

## ФОТОХИМИЧЕСКОЕ ОКИСЛЕНИЕ ГЕКСАЦИАНОФЕРРАТОВ В ВОДНЫХ РАСТВОРАХ

© 2023 г. Б. А. Цыбикова<sup>а</sup>, А. А. Батоева<sup>а,\*</sup>, М. Р. Сизых<sup>а</sup>, Д. Г. Асеев<sup>а</sup>

<sup>а</sup>Байкальский институт природопользования СО РАН, Улан-Удэ, Россия

\*e-mail: abai@binm.ru

Поступила в редакцию 16.11.2022 г.

После доработки 26.01.2023 г.

Принята к публикации 30.01.2023 г.

Исследованы основные кинетические закономерности процесса фотохимической деструкции устойчивых цианистых соединений, на примере гексацианоферратов (ГЦФ), в комбинированной окислительной системе {Solar/S<sub>2</sub>O<sub>8</sub><sup>2-</sup>} при воздействии солнечного излучения. Установлено, что в комбинированной системе {Solar/S<sub>2</sub>O<sub>8</sub><sup>2-</sup>} происходит не только полная деструкция комплекса [Fe(CN)<sub>6</sub>]<sup>3-</sup>, но и эффективное окисление промежуточных продуктов – токсичных свободных цианидов, до нетоксичных конечных продуктов. Высокая эффективность окисления ГЦФ в комбинированной системе обусловлена реализацией сопряженного ион-радикального механизма, включающего наряду с прямым фотолизом, окислительные процессы с участием высокорекреационноспособных вторичных окислителей – активных форм кислорода (АФК), преимущественно гидроксильных радикалов, генерируемых *in situ* при одновременной щелочной и световой активации персульфата солнечным излучением. Изучено влияние анионов (хлоридов, сульфатов и гидрокарбонатов), а также сопутствующих загрязнителей органической природы (ксантогенатов и фенола), наиболее характерных для цианидсодержащих производственных сточных вод, на процесс окисления ГЦФ в окислительной системе {Solar/S<sub>2</sub>O<sub>8</sub><sup>2-</sup>}. Рассмотренные анионы в широком концентрационном диапазоне (1–10 мМ) оказывают промотирующее действие на процесс фотохимического окисления ГЦФ.

**Ключевые слова:** гексацианоферраты, свободные цианиды, солнечное излучение, персульфаты, активные формы кислорода, окислительная деструкция

**DOI:** 10.31857/S0044453723070294, **EDN:** SOVDEO

Сложившийся уровень антропогенного загрязнения водных объектов является одной из основных причин, вызывающих их деградацию, вследствие аккумуляции загрязняющих веществ, в том числе токсичных, гидробионтами и водной растительностью, в донных отложениях, а также ухудшение качества поверхностных природных вод, используемых в качестве источников питьевого и хозяйственно-бытового водоснабжения.

Особую опасность представляют сточные воды, содержащие высокотоксичные цианистые соединения, образующиеся на предприятиях цветной и черной металлургии, гальванохимических производствах машиностроительных и приборостроительных заводов, обогатительных фабриках, газоперерабатывающих и коксохимических заводах, на предприятиях химической промышленности и др. [1, 2].

Так, например, цианистые соединения, как в виде слабодиссоциированной, очень токсичной синильной кислоты (HCN), так и в виде комплексных цианидов, являются приоритетными экотоксикантами поликомпонентных сточных и оборотных вод обогатительных фабрик, использующих технологию цианидного выщелачивания благородных металлов из руд и флотоконцентратов [3–5]. Их предельно допустимые концентрации в водах водных объектов рыбохозяйственного назначения строго регламентированы и составляют для свободных цианидов и гексацианоферратов (ГЦФ) 0.05 и 0.1 мг/дм<sup>3</sup> соответственно [6].

Для обезвреживания подобных сточных вод используют деструктивное окисление простых и комплексных цианидов, цианатов и тиоцианатов пероксидом водорода, озоном, перманганатом калия, кислородом воздуха или реагентами, содержащими “активный хлор” (хлорная известь, гипохлорит кальция или натрия, хлорная вода) [7,

8]. Чаще всего в качестве окислителя используется “активный” хлор. Преимущество хлорирования заключается в доступности и простоте аппаратного оформления процессов очистки. Однако этот метод обладает рядом недостатков, к числу которых следует отнести опасность отравления окружающей среды хлорагентами и продуктами их взаимодействия с цианидами, а также значительное увеличение концентрации солей, придающих сбрасываемой воде жесткость. Одним из существенных недостатков процесса хлорирования является опасность неполного разложения комплексных цианидов тяжелых металлов.

В настоящее время большое внимание исследователей сосредоточено на разработке новых комбинированных процессов окисления, заключающихся в генерировании *in situ* различными способами высокореакционноспособных радикалов – преимущественно активных форм кислорода (АФК), таких как гидроксильные радикалы  $\text{HO}^\bullet$  ( $E^0 = 1.8\text{--}2.7$  В), супероксидные  $\text{O}_2^{\bullet-}$  ( $E^0 = 0.94$  В) и сульфатные анион-радикалы  $\text{SO}_4^{\bullet-}$  ( $E^0 = 2.5\text{--}3.1$  В), которые способны индуцировать окисление и минерализацию растворенных в воде загрязнителей [9–12].

В мировой литературе накоплен достаточно обширный материал по использованию фотохимических методов для окислительной деструкции биоустойчивых органических загрязнителей [13–15]. В большинстве работ используются искусственные источники УФ-излучения – ртутные лампы разного давления. Растет интерес исследователей к использованию альтернативного безртутного источника излучения – полихроматического солнечного излучения (Solar) для интенсификации окислительной деструкции стойких органических загрязнителей, инактивации патогенной микрофлоры [16–19].

По нашему мнению, с точки зрения энергоэффективности и экологичности процессов, данное направление исследований представляется весьма актуальным и для обезвреживания токсичных трудноокисляемых загрязнителей неорганической природы.

Цель данной работы – исследование кинетических закономерностей фотохимического окисления устойчивых комплексных цианистых соединений – гексацианоферратов, при воздействии естественного солнечного излучения в присутствии экологически безопасного окислителя – персульфата.

## ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНАЯ ЧАСТЬ

В качестве тестового объекта для исследования кинетических закономерностей обезвреживания цианистых соединений при фотохимиче-

ском воздействии солнечного излучения были выбраны наиболее распространенные и устойчивые комплексные цианиды – гексацианоферраты (ГЦФ). Экспериментальное моделирование процессов осуществляли на водных растворах гексацианоферрата калия  $\text{K}_3[\text{Fe}(\text{CN})_6]$  в щелочной среде (рН 11). В экспериментах по изучению фотохимической деструкции ГЦФ использовали персульфат калия  $\text{K}_2\text{S}_2\text{O}_8$ . Эксперименты проводили при оптимальном мольном соотношении окислителя к окисляемому веществу  $[\text{S}_2\text{O}_8^{2-}] \div [\text{Fe}(\text{CN})_6]^{3-}$ , равному  $20 \div 1$ , установленному ранее для глубокой деструкции ГЦФ (93%) в окислительной системе  $\{\text{УФ}/\text{S}_2\text{O}_8^{2-}\}$  с использованием в качестве источника излучения ксеноновой лампы с квази-солнечным спектром [20].

Исследования кинетических закономерностей фотохимического окисления ГЦФ в присутствии персульфата проводили в динамических условиях на экспериментальной установке, включающей в себя (рис. 1): трубчатый фотореактор с составным параболическим цилиндрическим концентратором, перистальтический насос с регулируемой подачей потока, стеклянный резервуар объемом 1 л. Скорость потока обрабатываемого раствора составляла 1 л/мин. Объем обрабатываемого раствора 1 л. Реактор состоял из последовательно соединенных между собой пяти кварцевых трубок, длина каждой трубки 42 см (внутренний диаметр 1.59 см). Внутренний объем фотореактора 0.416 л. Облучаемая площадь кварцевых трубок реактора – 1047.51 см<sup>2</sup>. Отражаемая площадь концентратора – 2100 см<sup>2</sup>.

Установка была оснащена измерительными приборами (УФ-радиометром “ТКА-ПКМ”, Люксметром – УФ-радиометром (А,В) “ТКА-ПКМ-6”, рН метром WTW Multi 3410), позволяющими “on-line” контролировать интенсивность солнечного излучения (Solar) в ультрафиолетовом, видимом диапазонах и общую освещенность, рН и температуру.

Натурные эксперименты (“open-air”) проводили без термостатирования в летний период года в г. Улан-Удэ (51°48'47.747" с.ш., 107°7'19.536" в.д.). Диапазон измеренных во время экспериментов параметров солнечного излучения представлен в табл. 1.

Для выявления роли АФК в процессе окислительной деструкции ГЦФ использовался метод радикальных “ловушек” с применением метилового и трет-бутилового спиртов.

В работе использовали реактивы квалификации “х.ч.” АО “Химреактивснаб” (г. Уфа, Российская Федерация). Для приготовления растворов использовали дистиллированную воду ( $\chi = 2$  мкСм/см). Корректировку реакции среды осуществляли 1% -ным раствором NaOH.

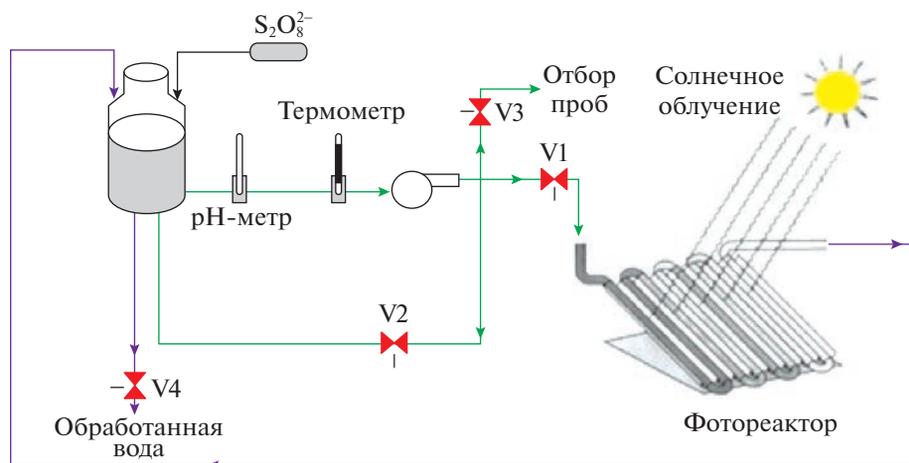


Рис. 1. Принципиальная схема экспериментальной установки.

Определение концентрации гексацианоферратов и продуктов их деструкции проводили стандартными фотометрическими методами [21–23]. Относительная погрешность их определения не превышала  $\pm 10\%$ .

Эффективность окисления оценивали по изменению концентрации целевого соединения в обрабатываемом растворе по формуле:

$$\Theta (\%) = \left( 1 - \frac{C_\tau}{C_0} \right) \times 100,$$

где  $C_0$  и  $C_\tau$  – исходная и в момент времени  $\tau$  (мин) концентрация ГЦФ, соответственно.

Для сравнительной оценки результатов, полученных при солнечном облучении в разные дни приняли подход, предложенный в работах группы С. Малато [24–26], где используют величину интенсивности солнечного излучения в диапазоне спектра  $A + B$  (280–400 нм) равной  $30 \text{ Вт/м}^2$ , по отношению к которой приводят все экспериментальные значения интенсивности в данном спектральном диапазоне. Продолжительность экспозиции для каждой экспериментальной точки  $t_{30 \text{ W}, n}$  рассчитывали по формуле:

$$t_{30 \text{ W}, n} = t_{n-1} + \Delta t_n (I/30)(V_i/V_t),$$

где  $n$  – номер экспериментальной точки отбора пробы,  $t_{n-1}$  – продолжительность экспозиции в предыдущей точке отбора пробы,  $\Delta t_n$  – изменение экспозиции между двумя точками отбора проб,

$I$  – интенсивность излучения в диапазоне  $(A + B)$  в момент отбора пробы в точке  $n$ ,  $V_i$  – общий объем обрабатываемого раствора,  $V_t$  – объем освещаемого раствора.

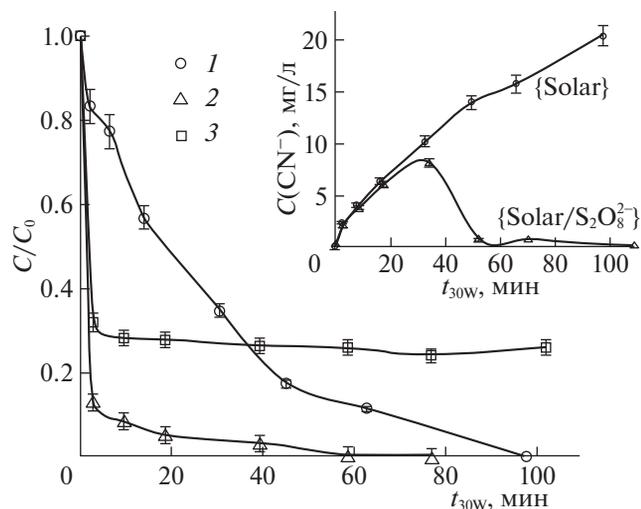
## ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ

Предварительно оценена фотохимическая активность ГЦФ при воздействии естественного солнечного излучения (прямой фотолиз). Установлено, что ГЦФ достаточно фоточувствительны – не устойчивы к воздействию солнечного излучения, и через 100 мин экспозиции наблюдается практически полная их деструкция (рис. 2). Подобный эффект был обнаружен при фотолизе ГЦФ (50 мг/л) в щелочной среде (при pH 13) при воздействии искусственных источников УФС (254 нм)- и УФА (365 нм)-диапазона [27]. Авторами установлено, что деструкция ГЦФ более эффективна при воздействии УФС-излучения, где через 125 мин экспозиции достигается 65% конверсии ГЦФ по сравнению с 11.3% при УФА-облучении.

При добавлении окислителя – персульфата, в комбинированной окислительной системе {Solar/ $\text{S}_2\text{O}_8^{2-}$ }, начальная скорость фотодеструкции ГЦФ резко возрастает с 5.5 до 40.97 мкмоль/мин ( $\sim 7.5$  раза), уже в первые 3 мин эффективность процесса составила 87%, а продолжительность экспозиции, необходимой для полной конверсии целевого соединения, сокращается до

Таблица 1. Интенсивность солнечного излучения при проведении натуральных экспериментов

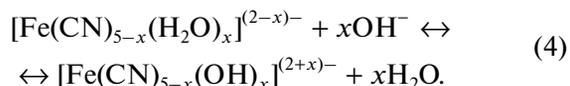
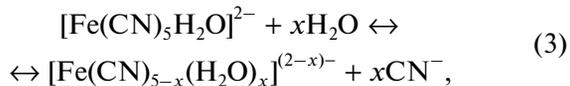
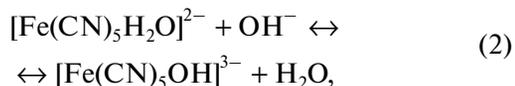
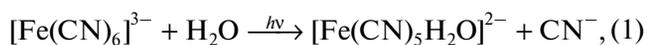
Интенсивность солнечного излучения в УФ-диапазонах, Вт/м <sup>2</sup>			Освещенность, Лк
УФ-А (315–400 нм)	УФ-В (280–315 нм)	УФ-С (200–280 нм)	
8.0–46.6	0.51–3.08	0.49–3.42	20 500–121 000



**Рис. 2.** Кинетика окисления ГЦФ, образования и расходования (окисления) цианид-ионов (врезка) в различных окислительных системах: 1 – {Solar}, 2 – {Solar/S<sub>2</sub>O<sub>8</sub><sup>2-</sup>}, 3 – {S<sub>2</sub>O<sub>8</sub><sup>2-</sup>}; [ГЦФ] = 0.235 мМ (50 мг/л), [S<sub>2</sub>O<sub>8</sub><sup>2-</sup>] = 4.7 мМ, рН 11.

60 минут. Необходимо отметить, что в “темновых” условиях, несмотря на высокую начальную скорость реакции окисления ГЦФ, степень конверсии не превышает 75%.

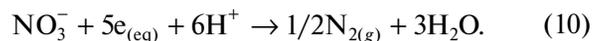
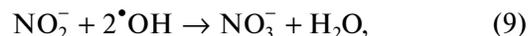
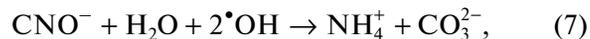
В комбинированной окислительной системе {Solar/S<sub>2</sub>O<sub>8</sub><sup>2-</sup>} первоначально происходит эффективная диссоциация цианидного комплекса [Fe(CN)<sub>6</sub>]<sup>3-</sup> путем замещения молекулами воды (гидроксильными ионами) цианид-ионов и выход их из внутренней сферы:



Образование промежуточных гидросоцианок комплексов наблюдалось ранее при фоторазложении ГЦФ [Fe(CN)<sub>6</sub>]<sup>3-</sup> в воде при УФ-облучении 254, 313 и 405 нм [28–30]. Последующие реакции приводят к полному высвобождению цианид-ионов с образованием нерастворимых гидросоцианок комплексов железа.

Известно, что продукты окислительной деструкции ГЦФ – цианид-ионы являются доста-

точно стабильным соединением, с низкой скоростью последующего окисления до менее токсичных и нетоксичных соединений – цианатов, ионов аммония, нитритов, нитратов и газообразного азота [31, 32]:

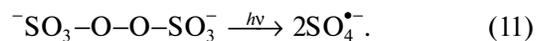


При прямом фотолизе наблюдается накопление цианид-ионов вследствие их медленного окисления, их выход составил C<sub>CN<sup>-</sup></sub> = 23.11 мг/л, что соответствует 62.8% от теоретического значения. В комбинированной системе {Solar/S<sub>2</sub>O<sub>8</sub><sup>2-</sup>} также идет сначала накопление, но затем почти полное окисление цианид-ионов (99.6%) (рис. 2).

Результаты экспериментов по деструкции ГЦФ с меньшей исходной концентрацией (10 мг/л) в комбинированной окислительной системе {Solar/S<sub>2</sub>O<sub>8</sub><sup>2-</sup>} (рис. 3) также подтверждают, что лимитирующей стадией процесса окислительной деструкции ГЦФ является окисление устойчивого промежуточного продукта – цианид-ионов. Так, при полной конверсии ГЦФ на 44 минуте (99.95%) окисление цианидов достигается только через 94 мин экспозиции. При этом в обрабатываемом растворе все еще фиксировали промежуточный продукт окисления цианатов – ионы аммония.

Принципиально важно отметить, что деструкция гексацианоферратов в комбинированной окислительной системе {Solar/S<sub>2</sub>O<sub>8</sub><sup>2-</sup>} носит необратимый характер, что является базовым преимуществом при разработке технологии обезвреживания цианидсодержащих оборотных и сточных вод.

При воздействии коротковолновой составляющей солнечного излучения (λ ≤ 300 нм) происходит фотоактивация персульфата – гомолитический разрыв сравнительно слабой ковалентной связи О–О (значение энергии диссоциации связи О–О в молекуле персульфата составляет 1.45 эВ) с образованием высокореакционноспособных сульфатных анион-радикалов (E<sup>0</sup> = 2.5–3.1 В) [33]:



Кроме того, при щелочных значениях рН происходит активация персульфата гидроксильными анионами с образованием сульфатных анион-ра-

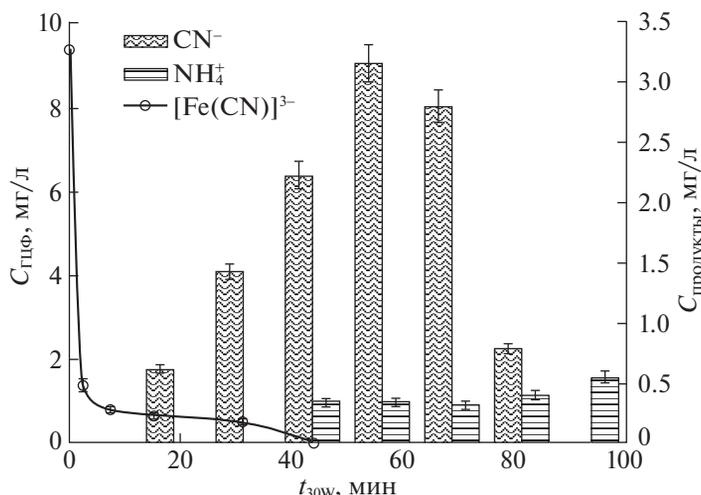
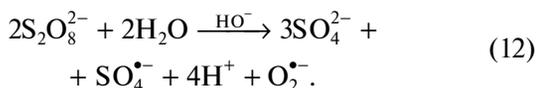


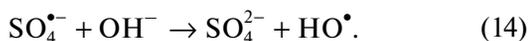
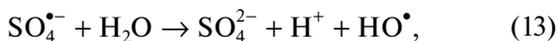
Рис. 3. Кинетика окисления ГЦФ и продуктов их деструкции (цианид-ионов и ионов аммония) в окислительной системе {Solar/S<sub>2</sub>O<sub>8</sub><sup>2-</sup>}; [ГЦФ] = 0.047 мМ (10 мг/л), [S<sub>2</sub>O<sub>8</sub><sup>2-</sup>] = 0.94 мМ, рН 11.

дикалов и супероксидного анион-радикала (O<sub>2</sub><sup>•-</sup>), однако отмечается, что скорость реакции очень низкая [34]:



В то же время авторы работ [32, 35, 36] пришли к выводу, что сочетание двух видов активации персульфата — щелочной и световой способствует более быстрому и эффективному образованию АФК из персульфата.

При реакции сульфатных анион-радикалов с водой или в щелочных растворах с гидроксильными анионами в растворе могут формироваться также и гидроксильные радикалы [37, 38]:



Для выявления роли активных форм кислорода (АФК), генерируемых *in situ* в процессе окисления ГЦФ в комбинированной системе {Solar/S<sub>2</sub>O<sub>8</sub><sup>2-</sup>}, проведены эксперименты с добавлением радикальных “ловушек” — метилового и *трет*-бутилового спиртов, взаимодействующих с гидроксильными •ОН и сульфатными анион-радикалами SO<sub>4</sub><sup>•-</sup> с различными константами скорости (табл. 2).

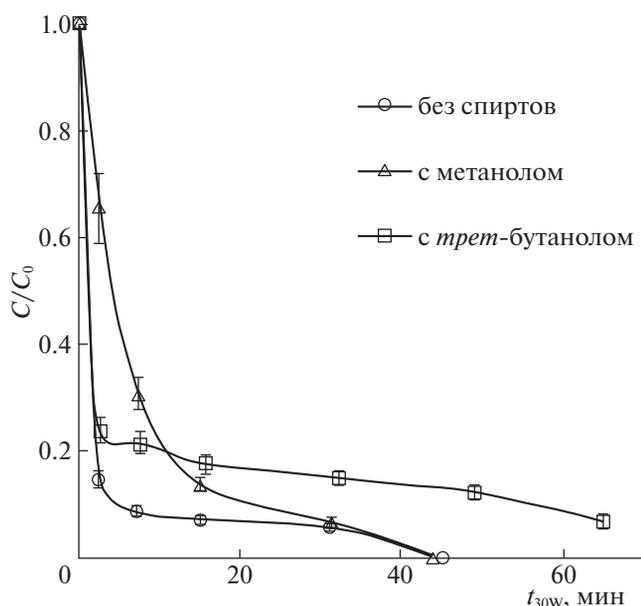
Метанол будет взаимодействовать как с гидроксильными, так и с сульфатными анион-радикалами, в то время как *трет*-бутанол — преимущественно с •ОН-радикалами. Обе “ловушки” ингибируют процесс окисления ГЦФ (рис. 4).

В присутствии метанола начальная скорость окисления ГЦФ значительно уменьшается, но при этом не наблюдается снижение степени его конверсии. В присутствии *трет*-бутанола, наоборот, сохраняется высокая начальная скорость реакции окисления ГЦФ с последующим ингибированием процесса, и, как следствие, — снижением степени конверсии целевого соединения.

Полученные результаты свидетельствуют об образовании в системе АФК — как гидроксильных, так и сульфатных анион-радикалов (рис. 4). Причем, следует отметить, что наибольший вклад сульфатных анион-радикалов в рассматриваемой системе наблюдается в начале реакции (до 5 мин), далее образующиеся SO<sub>4</sub><sup>•-</sup> в щелочной среде быстро превращаются в •ОН-радикалы (13) и (14), реагирующие с ГЦФ с высокой скоростью (табл. 2), и их вклад превалирует, о чем свидетельствует характер кинетической кривой окисления ГЦФ в присутствии *трет*-бутанола. Аналогичный вывод о доминировании •ОН-радикалов в процессе фотодеструкции ГЦФ в окислительной системе

Таблица 2. Константы скорости реакции ГЦФ, метанола и *трет*-бутанола с АФК — •ОН и SO<sub>4</sub><sup>•-</sup> радикалами [39–41]

Соединение	$k$ , М <sup>-1</sup> с <sup>-1</sup>	
	•ОН	SO <sub>4</sub> <sup>•-</sup>
ГЦФ	$1.05 \times 10^{10}$	Нет данных
CH <sub>3</sub> OH	$0.8\text{--}1.0 \times 10^9$	$0.9\text{--}1.3 \times 10^7$
(CH <sub>3</sub> ) <sub>3</sub> COH	$3.8\text{--}7.6 \times 10^8$	$4.0\text{--}9.1 \times 10^5$



**Рис. 4.** Влияние ингибиторов радикальных реакций на фотодеструкцию ГЦФ в окислительной системе {Solar/S<sub>2</sub>O<sub>8</sub><sup>2-</sup>}. [ГЦФ] = 0.047 мМ (10 мг/л), [S<sub>2</sub>O<sub>8</sub><sup>2-</sup>]:[Fe(CN)<sub>6</sub><sup>3-</sup>] = 20 : 1, [RON]:[S<sub>2</sub>O<sub>8</sub><sup>2-</sup>] = 500 : 1, pH 11.

{УФС<sub>254</sub>/S<sub>2</sub>O<sub>8</sub><sup>2-</sup>} в щелочной среде сделан авторами работы [26], где в качестве “ловушек” АФК использовали бензохинон и нитробензол.

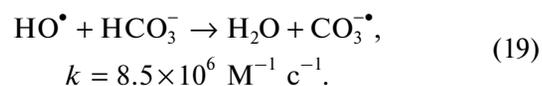
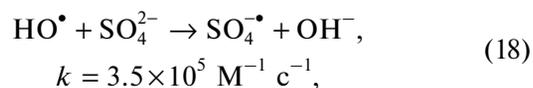
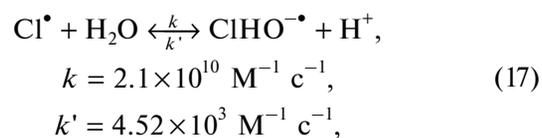
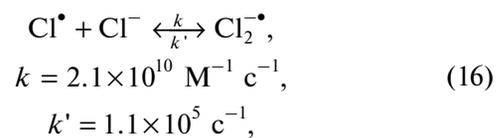
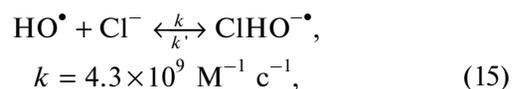
Анализ полученных нами результатов и современных литературных данных свидетельствует о том, что высокая эффективность окисления ГЦФ в комбинированной системе {Solar/S<sub>2</sub>O<sub>8</sub><sup>2-</sup>} обусловлена реализацией сопряженного ион-радикального механизма, включающего наряду с прямым фотолизом, окислительные процессы с участием высокорекреационноспособных вторичных окислителей – АФК, преимущественно гидроксильных радикалов, генерируемых *in situ* при одновременной щелочной и световой активации персульфата солнечным излучением.

Сточные воды являются сложными поликомпонентными смесями, и содержащиеся в них вещества могут взаимодействовать с образующимися АФК и создавать конкуренцию ГЦФ. Известно, что компоненты водных матриц могут оказывать двойное влияние на протекание фотокаталитических процессов окисления органических загрязнителей. Во многих исследованиях сообщается об ингибирующем эффекте хлоридов [42, 43] и гидрокарбонатов [44], особенно при их высоких концентрациях. Органические вещества, присутствующие в природных и сточных водах, также могут оказывать как ингибирующий

[45, 46], так и промотирующий [47] эффект на деградацию целевых соединений в комбинированных окислительных системах.

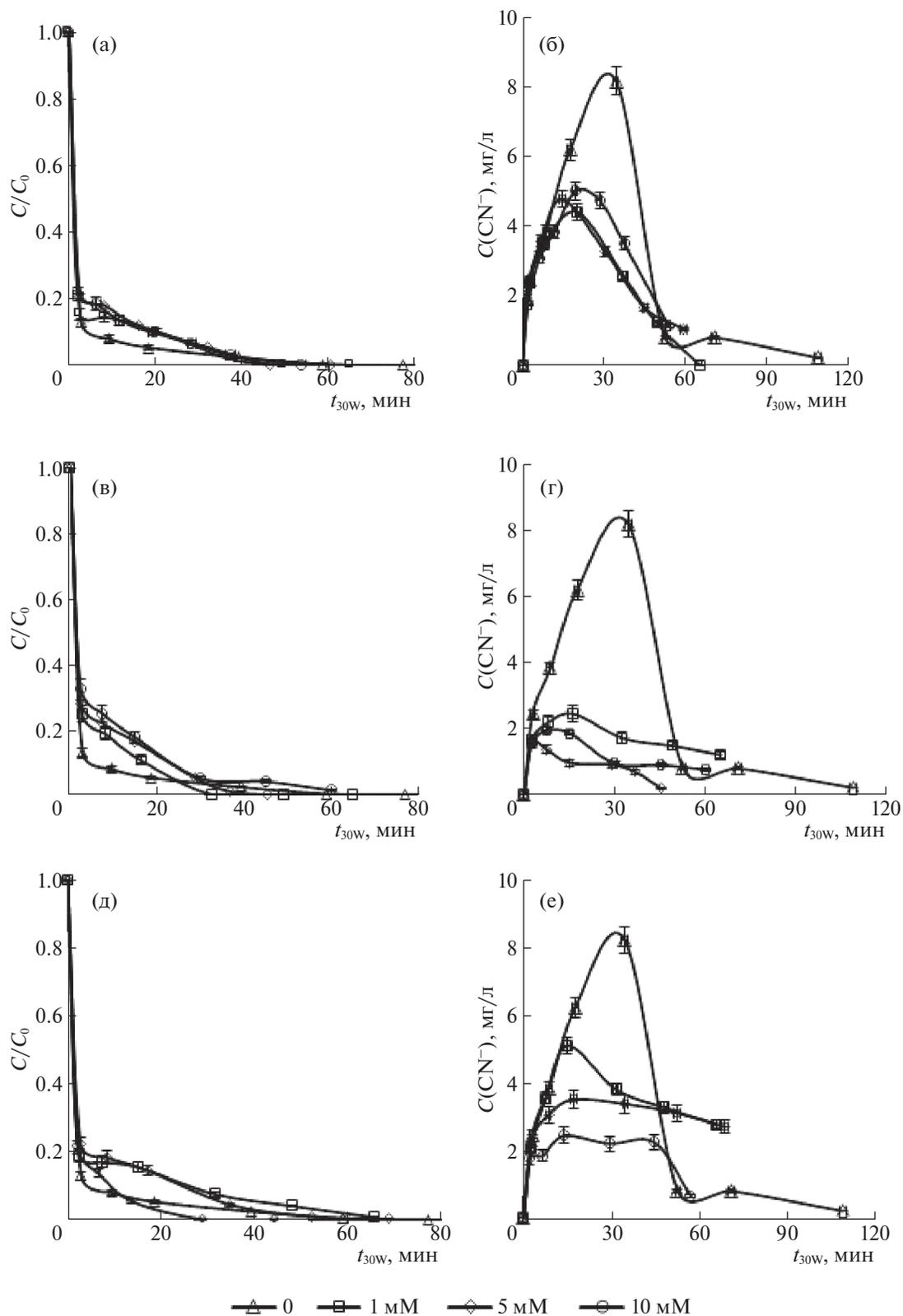
Изучено влияние анионов (хлоридов, сульфатов и гидрокарбонатов), а также сопутствующих загрязнителей органической природы (ксантогенатов и фенола), наиболее характерных для цианидсодержащих производственных сточных вод, на процесс окисления ГЦФ в рассматриваемой окислительной системе {Solar/S<sub>2</sub>O<sub>8</sub><sup>2-</sup>} (рис. 5, 6).

Установлено, что в присутствии анионов характер кинетических кривых окисления ГЦФ меняется (рис. 5). При добавлении хлоридов, гидрокарбонатов и сульфатов в начальный момент времени наблюдается снижение скоростей реакций окисления ГЦФ на 17–23, 26–33, 20–22% соответственно. Это обусловлено прежде всего “нецелевым” расходом АФК, вследствие протекания конкурирующих реакций их взаимодействия с анионами [48–51]:

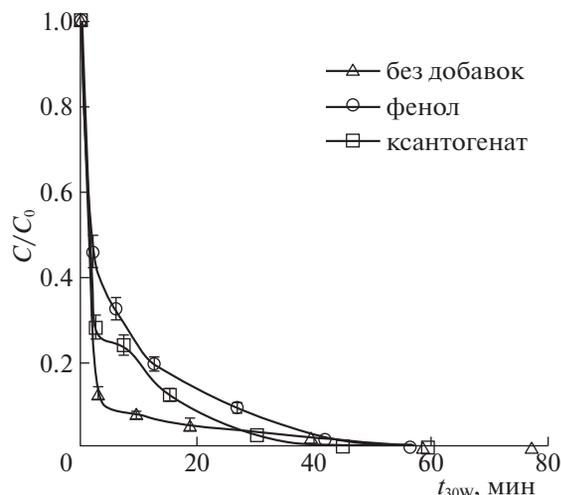


Необходимо отметить, что в присутствии анионов также меняется характер кинетических кривых образования и расходования первичных продуктов окисления ГЦФ – цианид-ионов. Скорости реакций их окисления возрастают, что приводит к снижению концентрации свободных цианидов в растворе и свидетельствует о полном протекании реакций. Вероятно, в присутствии анионов в растворе происходит дополнительное образование вторичных анион-радикалов и, как следствие, повышение общего окислительного потенциала системы.

Полученные результаты свидетельствуют о том, что рассмотренные анионы в широком концентрационном диапазоне (1–10 мМ) оказывают



**Рис. 5.** Влияние анионов на кинетику фотодеструкции ГЦФ и на образование и окисление цианид-ионов. [ГЦФ] = 0.235 мМ,  $[S_2O_8^{2-}] = 4.7$  мМ, рН 11; а, б – хлориды, в, г – гидрокарбонаты, д, е – сульфаты.



**Рис. 6.** Влияние органических веществ на кинетику окисления ГЦФ в комбинированной системе {Solar/S<sub>2</sub>O<sub>8</sub><sup>2-</sup>}. [ГЦФ] = 0.235 мМ, [S<sub>2</sub>O<sub>8</sub><sup>2-</sup>] = 4.7 мМ, рН 11; C<sub>фенол</sub> = C<sub>ксантог</sub> = 10 мг/л.

промотирующее действие на процесс окислительной деструкции ГЦФ.

В присутствии сопутствующих органических загрязнителей – фенола и ксантогената, в первые 30 мин экспозиции также наблюдается незначительное ингибирование процесса деструкции ГЦФ вследствие “нецелевого” расходования АФК при одновременном протекании реакций радикально-цепного окисления органических субстратов (рис. 6). И далее достигается полная конверсия как ГЦФ, так и фенола и ксантогената. При этом продолжительность экспозиции, необходимой для полной деструкции целевого соединения, не изменилась.

Полученные результаты свидетельствуют о высокой эффективности предлагаемого фотохимического метода очистки цианидсодержащих сточных вод с использованием солнечного излучения, что позволяет добиться полного разрушения токсичных цианидов с образованием нетоксичных конечных продуктов.

Исследование выполнено в рамках государственного задания Федерального государственного бюджетного учреждения науки Байкальского института природопользования Сибирского отделения Российской академии наук, FWSU-2021-0006.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Dash R.R., Gaur A., Balomajumder C. // J. Hazard. Mater. 2009. V. 163. P. 1.
2. Johnson C.A. // Appl. Geochem. 2015. V. 57. P. 194.

3. Mudder T.I., Botz M.M. // The Europ. J. of Mineral Processing and Environmental Protection. 2004. V. 4. № 1. P. 62.
4. Adams M.D. // Miner. Eng. 2013. V. 53. P. 241.
5. Falagan C., Grail B.M., Johnson D.B. // Miner. Eng. 2017. V. 106. P. 71.
6. Приказ Минсельхоза РФ от 13 декабря 2016 г. № 552 “Об утверждении нормативов качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения, в том числе нормативов предельно допустимых концентраций вредных веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного значения”. [Электронный ресурс] – Режим доступа: URL: <https://ru-laws.ru/acts/Prikaz-Minselkhoza-Rossii-ot-13.12.2016-N-552/> – Загл. с экрана. – Яз. рус.
7. Botz M.M., Mudder T.I., Accil A. Cyanide treatment: physical, chemical and biological processes // Advanced in Gold Ore Processing ed. Adams M.D. Amsterdam: Elsevier Ltd. 2005. P. 672.
8. Kuyucak N., Akcil A. // Miner. Eng. 2013. V. 50–51. P. 13.
9. Rodriguez-Narvaez O.M., Peralta-Hernández J., Bandalá E. // Chem. Eng. J. 2017. V. 323. № 9. P. 361.
10. Yang Y., Ok Y.S., Kim K.H. et al. // Sci. Total Environ. 2017. V. 596–597. № 10. P. 303.
11. Yang D., Zhao R. // Curr. Pollution Rep. 2015. V. 1. P. 167.
12. Giannakis S., Lin K.-Y.A., Ghanbari F. // Chem. Eng. J. 2021. V. 406. P. 127083.
13. Yang Q., Ma Y., Chen F. et al. // Ibid. 2019. V. 378. P. 122149.
14. Huang W., Bianco A., Brigante M., Mailhot G. // J. Hazard. Mater. 2018. V. 347. P. 279.
15. Ацев Д.Г., Батоева А.А., Сизых М.Р. // Журн. физ. химии. 2018. Т. 92. № 9. С. 1486.
16. Malato S., Fernandez-Ibanez P., Maldonado M. I. et al. // Catal. Today. 2009. V. 147. № 1. P. 1.
17. Tsydenova O., Batoev V., Batoeva A. / Int. J. Environ. Res. Public Health. 2015. V. 12. P. 9542.
18. Khandarkhaeva M., Batoeva A., Sizykh M. et al. // J. Environ. Manage. 2019. V. 249. P. 109348.
19. Garkusheva N., Matafonova G., Tsenter I. et al. // J. Env. Sci. & Health, Part A. 2017. V. 52. P. 849.
20. Tsybikova B.A., Batoeva A.A. // IOP Conference Series: Materials Science and Engineering (MSE). 2019. V. 687. P. 066078.
21. ПНД Ф 14.1: 2.164-2000. Количественный химический анализ вод. Методика выполнения измерений массовых концентраций гексацианоферратов в пробах природных и сточных вод фотометрическим методом. М.: ФБУ “ФЦАО”, 2009. 11 с.
22. ПНД Ф 14.1: 2:3.1-95. Количественный химический анализ вод. Методика измерений массовой концентрации ионов аммония в природных и сточных водах фотометрическим методом с реактивом Несслера. М.: ФБУ “ФЦАО”, 2017. 26 с.
23. ПНД Ф 14.1: 2.56-96. Количественный химический анализ вод. Методика выполнения измерений массовой концентрации цианидов в природных и сточных водах фотометрическим методом с

- пиридином и барбитуровой кислотой. М.: ФБУ “ФЦАО”, 2015. 27 с.
24. Jimenez M., Oller I., Maldonado M.I. et al. // Catal. Today. 2011. V. 161. P. 214.
25. Malato S., Blanco J., Vidal A. et al. // Appl. Catal. B. 2002. V. 37. P. 1.
26. Hincapié M., Maldonado M.I., Oller I. et al. // Catal. Today. 2005. V. 101. P. 203.
27. Ibargüen-López H., López-Balanta B., Betancourt-Buitrago L. et al. // J. Environ. Chem. Eng. 2021. V. 9. P. 106233.
28. Moggi L., Bolletta F., Balzani V., Scandola F. // J. Inorg. Nucl. Chem. 1966. V. 28. P. 2589.
29. Fuller M.W., LeBrocq F.K.M., Leslie E., Wilson I.R. // Aust. J. Chem. 1985. V. 39. P. 1411
30. Rader W.S., Solujic L., Milosavljevic E.B. et al. // Environ. Sci. Technol. 1993. V. 27. P. 1875
31. Moussavi G., Pourakbar M., Aghayani E. et al. // Chem. Eng. J. 2016. V. 294. P. 273.
32. Sarla M., Pandit M., Tyagi D.K., Kapoor J.C. // J. Hazard. Mater. 2004. V. 116. P. 49.
33. Wang J., Wang S. // Chem. Eng. J. 2018. V. 334. P. 1502.
34. Furman O.S., Teel A.L., Watts R.J. // Environ. Sci. Technol. 2010. V. 44. P. 6423.
35. Qi C., Liu X., Ma J. et al. // Chemosphere. 2016. V. 151. P. 280.
36. Yang Y., Pignatello J.J., Ma J., Mitch W.A. // Environ. Sci. Technol. 2014. V. 48. P. 2344.
37. Huang Y.-F., Huang Y.-H. // J. Hazard. Mater. 2009. V. 162. P. 1211.
38. Yang Y., Ji Y., Yang P. et al. // J. Photochem. Photobiol. A. 2018. V. 360. P. 188.
39. Neta P., Huie R.E., Ross A.B. // J. Phys. Chem. Ref. Data. 1988. V. 17. P. 1027.
40. Buxton G.V., Greenstock C.L., Helman W.P., Ross A.B. // J. Phys. Chem. Ref. Data. 1988. V. 513. P. 513.
41. Liang H.Y., Zhang Y.-G., Huang S.-B., Hussain I. // Chem. Eng. J. 2013. V. 218. P. 384.
42. Bi W.L., Wu Y.L., Wang X.N. et al. // Ibid. 2016. V. 302. P. 811.
43. Sharma J., Mishra I.M., Dionysiou D.D., Kumar V. // Chem. Eng. J. 2015. V. 276. P. 193.
44. Lee J., von Gunten U., Kim J.-H. // Environ. Sci. Technol. 2020. V. 54. P. 3064.
45. Khan J.A., He X.X., Khan H.M. et al. // Chem. Eng. J. 2013. V. 218. P. 376.
46. Basfar A.A., Mohamed K.A., Al-Abduly A.J., Al-Shahraani A.A. // Ecotoxicol. Environ. Saf., 2009. V. 72. P. 948.
47. Garbin J.R., Milori D.M.B.P., Simões M.L. et al. // Chemosphere. 2007. V. 66. P. 1692
48. Qian Y., Xue G., Chen J. et al. // J. Hazard. Mater. 2018. V. 354 P. 153.
49. Lei Y., Cheng S., Luo N., Yang X. // Environ. Sci. Technol. 20019. V. 53.
50. Ghauch A., Baalbaki A., Amasha M. // Chem. Eng. J. 2017. V. 317. P. 1012.
51. Liu Y., He X., Duan X. et al. // Water Res. 2016. V. 95. P. 195.