серия: Химия, Биология, Фармация*, 2004, 2, 264–269.
21. Kwon, B. G., Lee, D. S., Kang, N., Yoon, J. Characteristics of p-chlorophenol oxidation by Fenton's reagent. *Water Research*, 1999, 33(9), 2110–2118. DOI: 10.1016/S0043-1354(98)00428-X.
22. Joseph, J. M., Destaillats, H., Hung, H. M., Hoffmann, M. R. The sonochemical degradation of azobenzene and related azo dyes: rate enhancements via Fenton's reactions. *Journal of Physical Chemistry A*, 2000, 104(2), 301–307. DOI: 10.1021/jp992354m.

Date despre autori:



Elena TUTOVAN, doctor în științe chimice, conferențiar universitar, Universitatea de Stat din Moldova.
e-mail: elena.tutovan@usm.md
ORCID: 0000-0002-1731-4992



Tatiana ISAC-GUȚUL, doctor în științe chimice, conferențiar universitar, Universitatea de Stat din Modova.
e-mail: tatiana.isac.gutul@usm.md
ORCID: 0000-0003-1448-0722