

## СПОСОБЫ ПОВЫШЕНИЯ ЭФФЕКТИВНОСТИ ПРОЦЕССА ДЕФОСФОТАЦИИ СТОЧНЫХ ВОД

Елена Сергеевна Гогина<sup>1,2</sup>, Елена Васильевна Спасибо<sup>2,3</sup>, Игорь Алексеевич Гульшин<sup>3</sup>,  
Анна Валерьевна Решетова<sup>2,3</sup>, Татьяна Анатольевна Рафальская<sup>4</sup>,  
Алексей Юрьевич Сколубович<sup>4</sup>

<sup>1</sup> Российский государственный геологоразведочный университет имени Серго Орджоникидзе (МГРИ);  
г. Москва, Российская Федерация;

<sup>2</sup> Научно-исследовательский институт строительной физики Российской академии архитектуры  
и строительных наук (НИИСФ РААСН); г. Москва, Российская Федерация;

<sup>3</sup> Национальный исследовательский Московский государственный строительный университет (НИУ МГСУ);  
г. Москва, Российская Федерация;

<sup>4</sup> Новосибирский государственный архитектурно-строительный университет (Сибстрин); г. Новосибирск,  
Российская Федерация

*Превышение предельно допустимых концентраций биогенных соединений при сбросе сточных вод в водные объекты приводит к экологическим изменениям, ухудшениям, а в конечном итоге — к риску возникновения процесса эвтрофикации. С целью снижения эвтрофирования водных объектов России необходимо повышение качества очистки сточных вод с учетом требования предельно допустимых концентраций (ПДК). Ограничивающим фактором развития цветения водоемов является количественное содержание растворимого фосфора. Существует несколько основных методов удаления соединений фосфора — фосфатов из сточных вод: химический, биологический и биолого-химический. В статье рассмотрены особенности применения различных типов коагулянтов и их влияние на процесс дефосфотации сточных вод при реагентном и комбинированном методе очистки. А также способы интенсификации процесса биологической дефосфотации при применении этого метода очистки.*

**Ключевые слова:** очистка сточных вод, дефосфотация, коагуляция, преферментация, легкоокисляемое органическое вещество

**Для цитирования:** Гогина Е.С., Спасибо Е.В., Гульшин И.А., Решетова А.В., Рафальская Т.А., Сколубович А.Ю. Способы повышения эффективности процесса дефосфотации сточных вод // Биосферная совместимость: человек, регион, технологии. 2024. № 2. С. 114–126. DOI: 10.22227/2311-1518.2024.2.114-126

## METHODS FOR INCREASING THE EFFICIENCY OF A SEWAGE DEFROSTING PROCESS

Elena S. Gogina<sup>1,2</sup>, Elena V. Spasibo<sup>2,3</sup>, Igor A. Gulshin<sup>3</sup>, Anna V. Reshetova<sup>2,3</sup>,  
Tatyana A. Rafalskaya<sup>4</sup>, Alexey Yu. Skolubovich<sup>4</sup>

<sup>1</sup> Sergo Ordzhonikidze Russian State Geological Exploration University (MGRI); Moscow, Russian Federation;

<sup>2</sup> Scientific Research Institute of Building Physics of the Russian Academy of Architecture and Building Sciences  
(NIISF RAASN); Moscow, Russian Federation;

<sup>3</sup> Moscow State University of Civil Engineering (National Research University) (MGSU); Moscow, Russian Federation;

<sup>4</sup> Novosibirsk State University of Architecture and Civil Engineering (Sibstrin); Novosibirsk, Russian Federation

*Exceeding the maximum permissible concentrations of nutrients during the discharge of wastewater into water bodies leads to environmental changes, deterioration, which ultimately leads to the risk of the eutrophication process. In order to reduce eutrophication of water bodies in Russia, it is necessary to improve the quality of wastewater treatment, taking into account the requirements of the MPC. The limiting factor in the development of blooming of water bodies is the quantitative content of soluble phosphorus. There are several main methods for removing phosphorus phosphate compounds from wastewater — chemical, biological and biological-chemical. The article discusses the features of the use of various types of coagulants and their effect on the process of dephosphotation of wastewater in the reagent and combined methods of wastewater treatment. As well as ways to intensify the process of biological dephosphotation when using the biological method of treatment.*

**Keywords:** wastewater treatment, dephosphotation, coagulation, prefermentation, easilyoxidizable organic matter

**For citation:** Gogina E.S., Spasibo E.V., Gulshin I.A., Reshetova A.V., Rafalskay T.A., Skolubovich A.Yu. Methods for increasing the efficiency of a sewage defrosting process. *Biosphere Compatibility: Man, Region, Technology*. 2024; 2: 114-123. DOI: 10.22227/2311-1518.2024.2.114-123 (rus.).

## Введение

Поступление биогенных элементов со сточными водами в водные объекты приводит к увеличению содержания биогенных и органических соединений, уменьшению содержания кислорода, появлению анаэробных зон, увеличению мутности воды, изменению цвета, загрязнению микроорганизмами, в том числе патогенными.

Растворимый фосфор является основным лимитирующим элементом для развития водорослевого цветения водоема, в большей степени воздействующим на процесс. Поэтому для снижения интенсивности процесса эвтрофикации водных объектов необходимо эффективное удаление фосфора с учетом требований предельно допустимых концентраций (ПДК) [1, 2].

Существуют несколько основных методов удаления фосфора из сточных вод: химическое (с использованием реагентов), биолого-химическое и биологическое удаление.

Для химического удаления фосфора из сточных вод, как правило, используются в качестве реагентов соли алюминия и железа. Использование извести приводит к тому, что pH обработанной воды выходит за допустимые пределы, поэтому применяется значительно меньше. Дозирование реагентов варьируется от точки перед первичным отстаиванием (предосаждение) на стадии биологической очистки до точки перед сооружениями по доочистке (постосаждение), а также в возвратные потоки от сооружений по обработке осадков [3, 4].

Процесс удаления фосфора из сточных вод непрерывно связан с деятельностью фосфат-аккумулирующих организмов (ФАО). В анаэробных условиях эти бактерии активно потребляют ацетат и пропионат, запасая их в виде полимерных насыщенных оксикислот (ПНО). Одновременно с этим происходит образование ортофосфатов, так как процесс накопления запасных веществ происходит благодаря энергии, выделяющейся при разложении полифосфатов. В аэробных условиях фосфат-аккумулирующие организмы, используя энергию в виде ПНО, растут, потребляя фосфат. В результате накопленный в клетках полифосфат выводится с избыточным активным илом из сооружений [5].

Таким образом, можно заметить, что для реализации биологического удаления фосфора необходимо чередование аэробных и анаэробных зон (последнюю часто называют зоной удаления фосфора, хотя сама суть процесса заключается в выделении в воду фосфатов), а также достаточное содержание легкоокисляемой органики в количестве примерно 15гБПК(20гХПК)/гР удаляемого. В связи с этим технологические схемы с биологическим удалением фосфора отличаются разнообразием.

Биолого-химические методы удаления фосфора из сточных вод соединяют в себе технологические решения, присущие биологическому методу, и дозирование реагента в случае поступления на сооружения низкоконтентрированных по органике сточных вод. Такое решение позволяет повысить качество очистки сточных вод и обеспечить стабильность процесса.

Поэтому целью данного исследования являлось изучение влияния реагентного метода удаления фосфора на процесс биологической очистки в биореакторе, а также сравнение технологических параметров химического и комбинированного методов.

Предварительно были собраны и проанализированы данные производственного лабораторного контроля действующих канализационных очистных сооружений за три года. Суть первого этапа исследования сводилась к оценке эффективности очистки сточных вод от соединений фосфора посредством дозирования реагента в биологически очищенную сточную воду на реально существующих сооружениях с использованием различных типов коагулянтов. Был проведен опыт на контакт в мерных цилиндрах (рис. 1) с различной дозой коагулянта и водой, отобранной из сборного лотка вторичных отстойников с целью определения наиболее оптимальной дозы. Пробное коагулирование проводилось в лабораторных условиях на трех различных пробах в разное время. Результаты представлены в табл. 1.

По результатам наблюдений можно сделать вывод, что алюминийсодержащие реагенты являются наиболее эффективными по сравнению с железосодержащими, так как позволяют достичь нормативных показателей уже при дозе коагулянта 40 мг/л по активному веществу.

На втором этапе исследования при дозировании различного типа коагулянта непосредственно

**Табл. 1.** Концентрация фосфора фосфатов в зависимости от дозы коагулянта полиоксихлорид алюминия

|                                        |           |           |           |           |
|----------------------------------------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| Концентрация коагулянта по $Al_2O_3$   | 40,0 мг/л | 55,0 мг/л | 75,0 мг/л | 95,0 мг/л |
| Концентрация $P-PO_4$ в поступающей СВ | 9,7 мг/л  |           |           |           |
| Концентрация $P-PO_4$                  | 0,18 мг/л | 0,11 мг/л | 0,25 мг/л | 0,03 мг/л |

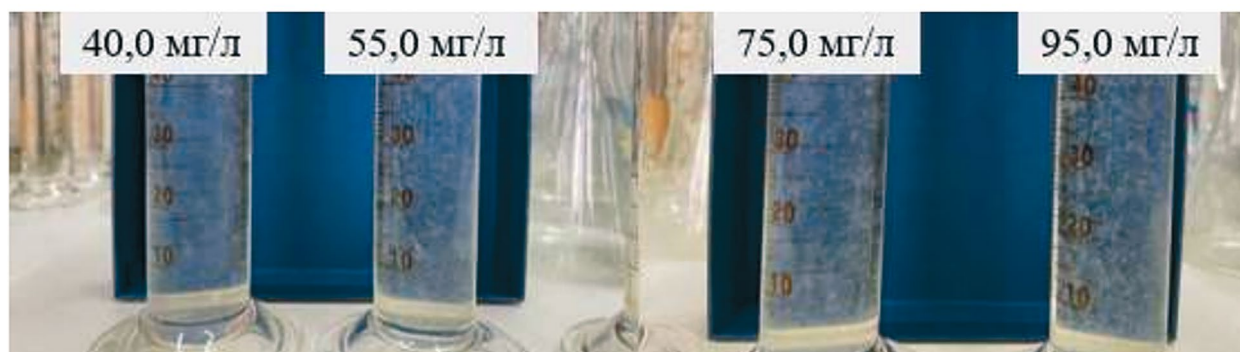


Рис. 1. Процесс коагулирования

в экспериментальную модель биореактора проводилась оценка эффективности комбинированного метода удаления фосфора фосфатов из сточных вод с учетом требований ПДК. Испытание проходило на искусственно составленной сточной жидкости. Подача коагулянта в установку осуществлялась насосом-дозатором.

Первоначально работа установки предполагала наращивание необходимой дозы ила в аноксидной и аэробной зонах реактора. Для снижения необходимого на этот процесс времени биореактор был инокулирован активным илом с действующих канализационных очистных сооружений.

Экспериментальная установка (рис. 2) включала в себя две зоны и вторичный отстойник. Первая зона работала в аноксидном режиме с гидравлическим временем пребывания воды около 7 ч. Вторая зона функционировала в аэробном режиме с продолжительностью очистки около 14 ч. Также из вторичного отстойника был реализован нитратный рецикл в первую зону биореактора с целью обеспечения процесса удаления азота.

Третий этап затрагивал вопрос влияния реагентной очистки на биологический процесс дефосфотации и осуществлялся посредством наблюдения за состоянием биомассы.

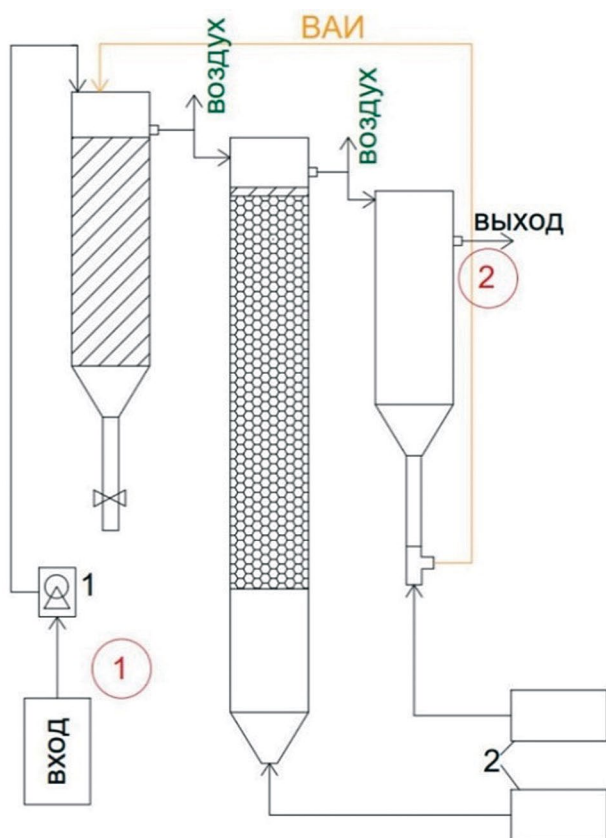


Рис. 2. Модель экспериментальной лабораторной установки биореактора. Точки отбора проб отмечены красным цветом: 1 — насос-дозатор для подачи сточной воды; 2 — компрессоры аэрации





Рис. 3. Формирование хлопьев активного ила после дозирования коагулянта

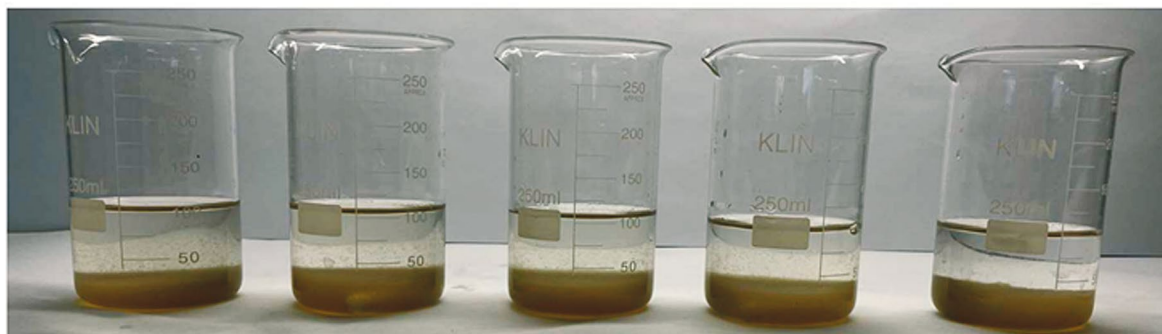


Рис. 4. Процесс оседания скоагулированного осадка

Наиболее распространенным алюминийсодержащим коагулянтом является Аква-Аурат-30. Поэтому была реализована его подача в место поступления сточной воды биореактора с различными дозами по  $\text{Al}_2\text{O}_3$  — 15, 30, 75 и 105 мг/л. Приготовление растворов происходило из одного с концентрацией 15 г/л по  $\text{Al}_2\text{O}_3$ . С целью эффективного перемешивания смеси активного ила из экспериментальной установки и коагулянта использовались магнитные мешалки. Суть данного этапа эксперимента сводилась к следующему: в АИ поочередно дозируется коагулянт, первые 30 с осуществлялось интенсивное перемешивание посредством магнитной площадки

с мешалками, затем в течение следующих 10 мин стеклянными палочками проводилось спокойное перемешивание. Влияние повышения дозы коагулянта на хлопья активного ила можно наблюдать на рис. 3.

Затем в течение 7 мин происходило оседание образовавшегося в результате процесса коагуляции осадка (рис. 4).

После оседания пробы фильтровались и осуществлялся ряд количественных анализов по следующим показателям, представленным в табл. 2.

Также была проведена оценка влияния дозирования коагулянта на состояние биомассы активного

Табл. 2. Влияние дозы коагулянта на контролируемые показатели

| Показатель            | Доза коагулянта, мг/л |      |       |       |       |       |
|-----------------------|-----------------------|------|-------|-------|-------|-------|
|                       | Исходная вода         | 15,0 | 30,0  | 75,0  | 105,0 | 150,0 |
| рН                    | 7,53                  | 7,26 | 6,77  | 6,50  | 6,15  | 5,49  |
| Фосфат ион, мг/л      | 29,1                  | 10,8 | 0,508 | 0,082 | 0,072 | 0,02  |
| Фосфор фосфатов, мг/л | 9,50                  | 3,52 | 0,166 | 0,027 | 0,023 | 0,007 |
| Доза ила, г/л         | 2,1                   | 2,7  | 3,2   | 3,7   | 3,9   | 4,1   |

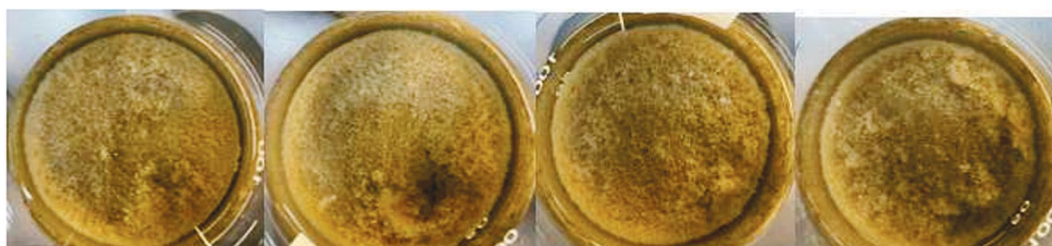


Рис. 5. Состояние активного ила в результате процесса коагуляции

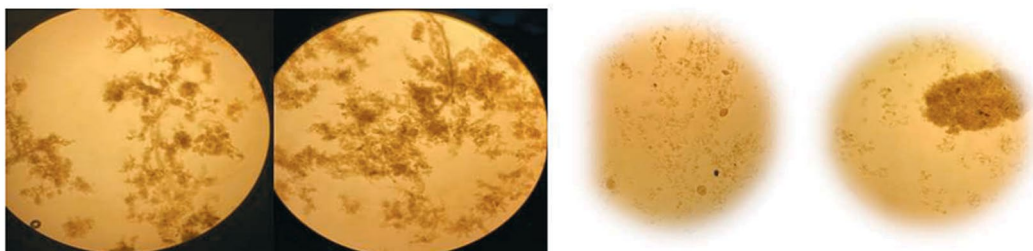


Рис. 6. Наблюдение скоагулированного активного ила под микроскопом

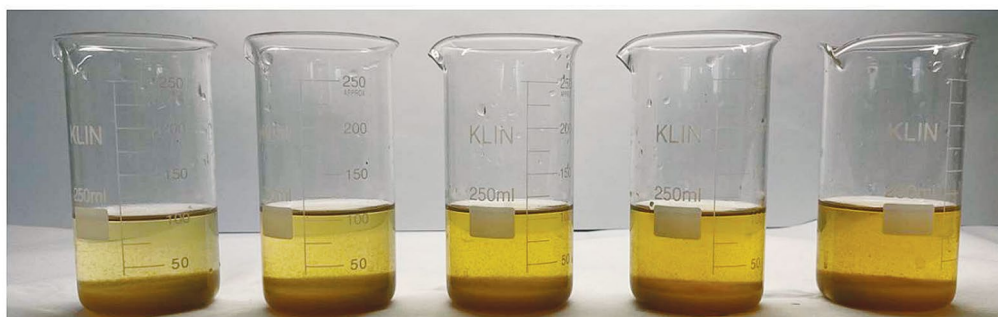


Рис. 7. Процесс осаждения в результате коагулирования (сульфат железа)

ила, как результат — увеличение дозы АИ в среднем на 1,1 г/л (рис. 5, 6).

Увеличение дозы ила влечет за собой повышение количества образующегося избыточного активного ила, что, как следствие, приводит к росту эксплуатационных затрат и возникновению дополнительного негативного воздействия.

Далее были проведены аналогичные опыты уже с коагулянт, содержащим соли железа — сульфатом железа и хлоридом железа (III).

Первоначально был проведен опыт с дозированием коагулянта, аналогичный опыту выше с использованием раствора сульфата железа  $\text{FeSO}_4$

с концентрацией 10 г/л по Fe. Формирование хлопьев представлено на рис. 7.

Состояние биомассы под наблюдением в микроскоп можно увидеть на рис. 8.

Качественные показатели очищенной сточной воды в результате применения солей железа приведены в табл. 3.

Далее был приготовлен раствор хлорного железа (III)  $\text{FeCl}_3$  с концентрацией 10 г/л по Fe. Действия в ходе проведения эксперимента были аналогичны описанным выше. Результат процесса коагуляции в виде образования хлопьев представлен на рис. 9.

Состояние биомассы активного ила под микроскопом представлено на рис. 10.

Качественные показатели очищенной сточной воды в результате коагулирования с применением хлорного железа (III) представлены в табл. 4.

Результаты проведенного эксперимента представлены в виде графических зависимостей на рис. 11.

По результатам наблюдения наиболее оптимальным коагулянт является алюминийсодержащий полиоксихлорид алюминия. Было установлено, что концентрация ионов водорода наименьшим образом снижается при его дозировании по сравнению

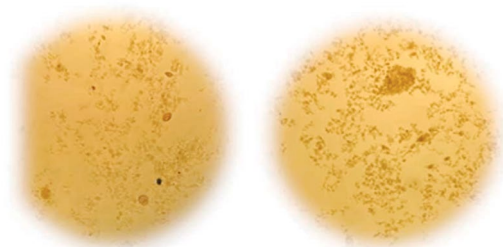


Рис. 8. Состояние активного ила до и после коагулирования (сульфат железа)

Табл. 3. Влияние дозирования коагулянта — сульфата железа на контролируемые показатели

|                                                                 |      |      |      |      |
|-----------------------------------------------------------------|------|------|------|------|
| Концентрация фосфора фосфатов в поступающей сточной воды, мг/л  | 9,5  |      |      |      |
| Доза коагулянта по Fe, мг/л                                     | 30   | 60   | 90   | 120  |
| Концентрация фосфора фосфатов в результате коагулирования, мг/л | 0,80 | 0,26 | 2,41 | 2,45 |
| Доза ила, г/л                                                   | 3,4  | 3,8  | 4,3  | 4,9  |

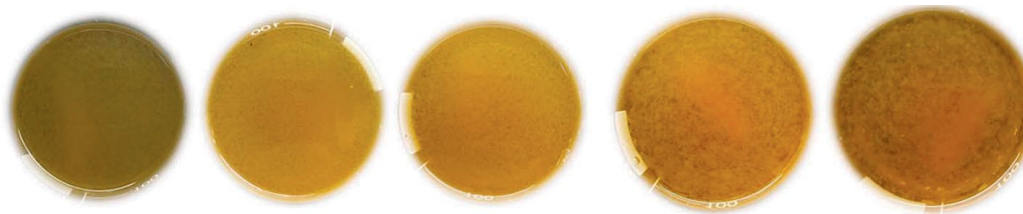


Рис. 9. Формирование хлопьев активного ила после дозирования коагулянта (хлорное железо)

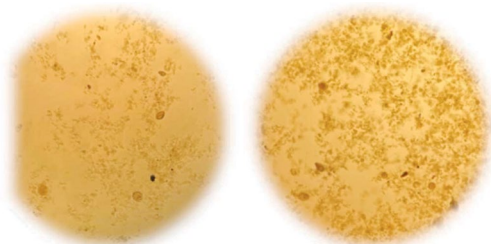


Рис. 10. Состояние активного ила до и после коагулирования (хлорное железо)

с другими реагентами. Одновременно с этим также наблюдалось более раннее вспухание активного ила во времени относительно других исследуемых образцов. Подобрана оптимальная доза при применении комбинированного метода дефосфатации сточных вод — 30 мг/л, происходит повышение дозы ила на 1,1 г/л.

Помимо этого, были проведены расчеты сооружений для биологической очистки от соединений азота и химическим удалением соединений фосфора и очистки с биологическим удалением азота, и биолого-химическим удалением фосфора, результат представлен в табл. 5.

Основной задачей исследования являлось изучение влияния технологических параметров процесса первой стадии анаэробного сбраживания исследуемого осадка на количество образовавшихся летучих жирных кислот (ЛЖК).

Результаты исследования представлены в виде графических зависимостей на рис. 12–21.

Достигнув предела процесса кислого (водородного) брожения, осадок плавно переходит в щелочное (метановое) брожение, концентрация летучих жирных кислот снижается и достигает исходных значений.

Табл. 4. Влияние дозирования коагулянта — хлорного железа (III) на контролируемые показатели

| Концентрация фосфора фосфатов в поступающей сточной воды, мг/л  | 9,5   |       |       |     |
|-----------------------------------------------------------------|-------|-------|-------|-----|
| Доза коагулянта по Fe, мг/л                                     | 30    | 50    | 70    | 100 |
| Концентрация фосфора фосфатов в результате коагулирования, мг/л | 0,053 | 0,237 | 0,596 | 2,4 |
| Доза ила, г/л                                                   | 3,2   | 3,4   | 3,7   | 3,1 |

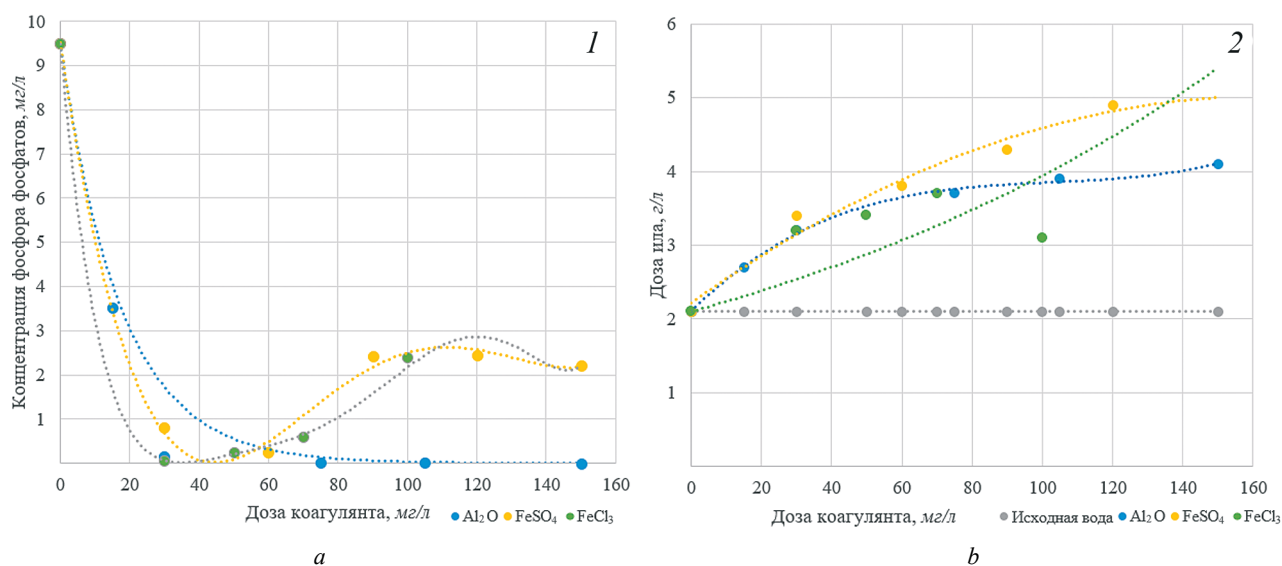


Рис. 11. Влияние дозы коагулянта, мг/л, на: 1 — концентрацию фосфора фосфатов, мг/л; 2 — дозу ила, г/л



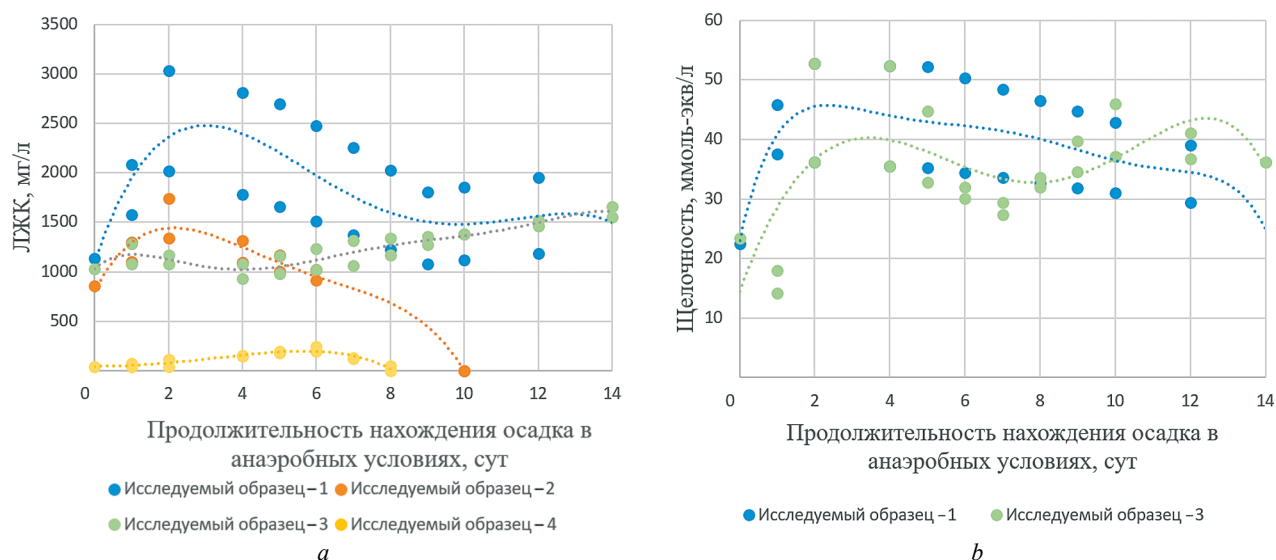


Рис. 12. Влияние продолжительности нахождения сырого осадка в анаэробных условиях при  $t = 14^{\circ}\text{C}$ : а — на концентрацию образовавшихся ЛЖК, мг/л; б — на величину щелочности, ммоль-экв/л

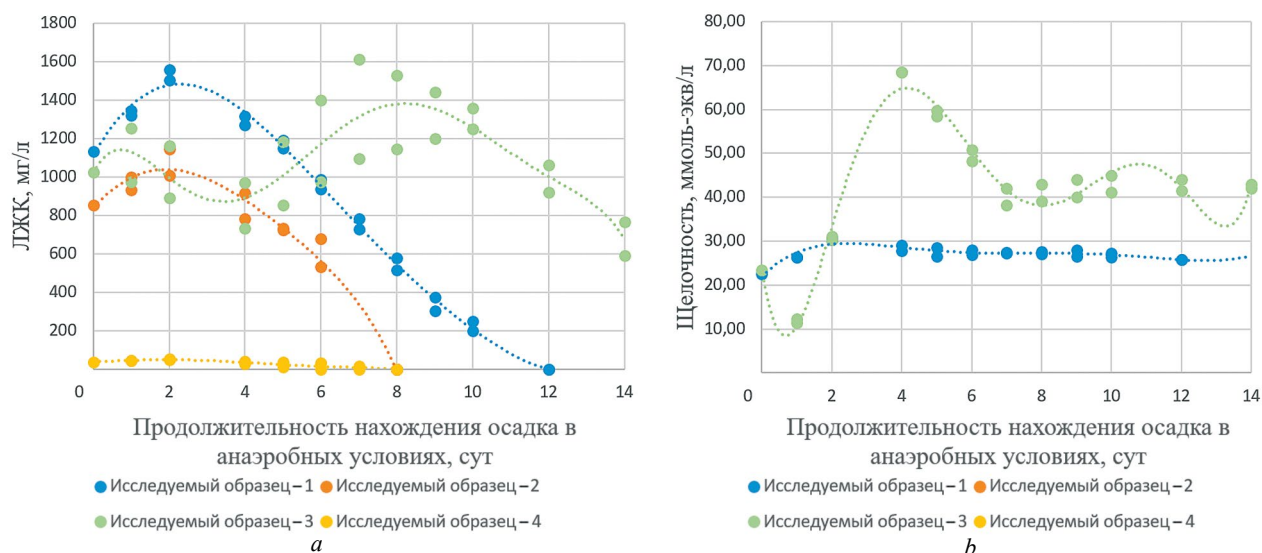


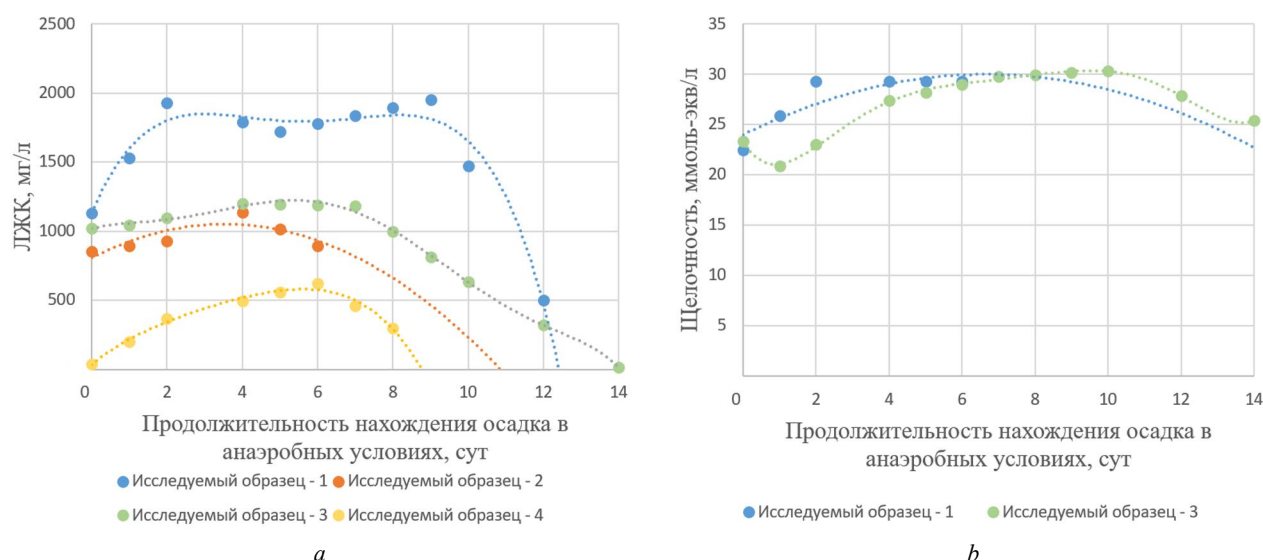
Рис. 13. Влияние продолжительности нахождения сырого осадка в анаэробных условиях при  $t = \text{комнатная, }^{\circ}\text{C}$ : а — на концентрацию образовавшихся ЛЖК, мг/л; б — на величину щелочности, ммоль-экв/л

В результате анаэробного сбраживания концентрация карбонатов постепенно снижается, достигая в определенный момент минимального значения. Минимум концентрации  $\text{HCO}_3^-$  следует из того, что в осадке присутствуют только сложные органические вещества — в этот период происходит интенсивное образование летучих жирных кислот. Увеличение содержания  $\text{HCO}_3^-$  происходит из-за преобразования уксусной кислоты в энергию организмами, осуществляющими процесс метанового брожения — облигатными анаэробами. Некоторые исследуемые образцы в условиях анаэробного сбраживания не показали какого-либо заметного изменения щелочности. Это связано с несколько меньшими концентрациями образовавшегося легкодоступного органического вещества в этих исследу-

емых образцах по сравнению с другими образцами, для которых характер изменения щелочности выражен более явно.

Максимальное увеличение концентрации ЛЖК, в 16 раз превышающей поступающую, наблюдается при температуре  $t = 30^{\circ}\text{C}$  с 39 до 625 мг/л на 586 мг/л. Также значительно увеличились концентрации летучих жирных кислот при температуре  $t = 14^{\circ}\text{C}$  с 39 до 245 мг/л на 206 мг/л (6,2 раза) и с 1134 до 3030 мг/л на 1896 мг/л (2,67 раза).

Это свидетельствует о том, что не всегда получение максимального количества легкодоступной органики связано с повышением температуры сбраживаемого осадка, а зависит также от ацидофикационного потенциала поступающей сточной воды и сырого осадка очистных сооружений [11].



**Рис. 14.** Влияние продолжительности нахождения сырого осадка в анаэробных условиях при  $t = 30\text{ }^{\circ}\text{C}$ : *a* — на концентрацию образовавшихся ЛЖК, мг/л; *b* — на величину щелочности, ммоль-экв/л

Концентрация ионов водорода имеет существенное значение для жизнедеятельности микроорганизмов, осуществляющих процесс брожения. К тому же резкое изменение реакции среды оказывает непосредственное влияние на скорость биохимических процессов. Исходное значение pH напрямую зависит от характера поступающих сточных вод. Оптимальное значение активности ионов водорода pH составляет от 5,5 до 7 единиц. Изменение уровня pH в процессе нахождения осадка в анаэробных условиях показано на рис. 3.

Снижение уровня pH возможно объяснить образованием летучих жирных кислот, т.е. преобладанием ионов  $\text{H}^+$ .

Как показывает наблюдение, в процессе исследования создается низкий фон увеличения фосфатами в процессе анаэробного сбраживания на 5 суток, их концентрация в среднем увеличивается на в среднем 1,3–2 раза по сравнению с первоначальными значениями. Значительно большее количество фосфатов выделяется впоследствии при большей продолжительности нахождения осадка в анаэробных условиях.

**Табл. 5.** Основные технологические параметры для сооружений биологической очистки и обработки осадка

| Наименование сооружений                                         | Биологическая очистка с удалением азота и химическим удалением фосфора (БНДХФ) | Очистка с биологическим удалением азота и биолого-химическим удалением фосфора (БНДБХФ) |
|-----------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------|
| Аэротенк, $W$ , $\text{м}^3$                                    | 16 330                                                                         | 16 330                                                                                  |
| Вторичные отстойники, $W$ , $\text{м}^3$                        | 2041                                                                           | 2268                                                                                    |
| Биореактор дефосфатации, $W$ , $\text{м}^3$                     | 500                                                                            | —                                                                                       |
| Объем избыточного активного ила, $W$ , $\text{м}^3$             | 427,5                                                                          | 635,0                                                                                   |
| Аэробный стабилизатор, $W$ , $\text{м}^3$                       | 2137,0                                                                         | 3175,0                                                                                  |
| Цех механического обезвоживания                                 | КШОО-300 — 2 шт.                                                               | КШОО-300 — 3 шт.                                                                        |
| Аварийные иловые площадки, $S_{\text{общ.карт}}$ , $\text{м}^2$ | 10 402,5                                                                       | 15 451,7                                                                                |
| Фугат <sub>воз.потг</sub> $Q$ , $\text{м}^3/\text{сут}$         | 418,95                                                                         | 622,30                                                                                  |
| Вид реагента                                                    | Количество реагента, $Q$ , кг/сут                                              |                                                                                         |
| Коагулянт $\text{Al}_2\text{O}_3$                               | 4336,5                                                                         | 3206,3                                                                                  |
| Флокулянт Праестол 2540                                         | 3,42                                                                           | 5,08                                                                                    |
| Наименование сооружений                                         | Количество воздуха, $Q$ , $\text{м}^3/\text{ч}$                                |                                                                                         |
| Аэротенк                                                        | 6634,0                                                                         |                                                                                         |
| Биореактор дефосфатации                                         | 235,1                                                                          | —                                                                                       |
| Аэробный стабилизатор                                           | 2564,7                                                                         | 3810,0                                                                                  |



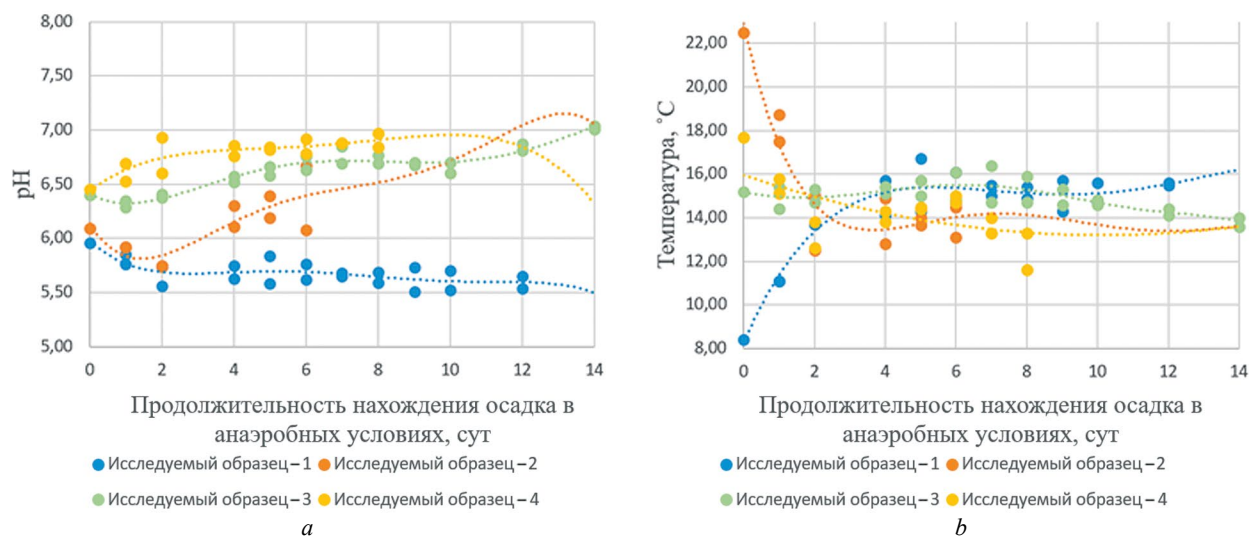


Рис. 15. Влияние продолжительности нахождения сырого осадка в анаэробных условиях при  $t = 14\text{ }^{\circ}\text{C}$ :  $a$  — на величину pH;  $b$  — на величину температуры,  $^{\circ}\text{C}$

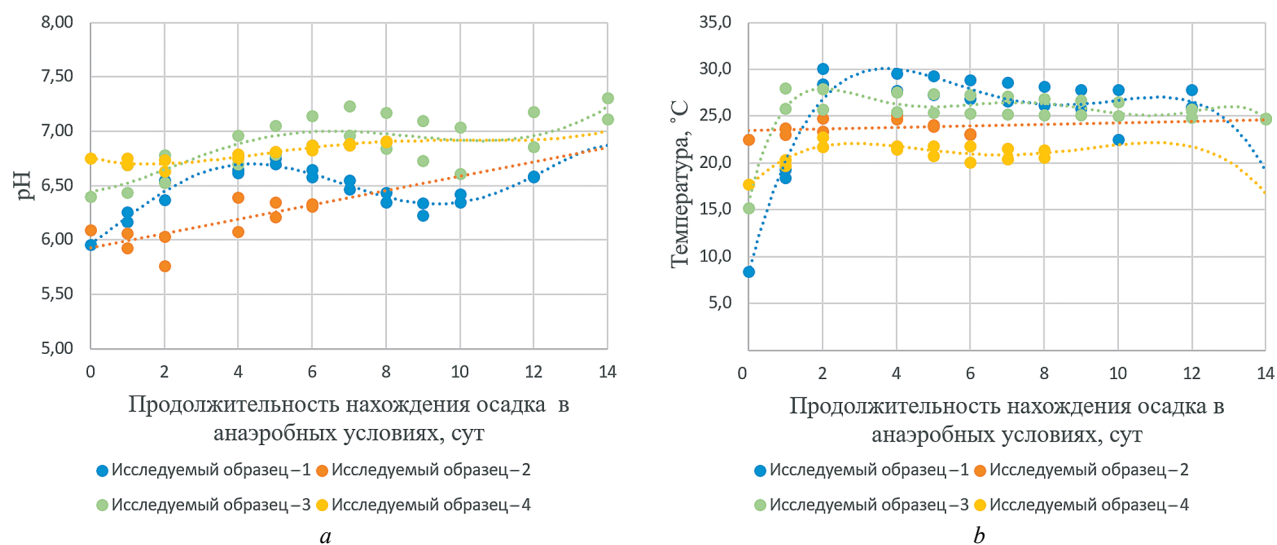


Рис. 16. Влияние продолжительности нахождения сырого осадка в анаэробных условиях при  $t = \text{комнатная, }^{\circ}\text{C}$ :  $a$  — на величину pH;  $b$  — на величину температуры,  $^{\circ}\text{C}$

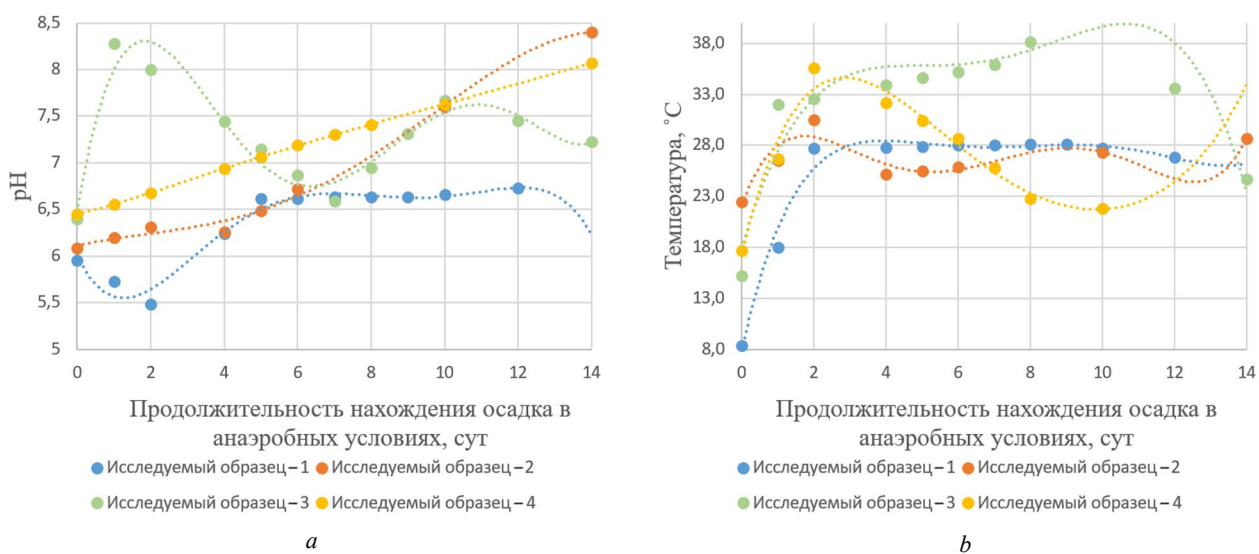


Рис. 17. Влияние продолжительности нахождения сырого осадка в анаэробных условиях при  $t = 30\text{ }^{\circ}\text{C}$ :  $a$  — на величину pH;  $b$  — на величину температуры,  $^{\circ}\text{C}$

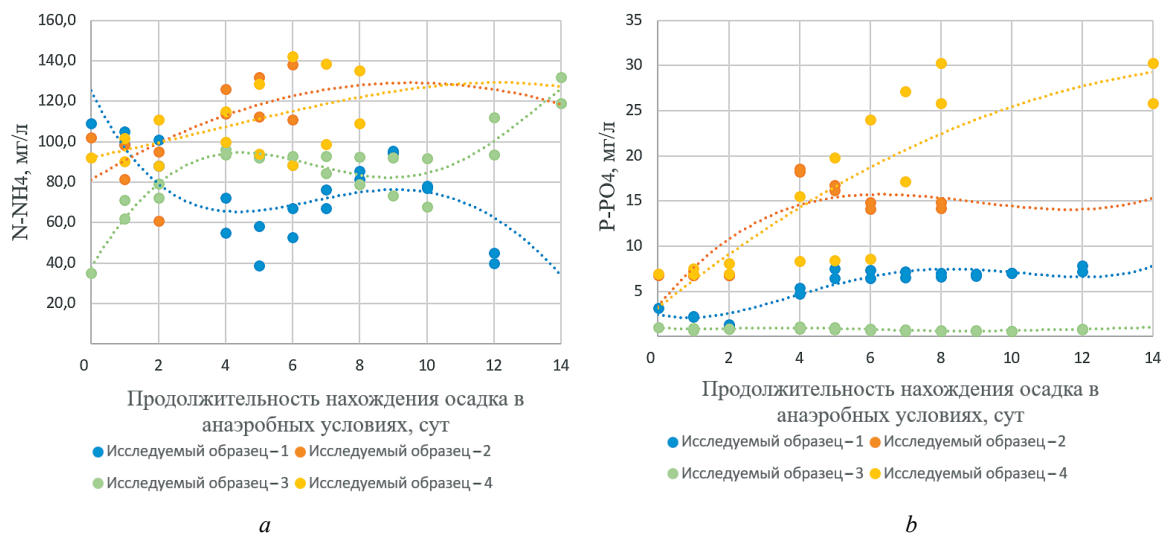


Рис. 18. Влияние продолжительности нахождения сырого осадка в анаэробных условиях при  $t = 14$  °C:  $a$  — на величину азот аммонийного;  $b$  — на величину фосфора фосфатов

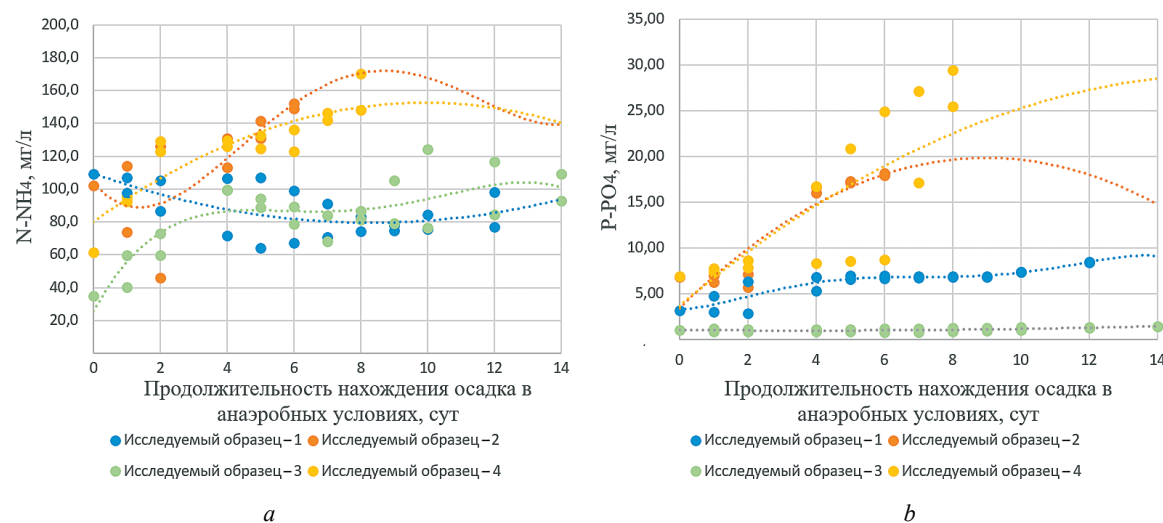


Рис. 19. Влияние продолжительности нахождения сырого осадка в анаэробных условиях при  $t =$  комнатная, °C:  $a$  — на величину азот аммонийного;  $b$  — на величину фосфора фосфатов

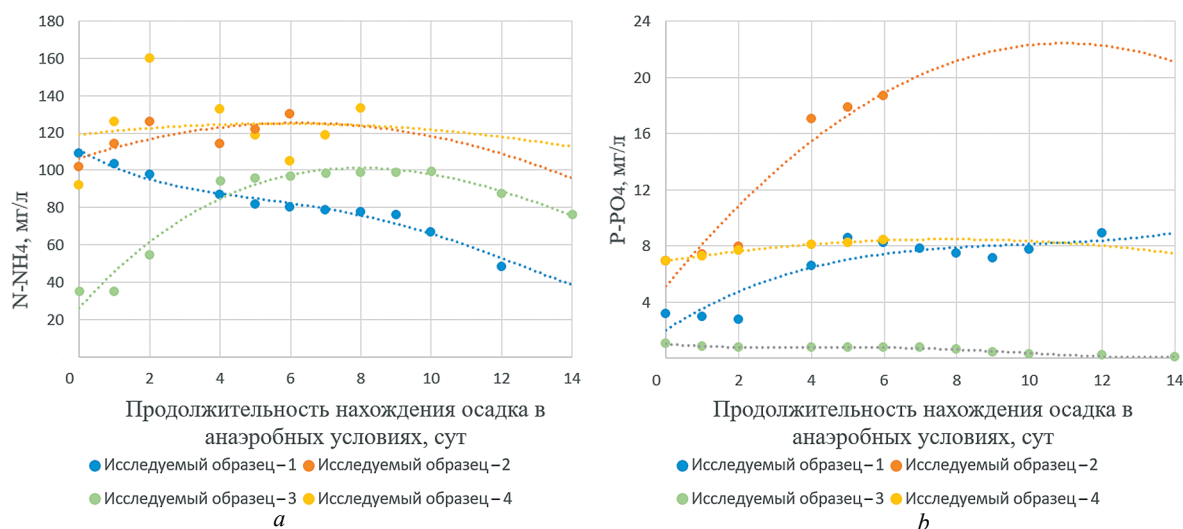


Рис. 20. Влияние продолжительности нахождения сырого осадка в анаэробных условиях при:  $t = 30$  °C:  $a$  — на величину азот аммонийного;  $b$  — на величину фосфора фосфатов

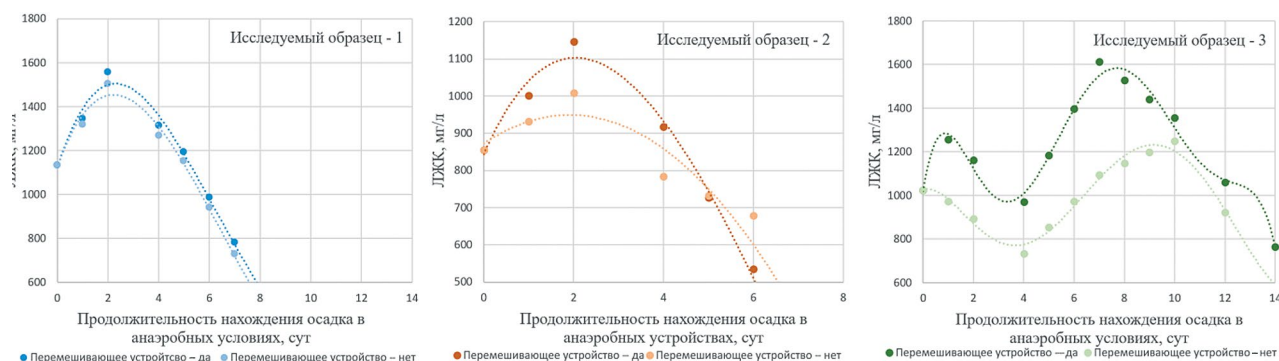


Рис. 21. Влияние перемешивания на концентрацию образовавшихся летучих жирных кислот при прочих равных условиях

Что касается изменения концентрации азотаммонийных солей при ферментации осадка, то она возрастает в среднем в 1,5–2 раза по сравнению с исходными значениями.

Еще одним фактором, влияющим на концентрацию образования летучих жирных кислот, является перемешивание. Поддержание стабильного процесса сбраживания возможно лишь при постоянном перемешивании смеси сырого осадка и сточных вод, так как это позволяет равномерно распределить их по всему объему ацидофикатора, создать однородность среды и предотвратить создание корки в верхней части бродильной массы, что обеспечивает наилучшие условия для развития бактерий. Для достижения этой цели возможно применение механических и градиентных мешалок, либо осуществление рециркуляции сбраживаемого осадка.

### Выводы по результатам исследования

Применение как реагентного, так и комбинированного метода удаления фосфора фосфатов позволяет достичь нормативного требования к сбросу сточных вод в водные объекты:

- оптимальным коагулянтом для применения с целью повышения эффективности очистки хозяйственно-бытовых сточных вод является алюминийсодержащий реагент — полиоксихлорид алюминия. Целесообразной дозой коагулянта при дозировании его на стадии биологической очистки является 30 мг/л. Особенностью применения является значительное повышение дозы ила и изменение его характера — как

результат ил представляет собой смесь активного ила и фосфатсодержащего осадка;

- рекомендуемая доза реагента при применении его после стадии биологической очистки составляет 40 мг/л. Особенностью применения является возникающая необходимость в строительстве дополнительных сооружений;
- применение коагулирования на стадии биологической очистки сточных вод приводит к возрастающему объему осадка и как следствие к увеличению объемов сооружений, это можно наблюдать исходя из расчета основных сооружений биологической очистки и обработки осадка сточных вод;
- в результате исследования процесса ферментации был показан характер изменения в процессе сбраживания смеси сырого осадка и сточных вод различных очистных канализационных сооружений таких основных характеристик процесса, как концентрация летучих жирных кислот, азота, фосфора, pH, щелочности, а также влияние на них таких технологических параметров, как продолжительность пребывания осадка в анаэробных условиях, температура процесса, перемешивание, целенаправленное изменение которых позволит повысить эффективность процесса сбраживания и как следствие улучшить качество очистки сточных вод от биогенных элементов;
- как результат исследования наблюдается положительное влияние на количество образовавшихся летучих жирных кислот наличия перемешивания, температуры и продолжительности нахождения осадка в анаэробных условиях.

### СПИСОК ИСТОЧНИКОВ

1. Хенце М. Очистка сточных вод : пер. с англ. М. : Мир, 2006. 480 с.
2. Zuo Jun, Xiao Peng, Heino Jani, Tan Fengjiao, Soininen Janne, Chen Huihuang et al. Eutrophication increases the similarity of cyanobacterial community features in lakes and reservoirs // Water Research. 2024. No. 250. P. 120977. DOI: 10.1016/j.watres.2023.120977



3. Соловьева Е.А. Реагентное химико-биологическое удаление фосфора из городских сточных вод // Вестник гражданских инженеров. 2009. № 1 (18). С. 78–79.
4. Гогина Е.С. Удаление биогенных элементов из сточных вод : монография. М. : МГСУ, 2010. 120 с.
5. Степанов С.В. Технологический расчет аэротенков и мембранных биореакторов : уч. пособ. М. : Изд-во АБС, 2020. 224 с.
6. Азарёв А.М., Кевбрина М.В., Гаврилов Д.В., Белов Н.А., Жарков А.В. Технологические решения для повышения эффективности очистки сточных вод с низким содержанием органических веществ // Водоснабжение и санитарная техника. 2023. № 7. С. 12–22. DOI: 10.35776/VST.2023.07.02
7. Кевбрина М.В., Гаврилин А.М., Козлов И.М. Новая форма организации процесса преферментации (ацидофикации) для увеличения эффективности удаления биогенных элементов из сточных вод // Водоснабжение и санитарная техника. 2014. № 5. С. 73–80.
8. Козлов М.Н., Стрельцов С.А., Кевбрина М.В., Гаврилин А.М., Газизова Н.Г. Ацидофикация (преферментация) как метод стабилизации сырого осадка при очистке сточных вод от биогенных элементов // Водоснабжение и санитарная техника. 2013. № 5. С. 13–20.
9. Пахомов А.Н., Стрельцов С.А., Козлов М.Н., Харькина О.В., Хамидов М.Г., Еришов Б.А. и др. Опыт эксплуатации сооружений биологической очистки сточных вод от соединений азота и фосфора // Водоснабжение и санитарная техника. 2010. № 10. С. 35–41.
10. Бойко Т.А. Интенсификация процессов дефосфотизации сточных вод с использованием летучих жирных кислот : дис. ... канд. техн. наук. Новосибирск, 2006. 163 с.
11. Кевбрина М.В., Гаврилин А.М., Белов Н.А., Асеева В.Г., Газизова Н.Г. Ацидофикационный потенциал поступающей сточной воды и сырого осадка московских очистных сооружений // Водоснабжение и санитарная техника. 2012. № 10. С. 68–70.

Об авторах: Елена Сергеевна Гогина — кандидат технических наук, доцент, главный научный сотрудник; **Российский государственный геологоразведочный университет имени Серго Орджоникидзе (МГРИ)**; Российская Федерация, 117485, г. Москва, ул. Миклухо-Маклая, д. 23; **Научно-исследовательский институт строительной физики Российской академии архитектуры и строительных наук (НИИСФ РААСН)**; Российская Федерация, 127238, г. Москва, Локомотивный пр., д. 21; Gogina-es@yandex.ru;

Елена Васильевна Спасибо — ведущий инженер; **Научно-исследовательский институт строительной физики Российской академии архитектуры и строительных наук (НИИСФ РААСН)**; Российская Федерация, 127238, г. Москва, Локомотивный проезд, д. 21; spasibo.elena@mail.ru;

Игорь Алексеевич Гульшин — кандидат технических наук, доцент кафедры водоснабжения и водоотведения; **Национальный исследовательский Московский государственный строительный университет (НИУ МГСУ)**; Российская Федерация, 129337, г. Москва, Ярославское шоссе, д. 26; gulshinia@mgsu.ru;

Анна Валерьевна Решетова — инженер; **Научно-исследовательский институт строительной физики Российской академии архитектуры и строительных наук (НИИСФ РААСН)**; Российская Федерация, 127238, г. Москва, Локомотивный проезд, д. 21; **Национальный исследовательский Московский государственный строительный университет (НИУ МГСУ)**; Российская Федерация, 129337, г. Москва, Ярославское шоссе, д. 26; reshetova.anny@yandex.ru;

Татьяна Анатольевна Рафальская — доктор технических наук, профессор; **Новосибирский государственный архитектурно-строительный университет (Сибстрин)**; Российская Федерация, 630008, г. Новосибирск, ул. Тургенева, д. 159; rector@sibstrin.ru;

Алексей Юрьевич Сколубович — кандидат технических наук, доцент; **Новосибирский государственный архитектурно-строительный университет (Сибстрин)**; Российская Федерация, 630008, г. Новосибирск, ул. Тургенева, д. 159; rector@sibstrin.ru.

## REFERENCES

1. Mogens Henze. Wastewater Treatment: Biological and Chemical Processes. *Mogens Henze*. 1995; 383.
2. Zuo Jun, Xiao Peng, Heino Jani, Tan Fengjiao, Soininen Janne, Chen Huihuang et al. Eutrophication increases the similarity of cyanobacterial community features in lakes and reservoirs. *Water Research*. 2024; 250:120977. DOI: 10.1016/j.watres.2023.120977
3. Solovyova EA. Reagent chemical and biological removal of phosphorus from urban wastewater. *Bulletin of Civil Engineers*. 2009; 1(18):78-79. (rus).
4. Gogina E.S. *Removal of biogenic elements from wastewater : monograph*. Moscow, MGSU, 2010; 120. (rus).
5. Stepanov S.V. *Process calculations of aeration tanks and membrane bioreactors : study guide*. Moscow, ASV Publ. 2020; 224. (rus).

6. Agarev A.M., Kevbrina M.V., Gavrilov D.V., Belov N.A., Zharkov A.V. Process solutions to increase the efficiency of wastewater treatment with a low concentration of organic matter. *Water supply and sanitary equipment*. 2023; 7: 12-22. DOI: 10.35776/VST.2023.07.02.(rus).
7. Kevbrina M.V., Gavrilin A.M., Kozlov I.M. The new form of pre-fermentation (acidification) process arrangement for improving the efficiency of removing nutrients from wastewater. *Water supply and sanitary equipment*. 2014; 5:73-80. (rus).
8. Kozlov M.N., Strel'tsov S. A., Kevbrina M.V., Gavrilin A.M., Gazizova N.G. Acidification (prefermentation) as a method of raw sludge stabilization in the process of nutrients removal from wastewater. *Water supply and sanitary equipment*. 2013; 5:13-20. (rus).
9. Pakhomov A.N., Strel'tsov S. A., Kozlov M.N., Khar'kina O. V., Khamidov M.G., Ershov B.A. Experience of operating the facilities removal of nitrogen and phosphorus compounds from wastewater. *Water supply and sanitary equipment*. 2010; 10:35-41. (rus).
10. Boyko T.A. *Intensification of dephosphatization processes wastewater with the use of volatile fatty acids : dissertation of the Candidate of technical Sciences*. 2006; 169. (rus).
11. Kevbrina M.V., Gavrilin A.M., Belov N.A., Gazizova N.G., Aseeva V.G. Acidification potential of the incoming wastewater and raw sludge at the Moscow wastewater treatment facilities. *Water supply and sanitary equipment*. 2013; 5:13-20. (rus).

About the authors: **Elena S. Gogina** — Candidate of Technical Sciences, Associate Professor, Chief Researcher; **Sergo Ordzhonikidze Russian State Geological Exploration University (MGRI)**; 23 Miklouho-Maklaya st., Moscow, 117485, Russian Federation; **Scientific Research Institute of Building Physics of the Russian Academy of Architecture and Building Sciences (NIISF RAASN)**; 21 Lokomotivny passage, Moscow, 127238, Russian Federation; Gogina-es@yandex.ru;

**Elena V. Spasibo** — Chief engineer; **Scientific Research Institute of Building Physics of the Russian Academy of Architecture and Building Sciences (NIISF RAASN)**; 21 Lokomotivny passage, Moscow, 127238, Russian Federation; spasibo.elena@mail.ru;

**Igor A. Gulshin** — Candidate of Technical Sciences, Associate Professor of Department of Water Supply and Water-Removal; **Moscow State University of Civil Engineering (National Research University) (MGSU)**; 26 Yaroslavskoe shosse, Moscow, 129337, Russian Federation; gulshinia@mgsu.ru;

**Anna V. Reshetova** — Engineer; **Scientific Research Institute of Building Physics of the Russian Academy of Architecture and Building Sciences (NIISF RAASN)**; 21 Lokomotivny passage, Moscow, 127238, Russian Federation; **Moscow State University of Civil Engineering (National Research University) (MGSU)**; 26 Yaroslavskoe shosse, Moscow, 129337, Russian Federation; reshetova.anny@yandex.ru;

**Tatyana A. Rafalskay** — Doctor of Technical Sciences, Professor; **Novosibirsk State University of Architecture and Civil Engineering (Sibstrin)**; 159 Turgeneva st., Novosibirsk, 630008, Russian Federation; rector@sibstrin.ru;

**Alexey Yu. Skolubovich** — Candidate of Technical Sciences, Associate Professor; **Novosibirsk State University of Architecture and Civil Engineering (Sibstrin)**; 159 Turgeneva st., Novosibirsk, 630008, Russian Federation; rector@sibstrin.ru.