**Технологии ликвидации источников химической опасности**

УДК 574.64; 628.16 DOI: 10.25514/CHS.2026.1.26116

# Оценка остаточного альгицидного эффекта после соноплазменной обработки водных сред

***К. П. Хазанова[1]✉, Д. В. Ростанец[1], А. В. Чамкина[1], А. В. Камлер[2], Р. В. Никонов[2], А. М. Лазарева[3]***

[1]Федеральное государственное бюджетное образовательное учреждение высшего образования «Московский государственный университет имени М.В. Ломоносова», Москва, Россия, e-mail: avilon.9@yandex.ru
[2]Федеральное государственное бюджетное учреждение науки Институт общей и неорганической химии им. Н.С. Курнакова Российской академии наук, Москва, Россия
[3]Федеральное государственное бюджетное учреждение науки Институт Африки Российской академии наук, Москва, Россия

Поступила в редакцию: 25.05.2026 г.; после доработки: 04.06.2026 г.; принята в печать: 07.06.2026 г.

**Аннотация** – В работе проведена оценка остаточной токсичности водных сред, обработанных соноплазменным разрядом, в отношении зеленых микроводорослей *Scenedesmus quadricauda* и *Ankistrodesmus arcuatus* при отсроченной инокуляции через 0,24, 48 и 168 ч после обработки. Исследование направлено на оценку длительности сохранения альгицидного эффекта в обработанной среде, а также на определение ее потенциальной экологической безопасности после соноплазменной обработки (СПО) для обоснования возможности последующего сброса обработанной воды в природные водные объекты. Острую токсичность оценивали через 72 ч после инокуляции в соответствии с методикой OECD 201, дополнительно регистрировали динамику роста культур в течение 3–7 суток. Установлено, что остаточные альгицидные свойства обработанной среды определяются режимом и кратностью СПО, а также временем, прошедшим между обработкой среды и инокуляцией тест-культур. Показано, что альгицидный эффект обработанной среды не имеет прямой зависимости от концентрации $H_2O_2$ и определяется не только его содержанием. Увеличение кратности обработки усиливало выраженность и продолжительность ингибирующего воздействия. Для обеспечения более длительного альгицидного эффекта необходима либо двукратная обработка на минимальном режиме, продлевающая альгицидное воздействие не менее чем до 48 ч, либо обработка на максимальном режиме, требующем больших затрат энергии, но обеспечивающем выраженный альгицидный эффект не менее чем на 48 ч при однократной обработке, и не менее чем на 168 ч при двукратной. Анализ динамики роста микроводорослей позволил выявить как устойчивое ингибирование, так и восстановление культур после первоначального подавления, что указывает на необходимость учета не только стандартной 72-часовой точки, но и динамики развития тест-культур.

*Ключевые слова:* соноплазменная обработка, остаточная токсичность, альгицидный эффект, острая токсичность, зеленые микроводоросли, пероксид водорода.

---

**Technologies for elimination of chemical hazards**

UDC 574.64; 628.16 DOI: 10.25514/CHS.2026.1.26116

# Evaluation of the residual algicidal effect after sonoplasma treatment of aqueous media

***Ksenia P. Khazanova[1]✉, Dmitry V. Rostanets[1], Anna V. Chamkina[1], Anna V. Kamler[2], Roman V. Nikonov[2], and Anna M. Lazareva[3]***

[1]Lomonosov Moscow State University, Moscow, Russia,
e-mail: avilon.9@yandex.ru
[2]Kurnakov Institute of General and Inorganic Chemistry, Russian Academy of Sciences, Moscow, Russia
[3]Institute for African Studies, Russian Academy of Sciences, Moscow, Russia

Received: May 25, 2026; Revised: June 4, 2026; Accepted: June 7, 2026

**Abstract** – This study assessed the residual toxicity of aqueous media treated with a sonoplasma discharge toward the green microalgae *Scenedesmus quadricauda* and *Ankistrodesmus arcuatus* under delayed inoculation conditions, with inoculation performed 0, 24, 48, and 168 h after treatment. The study aimed to evaluate the duration of the algicidal effect retained in the treated medium and to assess its potential environmental safety after sonoplasma treatment (SPT), in order to substantiate the possibility of subsequent discharge of the treated water into natural aquatic ecosystems. Acute toxicity was assessed 72 h after inoculation in accordance with OECD 201; additionally, the growth dynamics of the cultures were monitored for 3–7 days. It was found that the residual algicidal properties of the treated medium were determined by the SPT regime and treatment frequency, as well as by the time elapsed between medium treatment and inoculation of the test cultures. The algicidal effect of the treated medium was shown not to have a direct relationship with the $H_2O_2$ concentration and was not determined solely by its content. Increasing the number of treatment cycles enhanced both the intensity and duration of the inhibitory effect. A more prolonged algicidal effect required either double treatment under the minimum regime, which prolonged the algicidal activity for at least 48 h, or treatment under the maximum regime, which involved higher energy consumption but provided a pronounced algicidal effect for at least 48 h after a single treatment and for at least 168 h after double treatment. Analysis of microalgal growth dynamics revealed both persistent inhibition and culture recovery after initial suppression, indicating the need to consider not only the standard 72-hour endpoint but also the subsequent development dynamics of the test cultures.

*Keywords*: sonoplasma treatment, residual toxicity, algicidal effect, acute toxicity, green microalgae, hydrogen peroxide.

---

## ВВЕДЕНИЕ

Сонoплазменная технология очистки воды представляет собой инновационный комбинированный метод, объединяющий ультразвуковую кавитацию и плазменный разряд для эффективной деградации загрязняющих веществ в воде. Синергетический эффект этих двух методов позволяет достигать высокой степени очистки при сниженных энергозатратах [1].

Эта технология демонстрирует значительные преимущества по сравнению с традиционными методами очистки [1]. К ключевым достоинствам сонoплазменной технологии очистки воды относятся: высокая эффективность –

для различных органических загрязнителей, включая стойкие органические загрязнители достигается степень очистки до 85–90% [2]; широкий диапазон обрабатываемых вод – технология эффективна для вод с электропроводностью до 1000 мкСм/см, что в 24 раза выше, чем при использовании обычного плазменного разряда [1]; отсутствие вторичного загрязнения – при обработке не образуются токсичные побочные продукты, характерные для химических методов, плазменная обработка приводит к практически полной минерализации соединений с образованием безвредных конечных продуктов [3]; а также универсальность – обработка эффективна для удаления различных типов загрязнителей: органических соединений, патогенных микроорганизмов, красителей, фармацевтических препаратов, антибиотиков [4, 5]. Технология особенно эффективна для обработки сложных промышленных сточных вод, содержащих разные группы загрязнителей [2, 4, 6, 7].

В России на базе Института общей и неорганической химии им. Н.С. Курнакова РАН разработана проточная установка, позволяющая обрабатывать воду при одновременной гидродинамической кавитации и плазменном разряде. При соноплазменной обработке (СПО) воды в потоке жидкости происходит комбинированное воздействие гидродинамической кавитации и плазменного разряда с интенсивным образованием АФК и радикалов, ультрафиолетовым излучением, ударными волнами и заряженными частицами [8]. Эти активные частицы вызывают химические реакции и физические явления, приводящие к разложению органических загрязнителей [9], а кавитационные пузырьки в воде при схлопывании генерируют локальные области высокого давления и температуры, способствуя образованию гидроксильных радикалов [7].

При соноплазменной обработке образуются высокореактивные частицы, включая гидроксильные радикалы (•OH), атомарный кислород, перекись водорода, озон и другие активные формы кислорода [10]. Наиболее стойким агентом из них является пероксид водорода, обладающий выраженной альгицидной активностью.

Пероксид водорода естественным образом образуется в пресных водных объектах в результате фотокаталитических реакций между растворенным органическим углеродом и солнечным светом [11]. Также возможен биологический путь образования $H_2O_2$ – в темноте бактерии и водоросли способны продуцировать внеклеточные АФК [12, 13, 14]. В пресных водах естественный уровень $H_2O_2$ может достигать 0,01 мМ (0,34 мг/дм$^3$) [15, 16].

В водных объектах пероксид водорода имеет короткий период полураспада от 4 до 20 часов [17]. В пресноводных экосистемах известные химические пути разложения $H_2O_2$ посредством окислительно-восстановительных реакций незначительны. Некоторые водоросли и зоопланктон проявляют активность каталазы и пероксидазы, однако основными организмами, ответственными за разложение $H_2O_2$, являются гетеротрофные бактерии [17]. При этом $H_2O_2$ разлагается в водной среде на воду и кислород, что делает его экологически безопасной альтернативой традиционным альгицидам [11], в том числе медьсодержащим препаратам.

Однако в природных водах возможно усиление токсичности $H_2O_2$, поскольку под воздействием УФ-излучения, а также в присутствии ионов железа (II) и других переходных металлов в водных средах происходит образование из пероксида водорода гидроксильного радикала (•OH), который является одним из самых сильных АФК [16, 18, 19].

Широкое внедрение соноплазменных технологий водоочистки и водоподготовки является перспективным с точки зрения получения вод нужного качества без привнесения в окружающую среду химических реагентов. Вместе с тем практическое применение таких технологий требует комплексной оценки, включающей достижение необходимого альгицидного эффекта, оптимизацию энергетических и эксплуатационных затрат, а также подтверждение экологической безопасности обработанной воды при ее поступлении в природные водные объекты. Особое значение при этом имеет оценка остаточной токсичности водных сред после соноплазменной обработки.

Целью настоящей работы являлось исследование влияния среды, обработанной соноплазменным разрядом при разных режимах работы установки, на рост зеленых микроводорослей при их инокуляции через различные интервалы времени после обработки.

## ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНАЯ ЧАСТЬ

### *Соноплазменная обработка среды*

Соноплазменную обработку культивационной среды BG-11 [20] проводили в проточном режиме при одновременном воздействии гидродинамической кавитации и плазмы на двух режимах работы установки: «максимальном» (Max), при котором частота генерируемых источником питания импульсов составляла 30 кГц и достигалась максимальная амплитуда колебаний и «минимальном» (Min), при котором частота генерируемых источником питания импульсов составляла 65 кГц, но наблюдался минимум амплитуды при одинаковой скважности импульсов [21]. Существует обратная зависимость между мощностью и частотой, при этом эффективность обработки возрастает с увеличением мощности. Для того чтобы оценить, насколько снижается эффективность обработки при максимальном энергосбережении, были взяты конечные точки доступного диапазона частот (30 и 65 кГц).

Во всех экспериментах использовались электроды, изготовленные из цинка, как оптимального материала электрода по соотношению цена – эффективность образования плазменного разряда [8]. Каждый из вариантов обработки проводили в 1 и в 2 цикла, всего было получено 4 пробы обработанной среды. В качестве контроля использовали необработанную среду BG-11.

Для изучения остаточной токсичности обработанную среду выдерживали в открытых пластиковых емкостях при естественном освещении и температуре 22 ± 2°C в течение 24, 48 и 168 ч.

### *Определение содержания пероксида водорода в среде*

Определение содержания пероксида водорода в среде проводили методом перманганатометрического титрования, основанного на окислительно-

восстановительной реакции между перманганат-ионами и пероксидом водорода в кислой среде [22, 23]. В качестве титранта использовали 0,01Н раствор $KMnO_4$, стандартизацию раствора проводили по 0,01Н раствору оксалата натрия. Конечную точку титрования устанавливали по появлению устойчивого бледно-розового окрашивания раствора, не исчезающего в течение как минимум 30 секунд.

### *Оценка токсичности для микроводорослей*

Оценку токсичности водных сред, обработанных соноплазменным разрядом, проводили на двух видах зеленых микроводорослей: *Scenedesmus quadricauda* (Turp) Brébisson и *Ankistrodesmus arcuatus* Korshikov. Для эксперимента использовали альгологически чистые накопительные культуры *Scenedesmus quadricauda* из коллекции кафедры микробиологии биологического факультета МГУ имени М.В. Ломоносова (DMMSU, штамм S-3) и *Ankistrodesmus arcuatus* из коллекции ИФР РАН (IPPAS M-2017). Культивирование микроводорослей проводили на среде BG-11 [20] в климатостате КС-200 (Смоленское СКТБ СПУ, Россия) при температуре 22±1°С, освещенности 6000 лк, продолжительность дня составляла 14 часов, ночи – 10 часов. Для предотвращения оседания клеток культуры перемешивали минимум 2 раза в день.

Инокуляцию водорослей проводили сразу после соноплазменной обработки (0 ч), а также через 24, 48 и 168 ч после СПО. Для каждой серии опытов были использованы свежие маточные культуры микроводорослей в экспоненциальной фазе роста (4 суток после пересева). Эксперимент проводили в колбах Эрленмейера объемом 300 мл, объем суспензии составлял 150 мл, стартовая плотность клеток составляла 300 тыс. кл./мл. Условия были те же, что и при культивации маточных культур, контрольные и опытные показатели изучали в 3-х повторностях.

Оценку острой токсичности среды, обработанной соноплазменным разрядом, проводили через 72 ч после инокуляции микроводорослей согласно общепринятым стандартам [24]. В качестве тест-параметра, характеризующего численность водорослей и изменение их физиологического состояния, использовали флуоресценцию хлорофилла. Измерение уровня флуоресценции хлорофилла водорослей проводили на спектрофлуориметре AvaSpec ULS2048CL-EVO (Avantes BV, Нидерланды), длина волны возбуждения составляла 420 нм, детекции – 685 нм.

Наряду со стандартной оценкой острой токсичности через 72 ч после инокуляции, дополнительно проводили анализ динамики роста микроводорослей в течение всего периода эксперимента. Продолжительность опыта для среды спустя 0 и 24 ч после СПО составляла 3-е суток, для среды спустя 48 ч после СПО от 3 до 5 суток (в зависимости от реакции микроводорослей), для среды спустя 168 ч после обработки – 7 суток.

### *Статистическая обработка данных*

Оценку статистической достоверности различий между экспериментальными вариантами и контролем проводили с использованием

однофакторного дисперсионного анализа (ANOVA) с последующим апостериорным тестом множественных сравнений Тьюки. Расчеты выполняли с помощью программного обеспечения PAST 3. Различия считали статистически значимыми при $p < 0,05$.

## РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Оценку воздействия среды, обработанной соноплазменным разрядом, на зеленые микроводоросли *S. quadricauda* и *A. arcuatus* проводили по показателям острой токсичности через 72 ч после инокуляции согласно OECD 201 (2011) [24] и по динамике роста культур в течение всего периода наблюдений (от 3 до 7 суток). Результаты оценки острой токсичности представлены в таблице 1.

Через 0 и 24 ч после СПО обработанная вода оказывает практически тотальное альгицидное воздействие на оба вида зеленых водорослей независимо от режима и кратности обработки, уровень ингибирования составляет 96–99%. При инокуляции микроводорослей через больший интервал времени после обработки начинают проявляться как видоспецифические особенности реакции водорослей, так и отличия, обусловленные режимом обработки и количеством циклов СПО.

При обработке на минимальном режиме через 48 ч вода оказывает острое токсическое действие с ингибированием на 99% на *A. arcuatus* при любой кратности обработки, а на *S. quadricauda* – только при двукратной обработке, при 1 цикле уровень ингибирования составляет 29–36%. При инокуляции через 168 ч *A. arcuatus* также демонстрирует большую чувствительность: в воде, обработанной на минимальном режиме в 2 цикла, уровень ингибирования составляет 99%, тогда как для *S. quadricauda* порядка 88%. При этом при однократной обработке на минимальном режиме через 168 ч после СПО вода полностью утрачивает токсический эффект и становится безопасной для обоих видов зеленых микроводорослей, значения показателя в опытных образцах достоверно не отличаются от контрольных (табл. 1).

При однократной обработке на максимальном режиме вода сохраняет выраженные альгицидные свойства не менее 48 ч, а при двукратной обработке – не менее 168 ч, приводя на 3-и сутки к практически полной гибели водорослей на 99% по сравнению с контрольными значениями. При однократной обработке на максимальном режиме через 168 ч после воздействия соноплазменного разряда острое токсическое действие среды сохраняется, но становится менее выраженным – уровень ингибирования составляет 31–51% для *S. quadricauda* и порядка 77–80% для *A. arcuatus*.

Для более детальной характеристики остаточного действия обработанной среды была проанализирована динамика развития культур микроводорослей в течение всего периода экспозиции, который составлял в зависимости от варианта эксперимента от 3 до 7 суток. Такой подход позволил оценить не только наличие токсического эффекта в стандартной 72-часовой точке, но и устойчивость альгицидного воздействия во времени, включая возможное восстановление роста культуры.

***Таблица 1***. Оценка острой токсичности воды, обработанной сноплазменным разрядом, для зеленых микроводорослей (данные приведены в % от контрольных значений ± SE, над чертой – *Scenedesmus quadricauda*, под чертой – *Ankistrodesmus arcuatus*)
***Table 1***. Assessment of the acute toxicity of water treated with sonoplasma discharge to green microalgae (data are presented as % of control values ± SE; above the line – *Scenedesmus quadricauda*, below the line – *Ankistrodesmus arcuatus*)

| Время инокуляции после СПО, ч | Реакция зеленых водорослей, % от контроля (mean ± SE) | | | |
|---|---|---|---|---|
| | Режим Min (минимальная амплитуда, частота 65 кГц) | | Режим Max (максимальная амплитуда, частота 30 кГц) | |
| | 1 цикл | 2 цикла | 1 цикл | 2 цикла |
| 0 | 0,67±0,01<br>1,57±0,06 | 0,26±0,02<br>0,63±0,04 | 0,34±0,03<br>0,14±0,03 | 0,21±0,03<br>0,11±0,02 |
| 24 | 3,69±0,54<br>1,41±0,11 | 0,23±0,01<br>0,21±0,004 | 0,22±0,01<br>0,19±0,03 | 0,12±0,02<br>0,16±0,003 |
| 48 | 67,69±3,28<br>0,94±0,07 | 0,26±0,02<br>0,15±0,02 | 0,31±0,02<br>0,15±0,02 | 0,15±0,01<br>0,14±0,03 |
| 168 | 103,87±3,09*<br>97,43±5,43* | 12,25±0,80<br>0,94±0,13 | 58,69±9,90<br>21,66±1,30 | 0,18±0,04<br>0,19±0,02 |

*Различия по сравнению с контролем статистически недостоверны

В ходе экспериментов установлено, что альгицидные свойства обработанной среды существенно зависят от кратности обработки. При однократной обработке через 168 ч после СПО среда не обладает альгицидным воздействием при минимальном режиме работы установки (рис. 1а, 2а), а при максимальном режиме альгицидный эффект сохраняется, но на 2–3 сутки экспозиции водоросли начинают восстанавливать свою численность, которая для менее чувствительного вида *S. quadricauda* уже к 7-м суткам достигает контрольных показателей (рис. 1б), для более чувствительного *A. arcuatus* – ориентировочно к 10-м суткам экспозиции (рис. 2б).

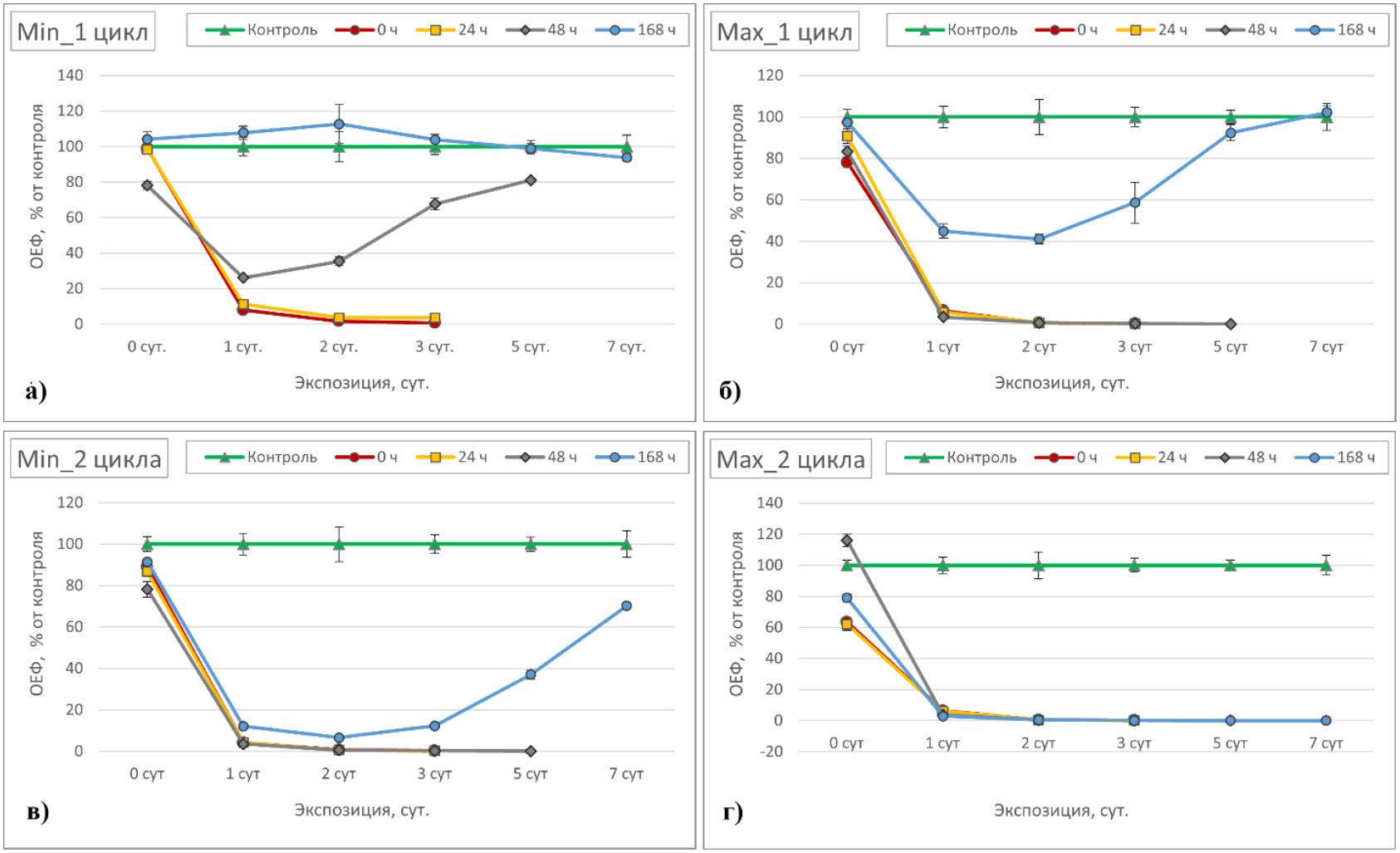


***Рис. 1***. Динамика изменения флуоресценции *S. quadricauda* при инокуляции в среду через разное время после соноплазменной обработки (а – однократная обработка на минимальном режиме (Min, 65 кГц), б – однократная обработка на максимальном режиме (Max, 30 кГц), в – двукратная обработка на минимальном режиме, г – двукратная обработка на максимальном режиме).

***Fig. 1***. Dynamics of changes in *S. quadricauda* fluorescence after inoculation into the medium at different time intervals following sonoplasma treatment (a – single treatment at the minimum mode (Min, 65 kHz), b – single treatment at the maximum mode (Max, 30 kHz), c – double treatment at the minimum mode, d – double treatment at the maximum mode).

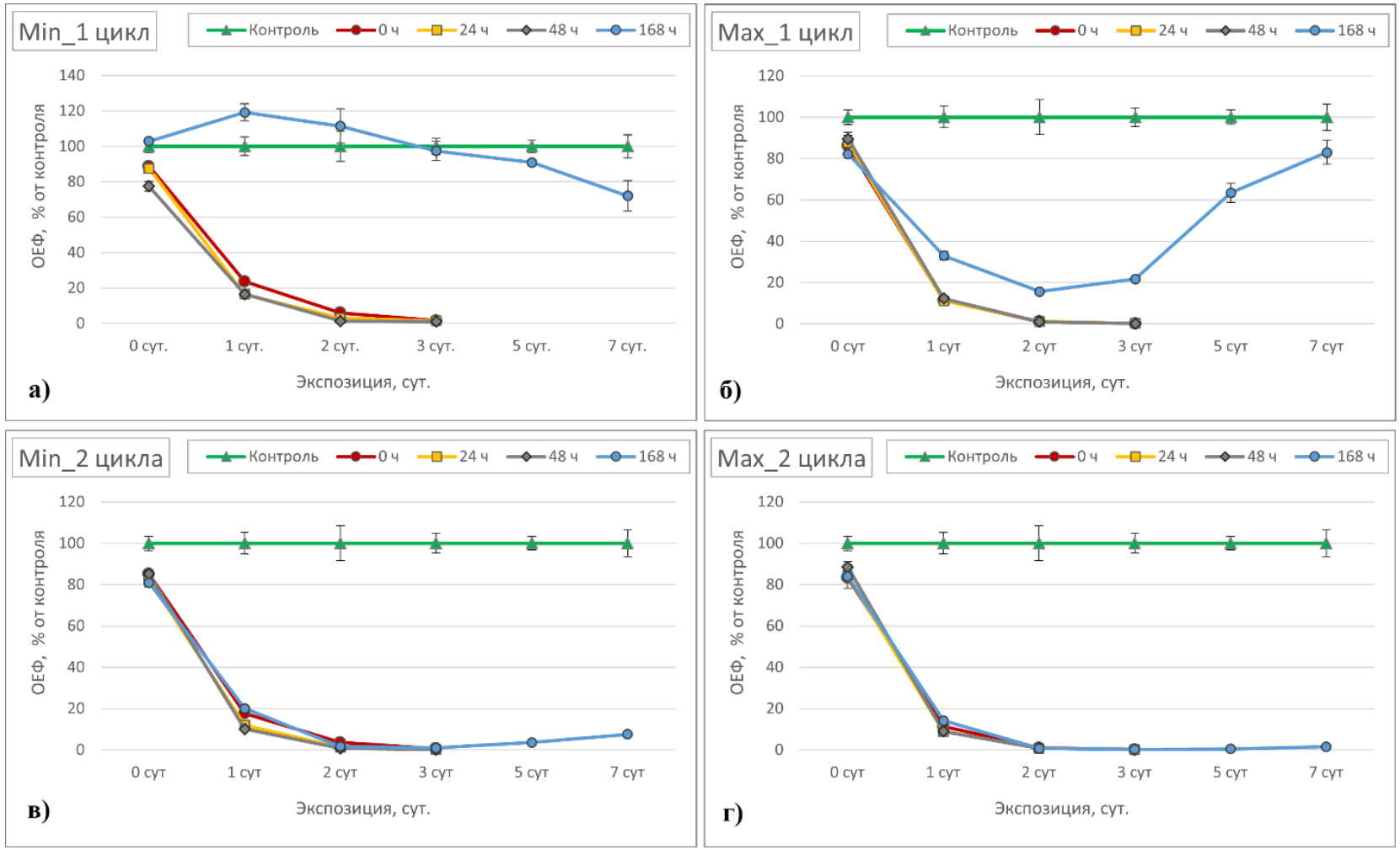


***Рис. 2***. Динамика изменения флуоресценции *A. arcuatus* при инокуляции в среду через разное время после соноплазменной обработки (а – однократная обработка на минимальном режиме (Min, 65 кГц), б – однократная обработка на максимальном режиме (Max, 30 кГц), в – двукратная обработка на минимальном режиме, г – двукратная обработка на максимальном режиме).

***Fig. 2***. Dynamics of changes in *A. arcuatus* fluorescence after inoculation into the medium at different time intervals following sonoplasma treatment (a – single treatment at the minimum mode (Min, 65 kHz), b – single treatment at the maximum mode (Max, 30 kHz), c – double treatment at the minimum mode, d – double treatment at the maximum mode).

Двукратная обработка воды приводит к существенному усилению альгицидных свойств. Несмотря на то что при соноплазменной обработке воды основным и наиболее долгоживущим окислительным агентом является пероксид водорода [25–27], следует подчеркнуть, что альгицидный эффект обработанной среды не находится в прямой зависимости от концентрации $H_2O_2$ и определяется не только его содержанием. Так, через 168 ч после СПО концентрация пероксида водорода в среде, обработанной двукратно на минимальном режиме, и в среде, обработанной однократно на максимальном режиме, была сопоставимой и составляла порядка 1,12 мМ (табл. 2). Однако среда, обработанная двукратно на минимальном режиме, оказывала более выраженное ингибирующее действие: к 7-м суткам экспозиции менее чувствительный вид *S. quadricauda* восстанавливает свои показатели до уровня 70 ± 2% от контрольных (рис. 1в), а более чувствительный *A. arcuatus* – всего до 7,6 ± 0,3% от контрольных (рис. 2в), тогда как для среды, обработанной однократно на максимальном режиме, эти показатели составляли 102 ± 3% и 83 ± 6% соответственно (рис. 1б, 2б).

При двукратной обработке на максимальном режиме гибель водорослей была практически тотальной, даже при инокуляции через 168 ч после СПО ни для одной из культур за 7 дней экспозиции не отмечено тенденции к восстановлению показателей (рис. 1г, 2г).

***Таблица 2***. Начальная концентрация $H_2O_2$ (мМ) в обработанной соноплазменным разрядом среде BG-11 в момент инокуляции водорослей

***Table 2***. Initial $H_2O_2$ concentration (mM) in BG-11 medium treated with sonoplasma discharge at the time of algal inoculation

| Режим | Цикл | Время после соноплазменной обработки, ч | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| | | 0 | 24 | 48 | 168 |
| Min | 1 | 1,097 | 1,004 | 0,945 | 0,768 |
| | 2 | 1,644 | 1,491 | 1,320 | 1,119 |
| Max | 1 | 1,563 | 1,402 | 1,311 | 1,124 |
| | 2 | 2,836 | 2,672 | 2,515 | 2,102 |

Результаты свидетельствуют о необходимости учета не только стандартной 72-часовой точки оценки острой токсичности, но и последующей динамики развития тест-культур. Такой подход позволяет более полно охарактеризовать остаточное действие обработанной среды и способность микроводорослей к восстановлению количественных показателей, а также оценить экологическую безопасность применения соноплазменной обработки в технологиях водоочистки и водоподготовки.

Известно, что пероксид водорода вызывает деградацию хлорофилла, увеличивает количество внутриклеточных активных форм кислорода, что приводит к окислительному стрессу и, следовательно, к гибели клеток [11]. Также $H_2O_2$ вызывает ингибирование фотосинтеза, особенно у цианобактерий

[28], но при низких концентрациях может наблюдаться временное снижение квантового выхода фотосинтеза ($F_v/F_m$) с последующим восстановлением, что свидетельствует об адаптационном ответе. Для охрофитовых водорослей *Aureococcus anophagefferens*, вызывающих регулярное «цветение» воды, показана сильная альгицидная активность пероксида водорода уже при концентрации 1,6 мг/дм$^3$ (менее 0,05 мМ) [29]. А 50% ингибирование роста *M. aeruginosa* при однократном добавлении $H_2O_2$ при высокой интенсивности облучения наблюдается при концентрации 0,27 мг/дм$^3$ (менее 0,008 мМ) [16].

В ходе наших экспериментов отмечено, что зеленая водоросль *S. quadricauda*, как более толерантный вид, восстанавливает свои количественные показатели даже при инокуляции через 48 ч после СПО в среду, обработанную на минимальном режиме работы установки (рис. 1а), содержание пероксида водорода в которой составляет 0,95 мМ (табл. 2). При этом через короткий промежуток времени после инокуляции уровень ингибирования флуоресценции по сравнению с контролем составляет 20–24%, к 1-м суткам экспозиции в обработанной соноплазменным разрядом среде он составляет 75–77%, но уже со 2-х суток экспозиции начинается интенсивное восстановление количественных показателей и физиологической активности микроводорослей. В то же время другой вид зеленых водорослей, *A. arcuatus,* демонстрирует большую чувствительность и при идентичных условиях постановки эксперимента (однократная обработка на минимальном режиме, 48 ч после СПО, содержание $H_2O_2$ 0,95 мМ) уровень ингибирования по сравнению с контролем составляет 20–25% через короткое время после инокуляции, 83–85% через сутки экспозиции, но дальше продолжается снижение показателей вплоть до практически полной гибели к 3-м суткам (рис. 2а).

Влияние $H_2O_2$ на микроводоросли является дозозависимым и видоспецифичным. В то время как высокие концентрации оказывают ингибирующее или альгицидное действие, низкие концентрации $H_2O_2$ могут оказывать стимулирующее воздействие на некоторые виды микроводорослей. В ходе экспериментов мы наблюдали стимуляцию для обоих исследованных видов зеленых водорослей. При инокуляции водорослей через 168 ч в среду, обработанную однократно на минимальном режиме, у этих видов на 1–2-е сутки экспозиции фиксировали стимуляцию и усиление флуоресценции по сравнению с контролем: на 8–13% для *S. quadricauda* (рис. 1а) и на 11–19% для *A. arcuatus* (рис. 2а).

Низкие концентрации $H_2O_2$ могут стимулировать рост и продуктивность некоторых видов зеленых водорослей благодаря эффекту гормезиса, когда низкие дозы стрессового фактора вызывают адаптационный ответ, приводящий к усилению метаболической активности [30, 31]. Также окислительный стресс, вызванный низкими концентрациями $H_2O_2$, может активировать защитные механизмы, включая синтез антиоксидантных пигментов, например показано что низкие концентрации $H_2O_2$ (0,1 мМ) могут стимулировать продукцию астаксантина у зеленой микроводоросли *Chlorococcum* sp. [32]. Также низкие концентрации $H_2O_2$ индуцируют экспрессию антиоксидантных ферментов, таких как каталаза, пероксидаза и супероксиддисмутаза, что усиливает общую

устойчивость клеток к окислительному стрессу [33]. Ранее показано, что стимулирующие концентрации пероксида водорода для зеленых водорослей находятся в диапазоне 0,01–0,1 мМ [32]. Через 168 ч после СПО (1 цикл обработки, режим Min) содержание пероксида в среде составляло 0,77 мМ (табл. 2) и непосредственно после инокуляции водорослей уровень флуоресценции по сравнению с контролем увеличивался незначительно (на 3–4%), но уже через сутки кратно возрастал. В присутствии микроводорослей разложение пероксида водорода происходит значительно быстрее, чем в среде без альгофлоры, благодаря наличию у водорослей эффективных ферментативных систем (каталазы, пероксидаз и других антиоксидантных ферментов), которые эволюционно развились для защиты клеток от окислительного стресса, вызванного активными формами кислорода, включая пероксид водорода [34–36]. С учётом данных литературы о быстром разложении $H_2O_2$ в присутствии микроорганизмов [17], концентрация $H_2O_2$ после инокуляции водорослей могла существенно снижаться уже в течение первых суток экспозиции. В результате $H_2O_2$ мог переходить из ингибирующего диапазона концентраций в диапазон, способный оказывать стимулирующее действие на рост зеленых водорослей. Однако наблюдаемый эффект был кратковременным и прослеживался не более 2–3 суток. Поскольку прямое измерение концентрации $H_2O_2$ после инокуляции микроводорослей в рамках настоящей работы не проводилось, данная интерпретация требует дополнительной экспериментальной проверки.

Таким образом, остаточный пероксид водорода после СПО не только определяет потенциальную токсичность обработанной среды, но и может выступать фактором кратковременной стимуляции роста водорослей при снижении его концентрации до сублетального или стимулирующего диапазона. Это важно учитывать при оценке возможности сброса обработанной воды в природные водные объекты, поскольку преждевременный сброс может привести не к подавлению, а к временному усилению развития микроводорослей. Следовательно, экологически безопасным следует считать такой момент сброса, при котором в обработанной среде отсутствует как альгицидное, так и стимулирующее действие, подтвержденное по показателям роста или уровня флуоресценции тест-культуры.

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Водные среды, прошедшие соноплазменную обработку, обладают выраженным альгицидным действием, степень и продолжительность которого зависят от режима и кратности обработки и определяются не только содержанием пероксида водорода.

Для обеспечения альгицидного эффекта, приводящего к практически тотальной гибели водорослей и сохраняющегося не менее 24 ч, достаточно однократной соноплазменной обработки на минимальном режиме, требующем наименьших энергозатрат. При дальнейшем хранении среды оказываемое токсическое действие сильно зависит от индивидуальной чувствительности видов и кратности обработки. Для обеспечения более длительного

альгицидного эффекта необходима либо двукратная обработка на минимальном режиме, продлевающая альгицидное воздействие не менее чем до 48 ч, либо обработка на максимальном режиме, требующем больших затрат энергии, но обеспечивающем выраженный альгицидный эффект не менее чем на 48 ч при однократной обработке, и не менее чем на 168 ч при двукратной.

При однократной соноплазменной обработке на минимальном режиме водные среды оказывают острое токсическое действие в первые сутки после СПО, а через 168 ч среда становится полностью безопасной для исследованных видов зеленых микроводорослей и даже может оказывать кратковременное стимулирующее действие.

*Статья подготовлена в рамках проекта «Проект “Чистая вода” как важнейшая составляющая сотрудничества РФ со странами Глобального Юга: социально-экономическое и технологическое измерения» по гранту Министерства науки и высшего образования РФ на проведение крупных научных проектов по приоритетным направлениям научно-технологического развития (Соглашение № 075-15-2024-546).*

*ACKNOWLEDGEMENT*
*The article was prepared within the project «The “Clean Water” project as the most important component of cooperation between the Russian Federation and the countries of the Global South: socio-economic and technological dimensions» supported by the grant from Ministry of Science and Higher Education of the Russian Federation program for research projects in priority areas of scientific and technological development (Agreement no. 075-15-2024-546).*

*КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ*
*Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.*

*CONFLICT OF INTERESTS:*
*The authors declare no conflict of interests.*

Список литературы / References:

1. Fang, Y., Hariu, D., Yamamoto, T., & Komarov, S. (2019). Acoustic cavitation assisted plasma for wastewater treatment: Degradation of Rhodamine B in aqueous solution. *Ultrason. Sonochem.*, *52*, 318–325. https://doi.org/10.1016/j.ultsonch.2018.12.003.
2. Rong, J., Zhu, K., & Chen, M. (2019). Study on purification technology of polyacrylamide wastewater by non-thermal plasma. *Plasma Sci. Technol.*, *21*(5), 054008. https://doi.org/10.1088/2058-6272/aafceb.
3. Foster, J., Sommers, B.S., Gucker, S.N., Blankson, I.M., & Adamovsky, G. (2012). Perspectives on the interaction of plasmas with liquid water for water purification. *IEEE Trans. Plasma Sci.*, *40*(5), 1311–1323. https://doi.org/10.1109/tps.2011.2180028.
4. Chen, C.W., Lee, H.M., Chen, S.H., Chen, H.L., & Chang, M.B. (2009). Ultrasound-assisted plasma: A novel technique for inactivation of aquatic microorganisms. *Environ. Sci. Technol.*, *43*(12), 4493–4497. https://doi.org/10.1021/es900345z.

5. Barjasteh, A., Dehghani, Z., Lamichhane, P., Kaushik, N., Choi, E.H., & Kaushik, N.K. (2021). Recent progress in applications of non-thermal plasma for water purification, bio-sterilization, and decontamination. *Appl. Sci.*, *11*(8), 3372. https://doi.org/10.3390/app11083372.
6. Mason, T.J., Joyce, E., Phull, S.S., & Lorimer, J.P. (2003). Potential uses of ultrasound in the biological decontamination of water. *Ultrason. Sonochem.*, *10*(6), 319–323. https://doi.org/10.1016/s1350-4177(03)00102-0.
7. Cui, Y., Cheng, J., Chen, Q., & Yin, Z. (2018). The types of plasma reactors in wastewater treatment. *IOP Conf. Ser.: Earth Environ. Sci.*, *208*(1), 012002. https://doi.org/10.1088/1755-1315/208/1/012002.
8. Abramov, V.O., Abramova, A.V., Cravotto, G., Nikonov, R.V., Fedulov, I.S., & Ivanov, V.K. (2021). Flow-mode water treatment under simultaneous hydrodynamic cavitation and plasma. *Ultrason. Sonochem.*, *70*, 105323. https://doi.org/10.1016/j.ultsonch.2020.105323.
9. Suresh, R., Rajoo, B., Chenniappan, M., & Palanichamy, M. (2021). Treatment possibilities of electrical discharge non-thermal plasma for industrial wastewater treatment-review. *IOP Conf. Ser.: Mater. Sci. Eng.*, *1055*(1), 012018. https://doi.org/10.1088/1757-899x/1055/1/012018.
10. Zeghioud, H., Nguyen-Tri, P., Khezami, L., Amrane, A., & Assadi, A.A. (2020). Review on discharge plasma for water treatment: mechanism, reactor geometries, active species and combined processes. *Journal of Water Process Engineering*, *38*, 101664. https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101664.
11. Foo, S.C., Chapman, I.J., Hartnell, D.M., Turner, A.D., & Franklin, D.J. (2020). Effects of $H_2O_2$ on growth, metabolic activity and membrane integrity in three strains of Microcystis aeruginosa. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, *27*(31), 38916–38927. https://doi.org/10.1007/s11356-020-09729-6.
12. Vermilyea, A.W., Dixon, T.C., & Voelker, B.M. (2010). Use of $H_2{}^{18}O_2$ to measure absolute rates of dark $H_2O_2$ production in freshwater systems. *Environ. Sci. Technol.*, *44*(8), 3066–3072. https://doi.org/10.1021/es100209h.
13. Dixon, T.C., Vermilyea, A.W., Scott, D.T., & Voelker, B.M. (2013). Hydrogen peroxide dynamics in an agricultural headwater stream: Evidence for significant nonphotochemical production. *Limnol. Oceanogr.*, *58*(6), 2133–2144. https://doi.org/10.4319/lo.2013.58.6.2133.
14. Marsico, R.M., Schneider, R.J., Voelker, B.M., Zhang, T., Diaz, J.M., Hansel, C.M.; & Ushijima, S. (2015). Spatial and temporal variability of widespread dark production and decay of hydrogen peroxide in freshwater. *Aquat. Sci.*, *77*(4), 523–533. https://doi.org/10.1007/s00027-015-0399-2.
15. Skurlatov Y.I., & Ernestova L.S. (1998). The impact of human activities on freshwater aquatic systems. *Acta Hydrochim. Hydrobiol.*, *26*(1), 5-12. https://doi.org/10.1002/(sici)1521-401x(199801)26:1<5::aid-aheh5>3.0.co;2-2.
16. Drábková, M., Admiraal, W., & Maršálek, B. (2006). Combined exposure to hydrogen peroxide and light-selective effects on cyanobacteria, green algae, and diatoms. *Environ. Sci. Technol.* *41*(1), 309–314. https://doi.org/10.1021/es060746i.
17. Cooper, W.J., Shao, C., Lean, D.R.S., Gordon, A.S., & Scully, F.E.,Jr. (1994). *Factors affecting the distribution of $H_2O_2$ in surface waters. In: Environmental chemistry of lakes and reservoir (Advances in Chemistry, 237)*. Wash.: American Chemical Society (pp. 391–422). https://doi.org/10.1021/ba-1994-0237.ch012.
18. Wang G.S., Hsieh S.T., & Hong C.S. (2000). Destruction of humic acid in water by UV light-catalyzed oxidation with hydrogen peroxide. *Wat. Res.*, *34*(15), 3882–3887. https://doi.org/10.1016/s0043-1354(00)00120-2.
19. Ip, P.-F., & Chen, F. (2005). Employment of reactive oxygen species to enhance astaxanthin formation in Chlorella zofingiensis in heterotrophic culture. *Process Biochem.*, *40*(11), 3491–3496. https://doi.org/10.1016/j.procbio.2005.02.014.
20. *Algal culturing techniques* (2005). Andersen, R.A. (ed.). Elsevier Academic Press.
21. Mikhalev, E., Kamler, A., Bayazitov, V., Sozarukova, M., Nikonov, R., Fedulov, I., Mel'nik, E., Ildyakov, A., Smirnov, D., Volkov, M., Varvashenko, D., & Cravotto, G. (2024). Sonoplasma

frequency tuning of electric pulses to modulate and maximise reactive oxygen species generation. *Water*, *16*(19), 2753. https://doi.org/10.3390/w16192753.
22. Missen, R.W., & Smith, W.R. (1990). The permanganate-peroxide reaction: Illustration of a stoichiometric restriction. *J. Chem. Educ.*, *67*(10), 876. https://doi.org/10.1021/ed067p876.
23. Klassen, N.V., Marchington, D., & McGowan, H.C.E. (1994). $H_2O_2$ determination by the $I_3^-$ method and by $KMnO_4$ titration. *Anal. Chem.*, *66*(18), 2921–2925. https://doi.org/10.1021/ac00090a020
24. OECD (2011). Test No. 201: Freshwater alga and cyanobacteria, growth inhibition test, OECD guidelines for the testing of chemicals, Section 2. Paris: OECD Publishing. https://doi.org/10.1787/9789264069923-en
25. Chen, Z., Liu, D., Chen, C., Xu, D., Liu, Z., Xia, W., Rong, M., & Kong, M.G. (2018). Analysis of the production mechanism of $H_2O_2$ in water treated by helium DC plasma jets. *J. Phys. D: Appl. Phys.*, *51*(32), 325201. https://doi.org/10.1088/1361-6463/aad0eb.
26. Cao, Y., Qu, G., Li, T., Jiang, N., & Wang, T. (2018). Review on reactive species in water treatment using electrical discharge plasma: Formation, measurement, mechanisms and mass transfer. *Plasma Sci. Technol.*, *20*(10), 103001. https://doi.org/10.1088/2058-6272/aacff4.
27. Vlad, I.-E.; & Anghel, S.D. (2017). Time stability of water activated by different on-liquid atmospheric pressure plasmas. *J. Electrostat.*, *87*, 284–292. https://doi.org/10.1016/j.elstat.2017.06.002.
28. Drábková, M.; Matthijs, H.C.P., Admiraal, W., & Maršálek, B. (2007). Selective effects of $H_2O_2$ on cyanobacterial photosynthesis. *Photosynthetica*, *45*(3), 363–369. https://doi.org/10.1007/s11099-007-0062-9.
29. Randhawa, V., Thakkar, M., & Wei, L. (2012). Applicability of hydrogen peroxide in brown tide control – culture and microcosm studies. *PLoS ONE*, *7*(10), e47844. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0047844.
30. Yu, X., Chen, L., & Zhang, W. (2015). Chemicals to enhance microalgal growth and accumulation of high-value bioproducts. *Front. Microbiol.*, *6*, 56. https://doi.org/10.3389/fmicb.2015.00056.
31. Wang, B., Song, Q., Long, J., Song, G., Mi, W., & Bi, Y. (2019). Optimization method for Microcystis bloom mitigation by hydrogen peroxide and its stimulative effects on growth of chlorophytes. *Chemosphere*, *228*, 503–512. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.04.138.
32. Ma, R. Y.-N., & Chen, F. (2001). Enhanced production of free trans-astaxanthin by oxidative stress in the cultures of the green microalga Chlorococcum sp. *Process Biochem.*, *36*(12), 1175–1179. https://doi.org/10.1016/s0032-9592(01)00157-1.
33. Ugya, A.Y., Imam, T.S.; Li, A., Ma, J., & Hua, X. (2019). Antioxidant response mechanism of freshwater microalgae species to reactive oxygen species production: A mini review. *Chemistry and Ecology*, *36*(2), 174–193. https://doi.org/10.1080/02757540.2019.1688308.
34. Collén, J., & Pedersén, M. (1996). Production, scavenging and toxicity of hydrogen peroxide in the green seaweed Ulva rigida. *Eur. J. Phycol.*, *31*(3), 265–271. https://doi.org/10.1080/09670269600651471.
35. Mallick, N., & Mohn, F.H. (2000). Reactive oxygen species: Response of algal cells. *J. Pl. Physiol.*, *157*(2), 183–193. https://doi.org/10.1016/s0176-1617(00)80189-3.
36. Rezayian, M., Niknam, V., & Ebrahimzadeh, H. (2019). Oxidative damage and antioxidative system in algae. *Toxicol. Rep.*, *6*, 1309–1313. https://doi.org/10.1016/j.toxrep.2019.10.001.