



## Фотоактивация окислительной деструкции и минерализации цефтриаксона излучением эксилампы

М.Р. Сизых✉, А.А. Батоева, Д.Г. Асеев

Байкальский институт природопользования СО РАН, Улан-Удэ, Российская Федерация

**Аннотация.** Среди устойчивых к биологической деструкции органических соединений особое место занимают антибиотики, так как возрастающий с каждым годом объем их потребления привел к тому, что их обнаруживают практически во всех компонентах водных экосистем. При использовании усовершенствованных окислительных процессов удается достичь конверсии не только целевых соединений, но и промежуточных продуктов их реакций, которые нередко являются более токсичными. Пристальное внимание уделяется использованию в качестве прекурсоров активных форм кислорода персульфатов, активированных комбинированными методами, включающими ультрафиолетовое излучение. Среди современных безртутных источников выделяют KrCl-эксилампы с квазимонохроматическим излучением. В настоящей работе впервые исследованы кинетические закономерности окисления  $\beta$ -лактамного антибиотика цефтриаксона и минерализации общего органического углерода персульфатом при воздействии УФ-С-излучения KrCl-эксилампы. Дана сравнительная оценка различных окислительных систем. Установлено, что эффективность деструкции целевого соединения возрастает в ряду  $\{S_2O_8^{2-}\} < \{УФ\} < \{Fe^{2+}/S_2O_8^{2-}\} < \{УФ/S_2O_8^{2-}\} < \{УФ/Fe^{2+}/S_2O_8^{2-}\}$ . Минерализация общего органического углерода достигается только в окислительных системах  $\{УФ/Fe^{2+}/S_2O_8^{2-}\} > \{УФ/S_2O_8^{2-}\}$ . Оптимальные условия для полной конверсии цефтриаксона и глубокой минерализации общего органического углерода (43–60%) в системе  $\{УФ/Fe^{2+}/S_2O_8^{2-}\}$  реализуются при мольном соотношении  $[S_2O_8^{2-}]:[Fe^{2+}] = 10$ . Доказано, что в процессе деструкции цефтриаксона и минерализации общего органического углерода принимают участие как сульфатные анион-радикалы, так и гидроксильные радикалы. Полученные результаты свидетельствуют о перспективности использования УФ-С-излучения KrCl-эксилампы в комбинированной окислительной системе  $\{УФ/Fe^{2+}/S_2O_8^{2-}\}$  для эффективной деструкции  $\beta$ -лактамных антибиотиков.

**Ключевые слова:** усовершенствованные окислительные процессы, персульфат, фотоактивация, цефтриаксон, активные формы кислорода, эксилампа

**Благодарности.** Работа выполнена с использованием оборудования Центра коллективного пользования Байкальского института природопользования СО РАН (г. Улан-Удэ, Россия).

**Финансирование.** Исследование выполнено в рамках государственного задания Федерального государственного бюджетного учреждения науки Байкальского института природопользования Сибирского отделения Российской академии наук (проект FWSU-2021-0006).

**Для цитирования:** Сизых М.Р., Батоева А.А., Асеев Д.Г. Фотоактивация окислительной деструкции и минерализации цефтриаксона излучением эксилампы // Известия вузов. Прикладная химия и биотехнология. 2025. Т. 15. N 1. DOI: 10.21285/achb.961. EDN: BOJAIV.

## Photoactivation of oxidative degradation and mineralization of ceftriaxone with excilamp radiation

Marina R. Sizykh✉, Agniya A. Batoeva, Denis G. Aseev

Baikal Institute of Nature Management SB RAS, Ulan-Ude, Russian Federation

**Abstract.** Among organic compounds resistant to biodegradation, antibiotics are of particular interest because their constantly increasing consumption has resulted in their presence in almost all components of aquatic ecosystems. With the use of advanced oxidation processes, it is possible to achieve conversion not only of target compounds but also of their reaction intermediates, which are often more toxic. Close attention is paid to the use of persulfates as precursors of reactive oxygen species, which are activated via combined methods involving ultraviolet radiation. Modern mercury-free sources include KrCl excilamps emitting quasi-monochromatic radiation. This study is the first to examine the kinetics of oxidation of a  $\beta$ -lactam antibiotic (ceftriaxone) and mineralization of total organic carbon by persulfate under the UVC radiation of a KrCl excilamp. Different oxidative systems were comparatively evaluated. The efficiency of target compound degradation was found to increase in the series  $\{S_2O_8^{2-}\} < \{UV\} < \{Fe^{2+}/S_2O_8^{2-}\} < \{UV/S_2O_8^{2-}\} < \{UV/Fe^{2+}/S_2O_8^{2-}\}$ . The total organic carbon was mineralized only in the oxidative systems  $\{UV/Fe^{2+}/S_2O_8^{2-}\} > \{UV/S_2O_8^{2-}\}$ . The optimal conditions for complete conversion of ceftriaxone and deep mineralization of total organic carbon (43–60%) in the  $\{UV/Fe^{2+}/S_2O_8^{2-}\}$  system were achieved at a molar ratio of  $[S_2O_8^{2-}]:[Fe^{2+}] = 10$ . Both sulfate radical anions and hydroxyl radicals were shown to participate in ceftriaxone degradation and mineralization of total organic carbon. The obtained results indicate the viability of using the UVC radiation of a KrCl excilamp in the combined oxidative system  $\{UV/Fe^{2+}/S_2O_8^{2-}\}$  for effective degradation of  $\beta$ -lactam antibiotics.

**Keywords:** advanced oxidation processes, persulfate, photoactivation, ceftriaxone, reactive oxygen species, excilamp

**Acknowledgements.** The equipment of the Center for Collective Use of the Center for Collective Use of the Baikal Institute of Nature Management SB RAS (Ulan-Ude, Russia) was used for this work.

**Funding.** This work was supported by the Basic Research Program of Baikal Institute of Nature Management SB RAS (no. FWSU-2021-0006).

**For citation:** Sizykh M.R., Batoeva A.A., Aseev D.G. Photoactivation of oxidative degradation and mineralization of ceftriaxone with excilamp radiation. *Proceedings of Universities. Applied Chemistry and Biotechnology*. 2025;15(1). (In Russian). DOI: 10.21285/achb.961. EDN: BOJAIV.

### ВВЕДЕНИЕ

В области разработки технологий для минимизации поступления трудноразлагаемых и устойчивых к биологической деструкции органических соединений большой интерес у исследователей вызывают усовершенствованные окислительные процессы (англ.: advanced oxidation processes), основанные на использовании генерируемых *in situ* высокореакционноспособных активных форм кислорода. При их применении удается достичь высокой конверсии не только целевого соединения, но и промежуточных продуктов реакций, которые нередко являются более токсичными и устойчивыми. Интегральным показателем, широко используемым для оценки эффективности усовершенствованных окислительных процессов и свидетельствующим о глубоком окислении интермедиатов и, следовательно, о повышении биоразлагаемости продуктов реакции, является эффективность минерализации – снижение концентрации общего органического углерода в растворе [1–6].

Основными активными формами кислорода в усовершенствованных окислительных процессах являются

гидроксильные радикалы, характеризующиеся высокой окислительной способностью ( $E_0 = 2,72$  В), низкой селективностью и малым временем существования в растворе (20 нс) [1]. При этом они способны окислить большинство целевых соединений через реакции гидроксилирования и дегидрирования [1, 7]. Особое внимание уделяется изучению возможности использования в усовершенствованных окислительных процессах сульфатных анион-радикалов –  $SO_4^{\cdot-}$  [8–11], так как они сочетают в себе высокую окислительную способность ( $E_0 = 2,44$  В), селективность по отношению к органическим молекулам с электронодонорными заместителями ( $-NH_2$ ,  $-OH$ ,  $-OR$ ) и большее время существования в растворе (40 мкс) [1, 12]. Источниками формирования сульфатных анион-радикалов в растворе являются персульфаты – пероксидисульфаты и пероксомоносульфаты, которые подвергают химическому или физическому воздействию.

Для химической активации персульфатов наиболее широко используют ионы переходных металлов, среди которых предпочтение отдается  $Fe^{2+}$ , так как его соединения широко распространены в природе и менее токсичны. При этом образование сульфатных анион-ра-

дикалов происходит в результате окислительно-восстановительной реакции:



При активации персульфатов физическим воздействием широко используют ультрафиолетовое (УФ) излучение ( $\lambda < 280 \text{ нм}$ ) [13]. При этом образование сульфатных анион-радикалов происходит в результате гомолитического разрыва ковалентной связи «кислород – кислород»:



В большинстве публикаций источниками УФ-излучения являются ртутные лампы ( $\lambda_{\text{max}} = 254 \text{ нм}$ ), которые нашли практическое применение в процессах обеззараживания питьевых и очищенных сточных вод. В то же время, учитывая сложности в их хранении и утилизации и общемировую тенденцию к сокращению ртутного загрязнения, все большее внимание исследователей привлекают альтернативные источники УФ-излучения, в частности эксимерные лампы (эксилампы) [14–17]. Мировой интерес к изучению возможности их применения в процессах водоочистки и водоподготовки в последние годы возрос [18–22]. При этом особо выделяют KrCl-эксилампы с квазимонохроматическим излучением ( $\lambda = 222 \text{ нм}$ ), отмечая их особый потенциал в усовершенствованных окислительных процессах. В частности, установлено, что выход гидроксильных радикалов при облучении дистиллированной воды, содержащей пероксид водорода, при использовании KrCl-эксилампы в 9,4 раза выше, чем при использовании ртутной лампы низкого давления ( $\lambda_{\text{max}} = 254 \text{ нм}$ ) [22]. Ранее нами была экспериментально подтверждена возможность эффективного использования KrCl-эксилампы (222 нм) для активации персульфата в процессах окислительной деструкции азокрасителей. Установлено, что лишь при комбинированной активации персульфата УФ-излучением и ионами  $\text{Fe}^{2+}$  происходит не только полное окисление красителя, но и глубокая минерализация органического углерода в водном растворе (77%) [23]. Учитывая, что эффективность применения усовершенствованных окислительных процессов во многом определяется химическими свойствами обезвреживаемых соединений, дальнейшее изучение возможности использования эксиламп для деструкции биорезистентных органических соединений других химических классов представляет теоретический и практический научный интерес.

Среди устойчивых к биологической деструкции органических соединений особое место занимают антибиотики, так как возрастающий с каждым годом объем их потребления привел к тому, что их обнаруживают практически во всех компонентах водных экосистем. Не обладая острой токсичностью при малых концентрациях, антибиотики способствуют развитию резистентности у бактерий, что, по мнению Всемирной организации здравоохранения, является угрозой для человечества<sup>1</sup> [1, 24, 25].

К источникам поступления антибиотиков в водные экосистемы относятся недостаточно очищенные стоки городских станций водоочистки, так как традиционные методы биологической очистки сточных вод малоэффективны для их удаления. В связи с этим возникает

острая необходимость в разработке новых методов, позволяющих удалить антибиотики из стоков. Наиболее перспективными в этом отношении являются усовершенствованные окислительные процессы.

Цель проведенного исследования заключалась в изучении кинетических закономерностей окисления  $\beta$ -лактамных антибиотиков (на примере цефтриаксона) и минерализации общего органического углерода персульфатом при воздействии УФ-С-излучения KrCl-эксилампы в водном растворе.

## ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНАЯ ЧАСТЬ

Исследования проводили на растворах цефтриаксона ( $\text{C}_{18}\text{H}_{16}\text{N}_8\text{O}_7\text{S}_3\text{Na}$ , 598 г/моль, «Биосинтез», Россия) с концентрацией 33 мкМ, приготовленных на дистиллированной воде ( $\text{pH } 5,7 \pm 0,2$ ). В экспериментах использовали:  $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$  ( $\geq 99,5\%$ , Scharlab S.L., Испания),  $\text{K}_2\text{S}_2\text{O}_8$ , метиловый и трет-бутиловый спирты (99%, «Химреактивснаб», Россия).

Эксперименты проводили в проточном трубчатом фото-реакторе с термостатированием ( $23 \pm 1^\circ \text{C}$ ), оснащенном источником монохроматического УФ-излучения – KrCl-эксилампой барьерного разряда, излучающей в узкой спектральной полосе с максимумом 222 нм (KrCl\_BD\_P model, «Эксилампы», г. Томск). Интенсивность поглощенного излучения KrCl-эксилампы, определенная методом химической актинометрии с атразином [26], составила  $0,74 \text{ мВт/см}^2$ .

Изменение концентрации цефтриаксона в растворе контролировали методом высокоэффективной жидкостной хроматографии (Agilent 1260 Infinity с диодно-матричным УФ-детектором, колонка Zorbax SB-C18  $4,6 \times 150 \text{ мм}$ ). Объем пробы составлял 70 мкл, температура колонки –  $35^\circ \text{C}$ , элюентом являлась смесь ацетонитрила и 0,1%-го раствора фосфорной кислоты (30:70). Скорость потока равнялась 0,3 мл/мин.

Степень минерализации органических субстратов оценивали по изменению содержания общего органического углерода, определяемого на приборе Shimadzu TOC-L CSN (Shimadzu, Япония, предел обнаружения 50 мкг/л). Калибровку прибора проводили по стандартным образцам бифталата калия и двууглекислого натрия.

Кинетику окисления изучали по убыли концентрации цефтриаксона и концентрации общего органического углерода в ходе реакции.

В условиях наших экспериментов, приняв, что радикалы генерируются в избытке и их концентрация постоянна во времени, кинетические зависимости минерализации общего органического углерода в рассматриваемых системах можно представить уравнением реакции псевдопервого порядка:

$$k' \times \tau = -\ln(C(\text{ООУ}_\tau)/C(\text{ООУ}_0)),$$

где  $k'$  – константа скорости реакции псевдопервого порядка;  $\tau$  – время экспозиции, мин;  $C(\text{ООУ}_0)$  и  $C(\text{ООУ}_\tau)$  – исходная и в момент времени  $\tau$ , мин, концентрация общего органического углерода соответственно.

Эффективность процесса окисления  $\Theta$ , %, оценивали по изменению концентрации цефтриаксона (конверсии) и минерализации общего органического углерода в

<sup>1</sup> Antimicrobial resistance (21 November 2023) // World Health Organization. Режим доступа: <https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/antimicrobial-resistance> (дата обращения: 17.02.2025).

обрабатываемом растворе по формуле

$$\Theta = (1 - C_t/C_0) \times 100,$$

где  $C_0$  и  $C_t$  – исходная и в момент времени  $t$ , мин, концентрация цефтриаксона или общего органического углерода соответственно.

### ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ

Цефтриаксон – цефалоспориновый антибиотик третьего поколения, часто используемый для лечения бактериальных инфекций. Молекула цефалоспориона содержит ядро – 7-аминоцефалоспориновую кислоту, состоящую из  $\beta$ -лактамного кольца из четырех элементов, слитого с шестичленным дигидротиазинным кольцом, а также две боковые цепи.

Коэффициент молярной экстинкции цефтриаксона при 222 нм достаточно высок ( $\epsilon_{222\text{нм}} = 19201 \pm 537 \text{ М}^{-1}\text{см}^{-1}$ ), поэтому он не устойчив к УФ-С-излучению KrCl-эксилампы (рис. 1). После 60 мин экспозиции концентрация цефтриаксона в растворе снизилась на 78%, однако минерализации общего органического углерода не наблюдалось (таблица).

Цефтриаксон практически не взаимодействует с персульфатом. При  $[\text{S}_2\text{O}_8^{2-}] = 0,5 \text{ мМ}$  через 60 мин концентрация цефтриаксона в растворе не изменилась (рис. 2). При облучении эксилампой персульфат ( $\epsilon_{222\text{нм}} = 146 \text{ М}^{-1}\text{см}^{-1}$  [21]) активируется с образованием сульфатных анион-радикалов, в результате при 60 мин экспозиции цефтриаксон в растворе не обнаружен, а минерализация общего органического углерода составила 32% (см. рис. 2, таблицу).

Дополнительное введение в раствор  $\text{Fe}^{2+}$  приводит к существенному ускорению окислительного процесса, цефтриаксон не обнаруживается уже после 5 мин экспозиции. Минерализация в данном случае достигла 43%, а скорость минерализации общего органического углерода возросла в 1,5 раза (см. рис. 2, таблицу).

В «темновых» условиях без фотовоздействия, несмотря на высокую начальную скорость ( $W_0 = 5,5 \text{ мкМ/мин}$ ), через 5 мин реакция практически остановилась. Минерализация общего органического углерода составила 0% (см. рис. 2, таблицу).

Фотоокислительная деструкция цефтриаксона

Photooxidative degradation of ceftriaxone

| [Fe <sup>2+</sup> ], мМ | [S <sub>2</sub> O <sub>8</sub> <sup>2-</sup> ], мМ | [S <sub>2</sub> O <sub>8</sub> <sup>2-</sup> ]:[Fe <sup>2+</sup> ] | Конверсия, % |        | Минерализация общего органического углерода |       |              |
|-------------------------|--|--|--------------|--------|---|-------|--------------|
|                         |  |  | 5 мин        | 60 мин | $k, \times 10^{-3} \text{ мин}^{-1}$        | $R^2$ | $\Theta, \%$ |
| 0,000                   | 0,00   | –  | 17           | 78     | 0,0   | 0,00  | 0            |
| 0,000                   | 0,10   | –  | 13           | 90     | 1,4   | 0,96  | 8            |
| 0,000                   | 0,50   | –  | 30           | 100    | 6,1   | 0,93  | 32           |
| 0,100                   | 0,10   | 1,0  | 60           | 97     | 3,3   | 0,97  | 17           |
| 0,100                   | 0,25   | 2,5  | 98           | 100    | 4,6   | 0,99  | 25           |
| 0,100                   | 0,50   | 5,0  | 100          | 100    | 8,9   | 0,98  | 43           |
| 0,100                   | 1,00   | 10,0   | 100          | 100    | 14,3  | 0,97  | 60           |
| 0,025                   | 0,50   | 5,0  | 98           | 100    | 6,6   | 0,98  | 35           |
| 0,050                   | 0,50   | 10,0   | 100          | 100    | 8,6   | 0,99  | 43           |
| 0,200                   | 0,50   | 2,5  | 100          | 100    | 8,9   | 0,99  | 43           |
| 0,100**                 | 0,10**   | 1,0  | 30           | 85     | 0,0   | 0,00  | 0            |
| 0,100**                 | 0,50**   | 5,0  | 85           | 86     | 0,0   | 0,00  | 0            |

Примечание.  $k$  – константа скорости реакции;  $R^2$  – коэффициент корреляции;  $\Theta$  – эффективность процесса окисления после 60 мин экспозиции; \*\* – «темновая» реакция, без облучения.

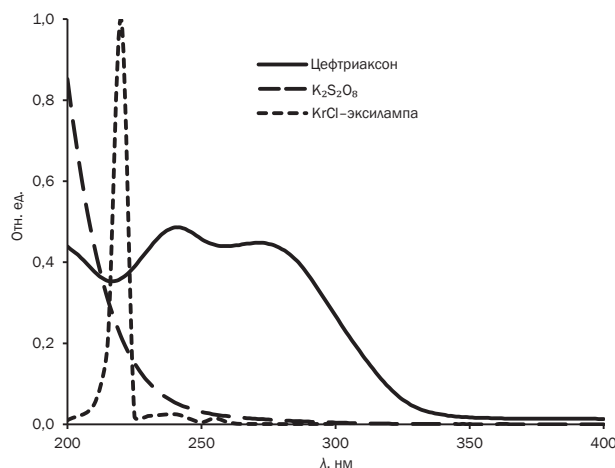


Рис. 1. Спектры поглощения водных растворов цефтриаксона, персульфата калия и спектр излучения KrCl-эксилампы

Fig. 1. Absorption spectra of ceftriaxone aqueous solutions, potassium persulfate and the emission spectrum of a KrCl excilamp

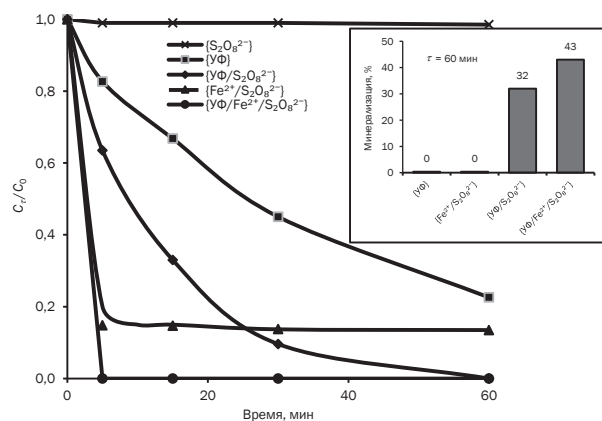


Рис. 2. Окислительная деструкция цефтриаксона и минерализация общего органического углерода в различных системах ( $[\text{Fe}^{2+}] = 0,1 \text{ мМ}$ ,  $[\text{S}_2\text{O}_8^{2-}] = 0,5 \text{ мМ}$ )

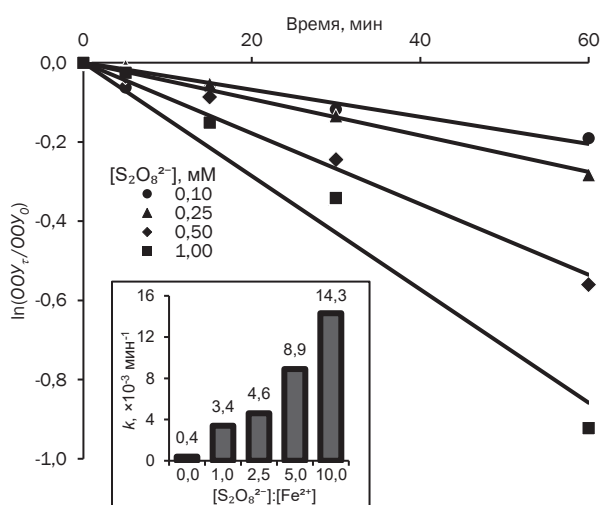
Fig. 2. Oxidative destruction of ceftriaxone and TOC mineralization in different systems ( $[\text{Fe}^{2+}] = 0.1 \text{ mM}$ ,  $[\text{S}_2\text{O}_8^{2-}] = 0.5 \text{ mM}$ )



рализации общего органического углерода не наблюдалось (см. рис. 2, таблицу).

В присутствии  $\text{Fe}^{2+}$  в растворе формируются условия для реализации сопряженного радикально-цепного механизма, подобно системе Фентона [13, 27, 28]. Дополнительное воздействие иницирует процессы восстановления  $\text{Fe}^{3+}$  из гидроксо- и органических комплексов [29–31].

Существенное влияние на скорость протекания процесса окисления цефтриаксона и минерализации общего органического углерода в системе  $\{\text{УФ}/\text{Fe}^{2+}/\text{S}_2\text{O}_8^{2-}\}$  оказывает концентрация реагирующих веществ и их соотношение. Экспериментально установлено, что при увеличении концентрации окислителя с 0,1 до 1,0 мМ скорость минерализации общего органического углерода возрастает в 4 раза (с  $3,3 \times 10^{-3}$  до  $14,3 \times 10^{-3} \text{ мин}^{-1}$ ) (см. таблицу; рис. 3).

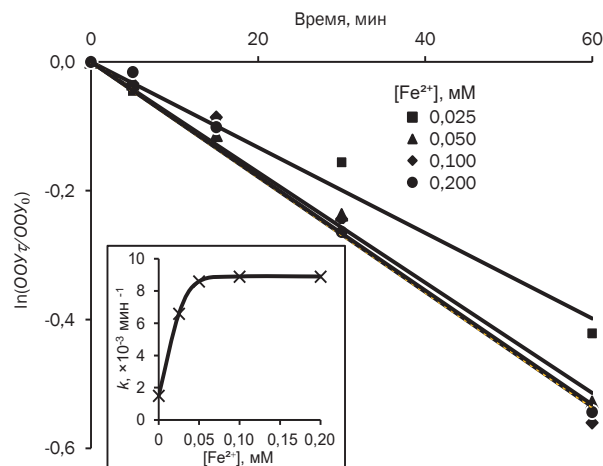


**Рис. 3.** Влияние концентрации окислителя на кинетику минерализации цефтриаксона в комбинированной системе  $\{\text{УФ}/\text{Fe}^{2+}/\text{S}_2\text{O}_8^{2-}\}$  ( $[\text{Fe}^{2+}] = 0,1 \text{ мМ}$ )

**Fig. 3.** Effect of oxidizer concentration on the kinetics of ceftriaxone mineralization in the combined system  $\{\text{UV}/\text{Fe}^{2+}/\text{S}_2\text{O}_8^{2-}\}$  ( $[\text{Fe}^{2+}] = 0.1 \text{ mM}$ )

Увеличение концентрации  $\text{Fe}^{2+}$  с 0,025 мМ до 0,05 мМ при  $[\text{S}_2\text{O}_8^{2-}] = 0,5 \text{ мМ}$  приводит к росту константы скорости реакции минерализации общего органического углерода с  $6,6 \times 10^{-3}$  до  $8,6 \times 10^{-3} \text{ мин}^{-1}$  (см. таблицу; рис. 4). Дальнейшее увеличение концентрации  $\text{Fe}^{2+}$  не оказывает существенного влияния на кинетику минерализации общего органического углерода. Таким образом, экспериментально установлено, что оптимальные условия для полной конверсии цефтриаксона и глубокой минерализации общего органического углерода (43–60%) в системе  $\{\text{УФ}/\text{Fe}^{2+}/\text{S}_2\text{O}_8^{2-}\}$  реализуются при молярном соотношении  $[\text{S}_2\text{O}_8^{2-}]:[\text{Fe}^{2+}] = 10$ .

Процесс окислительной деструкции органических соединений в железо-персульфатных системах происходит за счет их взаимодействия с высокореакционными активными формами кислорода, формирующимися в растворе ( $\cdot\text{OH}$ ,  $\text{SO}_4^{\cdot-}$ ,  $\text{O}_2^{\cdot-}$  и др.). Для выявления роли активных форм кислорода при окислительной деструкции цефтриаксона в системе  $\{\text{УФ}/\text{Fe}^{2+}/\text{S}_2\text{O}_8^{2-}\}$



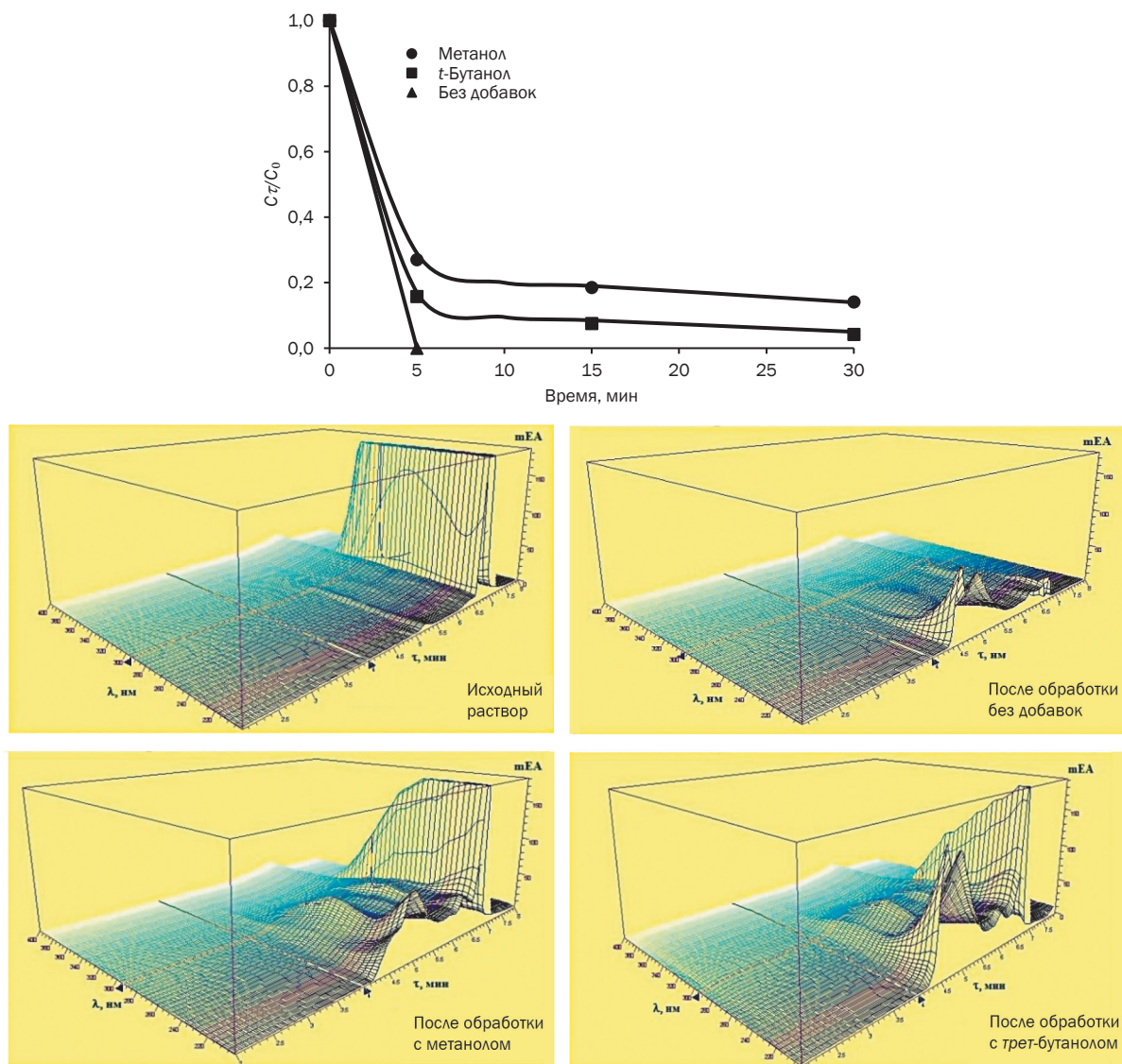
**Рис. 4.** Влияние концентрации  $\text{Fe}^{2+}$  на кинетику окисления цефтриаксона в комбинированной системе  $\{\text{УФ}/\text{Fe}^{2+}/\text{S}_2\text{O}_8^{2-}\}$  ( $[\text{S}_2\text{O}_8^{2-}] = 0,5 \text{ мМ}$ )

**Fig. 4.** Effect of  $\text{Fe}^{2+}$  concentration on the kinetics of ceftriaxone oxidation in the combined system  $\{\text{UV}/\text{Fe}^{2+}/\text{S}_2\text{O}_8^{2-}\}$  ( $[\text{S}_2\text{O}_8^{2-}] = 0.5 \text{ mM}$ )

проведены эксперименты с добавлением ингибиторов радикальных реакций – метилового и трет-бутилового спиртов. Константы скорости взаимодействия метанола с  $\text{SO}_4^{\cdot-}$  и  $\cdot\text{OH}$  имеют относительно близкие значения ( $k_{\text{MeOH}/\cdot\text{OH}} = 9,7 \times 10^8 \text{ M}^{-1}\text{s}^{-1}$  и  $k_{\text{MeOH}/\text{SO}_4^{\cdot-}} = 1,1 \times 10^7 \text{ M}^{-1}\text{s}^{-1}$  [31]), поэтому он будет реагировать с ними практически одновременно. Константа скорости взаимодействия трет-бутанола с  $\cdot\text{OH}$  на три порядка выше, чем с  $\text{SO}_4^{\cdot-}$  ( $k_{\text{t-BuOH}/\cdot\text{OH}} = (3,8-7,6) \times 10^8 \text{ M}^{-1}\text{s}^{-1}$  и  $k_{\text{t-BuOH}/\text{SO}_4^{\cdot-}} = (4,0-9,1) \times 10^5 \text{ M}^{-1}\text{s}^{-1}$  [32]), поэтому с гидроксильными радикалами он будет реагировать в первую очередь. Учитывая, что константы скорости взаимодействия антибиотиков цефалоспоринового ряда с  $\text{SO}_4^{\cdot-}$  и  $\cdot\text{OH}$  составляют  $\approx 10^9 \text{ M}^{-1}\text{s}^{-1}$  [33, 34], соединения-«ловушки» необходимо брать в большом избытке. Изменение характера кинетических зависимостей и анализ 3D-хроматограмм растворов цефтриаксона до и после обработки в окислительной системе  $\{\text{УФ}/\text{Fe}^{2+}/\text{S}_2\text{O}_8^{2-}\}$  в присутствии «радикальных ловушек» однозначно свидетельствует об ингибировании окислительной деструкции целевого соединения (рис. 5). Так, после 5 мин экспозиции конверсия цефтриаксона с трет-бутанолом снизилась на 14%, а с метанолом – на 27%. Полученные результаты свидетельствуют о том, что в процессе окислительной деструкции цефтриаксона принимают участие как гидроксильные радикалы, так и сульфатные анион-радикалы.

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Таким образом, в ходе проведенной работы впервые исследованы кинетические закономерности фотокаталитического окисления  $\beta$ -лактамного антибиотика цефтриаксона и минерализации общего органического углерода персульфатом при воздействии УФ-С-излучения КгСл-эксилампы (222 нм) в водном растворе. Дана сравнительная оценка различных окислительных систем. Экспериментально установлено, что эффективность деструкции целевого соединения возрастает в ряду  $[\text{S}_2\text{O}_8^{2-}] < \{\text{УФ}\} < [\text{Fe}^{2+}/\text{S}_2\text{O}_8^{2-}] < \{\text{УФ}/\text{S}_2\text{O}_8^{2-}\} < \{\text{УФ}/\text{Fe}^{2+}/\text{S}_2\text{O}_8^{2-}\}$ .



**Рис. 5.** Влияние ингибиторов радикальных реакций на окисление цефтриаксона в системе  $\{УФ/Fe^{2+}/S_2O_8^{2-}\}$  ( $[S_2O_8^{2-}] = 0,5$  mM,  $[Fe^{2+}] = 0,05$  mM,  $[MeOH] = [t-BtOH] = 250$  mM; 3D-хроматограммы растворов до и после обработки, экспозиция 5 мин)

**Fig. 5.** Effect of radical reaction inhibitors on ceftriaxone oxidation in the  $\{UV/Fe^{2+}/S_2O_8^{2-}\}$  system ( $[S_2O_8^{2-}] = 0.5$  mM,  $[Fe^{2+}] = 0.05$  mM,  $[MeOH] = [t-BtOH] = 250$  mM; 3D chromatograms of solutions before and after treatment, exposure 5 min)

Минерализация общего органического углерода достигается только в окислительных системах  $\{УФ/Fe^{2+}/S_2O_8^{2-}\} > \{УФ/S_2O_8^{2-}\}$ . Оптимальные условия для полной конверсии цефтриаксона и глубокой минерализации общего органического углерода (43–60%) в системе  $\{УФ/Fe^{2+}/S_2O_8^{2-}\}$  реализуются при мольном соотношении  $[S_2O_8^{2-}]:[Fe^{2+}] = 10$ . С применением ингибиторов радикальных реакций доказано, что в процессе деструкции цефтриаксона и

минерализации общего органического углерода принимают участие как сульфатные анион-радикалы, так и гидроксильные радикалы. Полученные результаты свидетельствуют о перспективности использования УФ-С-излучения KrCl-эксилампы в комбинированной окислительной системе  $\{УФ/Fe^{2+}/S_2O_8^{2-}\}$  для эффективной деструкции  $\beta$ -лактамных антибиотиков.

#### СПИСОК ИСТОЧНИКОВ

1. Brillas E., Peralta-Hernández J.M. Antibiotic removal from synthetic and real aqueous matrices by peroxymonosulfate-based advanced oxidation processes. A review of recent development // *Chemosphere*. 2024. Vol. 351. P. 141153. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2024.141153.
2. Wang X., Dai Y., Li Y., Yin L. Application of advanced oxidation processes for the removal of micro/nanoplastics

from water: a review // *Chemosphere*. 2024. Vol. 346. P. 140636. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2023.140636.

3. Lin W., Liu X., Ding A., Ngo H.H., Zhang R., Nanet J., et al. Advanced oxidation processes (AOPs)-based sludge conditioning for enhanced sludge dewatering and micropollutants removal: a critical review // *Journal of Water Process Engineering*. 2022. Vol. 45. P. 102468. DOI: 10.1016/j.jwpe.2021.102468.

4. Wang J., Wang S., Hu C. Advanced treatment of coking wastewater: recent advances and prospects // *Chemosphere*. 2024. Vol. 349. P. 140923. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2023.140923.
5. Hassani A., Scaria J., Ghanbari F., Nidheesh P.V. Sulfate radicals-based advanced oxidation processes for the degradation of pharmaceuticals and personal care products: a review on relevant activation mechanisms, performance, and perspectives // *Environmental Research*. 2023. Vol. 217. P. 114789. DOI: 10.1016/j.envres.2022.114789.
6. Иванцова Н.А., Ветрова М.А., Чурина А.А., Андриянова Д.В. Фотодеструкция активных фармацевтических субстанций в присутствии пероксида водорода и пероксодисульфата // *Известия вузов. Прикладная химия и биотехнология*. 2023. Т. 13. N 2. С. 206–212. DOI: 10.21285/2227-2925-2023-13-2-206-212. EDN: NOCMUR.
7. Brillas E. A critical review on ibuprofen removal from synthetic waters, natural waters, and real wastewaters by advanced oxidation processes // *Chemosphere*. 2022. Vol. 286. P. 131849. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2021.131849.
8. Li X., Jie B., Lin H., Deng Z., Qian J., Yang Y., et al. Application of sulfate radicals-based advanced oxidation technology in degradation of trace organic contaminants (TrOCs): recent advances and prospects // *Journal of Environmental Management*. 2022. Vol. 308. P. 114664. DOI: 10.1016/j.jenvman.2022.114664.
9. Scaria J., Nidheesh P.V. Comparison of hydroxyl-radical-based advanced oxidation processes with sulfate radical-based advanced oxidation processes // *Current Opinion in Chemical Engineering*. 2022. Vol. 36. P. 100830. DOI: 10.1016/j.coche.2022.100830.
10. Deng Y., Eyzyske C.M. Sulfate radical-advanced oxidation process (SR-AOP) for simultaneous removal of refractory organic contaminants and ammonia in landfill leachate // *Water Research*. 2011. Vol. 45, no. 18. P. 6189–6194. DOI: 10.1016/j.watres.2011.09.015.
11. Derbalah A., Sakugawa H. Sulfate radical-based advanced oxidation technology to remove pesticides from water: a review of the most recent technologies // *International Journal of Environmental Research*. 2024. Vol. 18. P. 11. DOI: 10.1007/s41742-023-00561-7.
12. Honarmandrad Z., Sun X., Wang Z., Naushad M., Boczkaj G. Activated persulfate and peroxymonosulfate based advanced oxidation processes (AOPs) for antibiotics degradation – a review // *Water Resources and Industry*. 2023. Vol. 29. P. 100194. DOI: 10.1016/j.wri.2022.100194.
13. Brillas E. Progress of antibiotics removal from synthetic and real waters and wastewaters by persulfate-based advanced oxidation processes // *Journal of Environmental Chemical Engineering*. 2023. Vol. 11, no. 6. P. 111303. DOI: 10.1016/j.jece.2023.111303.
14. Popova S.A., Matafonova G.G., Batoev V.B. Generation of radicals in ferrous-persulfate system using KrCl excilamp // *Известия высших учебных заведений. Серия Химия и химическая технология*. 2019. Т. 62. N 5. С. 118–123. DOI: 10.6060/ivkkt.20196205.5819. EDN: ZINYS.
15. Центр И.М., Алексеев К.Д., Попова С.А., Гаркушева Н.М., Матафонова Г.Г., Батоев В.Б. Эффективность ультрафиолетовых эксиламп для симультанной очистки и обеззараживания воды // *Известия высших учебных заведений. Серия Химия и химическая технология*. 2023. Т. 66. N 9. С. 116–122. DOI: 10.6060/ivkkt.20236609.6820. EDN: QNYRLM.
16. Popova S.A., Matafonova G.G., Batoev V.B. Dual-wavelength UV degradation of bisphenol A and bezafibrate in aqueous solution using excilamps (222, 282 nm) and LED (365 nm): yes or no synergy? // *Journal of Environmental Science and Health, Part A*. 2023. Vol. 58, no. 1. P. 39–52. DOI: 10.1080/10934529.2023.2172270.
17. Matafonova G., Batoev V. Recent progress on application of UV excilamps for degradation of organic pollutants and microbial inactivation // *Chemosphere*. 2012. Vol. 89, no. 6. P. 637–647. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2012.06.012.
18. Welch D., Buonanno M., Grilj V., Shuryak I., Crickmore C., Bigelow A.W. et al. Far-UVC light: a new tool to control the spread of airborne-mediated microbial diseases // *Scientific Reports*. 2018. Vol. 8. P. 2752. DOI: 10.1038/s41598-018-21058-w.
19. Zhao J., Payne E.M., Liu B., Shang C., Blatchley E.R., Mitch W.A., et al. Making waves: opportunities and challenges of applying far-UVC radiation in controlling micro-pollutants in water // *Water Research*. 2023. Vol. 241. P. 120169. DOI: 10.1016/j.watres.2023.120169.
20. Yin R., Anderson C.E., Zhao J., Boehm A.B., Mitch W.A. Controlling contaminants using a far-UVC-based advanced oxidation process for potable reuse // *Nature Water*. 2023. Vol. 1. P. 555–562. DOI: 10.1038/s44221-023-00094-5.
21. Xu J., Huang C.-H. Enhanced direct photolysis of organic micropollutants by far-UVC light at 222 nm from KrCl\* excilamps // *Environmental Science & Technology Letters*. 2023. Vol. 10, no. 6. P. 543–548. DOI: 10.1021/acs.estlett.3c00313.
22. Payne E.M., Liu B., Mullen L., Linden K.G. UV 222 nm emission from KrCl\* excimer lamps greatly improves advanced oxidation performance in water treatment // *Environmental Science & Technology Letters*. 2022. Vol. 9, no. 9. P. 779–785. DOI: 10.1021/acs.estlett.2c00472.
23. Сизых М.Р., Батоева А.А. Окислительная деструкция азокрасителей в комбинированных фентон-подобных окислительных системах // *Журнал физической химии*. 2019. Т. 93. N 12. С. 1773–1779. DOI: 10.1134/S004445371912029X. EDN: HSSVDR.
24. Li S., Wu Y., Zheng H., Li H., Zheng Y., Nan J., et al. Antibiotics degradation by advanced oxidation process (AOPs): recent advances in ecotoxicity and antibiotic-resistance genes induction of degradation products // *Chemosphere*. 2023. Vol. 311. Pt. 2. P. 136977. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2022.136977.
25. Zhang Y., Zhao Y.-G., Maqbool F., Hu Y. Removal of antibiotics pollutants in wastewater by UV-based advanced oxidation processes: influence of water matrix components, processes optimization and application: a review // *Journal of Water Process Engineering*. 2022. Vol. 45. P. 102496. DOI: 10.1016/j.jwpe.2021.102496.
26. Canonica S., Meunier L., von Gunten U. Phototransformation of selected pharmaceuticals during UV treatment of drinking water // *Water Research*. 2008. Vol. 42, no. 1-2. P. 121–128. DOI: 10.1016/j.watres.2007.07.026.
27. Sang W., Xu X., Zhan C., Lu W., Jia D., Wang C., et al. Recent advances of antibiotics degradation in different environment by iron-based catalysts activated persulfate:



a review // *Journal of Water Process Engineering*. 2022. Vol. 49. P. 103075. DOI: 10.1016/j.jwpe.2022.103075.

**28.** Grčić I., Vujević D., Koprivanac N. Modeling the mineralization and discoloration in colored systems by (US)Fe<sup>2+</sup>/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/S<sub>2</sub>O<sub>8</sub><sup>2-</sup> processes: a proposed degradation pathway // *Chemical Engineering Journal*. 2010. Vol. 157. P. 35–44. DOI: 10.1016/j.cej.2009.10.042.

**29.** Li Y., Shi Y., Huang D., Wu Y., Dong W. Enhanced activation of persulfate by Fe(III) and catechin without light: reaction kinetics, parameters and mechanism // *Journal of Hazardous Material*. 2021. Vol. 413. P. 125420. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2021.125420.

**30.** Pan M., Ding J., Duan L., Gao G. Sunlight-driven photo-transformation of bisphenol A by Fe(III) in aqueous solution: Photochemical activity and mechanistic aspects // *Chemosphere*. 2017. Vol. 167. P. 353–359. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2016.09.144.

**31.** Ioannidi A., Arvaniti O.S., Nika M.-C., Aalizadeh R., Thomaidis N.S., Mantzavinos D., et al. Removal of drug

losartan in environmental aquatic matrices by heat-activated persulfate: kinetics, transformation products and synergistic effects // *Chemosphere*. 2022. Vol. 287. Pt. 1. P. 131952. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2021.131952.

**32.** Diao Z.H., Wei-Qian., Guo P.-R., Kong L.-J., Pu S.-Y. Photo-assisted degradation of bisphenol A by a novel FeS<sub>2</sub>@SiO<sub>2</sub> microspheres activated persulfate process: synergistic effect, pathway and mechanism // *Chemical Engineering Journal*. 2018. Vol. 349. P. 683–693. DOI: 10.1016/j.cej.2018.05.132.

**33.** Wojnárovits L., Takács E. Rate constants of sulfate radical anion reactions with organic molecules: a review // *Chemosphere*. 2019. Vol. 220. P. 1014–1032. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2018.12.156.

**34.** Wojnárovits L., Tóth T., Takács E. Critical evaluation of rate coefficients for hydroxyl radical reactions with antibiotics: a review // *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*. 2018. Vol. 48. P. 575–613. DOI: 10.1080/10643389.2018.1463066.

## REFERENCES

**1.** Brillas E., Peralta-Hernández J.M. Antibiotic removal from synthetic and real aqueous matrices by peroxymonosulfate-based advanced oxidation processes. A review of recent development. *Chemosphere*. 2024;351:141153. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2024.141153.

**2.** Wang X., Dai Y., Li Y., Yin L. Application of advanced oxidation processes for the removal of micro/nanoplastics from water: a review. *Chemosphere*. 2024;346:140636. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2023.140636.

**3.** Lin W., Liu X., Ding A., Ngo H.H., Zhang R., Nanet J., et al. Advanced oxidation processes (AOPs)-based sludge conditioning for enhanced sludge dewatering and micropollutants removal: a critical review. *Journal of Water Process Engineering*. 2022;45:102468. DOI: 10.1016/j.jwpe.2021.102468.

**4.** Wang J., Wang S., Hu C. Advanced treatment of coking wastewater: recent advances and prospects. *Chemosphere*. 2024;349:140923. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2023.140923.

**5.** Hassani A., Scaria J., Ghanbari F., Nidheesh P.V. Sulfate radicals-based advanced oxidation processes for the degradation of pharmaceuticals and personal care products: a review on relevant activation mechanisms, performance, and perspectives. *Environmental Research*. 2023;217:114789. DOI: 10.1016/j.envres.2022.114789.

**6.** Ivantsova N.A., Vetrova M.A., Churina A.A., Andriyanova D.V. Photodestruction of active pharmaceutical substances in the presence of hydrogen peroxide and peroxydisulfate. *Proceedings of Universities. Applied Chemistry and Biotechnology*. 2023;13(2):206–212. (In Russian). DOI: 10.21285/2227-2925-2023-13-2-206-212. EDN: NOCMUR.

**7.** Brillas E. A critical review on ibuprofen removal from synthetic waters, natural waters, and real wastewaters by advanced oxidation processes. *Chemosphere*. 2022;286:131849. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2021.131849.

**8.** Li X., Jie B., Lin H., Deng Z., Qian J., Yang Y., et al. Application of sulfate radicals-based advanced oxidation technology in degradation of trace organic contaminants (TrOCs): recent advances and prospects. *Journal of Environmental Management*. 2022;308:114664. DOI: 10.1016/j.jenvman.2022.114664.

**9.** Scaria J., Nidheesh P.V. Comparison of hydroxyl-radical-based advanced oxidation processes with sulfate radical-based advanced oxidation processes. *Current Opinion in Chemical Engineering*. 2022;36:100830. DOI: 10.1016/j.coche.2022.100830.

**10.** Deng Y., Ezyske C.M. Sulfate radical-advanced oxidation process (SR-AOP) for simultaneous removal of refractory organic contaminants and ammonia in landfill leachate. *Water Research*. 2011;45(18):6189–6194. DOI: 10.1016/j.watres.2011.09.015.

**11.** Derbalah A., Sakugawa H. Sulfate radical-based advanced oxidation technology to remove pesticides from water a review of the most recent technologies. *International Journal of Environmental Research*. 2024;18:11. DOI: 10.1007/s41742-023-00561-7.

**12.** Honarmandrad Z., Sun X., Wang Z., Naushad M., Boczkaj G. Activated persulfate and peroxymonosulfate based advanced oxidation processes (AOPs) for antibiotics degradation – a review. *Water Resources and Industry*. 2023;29:100194. DOI: 10.1016/j.wri.2022.100194.

**13.** Brillas E. Progress of antibiotics removal from synthetic and real waters and wastewaters by persulfate-based advanced oxidation processes. *Journal of Environmental Chemical Engineering*. 2023;11(6):111303. DOI: 10.1016/j.jece.2023.111303.

**14.** Popova S.A., Matafonova G.G., Batoev V.B. Generation of radicals in ferrous-persulfate system using KrCl excilamp. *ChemChemTech*. 2019;62(5):118–123. (In Russian). DOI: 10.6060/ivkkt.20196205.5819. EDN: ZINYSD.

**15.** Tsenter I.M., Alexeev K.D., Popova S.A., Garkusheva N.M., Matafonova G.G., Batoev V.B. Efficiency of ultraviolet excilamps for simultaneous treatment and disinfection of water. *ChemChemTech*. 2023;66(9):116–122. (In Russian). DOI: 10.6060/ivkkt.20236609.6820. EDN: QNYRLM.

**16.** Popova S.A., Matafonova G.G., Batoev V.B. Dual-wavelength UV degradation of bisphenol A and bezafibrate in aqueous solution using excilamps (222, 282 nm) and LED (365 nm): yes or no synergy? *Journal of Environmental Science and Health, Part A*. 2023;58(1):39–52. DOI: 10.1080/10934529.2023.2172270.

**17.** Matafonova G., Batoev V. Recent progress on application of UV excilamps for degradation of organic pollutants and



microbial inactivation. *Chemosphere*. 2012;89(6):637-647. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2012.06.012.

**18.** Welch D., Buonanno M., Grilj V., Shuryak I., Crickmore C., Bigelow A.W. et al. Far-UVC light: a new tool to control the spread of airborne-mediated microbial diseases. *Scientific Reports*. 2018;8:2752. DOI: 10.1038/s41598-018-21058-w.

**19.** Zhao J., Payne E.M., Liu B., Shang C., Blatchley E.R., Mitch W.A., et al. Making waves: opportunities and challenges of applying far-UVC radiation in controlling micropollutants in water. *Water Research*. 2023;241:120169. DOI: 10.1016/j.watres.2023.120169.

**20.** Yin R., Anderson C.E., Zhao J., Boehm A.B., Mitch W.A. Controlling contaminants using a far-UVC-based advanced oxidation process for potable reuse. *Nature Water*. 2023;1:555-562. DOI: 10.1038/s44221-023-00094-5.

**21.** Xu J., Huang C.-H. Enhanced direct photolysis of organic micropollutants by far-UVC light at 222 nm from KrCl\* excilamps. *Environmental Science & Technology Letters*. 2023;10(6):543-548. DOI: 10.1021/acs.estlett.3c00313.

**22.** Payne E.M., Liu B., Mullen L., Linden K.G. UV 222 nm emission from KrCl\* excimer lamps greatly improves advanced oxidation performance in water treatment. *Environmental Science & Technology Letters*. 2022;9(9):779-785. DOI: 10.1021/acs.estlett.2c00472.

**23.** Sizykh M.R., Batoeva A.A. Oxidative degradation of azo dyes in combined fenton-like oxidative systems. *Zhurnal fizicheskoi khimii*. 2019;93(12):1773-1779. (In Russian). DOI: 10.1134/S004445371912029X. EDN: HSSVDR.

**24.** Li S., Wu Y., Zheng H., Li H., Zheng Y., Nan J., et al. Antibiotics degradation by advanced oxidation process (AOPs): recent advances in ecotoxicity and antibiotic-resistance genes induction of degradation products. *Chemosphere*. 2023;311:136977. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2022.136977.

**25.** Zhang Y., Zhao Y.-G., Maqbool F., Hu Y. Removal of antibiotics pollutants in wastewater by UV-based advanced oxidation processes: influence of water matrix components, processes optimization and application: a review. *Journal of Water Process Engineering*. 2022;45:102496. DOI: 10.1016/j.jwpe.2021.102496.

**26.** Canonica S., Meunier L., von Gunten U. Phototransformation of selected pharmaceuticals during UV treatment of drinking water. *Water Research*. 2008;42(1-2):

121-128. DOI: 10.1016/j.watres.2007.07.026.

**27.** Sang W., Xu X., Zhan C., Lu W., Jia D., Wang C., et al. Recent advances of antibiotics degradation in different environment by iron-based catalysts activated persulfate: a review. *Journal of Water Process Engineering*. 2022;49:103075. DOI: 10.1016/j.jwpe.2022.103075.

**28.** Grčić I., Vujević D., Koprivanac N. Modeling the mineralization and discoloration in colored systems by (US)Fe<sup>2+</sup>/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/S<sub>2</sub>O<sub>8</sub><sup>2-</sup> processes: a proposed degradation pathway. *Chemical Engineering Journal*. 2010;157:35-44. DOI: 10.1016/j.cej.2009.10.042.

**29.** Li Y., Shi Y., Huang D., Wu Y., Dong W. Enhanced activation of persulfate by Fe(III) and catechin without light: reaction kinetics, parameters and mechanism. *Journal of Hazardous Material*. 2021;413:125420. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2021.125420.

**30.** Pan M., Ding J., Duan L., Gao G. Sunlight-driven photo-transformation of bisphenol A by Fe(III) in aqueous solution: Photochemical activity and mechanistic aspects. *Chemosphere*. 2017;167:353-359. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2016.09.144.

**31.** Ioannidi A., Arvaniti O.S., Nika M.-C., Aalizadeh R., Thomaidis N.S., Mantzavinos D., et al. Removal of drug losartan in environmental aquatic matrices by heat-activated persulfate: kinetics, transformation products and synergistic effects. *Chemosphere*. 2022;287:131952. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2021.131952.

**32.** Diao Z.H., Wei-Qian., Guo P.-R., Kong L.-J., Pu S.-Y. Photo-assisted degradation of bisphenol A by a novel FeS<sub>2</sub>@SiO<sub>2</sub> microspheres activated persulphate process: synergistic effect, pathway and mechanism. *Chemical Engineering Journal*. 2018;349:683-693. DOI: 10.1016/j.cej.2018.05.132.

**33.** Wojnárovits L., Takács E. Rate constants of sulfate radical anion reactions with organic molecules: a review. *Chemosphere*. 2019;220:1014-1032. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2018.12.156.

**34.** Wojnárovits L., Tóth T., Takács E. Critical evaluation of rate coefficients for hydroxyl radical reactions with antibiotics: a review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*. 2018;48:575-613. DOI: 10.1080/10643389.2018.1463066.

## ИНФОРМАЦИЯ ОБ АВТОРАХ

### Сизых Марина Романовна,

к.т.н., старший научный сотрудник,  
Байкальский институт  
природопользования СО РАН,  
670047, г. Улан-Удэ, ул. Сахьяновой, 6,  
Российская Федерация,  
✉ marisyz@binm.ru  
<https://orcid.org/0000-0002-6704-6746>

### Батоева Агния Александровна,

д.т.н., заведующий лабораторией,  
Байкальский институт  
природопользования СО РАН,  
670047, г. Улан-Удэ, ул. Сахьяновой, 6,  
Российская Федерация,  
abat@binm.ru  
<https://orcid.org/0000-0001-7829-1467>

## INFORMATION ABOUT THE AUTHORS

### Marina R. Sizykh,

Cand. Sci. (Engineering), Senior Researcher,  
Baikal Institute of Nature  
Management SB RAS,  
6, Sakh'yanova St., Ulan-Ude, 670047,  
Russian Federation,  
✉ marisyz@binm.ru  
<https://orcid.org/0000-0002-6704-6746>

### Agniya A. Batoeva,

Dr. Sci. (Engineering), Head of the Laboratory,  
Baikal Institute of Nature  
Management SB RAS,  
6, Sakh'yanova St., Ulan-Ude, 670047,  
Russian Federation,  
abat@binm.ru  
<https://orcid.org/0000-0001-7829-1467>

**Асеев Денис Геннадьевич,**  
к.х.н., старший научный сотрудник,  
Байкальский институт  
природопользования СО РАН,  
670047, г. Улан-Удэ, ул. Сахьяновой, 6,  
Российская Федерация,  
aseev.denis.g@gmail.com  
<https://orcid.org/0000-0003-4811-1407>

**Вклад авторов**

М.Р. Сизых – разработка методологии,  
проведение исследования,  
написание черновика рукописи.  
А.А. Батоева – научное руководство,  
редактирование рукописи.  
Д.Г. Асеев – визуализация,  
курирование данных.

**Конфликт интересов**

Авторы заявляют об отсутствии конфликта  
интересов.

*Все авторы прочитали и одобрили  
окончательный вариант рукописи.*

**Информация о статье**

Поступила в редакцию 14.02.2024.  
Одобрена после рецензирования 09.09.2024.  
Принята к публикации 28.02.2025.

**Denis G. Aseev,**  
Cand. Sci. (Chemistry), Senior Researcher,  
Baikal Institute of Nature  
Management SB RAS,  
6, Sakh'yanova St., Ulan-Ude, 670047,  
Russian Federation,  
aseev.denis.g@gmail.com  
<https://orcid.org/0000-0003-4811-1407>

**Contribution of the authors**

Marina R. Sizykh – methodology, investigation,  
writing – original draft.  
Agniya A. Batoeva – supervision, writing – editing.  
Denis G. Aseev – visualization, data curation.

**Conflict of interest**

The authors declare no conflict of interests  
regarding the publication of this article.

*The final manuscript has been read and approved  
by all the co-authors.*

**Information about the article**

The article was submitted 14.02.2024.  
Approved after reviewing 09.09.2024.  
Accepted for publication 28.02.2025.