

ОЧИСТКА И ОБЕЗЗАРАЖИВАНИЕ ВОДЫ УФ ИЗЛУЧЕНИЕМ СВЕТОДИОДНОЙ МАТРИЦЫ (365 НМ) В ЖЕЛЕЗО-ПЕРСУЛЬФАТНОЙ СИСТЕМЕ

С.А. Попова, И.М. Центер, Н.М. Гаркушева, Г.Г. Матафонова, В.Б. Батоев

Светлана Александровна Попова (ORCID 0000-0002-2245-2898)*, Ирина Михайловна Центер (ORCID 0000-0001-9317-3880), Наталья Михайловна Гаркушева (ORCID 0000-0002-6404-3021), Галина Георгиевна Матафонова (ORCID 0000-0001-7383-9788), Валерий Бабудоржиевич Батоев (ORCID 0000-0002-9548-2975)
Лаборатория инженерной экологии, Байкальский институт природопользования СО РАН, ул. Сахьяновой, 6, Улан-Удэ, Российская Федерация, 670047
E-mail: psveta_2004@mail.ru *

*В данном исследовании изучены кинетические закономерности и определены дозы УФ излучения для одновременной деструкции гербицида атразина и инактивации бактерий *Escherichia coli* и *Enterococcus faecalis* в железо-персульфатной окислительной системе {УФ/ПС/Fe²⁺} с применением УФ-А светодиодной матрицы (365 нм). Установлено, что данная система является наиболее эффективной для деструкции атразина и инактивации *E. faecalis* в ряду: {УФ/ПС/Fe²⁺} > {УФ/ПС} > {ПС/Fe²⁺} > {УФ}. Эффективность инактивации *E. coli* в системах {УФ/ПС/Fe²⁺} и {УФ/ПС} была одинаковой, что вызвано преобладающим вкладом высокоинтенсивного УФ излучения, к воздействию которого кишечная палочка менее устойчива, чем энтерококки. Доза УФ излучения для деструкции 90% атразина в отсутствие бактерий в железо-персульфатной системе составила 0,48 Дж/см², тогда как для инактивации 100% клеток *E. coli* и *E. faecalis* без атразина – 0,94 и 1,43 Дж/см², соответственно. Внесение бактерий в раствор вызвало ингибирование деструкции атразина и снижение соответствующих констант скорости (и увеличение доз излучения) на один порядок. Ингибирование инактивации бактерий в присутствии гербицида было более выражено для энтерококков. При этом, для разложения атразина требовались значительно более высокие УФ дозы (7,7 Дж/см²), чем для полной инактивации *E. coli* (1,0 Дж/см²) и *E. faecalis* (2,1 Дж/см²), что обеспечивало одновременное обеззараживание воды. Полученные результаты свидетельствуют о принципиальной возможности и энергоэффективности одноэтапной очистки и обеззараживания воды в железо-персульфатной системе, активированной излучением УФ-А светодиодной матрицы.*

Ключевые слова: очистка и обеззараживание воды, УФ светодиоды, деструкция, инактивация, атразин, персульфат, микроорганизмы

Для цитирования:

Попова С.А., Центер И.М., Гаркушева Н.М., Матафонова Г.Г., Батоев В.Б. Очистка и обеззараживание воды УФ излучением светодиодной матрицы (365 нм) в железо-персульфатной системе. *Изв. вузов. Химия и хим. технология*. 2022. Т. 65. Вып. 2. С. 134–143

For citation:

Popova S.A., Tsenter I.M., Garkusheva N.M., Matafonova G.G., Batoev V.B. Water treatment and disinfection by UV radiation of the LED matrix (365 nm) in the ferrous-persulfate system. *ChemChemTech [Изв. Vyssh. Uchebn. Zaved. Khim. Khim. Tekhnol.]*. 2022. V. 65. N 2. P. 134–143

WATER TREATMENT AND DISINFECTION BY UV RADIATION OF THE LED MATRIX (365 nm) IN THE FERROUS-PERSULFATE SYSTEM

S.A. Popova, I.M. Tsenter, N.M. Garkusheva, G.G. Matafonova, V.B. Batoev

Svetlana A. Popova (ORCID 0000-0002-2245-2898)*, Irina M. Tsenter (ORCID 0000-0001-9317-3880),
Natalia M. Garkusheva (ORCID 0000-0002-6404-3021), Galina G. Matafonova (ORCID 0000-0001-7383-9788),
Valery B. Batoev (ORCID 0000-0002-9548-2975)

Laboratory of Engineering Ecology, Baikal Institute of Nature Management, SB of the RAS, Sakhyanovoy st.,
6, Ulan-Ude, 670047, Russia

E-mail: psveta_2004@mail.ru *

*In this study, the kinetic regularities were studied and the doses of UV radiation were determined for concurrent degradation of herbicide atrazine and inactivation of bacteria *Escherichia coli* and *Enterococcus faecalis* in the ferrous-persulfate oxidation system {UV/PS/Fe²⁺} using a UV-A LED array (365 nm). It was found that the oxidation system {UV/PS/Fe²⁺} was the most efficient for degrading atrazine and inactivating *E. faecalis* in a raw: {UV/PS/Fe²⁺} > {UV/PS} > {PS/Fe²⁺} > {UV}. The efficiency of *E. coli* inactivation in the {UV/PS/Fe²⁺} and {UV/PS} systems was similar, that was attributed to the predominant contribution of high-intensity UV radiation and the higher sensitivity of *E. coli* to UV radiation than enterococci. The UV dose for degradation of 90% atrazine in the absence of bacteria in the ferrous-persulfate system was 0.48 J/cm², while these for inactivation of 100% *E. coli* and *E. faecalis* without atrazine were 0.94 and 1.43 J/cm², respectively. The addition of bacteria inhibited the atrazine degradation and decreased the corresponding rate constants (and increase in the UV doses) by one order of magnitude. The inhibition of bacterial inactivation in the presence of herbicide was higher for enterococci. Meanwhile, the required UV doses (7.7 J/cm²) for atrazine degradation were significantly higher than those for total inactivation of *E. coli* (1.0 J/cm²) and *E. faecalis* (2.1 J/cm²), and provided the concurrent water disinfection. The obtained results showed the fundamental feasibility and the energy efficiency of one-step water treatment and disinfection in the ferrous-persulfate system, activated by UV-A LED array radiation.*

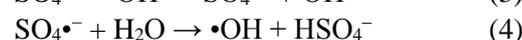
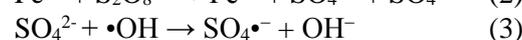
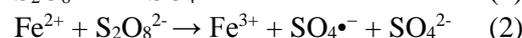
Key words: water treatment and disinfection, UV LEDs, degradation, inactivation, atrazine, persulfate, microorganisms

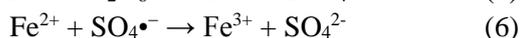
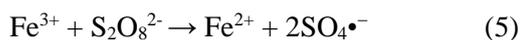
ВВЕДЕНИЕ

Химическое и биологическое загрязнение водных экосистем в результате поступления органических микрополлютантов (гербицидов, фармацевтических препаратов, компонентов косметических и гигиенических средств) и патогенной микрофлоры в составе недостаточно очищенных сточных вод является глобальной экологической проблемой. Многие микрополлютанты являются биорезистентными и их трудно удалить из сточных вод только биологическим методом. Такие вещества также могут транзитом пройти через системы водоподготовки и оказаться в питьевой воде. Несмотря на относительно низкие концентрации в воде, при постоянном поступлении микрополлютанты вызывают хронические токсические эффекты и представляют серьезную угрозу для гидробионтов и здоровья человека. Недостаточно очищенные хозяйственно-бытовые, производственные

и сельскохозяйственные сточные воды также являются основным источником поступления патогенных микроорганизмов в водные экосистемы. Загрязнение ими природных поверхностных и грунтовых вод приводит к дефициту качественной питьевой воды.

Для доочистки и обеззараживания воды одними из наиболее эффективных являются технологии на основе комбинированных окислительных процессов на основе сульфатных радикал-анионов SO₄^{•-} (SR-AOP – sulfate radical advanced oxidation processes). Известно, что их можно получить активацией персульфат-ионов (ПС, S₂O₈²⁻) ультрафиолетовым (УФ) излучением и в гомогенных Фентон-подобных реакциях с участием ионов железа (II) (1-6):





Генерирующиеся в фотоактивированной железо-персульфатной системе сульфатные радикал-анионы $\text{SO}_4^{\bullet-}$ и гидроксильные радикалы ($\bullet\text{OH}$) способны как окислять молекулы органических микрополлютантов [1, 2], так и инактивировать микробные клетки [3], поэтому их можно использовать в процессах одновременной деструкции и инактивации. Поскольку загрязненная вода содержит одновременно как органические микрополлютанты, так и патогенные микроорганизмы, возникает задача ее одноэтапной очистки и обеззараживания, что позволит снизить общие энергозатраты. В связи с этим за последние годы в мире заметно интенсифицировались исследования в этой области с применением различных комбинированных окислительных процессов, в основном, фото-Фентона [4-6]. При этом процессы одновременной деструкции и инактивации с помощью фотоактивированных SR-АОР и необходимые для этого дозы светового излучения остаются малоисследованными. В железо-персульфатной системе на основе солнечного излучения ранее установлен синергический эффект как для деструкции органических микрополлютантов, так и для инактивации микроорганизмов в питьевой воде [7, 8]. Стабильное солнечное освещение малодоступно в регионах с низкой инсоляцией, особенно в зимний период. В данном случае предпочтительнее применять искусственные УФ источники. Облучение традиционной ртутной лампой низкого давления (254 нм) в присутствии Fe^{2+} и персульфата также обеспечило инактивацию бактерий и одновременную деструкцию микрополлютантов в сточной воде со степенью минерализации выше 50% [9]. Для повышения энергоэффективности и обеспечения экологичности процессов перспективны современные безртутные и относительно недорогие источники излучения, такие как светоизлучающие диоды (LED). В данной работе впервые предложены и исследованы фото-Фентон-подобные процессы с применением УФ-А светодиодов для одновременной деструкции органических микрополлютантов и инактивации патогенных микроорганизмов в воде.

Целью исследования являлось установление кинетических закономерностей и определение доз УФ излучения для одноэтапной очистки и обеззараживания воды в фотоактивированной железо-персульфатной системе с применением УФ-А светодиодной матрицы (365 нм).

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

В качестве модельного органического микрополлютанта выбран S-триазиновый гербицид атразин (АТЗ, 99,1%, Sigma-Aldrich), широко используемый в сельском хозяйстве для борьбы с широколиственными сорняками. Для экспериментов взяты окислитель персульфат калия (Вектон, г. Санкт-Петербург) и катализатор сульфат железа (II) (Химреактивснаб, г. Иркутск). Все рабочие растворы приготовлены в деионизированной воде качества Milli-Q (18,2 мСм/см, Simplicity®UV system, Millipore). При обработке в железо-персульфатной системе исходная концентрация Fe^{2+} и персульфата составила 17,4 мкмоль/л (~1 мг/л) и 312,5 мкмоль/л, соответственно (1:18).

В качестве универсальных индикаторов микробиологического качества воды использованы бактериальные штаммы *E. coli* К-12 и *E. faecalis* В 4053, полученные из коллекции ФГУП ГосНИИгенетика (г. Москва). Водные клеточные суспензии для экспериментов приготовлены из односуточных культур после осаждения центрифугированием (4000 об/мин, Centurion Scientific, Великобритания) и двукратной очистки в фосфатном буферном растворе при pH 7,3-7,5. Односуточные культуры *E. coli* и *E. faecalis* получены аэробным культивированием при 37 °С лиофилизированных клеток в ГРМ-бульоне (ГНЦ ПМБ, г. Оболенск) и триптиказо-соевом бульоне (Merck, Германия), соответственно. Численность клеток в полученной водной суспензии составила 10^7 – 10^8 колониеобразующих единиц (КОЕ) в 1 мл.

Эксперименты по деструкции АТЗ и инактивации бактерий в железо-персульфатной системе {УФ/ПС/ Fe^{2+} } выполнены в лабораторном фотореакторе при статических условиях (рис. 1). Контрольные эксперименты проведены в условиях прямого фотолиза и в системах {УФ/ПС} и {ПС/ Fe^{2+} } (темновой контроль).

Водные растворы, куда предварительно были внесены АТЗ ($C_0 = 20$ мкмоль/л) и/или бактерии ($N_0 = 10^5$ КОЕ/мл), облучали в стеклянном реакторе УФ светодиодной матрицей (365 нм, 100 Вт, Yonton, Китай) при постоянном перемешивании на магнитной мешалке ИКА®Color Squid (Германия). Теплоотвод от матрицы производился циркуляцией воды через медный радиатор. Термостабилизацию очищаемого раствора также осуществляли циркуляцией воды через медные трубки, навитые на реактор.

Остаточную концентрацию АТЗ в процессе деструкции определяли методом ВЭЖХ (Agilent 1260 Infinity) элюированием смесью ацетонитрила

и 75 мМ уксусной кислоты (60:40) со скоростью 0,5 мл/мин и УФ детектированием при 222 нм [10]. Выбор исходной концентрации 20 мкмоль/л обусловлен пределом обнаружения методики (~2 мкмоль/л) и аналитической возможностью получить достоверные данные. После обработки в железо-персульфатной системе пробы предварительно обезжелезивали фильтрованием через ПЭТФ-фильтры (0,45 мкм, ЗАО «Владисарт») при рН 8,0. Кинетика деструкции АТЗ представлена в виде линейных зависимостей (C/C_0) от продолжительности облучения (мин).

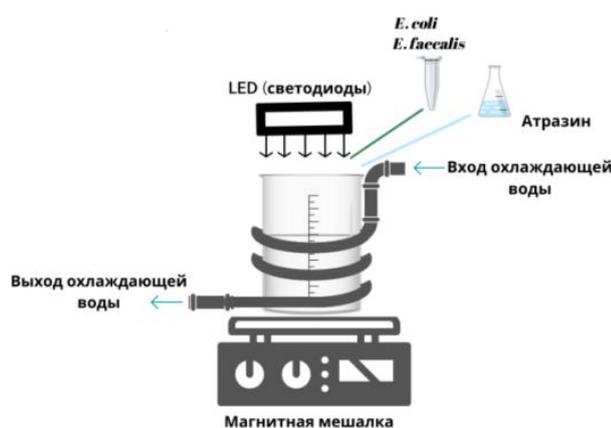


Рис. 1. Схема фотореактора на основе УФ-А светодиодной матрицы (365 нм)

Fig. 1. A scheme of photoreactor based on UV-A LEDs matrix (365 nm)

Степень инактивации определяли сравнением числа выживших клеток (КОЕ/мл) после инкубирования необлученной и облученной аликвоты на агаризованной среде при 37 °С в течение 24 ч в двух-трех параллельных посевах чашечным методом Коха [11]. Результаты инактивации представлены графически в виде зависимостей десятичного логарифма остаточного числа клеток (\lg КОЕ/мл) от продолжительности облучения (мин) [12].

Интенсивность УФ излучения светодиодов определяли методом полихроматической актинометрии [13-15]. Актинометрические растворы ферриоксалата калия и 1.10-фенантролина приготовлены по стандартной методике. Среднюю интенсивность падающего излучения ($E_{o,\lambda}$, мВт/см²) получили интегрированием уравнения в диапазоне 300-400 нм (7):

$$E_{o,\lambda} = \left[\frac{(a_{510}^t - a_{510}^0)V}{\epsilon_{510}\phi_{\lambda}tA} \times U_{\lambda} \right] \left[\frac{RLE_{\lambda}}{TRLE} \right], \quad (7)$$

где a_{510}^t (см⁻¹) and a_{510}^0 (см⁻¹) – коэффициенты светопоглощения при 510 нм до и после облучения в течение времени t (с), V (мл) и A (см²) – объем раствора и площадь его поверхности в реакторе, ϵ_{510} – молярный коэффициент светопоглощения при 510 нм,

11100 (М⁻¹ см¹), Φ_{λ} – квантовый выход, полученный интерполяцией литературных значений в диапазоне 300-400 нм [16, 17], U_{λ} – (Дж/Эйнштейн) – энергия фотона при 365 нм.

Интенсивность падающего УФ излучения составила 2,46 мВт/см². Среднюю интенсивность излучения в объеме раствора далее рассчитывали для каждого облучаемого раствора с учетом спектра его поглощения, а также спектра излучения светодиодов в диапазоне 300-400 нм [18]. Дозы УФ излучения рассчитаны как произведение средней интенсивности излучения в растворе и продолжительности облучения, необходимого для деструкции АТЗ и 100% инактивации *E. coli* и *E. faecalis*. Дозы для деструкции 90% АТЗ определены из соответствующих констант скорости в единицах дозы (см²/Дж), полученных из линейных зависимостей $\ln(C/C_0)$ от дозы.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Деструкция атразина без и в присутствии микроорганизмов

Кинетические кривые деструкции АТЗ в фотохимических окислительных системах без микроорганизмов представлены на рис. 2.

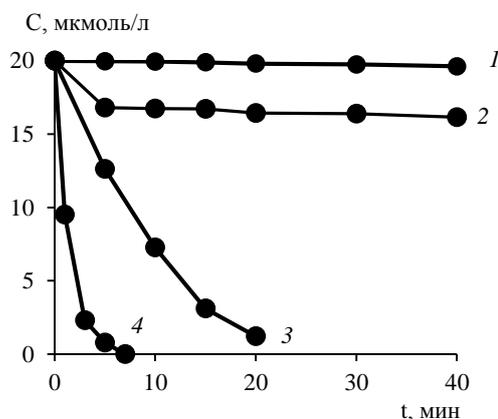


Рис. 2. Деструкция атразина в фотохимических окислительных системах без микроорганизмов. $[ATZ]_0 = 20$ мкмоль/л, $[Fe^{2+}] : [ПС] = 1:18$ (М/М). 1 - {УФ}, 2 - {ПС/ Fe^{2+} }, 3 - {УФ/ПС}, 4 - {УФ/ПС/ Fe^{2+} } (рН = 5,0)

Fig. 2. Destruction of atrazine in the photochemical oxidation systems without microorganisms. $[ATZ]_0 = 20$ μ M, $[Fe^{2+}] : [PS] = 1:18$ (M/M). 1 - {UV}, 2 - {PS/ Fe^{2+} }, 3 - {UV/PS}, 4 - {UV/PS/ Fe^{2+} } (pH = 5.0)

Из рис. 2 следует, что АТЗ, имеющий максимум поглощения при 222 нм, устойчив к прямому фотолизу УФ-А светодиодами (365 нм). Скорость деструкции значительно увеличилась при внесении ПС ($k = (12,8 \pm 0,7) \cdot 10^{-2}$ мин⁻¹) в системе {УФ/ПС}, так как образуются $SO_4^{\cdot-}$ и АТЗ окисляется ими полностью за 20 мин обработки ($k_{ATZ, SO_4^{\cdot-}} = 3 \cdot 10^9$ М⁻¹ с⁻¹) [19]. Внесение катализатора Fe^{2+} обеспечило максимальную скорость деструкции ($k =$

($60,8 \pm 3 \cdot 10^{-2}$ мин⁻¹) и полное разложение в системе {УФ/ПС/Fe²⁺} было достигнуто за 7 мин облучения. В результате «темновой» реакции без облучения, в системе {Fe²⁺/ПС}, наблюдалась деструкция около 15% микрополлютанта, далее его содержание оставалось постоянным. Таким образом, скорость деструкции АТЗ в фотохимических системах увеличивалась в следующем ряду: {УФ/ПС/Fe²⁺} > {УФ/ПС} > {ПС/Fe²⁺} > {УФ}.

Дальнейшие эксперименты по деструкции АТЗ в присутствии бактерий проводились в наиболее эффективной железо-персульфатной системе {УФ/ПС/Fe²⁺}. Внесение бактериальных клеток в раствор вызвало ингибирование деструкции и снижение соответствующих констант скорости на один порядок (табл. 1).

Это также наблюдалось нами ранее при одновременной деструкции и инактивации с применением других УФ источников [10, 20]. Такое ингибирование при относительно высокой исходной концентрации микрополлютанта на уровне мг/л частично вызвано сорбцией его молекул на клетках (3-4% за 20 мин) и снижением эффективных концентраций радикалов (ОН[•] и SO₄^{-•}), расходуемых на окисление конкурирующих субстратов – клеток и химического соединения [21-25]. Этот эффект отражается и в рассчитанных дозах УФ излу-

чения для разложения 90% АТЗ, которые достигают 7,7 Дж/см² в присутствии бактерий (табл. 1). Для деструкции АТЗ без бактерий доза ниже на один порядок. Тем не менее, полученные значения сравнимы с литературными данными о дозах УФ излучения при 365 нм для деструкции ≥ 90% микрополлютантов в других комбинированных окислительных системах без одновременного присутствия микроорганизмов (табл. 2).

Таблица 1

Константы скорости псевдо-первого порядка и УФ дозы для 90% деструкции атразина в железо-персульфатной системе без и в присутствии микроорганизмов
Table 1. Pseudo-first-order rate constants and UV doses for 90% destruction of atrazine in the ferrous-persulfate system with and without microorganisms

Система	$k \cdot 10^{-2}$, мин ⁻¹ ($R^2 = 0.99$)	Доза, Дж/см ²
УФ/ПС/Fe ²⁺	60,8	0,48
УФ/ПС/Fe ²⁺ / <i>E. coli</i>	3,1	7,6
УФ/ПС/Fe ²⁺ / <i>E. faecalis</i>	3,1	7,6

Инактивация микроорганизмов без и в присутствии атразина

Эксперименты по инактивации *E. coli* и *E. faecalis* проведены в тех же окислительных системах без и в присутствии атразина (рис. 3).

Таблица 2

Литературные данные о дозах УФ излучения светодиодов (365 нм) для деструкции органических микрополлютантов

Table 2. Literature data on the UV doses of LEDs (365 nm) for degradation of organic micropollutants

Микрополлютанты	Окислительная система	Интенсивность, (мВт/см ²)	Доза (Дж/см ²) и степень деструкции	Ссылка
Бисфенол А и С, карбамазепин, атразин, сульфадиазин, налидиксовая кислота, нитробензол	УФ/NO ₂ ⁻	3,05	3,66, 40-90%	[26]
Ацетаминофен	УФ/хлор	0,352	1,90, 96%	[27]
Афлатоксины	УФ	10,26	1,2, 70, 84%	[28]
п-гидроксибензойная кислота	УФ/TiO ₂	8,5	30,6-122,4*, ~90%	[29]
Противовоспалительные препараты	УФ/хлор	53,4	45, >90%	[30]
Ацетамиприд	УФ/Фентон	2,615	До 9,4*, > 90%	[31]
Сульфаметоксазол, окситетрацилин, 17-α - этилэстрадиол	УФ/TiO ₂	-	2,36**, >90%	[32]

*доза рассчитана как произведение интенсивности облучения и его продолжительности

**доза рассчитана как отношение затраченной энергии (0,15 кДж) к площади фотореактора (63,6 см²)

* the dose is calculated as the product of the radiation intensity and its duration

** dose was calculated as the ratio of the energy expended (0.15 kJ) to the area of the photoreactor (63.6 cm²)

В темновом эксперименте {ПС/Fe²⁺} измеримой инактивации не наблюдалось. На начальном этапе на кривых инактивации наблюдалась лаг-фаза («плечо») до 5 мин, степень инактивации при

этом была незначительной (~0,5 порядка). Считается, что лаг-фаза вызвана внутриклеточным окислительным стрессом, во время которого бактерии до определенного порога способны противостоять

воздействию радикалов [33]. Более высокая устойчивость к УФ излучению грамположительных клеток энтерококков (инактивировано 100% клеток за 20 мин), по сравнению с грамотрицательными клетками *E. coli* (10 мин), обусловлена различным строением клеточной мембраны, а именно, более толстым пептидогликановым слоем (20-80 нм) [34].

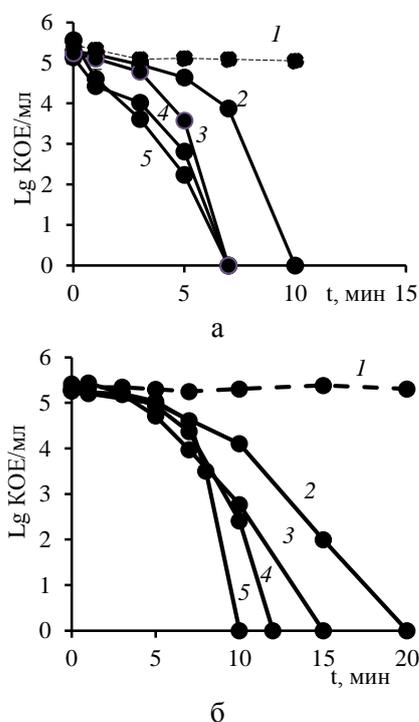


Рис. 3. Инактивация *E. coli* (а) и *E. faecalis* (б) в фотохимических окислительных системах в воде без и в присутствии атразина. [Клетки]₀ = 10⁵ КОЕ/мл, [АТЗ]₀ = 20 мкмоль/л, [Fe²⁺] : [ПС] = 1:18 (М/М), pH = 5,0. 1 – {ПС/Fe²⁺}; 2 – {УФ}; 3 – {УФ/ПС/Fe²⁺ + АТЗ}; 4 – {УФ/ПС}; 5 – {УФ/ПС/Fe²⁺}.
Fig. 3. Inactivation of *E. coli* (a) and *E. faecalis* (б) in the photochemical oxidation systems in water with and without atrazine. [Cells]₀ = 10⁵ CFU/ml, [АТЗ]₀ = 20 μM, [Fe²⁺] : [PS] = 1:18 (M/M), pH = 5.0. 1 – {PS/Fe²⁺}; 2 – {UV}; 3 – {UV/PS/Fe²⁺ + ATZ}; 4 – {UV/PS}; 5 – {UV/PS/Fe²⁺}.
Железо-персульфатная система являлась наиболее эффективной для инактивации *E. faecalis*, сокращая продолжительность облучения для 100%-ного обеззараживания воды до 10 мин (рис. 3). Полагаем, что это обусловлено более высоким вкладом генерируемых радикалов (SO₄^{•-}, OH[•]) в инактивацию относительно резистентных клеток *E. faecalis*. Однако, в случае *E. coli* скорости инактивации в системах {УФ/ПС} и {УФ/ПС/Fe²⁺} были сопоставимыми. Предположительно, это вызвано преобладающим вкладом высокоинтенсивного УФ излучения, к воздействию которого кишечная палочка менее устойчива, чем энтерококки. Поскольку железо-персульфатная система была наиболее эффективной для деструкции АТЗ, ее же использовали в

экспериментах по инактивации в присутствии гербицида. Внесение АТЗ вызвало ингибирование инактивации обоих видов, причем в большей степени для *E. faecalis*. Это согласуется с гипотезой о конкуренции органических веществ и микроорганизмов за генерирующиеся радикалы, что приводит к снижению скорости деструкции и инактивации. При этом эффект ингибирования был более выражен для резистентных энтерококков, полная инактивация которых достигалась в течение более продолжительного времени – 15 мин (рис. 3). В связи с этим требуются более высокие дозы для инактивации энтерококков, чем для кишечной палочки. Так, для инактивации 99,9% (т.е. снижения на 3 порядка) *E. coli* в воде бактерицидным УФ-излучением при 254 нм требуется доза 9 мДж/см² [35], для *E. faecalis* – 13 мДж/см² [36]. Это также подтверждено дозами УФ излучения при 365 нм, необходимыми для инактивации 100% клеток (снижения на 5 порядков), в фотохимических системах без и в присутствии АТЗ (табл. 3).

Таблица 3

Дозы УФ излучения светодиодов для инактивации 100% *E. coli* и *E. faecalis* в фотохимических окислительных системах без и в присутствии атразина в воде, Дж/см²

Table 3. Doses of UV radiation of LEDs for 100% inactivation of *E. coli* and *E. faecalis* in the photochemical oxidation systems with and without atrazine in water, J/cm²

Микроорганизмы	УФ	УФ/ПС	УФ/ПС/Fe ²⁺	УФ/ПС/Fe ²⁺ + АТЗ
<i>E. coli</i>	1,47	1,03	0,94	0,99
<i>E. faecalis</i>	2,87	1,76	1,43	2,12

Минимальная доза в ~1 Дж/см² требовалась для инактивации *E. coli* во всех персульфатных системах без и в присутствии гербицида. Поскольку клетки *E. faecalis* полностью инактивированы быстрее в железо-персульфатной системе, то и соответствующая доза ниже, чем дозы при облучении только УФ светом и в присутствии персульфата (УФ/ПС). Значительное ингибирование инактивации энтерококков в присутствии атразина вызвало увеличение дозы на 48% (табл. 3).

Публикации, в которых представлены дозы УФ излучения при 365 нм (в основном, светодиодов) для микробной инактивации прямым фотолизом, т.е. без участия окислителей или катализаторов, достаточно многочисленны. Найденные дозы значительно ниже, чем сообщаемые в литературе дозы для прямого фотолиза при 365 нм, достигающие при разных условиях сотен Дж/см² [37-41].

Так, при дозах ниже 52 Дж/см² наблюдалась незначительная инактивация *E. coli* [41]. В других работах сообщалось о снижении численности *E. coli* на 3,9 и 5 порядка при воздействии 54 [37] и 315 Дж/см² [38], соответственно. Дозы в 25 и 42 Дж/см² были найдены для снижения численности клеток на порядок для *E. coli* и *E. faecalis*, соответственно [39]. Для инактивации *E. coli* на 8 порядков потребовались более высокие дозы до 188,1 Дж/см² [40].

Вместе с тем, дозы УФ излучения при 365 нм для микробной инактивации комбинированными окислительными процессами сообщаются в литературе достаточно редко. Тем не менее, найденные дозы для полного обеззараживания в железо-персульфатной системе сравнимы с дозами в 0,69-0,87 и 0,1 Дж/см², которые требовались для фотокаталитической инактивации *E. coli* в системе {УФ/TiO₂} на 3 [42] и 0,4 [43] порядка, соответственно. В целом, дозы УФ-излучения, необходимые для разложения 90% микрополлютанта, также обеспечивают одновременную инактивацию микроорганизмов.

ВЫВОДЫ

Железо-персульфатная окислительная система, активированная УФ-А светодиодами (365 нм),

является эффективной для одновременной деструкции микрополлютанта атразина и инактивации бактерий *E. coli* и *E. faecalis* в водном растворе. Несмотря на взаимное ингибирование, необходимая доза УФ излучения для деструкции 90% атразина (7,7 Дж/см²) в присутствии бактерий обеспечивает их одновременную инактивацию. Полученные результаты могут быть положены в основу энергоэффективного метода одноэтапной очистки и обеззараживания воды с использованием гомогенных фото-Фентон-подобных процессов.

Работа выполнена в рамках государственного задания БИП СО РАН (проект № 0273-2021-0006) с использованием оборудования ЦКП БИП СО РАН (г. Улан-Удэ). Авторы выражают благодарность Dr. Sara Beck за методологическую помощь и обсуждение результатов.

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов, требующего раскрытия в данной статье.

The work was carried out within the framework of (project No. 0273-2021-0006) using the equipment of the Center for Collective Use of SB RAS (Ulan-Ude). The authors are grateful to Dr. Sara Beck for methodological and discussion of the results.

The authors declare the absence a conflict of interest warranting disclosure in this article.

ЛИТЕРАТУРА

1. Чжун Х., Ли Ч., Чжао Х., Сунь Л., Сюй А., Ся Д., Невский А.В. Деструкция красителя кислотного оранжевого-7 в водных растворах в присутствии ионов железа (III), персульфата при воздействии видимого излучения. *Изв. вузов. Химия и хим. технология*. 2017. Т. 60. Вып. 3. С. 48–54. DOI: 10.6060/tcct.2017604.5545.
2. Попова С.А., Матафонова Г.Г., Батоев В.Б. Сонофотохимическое окисление органических поллютантов в водных растворах с применением персульфата. *Изв. вузов. Химия и хим. технология*. 2020. Т. 63. Вып. 10. С. 105-109. DOI: 10.6060/ivkkt.20206310.6233.
3. Xiao R., Liu K., Bai L. Inactivation of pathogenic microorganisms by sulfate radical: Present and future. *Chem. Eng. J.* 2019. V. 371. P. 222–232. DOI: 10.1016/j.cej.2019.03.296.
4. Fiorentino A., Esteban B., Garrido-Cardenas J.A. Effect of solar photo-Fenton process in raceway pond reactors at neutral pH on antibiotic resistance determinants in secondary treated urban wastewater. *J. Hazard. Mater.* 2019. V. 378. P. 120737. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2019.06.014.
5. de la Obra Jiménez I., Giannakis S., Grandjean D. Unfolding the action mode of light and homogeneous vs. heterogeneous photo-Fenton in bacteria disinfection and concurrent elimination of micropollutants in urban wastewater, mediated by iron oxides in Raceway Pond Reactors. *Appl. Catal. B.* 2020. V. 263. P. 118158. DOI: 10.1016/j.apcatb.2019.118158.
6. López-Vinent N., Cruz-Alcalde A., Malvestiti J.A. Organic fertilizer as a chelating agent in photo-Fenton at neutral pH with LEDs for agricultural wastewater reuse: Micropollutant abatement and bacterial inactivation. *Chem. Eng. J.* 2020. V. 388. P. 124246. DOI: 10.1016/j.cej.2020.124246.

REFERENCES

1. Zhong H., Li J., Zhao H., Sun L., Xu A., Xia D., Nevsky A.V. Degradation of acid orange 7 in aqueous solution under presence of iron (III), persulphate and visible light irradiation. *ChemChemTech [Izv. Vyssh. Uchebn. Zaved. Khim. Khim. Tekhnol.]*. 2017. V. 60. N 3. P. 48–54 (in Russian). DOI: 10.6060/tcct.2017604.5545.
2. Popova S.A., Matafonova G.G., Batoev V.B. Sonophotocatalytic oxidation of organic contaminants in aqueous solutions using persulfate. *ChemChemTech [Izv. Vyssh. Uchebn. Zaved. Khim. Khim. Tekhnol.]*. 2020. V. 63. N 10. P. 105-109. DOI: 10.6060/ivkkt.20206310.6233.
3. Xiao R., Liu K., Bai L. Inactivation of pathogenic microorganisms by sulfate radical: Present and future. *Chem. Eng. J.* 2019. V. 371. P. 222–232. DOI: 10.1016/j.cej.2019.03.296.
4. Fiorentino A., Esteban B., Garrido-Cardenas J.A. Effect of solar photo-Fenton process in raceway pond reactors at neutral pH on antibiotic resistance determinants in secondary treated urban wastewater. *J. Hazard. Mater.* 2019. V. 378. P. 120737. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2019.06.014.
5. de la Obra Jiménez I., Giannakis S., Grandjean D. Unfolding the action mode of light and homogeneous vs. heterogeneous photo-Fenton in bacteria disinfection and concurrent elimination of micropollutants in urban wastewater, mediated by iron oxides in Raceway Pond Reactors. *Appl. Catal. B.* 2020. V. 263. P. 118158. DOI: 10.1016/j.apcatb.2019.118158.
6. López-Vinent N., Cruz-Alcalde A., Malvestiti J.A. Organic fertilizer as a chelating agent in photo-Fenton at neutral pH with LEDs for agricultural wastewater reuse: Micropollutant abatement and bacterial inactivation. *Chem. Eng. J.* 2020. V. 388. P. 124246. DOI: 10.1016/j.cej.2020.124246.

7. **Marjanovic M., Giannakis S., Grandjean D.** Effect of μM Fe addition, mild heat and solar UV on sulfate radical-mediated inactivation of bacteria, viruses, and micropollutant degradation in water. *Water Res.* 2018. V.140. P. 220–231. DOI: 10.1016/j.watres.2018.04.054.
8. **Rodríguez-Chueca J., Giannakis S., Marjanovic M.** Solar-assisted bacterial disinfection and removal of contaminants of emerging concern by Fe^{2+} -activated HSO_5^- vs. $\text{S}_2\text{O}_8^{2-}$ in drinking water. *Appl. Catal. B.* 2019. V. 248. P. 62–72. DOI: 10.1016/j.apcatb.2019.02.018.
9. **Rodríguez-Chueca J., García-Cañibano C., Lepistö R.-J.** Intensification of UV-C tertiary treatment: Disinfection and removal of micropollutants by sulfate radical based Advanced Oxidation Processes. *J. Hazard. Mater.* 2019. V. 372. P. 94–102. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2018.04.044.
10. **Popova S., Matafonova G., Batoev V.** Simultaneous atrazine degradation and *E. coli* inactivation by UV/ $\text{S}_2\text{O}_8^{2-}/\text{Fe}^{2+}$ process under KrCl excilamp (222 nm) irradiation. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 2019. V. 169. P. 169–177. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2018.11.014.
11. **Егоров Н.С.** Руководство к практическим занятиям по микробиологии. М.: МГУ. 1995. С. 122–125.
12. **Bolton J.R., Cotton C.A.** The Ultraviolet Disinfection Handbook. Denver, CO: AWWA. 2008. 150 p.
13. **Jin S., Mofidi A.A., Linden K.G.** Polychromatic UV fluence measurement using chemical actinometry, biososimetry, and mathematical techniques. *J. Environ. Eng.* 2006. V. 132. P. 831–841. DOI: 10.1061/(ASCE)0733-9372(2006)132:8(831).
14. **Kheyrandish A., Taghipour F., Mohseni M.** UV-LED radiation modeling and its applications in UV dose determination for water treatment. *J. Photochem. Photobiol. A: Chem.* 2018. V. 352. P. 113–121. DOI: 10.1016/j.jphotochem.2017.10.047.
15. **Keshavarzfathy M., Malayeri A.H., Mohseni M., Taghipour F.** UV-LED fluence determination by numerical method for microbial inactivation studies. *J. Photochem. Photobiol. A.* 2020. V. 392. P. 112406. DOI: 10.1016/j.jphotochem.2020.112406.
16. **Bolton J.R., Stefan M.I., Shaw P., Lykke K.R.** Determination of the quantum yields of the potassium ferrioxalate and potassium iodide–iodate actinometers and a method for the calibration of radiometer detectors. *J. Photochem. Photobiol. A.* 2011. V. 222. P. 166–169. DOI: 10.1016/j.jphotochem.2011.05.017.
17. **Goldstein S., Rabani J.** The ferrioxalate and iodide-iodate actinometers in the UV region. *J. Photochem. Photobiol. A.* 2008. V. 193. P. 50–55. DOI: 10.1016/j.jphotochem.2007.06.006.
18. **Beck S.E., Ryu H., Boczek L.A.** Evaluating UV-C LED disinfection performance and investigating potential dual-wavelength synergy. *Water Res.* 2017. V. 109. P. 207–216. DOI: 10.1016/j.watres.2016.11.024.
19. **Manoj P., Prasanthkumar K.P., Manoj V.M., Aravind U.K., Manojkumar T.K., Aravindakumar C.T.** Oxidation of substituted triazines by sulfate radical anion ($\text{SO}_4^{\bullet-}$) in aqueous medium: A laser flash photolysis and steady state radiolysis study. *J. Phys. Org. Chem.* 2007. V. 20. P. 122–129. DOI: 10.1002/poc.1134.
20. **Garkusheva N., Matafonova G., Tsenter I.** Simultaneous atrazine degradation and *E. coli* inactivation by simulated solar photo-Fenton-like process using persulfate. *J. Environ. Sci. Health A.* 2017. V. 52. P. 849–855. DOI: 10.1080/10934529.2017.1312188.
7. **Marjanovic M., Giannakis S., Grandjean D.** Effect of μM Fe addition, mild heat and solar UV on sulfate radical-mediated inactivation of bacteria, viruses, and micropollutant degradation in water. *Water Res.* 2018. V.140. P. 220–231. DOI: 10.1016/j.watres.2018.04.054.
8. **Rodríguez-Chueca J., Giannakis S., Marjanovic M.** Solar-assisted bacterial disinfection and removal of contaminants of emerging concern by Fe^{2+} -activated HSO_5^- vs. $\text{S}_2\text{O}_8^{2-}$ in drinking water. *Appl. Catal. B.* 2019. V. 248. P. 62–72. DOI: 10.1016/j.apcatb.2019.02.018.
9. **Rodríguez-Chueca J., García-Cañibano C., Lepistö R.-J.** Intensification of UV-C tertiary treatment: Disinfection and removal of micropollutants by sulfate radical based Advanced Oxidation Processes. *J. Hazard. Mater.* 2019. V. 372. P. 94–102. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2018.04.044.
10. **Popova S., Matafonova G., Batoev V.** Simultaneous atrazine degradation and *E. coli* inactivation by UV/ $\text{S}_2\text{O}_8^{2-}/\text{Fe}^{2+}$ process under KrCl excilamp (222 nm) irradiation. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 2019. V. 169. P. 169–177. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2018.11.014.
11. **Egorov N.S.** A guide to practical exercises in microbiology. М.: MGU. 1995. P. 122–125.
12. **Bolton J.R., Cotton C.A.** The Ultraviolet Disinfection Handbook. Denver, CO: AWWA. 2008. 150 p.
13. **Jin S., Mofidi A.A., Linden K.G.** Polychromatic UV fluence measurement using chemical actinometry, biososimetry, and mathematical techniques. *J. Environ. Eng.* 2006. V. 132. P. 831–841. DOI: 10.1061/(ASCE)0733-9372(2006)132:8(831).
14. **Kheyrandish A., Taghipour F., Mohseni M.** UV-LED radiation modeling and its applications in UV dose determination for water treatment. *J. Photochem. Photobiol. A: Chem.* 2018. V. 352. P. 113–121. DOI: 10.1016/j.jphotochem.2017.10.047.
15. **Keshavarzfathy M., Malayeri A.H., Mohseni M., Taghipour F.** UV-LED fluence determination by numerical method for microbial inactivation studies. *J. Photochem. Photobiol. A.* 2020. V. 392. P. 112406. DOI: 10.1016/j.jphotochem.2020.112406.
16. **Bolton J.R., Stefan M.I., Shaw P., Lykke K.R.** Determination of the quantum yields of the potassium ferrioxalate and potassium iodide–iodate actinometers and a method for the calibration of radiometer detectors. *J. Photochem. Photobiol. A.* 2011. V. 222. P. 166–169. DOI: 10.1016/j.jphotochem.2011.05.017.
17. **Goldstein S., Rabani J.** The ferrioxalate and iodide-iodate actinometers in the UV region. *J. Photochem. Photobiol. A.* 2008. V. 193. P. 50–55. DOI: 10.1016/j.jphotochem.2007.06.006.
18. **Beck S.E., Ryu H., Boczek L.A.** Evaluating UV-C LED disinfection performance and investigating potential dual-wavelength synergy. *Water Res.* 2017. V. 109. P. 207–216. DOI: 10.1016/j.watres.2016.11.024.
19. **Manoj P., Prasanthkumar K.P., Manoj V.M., Aravind U.K., Manojkumar T.K., Aravindakumar C.T.** Oxidation of substituted triazines by sulfate radical anion ($\text{SO}_4^{\bullet-}$) in aqueous medium: A laser flash photolysis and steady state radiolysis study. *J. Phys. Org. Chem.* 2007. V. 20. P. 122–129. DOI: 10.1002/poc.1134.
20. **Garkusheva N., Matafonova G., Tsenter I.** Simultaneous atrazine degradation and *E. coli* inactivation by simulated solar photo-Fenton-like process using persulfate. *J. Environ. Sci. Health A.* 2017. V. 52. P. 849–855. DOI: 10.1080/10934529.2017.1312188.

21. **Moncayo-Lasso A., Mora-Arismendi L.E., Rengifo-Herrera J.A.** The detrimental influence of bacteria (*E. coli*, Shigella and Salmonella) on the degradation of organic compounds (and vice versa) in TiO₂ photocatalysis and near-neutral photo-Fenton processes under simulated solar light. *Photochem. Photobiol. Sci.* 2012. V. 11. P. 821–827. DOI: 10.1039/c2pp05290c.
22. **Timchak E., Timchak E., Gitis V.** A combined degradation of dyes and inactivation of viruses by UV and UV/H₂O₂. *Chem. Eng. J.* 2012. V. 192. P. 164–170. DOI: 10.1016/j.cej.2012.03.054.
23. **Barrera M., Mehrab M., Gilbride K.A.** Photolytic treatment of organic constituents and bacterial pathogens in secondary effluent of synthetic slaughterhouse wastewater. *Chem. Eng. Res. Des.* 2012. V. 90. P. 1335–1350. DOI: 10.1016/j.cherd.2011.11.018.
24. **Subramanian G., Parakh P., Prakash H.** Photodegradation of methyl orange and photoinactivation of bacteria by visible light activation of persulfate using a tris (2,2'-bipyridyl)ruthenium (II) complex. *Photochem. Photobiol. Sci.* 2013. V. 12. P. 456–466. DOI: 10.1039/c2pp25316j.
25. **He J., Zeng X., Lan S., Lo I.M.C.** Reusable magnetic Ag/Fe, N-TiO₂/Fe₃O₄@SiO₂ composite for simultaneous photocatalytic disinfection of *E. coli* and degradation of bisphenol A in sewage under visible light. *Chemosphere.* 2019. V. 217. P. 869–878. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2018.11.072.
26. **Zhou S., Li L., Wu Y., Zhu S., Zhu N., Bu L.** UV365 induced elimination of contaminants of emerging concern in the presence of residual nitrite: roles of reactive nitrogen species. *Water Res.* 2020. V. 178. P. 115829. DOI: 10.1016/j.watres.2020.115829.
27. **Li B., Ma X., Li W., Chen Q., Deng J., Li G.** Factor affecting the role of radicals contribution at different wavelengths, degradation pathways and toxicity during UV-LED/chlorine process. *Chem. Eng. J.* 2020. V. 392. P. 124552. DOI: 10.1016/j.cej.2020.124552.
28. **Stanley J., Patras A., Pendyala B., Vergne M.J., Bansode R.R.** Performance of a UV-A LED system for degradation of aflatoxins B1 and M1 in pure water: kinetics and cytotoxicity study. *Sci. Rep.* 2020. V. 10. P. 13473. DOI: 10.1038/s41598-020-70370-x.
29. **Ferreira L.C., Fernandes J.R., Rodríguez-Chueca J., Peres J.A., Lucas M.S., Tavares P.B.** Photocatalytic degradation of an agro-industrial wastewater model compound using a UV LEDs system: kinetic study. *J. Environ. Manag.* 2020. V. 269. P. 110740. DOI: 10.1016/j.jenvman.2020.110740.
30. **Tan C., Wu H., He H., Lu X., Gao H., Deng J., Chu W.** Anti-inflammatory drugs degradation during LED-UV365 photolysis of free chlorine: roles of reactive oxidative species and formation of disinfection by-products. *Water Res.* V. 185. P. 116252. DOI: 10.1016/j.watres.2020.116252.
31. **de la Obra I., García E.B., García Sánchez J.L., Casas López J.L., Sánchez Pérez J.A.** Low cost UVA-LED as a radiation source for the photo-Fenton process: a new approach for micropollutant removal from urban wastewater. *Photochem. Photobiol. Sci.* 2017. V. 16. P. 72–8. DOI: 10.1039/C6PP00245E.
32. **Malkhasian A., Izadifard M., Achari G., Langford C.** Photocatalytic degradation of agricultural antibiotics using a UV-LED light source. *J. Environ. Sci. Health B.* 2014. V. 49. P. 35–40. DOI: 10.1080/03601234.2013.836871.
33. **Serna-Galvis E.A., Troyon J.A., Giannakis S., Torres-Palma R.A., Carena L., Vione D.** Kinetic modeling of lag times during photo-induced inactivation of *E. coli* in sunlit surface waters: unraveling the pathways of exogenous action. *Water Res.* 2019. 163. P. 114894. DOI: 10.1016/j.watres.2019.114894.
34. **Шлегель Г.** Общая микробиология. М.: Мир. 1987. 567 с.
21. **Moncayo-Lasso A., Mora-Arismendi L.E., Rengifo-Herrera J.A.** The detrimental influence of bacteria (*E. coli*, Shigella and Salmonella) on the degradation of organic compounds (and vice versa) in TiO₂ photocatalysis and near-neutral photo-Fenton processes under simulated solar light. *Photochem. Photobiol. Sci.* 2012. V. 11. P. 821–827. DOI: 10.1039/c2pp05290c.
22. **Timchak E., Timchak E., Gitis V.** A combined degradation of dyes and inactivation of viruses by UV and UV/H₂O₂. *Chem. Eng. J.* 2012. V. 192. P. 164–170. DOI: 10.1016/j.cej.2012.03.054.
23. **Barrera M., Mehrab M., Gilbride K.A.** Photolytic treatment of organic constituents and bacterial pathogens in secondary effluent of synthetic slaughterhouse wastewater. *Chem. Eng. Res. Des.* 2012. V. 90. P. 1335–1350. DOI: 10.1016/j.cherd.2011.11.018.
24. **Subramanian G., Parakh P., Prakash H.** Photodegradation of methyl orange and photoinactivation of bacteria by visible light activation of persulfate using a tris (2,2'-bipyridyl)ruthenium (II) complex. *Photochem. Photobiol. Sci.* 2013. V. 12. P. 456–466. DOI: 10.1039/c2pp25316j.
25. **He J., Zeng X., Lan S., Lo I.M.C.** Reusable magnetic Ag/Fe, N-TiO₂/Fe₃O₄@SiO₂ composite for simultaneous photocatalytic disinfection of *E. coli* and degradation of bisphenol A in sewage under visible light. *Chemosphere.* 2019. V. 217. P. 869–878. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2018.11.072.
26. **Zhou S., Li L., Wu Y., Zhu S., Zhu N., Bu L.** UV365 induced elimination of contaminants of emerging concern in the presence of residual nitrite: roles of reactive nitrogen species. *Water Res.* 2020. V. 178. P. 115829. DOI: 10.1016/j.watres.2020.115829.
27. **Li B., Ma X., Li W., Chen Q., Deng J., Li G.** Factor affecting the role of radicals contribution at different wavelengths, degradation pathways and toxicity during UV-LED/chlorine process. *Chem. Eng. J.* 2020. V. 392. P. 124552. DOI: 10.1016/j.cej.2020.124552.
28. **Stanley J., Patras A., Pendyala B., Vergne M.J., Bansode R.R.** Performance of a UV-A LED system for degradation of aflatoxins B1 and M1 in pure water: kinetics and cytotoxicity study. *Sci. Rep.* 2020. V. 10. P. 13473. DOI: 10.1038/s41598-020-70370-x.
29. **Ferreira L.C., Fernandes J.R., Rodríguez-Chueca J., Peres J.A., Lucas M.S., Tavares P.B.** Photocatalytic degradation of an agro-industrial wastewater model compound using a UV LEDs system: kinetic study. *J. Environ. Manag.* 2020. V. 269. P. 110740. DOI: 10.1016/j.jenvman.2020.110740.
30. **Tan C., Wu H., He H., Lu X., Gao H., Deng J., Chu W.** Anti-inflammatory drugs degradation during LED-UV365 photolysis of free chlorine: roles of reactive oxidative species and formation of disinfection by-products. *Water Res.* V. 185. P. 116252. DOI: 10.1016/j.watres.2020.116252.
31. **de la Obra I., García E.B., García Sánchez J.L., Casas López J.L., Sánchez Pérez J.A.** Low cost UVA-LED as a radiation source for the photo-Fenton process: a new approach for micropollutant removal from urban wastewater. *Photochem. Photobiol. Sci.* 2017. V. 16. P. 72–8. DOI: 10.1039/C6PP00245E.
32. **Malkhasian A., Izadifard M., Achari G., Langford C.** Photocatalytic degradation of agricultural antibiotics using a UV-LED light source. *J. Environ. Sci. Health B.* 2014. V. 49. P. 35–40. DOI: 10.1080/03601234.2013.836871.
33. **Serna-Galvis E.A., Troyon J.A., Giannakis S., Torres-Palma R.A., Carena L., Vione D.** Kinetic modeling of lag times during photo-induced inactivation of *E. coli* in sunlit surface waters: unraveling the pathways of exogenous action. *Water Res.* 2019. 163. P. 114894. DOI: 10.1016/j.watres.2019.114894.

35. Методические указания. Использование ультрафиолетового излучения при обеззараживании воды плавательных бассейнов. 1998. <https://docs.cntd.ru/document/1200011524>
36. **Chen P.-Y., Chu X.-N., Liu L., Hu J.-Y.** Effects of salinity and temperature on inactivation and repair potential of *Enterococcus faecalis* following medium- and low-pressure ultraviolet irradiation. *J. Appl. Microbiol.* 2016. V. 120. N 3. P. 816-825. DOI: 10.1111/jam.13026.
37. **Mori M., Hamamoto A., Takahashi A., Nakano M., Wakikawa N., Tachibana S.** Development of a new water sterilization device with a 365 nm UV-LED. *Med. Biol. Eng. Comput.* 2007. V. 45. P. 1237–1241. DOI: 10.1007/s11517-007-0263-1.
38. **Hamamoto M., Mori A., Takahashi M., Nakano N., Wakikawa N., Akutagawa M.** New water disinfection system using UVA light-emitting diodes. *J. Appl. Microbiol.* 2007. V. 103. P. 2291–2298. DOI: 10.1111/j.1365-2672.2007.03464.x.
39. **Lui G.Y., Roser D., Corkish R., Ashbolt N.J., Stuetz R.** Point-of-use water disinfection using ultraviolet and visible light-emitting diodes. *Sci. Tot. Environ.* 2016. V. 553. P. 626–635. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.02.039.
40. **Prasad A., Ganzle M., Roopesh M.S.** Inactivation of *Escherichia coli* and Salmonella using 365 and 395 nm high intensity pulsed light emitting diodes. *Foods.* 2019. V. 8. P. 679. DOI: 10.3390/foods8120679.
41. **Song K., Mohseni M., Taghipour F.** Mechanisms investigation on bacterial inactivation through combinations of UV wavelengths. *Water Res.* 2019. V. 163. P. 114875. DOI: 10.1016/j.watres.2019.114875.
42. **Xiong P., Hu J.** Inactivation/reactivation of antibiotic-resistant bacteria by a novel UVA/LED/TiO₂ system. *Water Res.* 2013. V. 47. P. 4547–4555. DOI: 10.1016/j.watres.2013.04.056.
43. **Montenegro-Ayo R., Barrios A.C., Mondal I., Bhagat K., Morales-Gomero J.C., Abbaszadegan M.** Portable point-of-use photoelectrocatalytic device provides rapid water disinfection. *Sci. Tot. Environ.* 2020. V. 737. P. 140044. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.140044.
34. **Schlegel G.** General microbiology. M.: Mir. 1987. 567 p. (in Russian).
35. Methodical instructions. The use of ultraviolet radiation in the disinfection of swimming pool water. 1998. <https://docs.cntd.ru/document/1200011524>
36. **Chen P.-Y., Chu X.-N., Liu L., Hu J.-Y.** Effects of salinity and temperature on inactivation and repair potential of *Enterococcus faecalis* following medium- and low-pressure ultraviolet irradiation. *J. Appl. Microbiol.* 2016. V. 120. N 3. P. 816-825. DOI: 10.1111/jam.13026.
37. **Mori M., Hamamoto A., Takahashi A., Nakano M., Wakikawa N., Tachibana S.** Development of a new water sterilization device with a 365 nm UV-LED. *Med. Biol. Eng. Comput.* 2007. V. 45. P. 1237–1241. DOI: 10.1007/s11517-007-0263-1.
38. **Hamamoto M., Mori A., Takahashi M., Nakano N., Wakikawa N., Akutagawa M.** New water disinfection system using UVA light-emitting diodes. *J. Appl. Microbiol.* 2007. V. 103. P. 2291–2298. DOI: 10.1111/j.1365-2672.2007.03464.x.
39. **Lui G.Y., Roser D., Corkish R., Ashbolt N.J., Stuetz R.** Point-of-use water disinfection using ultraviolet and visible light-emitting diodes. *Sci. Tot. Environ.* 2016. V. 553. P. 626–635. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.02.039.
40. **Prasad A., Ganzle M., Roopesh M.S.** Inactivation of *Escherichia coli* and Salmonella using 365 and 395 nm high intensity pulsed light emitting diodes. *Foods.* 2019. V. 8. P. 679. DOI: 10.3390/foods8120679.
41. **Song K., Mohseni M., Taghipour F.** Mechanisms investigation on bacterial inactivation through combinations of UV wavelengths. *Water Res.* 2019. V. 163. P. 114875. DOI: 10.1016/j.watres.2019.114875.
42. **Xiong P., Hu J.** Inactivation/reactivation of antibiotic-resistant bacteria by a novel UVA/LED/TiO₂ system. *Water Res.* 2013. V. 47. P. 4547–4555. DOI: 10.1016/j.watres.2013.04.056.
43. **Montenegro-Ayo R., Barrios A.C., Mondal I., Bhagat K., Morales-Gomero J.C., Abbaszadegan M.** Portable point-of-use photoelectrocatalytic device provides rapid water disinfection. *Sci. Tot. Environ.* 2020. V. 737. P. 140044. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.140044.

Поступила в редакцию 02.06.2021

Принята к опубликованию 23.12.2021

Received 02.06.2021

Accepted 23.12.2021