

УДК 628.336.3

**Е. Г. Сапон, В. Н. Марцунь**

Белорусский государственный технологический университет

**ПЕРЕРАСПРЕДЕЛЕНИЕ ФОСФОРА МЕЖДУ ФАЗАМИ СУСПЕНЗИИ  
ИЗБЫТОЧНОГО АКТИВНОГО ИЛА ПРИ АЭРОБНОЙ  
И АНАЭРОБНОЙ СТАБИЛИЗАЦИИ**

Ограниченное количество разведанных запасов фосфора и борьба с эвтрофикацией водных объектов инициируют поиск и исследование путей извлечения фосфора из сточных вод и осадков очистных сооружений.

В работе показано, что удаляемый с избыточным активным илом фосфор в процессе обработки осадка может переходить в иловую воду, которая возвращается в голову очистных сооружений, тем самым увеличивая нагрузку по фосфору на систему биологической очистки. Целью работы было установить закономерности перехода фосфора в иловую воду при стабилизации активного ила. Объектом исследования была суспензия уплотненного активного ила Минской очистной станции (МОС). Моделирование процесса обработки избыточного активного ила осуществляли в лабораторных установках объемом 2,5–6,0 дм<sup>3</sup>.

Установлены зависимости изменения содержания фосфора и значения pH в иловой воде в процессе аэробной и анаэробной стабилизации. Показано, что при анаэробной стабилизации наиболее интенсивно высвобождение фосфора протекает в течение первых трех суток, при этом его концентрация в иловой воде увеличивается до 300 мг P/дм<sup>3</sup>. При длительной анаэробной обработке высвобождение фосфора зависит от гидродинамических условий. До 80% от его валового содержания в избыточном активном иле высвобождается в режиме без перемешивания. В аэробных условиях выход фосфора в иловую воду определяется расходом воздуха и временем обработки и может достигать 387 мг P/дм<sup>3</sup>.

**Ключевые слова:** избыточный активный ил, иловая вода, фосфаты, очистка сточных вод.

**E. G. Sapon, V. N. Martsul'**

Belarusian State Technological University

**PHOSPHORUS RELEASE FROM EXCESS ACTIVATED SLUDGE TO SLUDGE  
LIQUIDE UNDER AEROBIC AND ANAEROBIC SLUDGE STABILIZATION**

A limited number of known reserves of phosphorus and avoiding eutrophication of water bodies are the driving forces to search and study ways to extract phosphorus from wastewater and sludge treatment plants.

It is shown that the phosphorus of excess activated sludge can release into sludge water during sludge treatment. This water is returned to the head of wastewater treatment plant, thereby increasing the phosphorus load to the biological treatment system. The aim of this study was to establish patterns of phosphorus transition in sludge water under different condition of activated sludge stabilization. The object of the study was the suspension of thickened activated sludge from Minsk treatment plant (MTP). The modeling process treatment of excess active sludge was carried out in laboratory settings of volume 2.5–6.0 dm<sup>3</sup>.

There were established the dependences of phosphorus content and pH value during prolonged thickening of aerobic and anaerobic stabilization. It is shown that the most insensitive phosphorus release from excess active sludge to supernatant takes place under anaerobic treatment during first three days. Under these conditions the concentration of phosphorus in sludge water increased up to 300 mg P/dm<sup>3</sup>. During prolonged anaerobic treatment the release of phosphorus depends on hydrodynamic conditions. Up to 80% of the total phosphorus content in the excess activated sludge is released without stirring. Under aerobic conditions, the yield of phosphorus in the sludge water is determined by the air flow rate and processing time and can be up to 387 mg P/dm<sup>3</sup>.

**Key words:** excess active sludge, phosphates, wastewater treatment, sludge treatment.

**Введение.** Ограниченность и исчерпаемость разведанных запасов фосфорсодержащего сырья [1], незаменимость фосфора для производства продовольствия обуславливает необходимость поиска путей извлечения его из отходов и сточных вод.

Особенностями биогеохимического цикла фосфора являются: отсутствие устойчивых газообразных соединений, что обуславливает его сосредоточенность в литосфере и гидросфере; биологическая значимость, так как зачастую именно фосфор лимитирует рост биомассы [2].

Существенное влияние на природный цикл фосфора оказывает увеличение использования его ресурсов для производства удобрений, моющих средств и др. [3]. В результате деятельности человека образовался техногенный круговорот фосфора от добычи фосфорсодержащего сырья до потребления продукции, главным образом, продовольствия и моющих средств. Значительную роль в нем играет миграция фосфора со сточными водами и избыточное накопление в водных объектах. Ежегодно добывается около 20 Мт фосфора и примерно 50% от этого количества попадает в водные объекты [4].

На очистных сооружениях фосфор удаляется из сточных вод с сырым осадком и избыточным активным илом (ИАИ) (рис. 1).

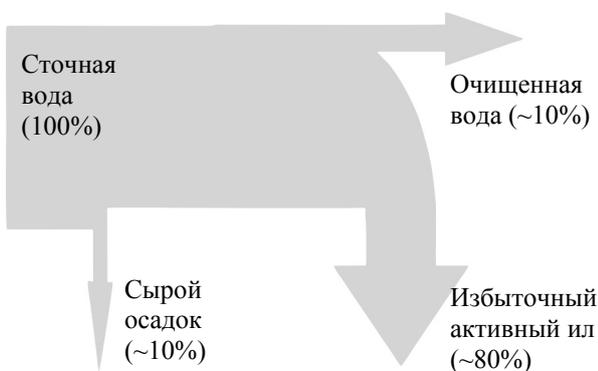


Рис. 1. Удаление фосфора на очистных сооружениях канализации (на основе данных источника [5])

Интенсификацию удаления фосфатов обеспечивает биологическая дефосфатация, основанная на культивировании фосфораккумулирующих организмов (ФАО), способных накапливать фосфор в количестве, превышающем собственные потребности [6].

Биологическое потребление фосфора связано с включением его в состав клеток, в основном нуклеиновых кислот и запасных веществ конструктивного и энергетического обмена. Для протекания «жадного» потребления и накопления фосфора клетками ФАО в условиях аэрации необходимо подвергнуть их предварительному «стрессированию» в анаэробных условиях. Клетки в отсутствие растворенного кислорода и наличии легкоокисляемой органики высвобождают фосфаты в окружающую среду, используя энергию для накопления простых органических веществ в виде полигидроксиалканоев (наиболее распространен поли-β-гидроксибутират (ПГБ)). В аэробных условиях накопленный ПГБ используется клетками в качестве источника питания, что сопровождается аккумуляцией фосфатов из сточных вод [6–9].

Особенностью биологической дефосфатации является обратимость процесса аккумуляции фосфатов. При обработке осадков, фосфор может высвобождаться в жидкую фазу иловой суспензии. Разрушение полифосфатов и высвобождение фосфора в виде фосфатов наблюдается при [7, 8, 11–14]:

- длительном пребывании ила во вторичных отстойниках;
- гравитационном уплотнении ИАИ;
- стабилизации осадков;
- механическом обезвоживании осадков;
- уплотнении осадков на иловых площадках.

Перечисленные процессы, за исключением первого, сопровождаются образованием иловой воды, которая возвращается в приемную камеру очистных сооружений (возвратные потоки).

Существует несколько версий, объясняющих высвобождение фосфора в процессах обработки ИАИ: десорбция с поверхности хлопьев активного ила [6]; внутриклеточная деградация соединенного фосфора, сопровождающаяся отдачей накопленного фосфора в воду [7–9]; отмирание аэробных бактерий и клеточный автолиз, вызванные изменением условий окружающей среды (отсутствием растворенного кислорода, изменение гидродинамических условий и др.) [10, 11].

С возвратными потоками в систему очистки может поступать до 30% от фосфора, содержащегося в сточных водах, поступающих на очистку [12, 14]. Это приводит к тому, что возврат иловой воды в приемную камеру очистных сооружений снижает эффективность очистки сточных вод от фосфора в целом [7, 8, 12–14].

Для возврата фосфора, аккумулярованного активным илом в хозяйственный оборот, необходимо обеспечить использование образующихся осадков сточных вод. Однако более 50% от образующегося количества осадков имеет ряд ограничений для применения в сельском хозяйстве, вызванных высоким содержанием тяжелых металлов, стойких органических загрязнителей, лекарственных препаратов и др. [15]. В этом случае одним из вариантов использования фосфора, поступающего на очистные сооружения, является его извлечение из иловой воды. При этом необходимо создать условия максимального перехода фосфора в жидкую фазу иловой суспензии с целью его последующего извлечения в форме, доступной для использования. Однако имеющиеся данные не позволяют прогнозировать содержание фосфатов в возвратных потоках в зависимости от условий обработки осадков.

Целью работы было установить закономерности перехода фосфатов в иловую воду в процессе аэробной и анаэробной обработки избыточного активного ила.

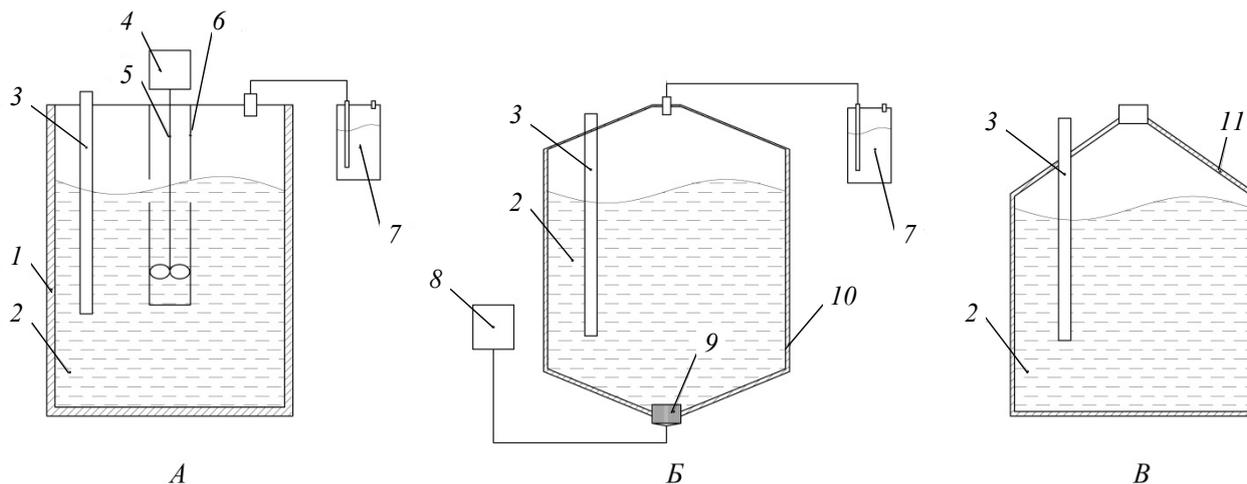


Рис. 2. Экспериментальные установки:

*A* – анаэробный реактор с перемешиванием; *Б* – аэробный реактор; *В* – анаэробный реактор;  
 1 – металлическая емкость объемом 2,5 дм<sup>3</sup>; 2 – иловая суспензия; 3 – пробоотборный патрубок;  
 4 – электродвигатель; 5 – мешалка; 6 – направляющая трубка; 7 – гидрозатвор; 8 – воздуходувка;  
 9 – перфорированная пластинка; 10 – реактор из оргстекла объемом 3 дм<sup>3</sup>; 11 – пластиковый реактор объемом 6 дм<sup>3</sup>

**Материалы и методы исследования.** Объектом исследования была иловая суспензия первой очереди Минской очистной станции (МОС-1), отобранная после илоуплотнителя, влажностью 98,2%, зольностью 24,4% и валовым содержанием фосфора 571 мг P/дм<sup>3</sup>. Валовое содержание фосфора определяли в соответствии с [17], влажность и зольность до и после стабилизации устанавливали весовым методом.

Влияния условий обработки избыточного активного ила на перераспределение фосфора между фазами иловой суспензии определяли для аэробной и анаэробной стабилизации.

Процессы аэробной и анаэробной обработки избыточного активного ила моделировали в биореакторах периодического действия объемом 2,5; 3,0 и 6,0 дм<sup>3</sup> (рис. 2), функционирующих в психрофильном (20 ± 1,5°C) режиме. Продолжительность обработки во всех вариантах составляла 23 дня.

Анаэробную стабилизацию проводили в двух режимах: при наличии и отсутствии перемешивания. В реакторе (рис. 2, *В*) избыточный активный ил не перемешивали. Герметично закрытый биореактор (рис. 2, *А*) оснащен лопастной мешалкой с электроприводом и гидрозатвором (поглотитель с 0,01 М раствором щелочи).

Аэробную стабилизацию проводили в биореакторе (рис. 2, *Б*), иловую суспензию аэрировали воздухом расходом 54 и 40 м<sup>3</sup>/м<sup>3</sup> · ч. Газ отводили через поглотитель с 0,01 М раствором щелочи.

Контроль процесса перехода фосфора в жидкую фазу иловой суспензии осуществляли по измерению содержания фосфатов и pH иловой воды. Ежедневно отбирали пробы иловой суспензии, через патрубок 3, и центрифугиро-

вали при 8000 мин<sup>-1</sup> в течение 10 мин с последующей декантацией жидкой фазы. В первые сутки для анаэробных условий без перемешивания анализ проб иловой суспензии проводили каждый час в течение первых восьми часов. Концентрацию фосфатов определяли фотоколориметрическим методом в соответствии с СТБ ИСО 6878-2005 [16], значения концентраций пересчитывали на фосфор. Значение pH определяли потенциометрическим методом на pH-метре И-160.1 МП с комбинированным электродом ЭСКЛ-08М.1.

**Результаты и обсуждение.** В результате анаэробной обработки суспензии уплотненного активного ила МОС-1 происходит уменьшение объема ИАИ и увеличение его зольности до 31,3 и 30,8% соответственно при перемешивании и без него, что сопровождается увеличением концентрации фосфатов в иловой воде (рис. 3). Наиболее интенсивно высвобождение фосфора в жидкую фазу иловой суспензии протекает в течение первых трех суток вне зависимости от гидродинамических условий. При этом содержание фосфатов в иловой воде увеличивается до трех раз по сравнению с исходным от 90 до 300 мг P/дм<sup>3</sup>, что согласуется с ранее полученными данными [7].

Как известно, обязательным условием интенсивного протекания процесса анаэробной конверсии является адекватный массообмен внутри реактора, который необходим для эффективного транспорта субстратов к микроорганизмам, ликвидации локальных накоплений интермедиатов, поддержания однородных условий во всем объеме реактора (температура, растворенный кислород и др.), что способствует развитию клеток [18, 19].

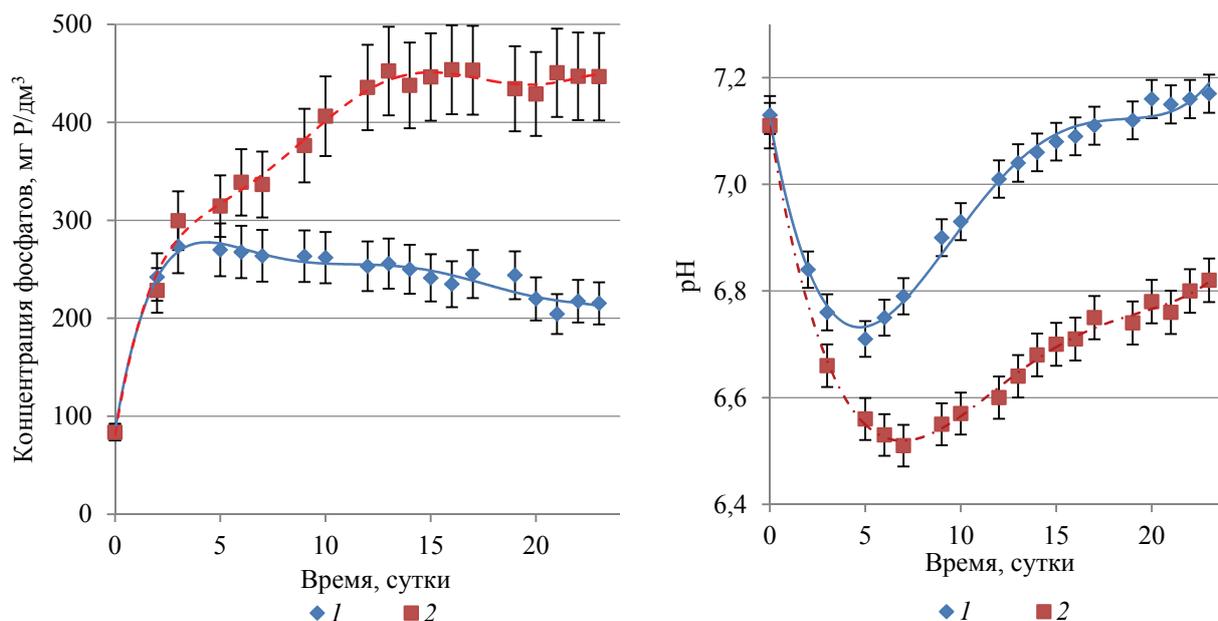


Рис. 3. Высвобождение фосфора фосфатов и изменение pH в анаэробных условиях: 1 – анаэробный реактор с перемешиванием; 2 – анаэробный реактор без перемешивания

Из сравнения графиков зависимостей изменения концентрации фосфатов во времени (рис. 3) можно сделать вывод о том, что на процесс высвобождения фосфора в жидкую фазу при анаэробной стабилизации также оказывают влияние гидродинамические условия проведения процесса. В отсутствие перемешивания концентрация фосфатов в иловой воде возрастает на 12-е сутки до значения 450 мг Р/дм<sup>3</sup>, далее концентрация практически не изменяется. Соответственно доля высвобожденного фосфора составляет 79% от валового количества фосфора. Зависимость высвобождения фосфора в анаэробных условиях без перемешивания имеет несколько точек перегиба соответствующих 3 и 12 суткам, что говорит об изменении скорости протекания процесса и причин, обуславливающих переход. Вероятно, для первых трех суток увеличение концентрации фосфатов связано, главным образом, с использованием клетками энергетических резервов полифосфатов, а в период 3–12 суток – с клеточным автолизом.

В режиме перемешивания концентрация фосфатов возрастает лишь в течение первых трех суток, затем концентрация постепенно снижается с 273 до 210 мг Р/дм<sup>3</sup>, что объясняется адаптацией и развитием анаэробных микроорганизмов.

Более детально был исследован процесс высвобождения фосфора в анаэробных условиях в течение первых суток (рис. 4).

В течение первых суток продленного уплотнения в анаэробных условиях концентрация фосфатов линейно возрастает. При этом наблюдается снижение значения pH.

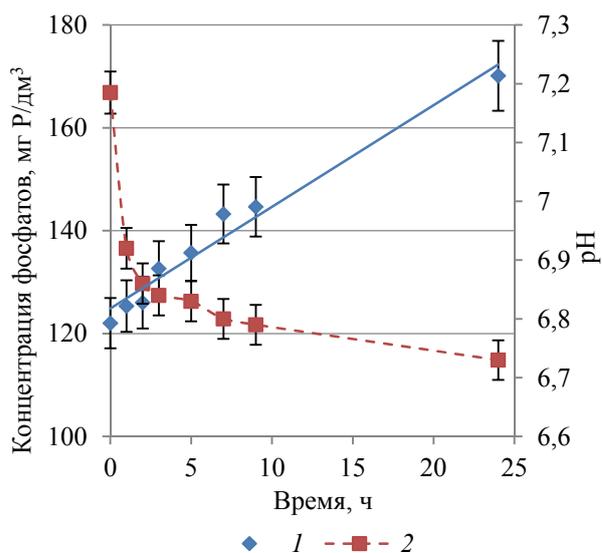


Рис. 4. Изменение концентрации фосфатов и pH в иловой воде при длительном уплотнении: 1 – концентрация фосфатов; 2 – pH

Понижением pH характеризуются и длительное пребывание в анаэробных условиях. Так, в условиях перемешивания pH снижается до 6,7 в течение пяти суток, при его отсутствии – до 6,5 за семь суток. В дальнейшем протекание анаэробной стабилизации сопровождается ростом pH. Подкисление происходит в первую очередь вследствие образования летучих жирных кислот (ЛЖК), сероводорода, а также выделения CO<sub>2</sub>. Подщелачивание среды происходит путем потребления ЛЖК и дезаминирования азотсодержащих соединений [18], а также продуцированием бикарбонатов [19].

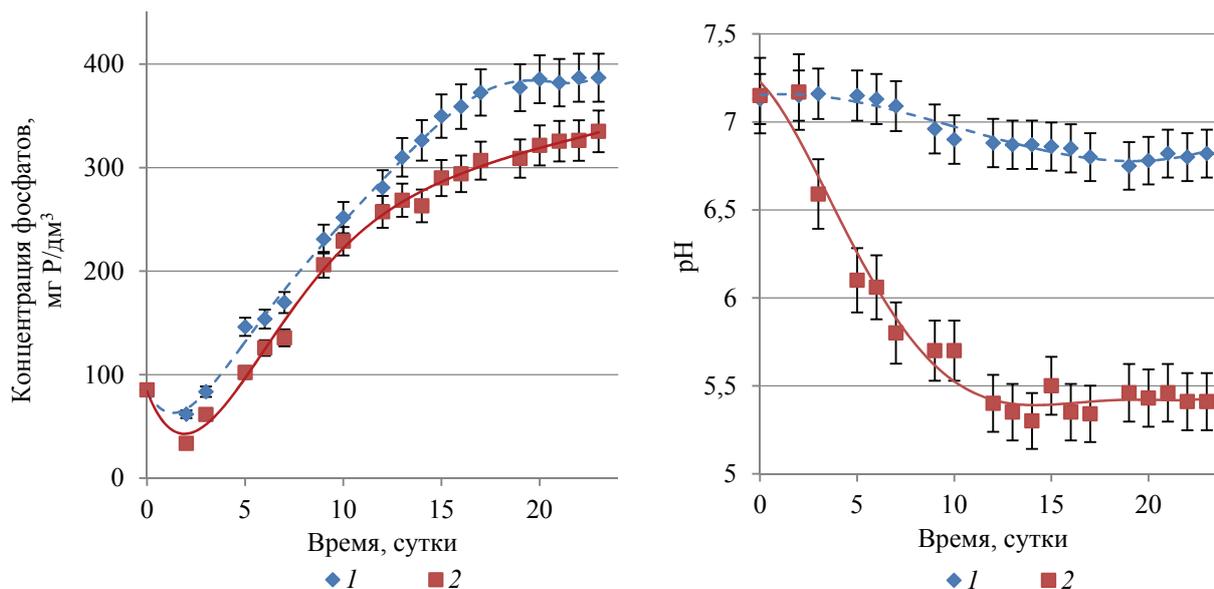


Рис. 5. Высвобождение фосфора фосфатов и изменение pH в аэробных условиях:  
1 – расход воздуха  $54 \text{ м}^3/\text{м}^3 \cdot \text{ч}$ ; 2 – расход воздуха  $40 \text{ м}^3/\text{м}^3 \cdot \text{ч}$

Результаты исследования влияния расхода воздуха на переход фосфатов в жидкую фазу при аэробной стабилизации представлены на рис. 5. Для аэробной стабилизации характерна меньшая скорость перехода фосфора в жидкую фазу по сравнению с анаэробными условиями. При увеличении расхода воздуха наблюдается более интенсивный переход фосфора в иловую воду. На зависимостях изменения концентрации фосфатов в период от 2 до 17 суток наблюдается линейная зависимость увеличения концентрации от времени.

В условиях аэрации концентрация фосфатов в пробах иловой воды в первые двое суток в обоих случаях снижается, от начальных  $84 \text{ мг Р/дм}^3$  до  $33$  и  $62 \text{ мг Р/дм}^3$  соответственно для расхода воздуха  $40$  и  $54 \text{ м}^3/\text{м}^3 \cdot \text{ч}$ . Это может объясняться тем, что аэрация приводит к интенсификации жизнедеятельности аэробных бактерий, а следовательно, и потребление фосфора [19]. После двух суток аэрации, наблюдается постепенное увеличение содержания фосфатов в иловой воде, которое достигает соответственно  $335$  и  $388 \text{ мг Р/дм}^3$ , что составляет  $59$  и  $68\%$  от валового количества фосфора. Длительная аэрация сопровождается окислением органического вещества, в том числе самоокислением клеточного материала, что объяс-

няет повышение концентрации фосфатов. Так зольность ИАИ после аэробной стабилизации достигла  $31,2$  и  $31,3\%$  для расходов воздуха  $40$  и  $54 \text{ м}^3/\text{м}^3 \cdot \text{ч}$  соответственно.

Аэробная стабилизация при расходе воздуха  $54 \text{ м}^3/\text{м}^3 \cdot \text{ч}$  сопровождается понижением значения pH до  $5,3$ , при расходе  $40 \text{ м}^3/\text{м}^3 \cdot \text{ч}$  наблюдается незначительное понижение pH до  $6,8$ . Возможно, более сильное изменение pH связано с протеканием процесса нитрификации [19].

**Выводы.** Продолжительные анаэробная и аэробная стабилизация ИАИ приводят к высвобождению фосфора, накопленного в процессе биологической очистки, из твердой фазы иловой суспензии. Наибольший переход фосфора в иловую воду, составляющий  $79\%$  от валового количества, наблюдается в режиме анаэробной обработки без перемешивания. При аэрации ИАИ выход фосфора зависит от расхода воздуха и при  $54 \text{ м}^3/\text{м}^3 \cdot \text{ч}$  достигает  $68\%$  от его валового содержания. В связи с этим для сокращения нагрузки на очистные сооружения по фосфору и возврата ценного питательного элемента в хозяйственный оборот целесообразно связывать его в форме, доступной для использования, и удалять из иловой воды, образующейся в процессах обработки ИАИ.

### Литература

1. Cordell D., White S. Peak phosphorus: clarifying the key issues of a vigorous debate about long-term phosphorus security // Sustainability. 2011. Vol. 3, no. 10. P. 2027–2049.
2. Кузнецов А. Е., Градова Н. Б. Научные основы экобиотехнологии. М.: Мир, 2006. 504 с.
3. Towards global phosphorus security: A systems framework for phosphorus recovery and reuse options / D. Cordell [et al.] // Chemosphere. 2011. No. 84. P. 747–758.

4. Managing nitrogen and phosphorus loads to water bodies: characterisation and solutions towards macro-regional integrated nutrient management: JRC technical reports, 14–15 July 2014 / Armağan Karabulut Aloe [et al.] // JRC-Ispra. Ispra. 89 p.
5. Анисимов Д. В. Удаление фосфора из сточных вод // Экология производства. 2012. № 6. С. 50–53.
6. Маркевич Р. М., Дубовик О. С., Ланько И. П. Динамика трансформации соединений азота и фосфора в сточных водах в ходе биологической очистки // Труды БГТУ. 2014. № 4: Химия, технология орган. в-в и биотехнология. С. 197–199.
7. Van Haandel A., Van der Lubbe J. Handbook of biological waste water treatment: design and optimization of activated sludge systems. Leidschendam: Quist Publishing, 2007. 550 p.
8. Большаков Н. А. Минимизация вторичных загрязнений в процессе очистки сточных вод по технологии биологической дефосфотации // Водоочистка. 2011. № 12. С. 6–9.
9. Саблий Л. А., Жукова В. С., Козарь М. Ю. Удаление соединений азота и фосфора: проблемы и их решения // Водоочистка. 2014. № 1. С. 17–23.
10. Биогальванический метод удаления фосфатов из сточных вод / Пупырев Е. И. [и др.] // Водоснабжение и санитарная техника. 2009. № 8. С. 55–59.
11. Шеломков А. С., Захватаева Н. В. Очистка сточных вод от фосфатов // Вода. 2010. № 8. С. 13–15.
12. Ломинога О. А., Агапов Д. В., Келль Л. С. Минимизация выделения фосфорсодержащих загрязнений при обработке осадков сточных вод // Водоснабжение и санитарная техника. 2013. № 1. С. 52–55.
13. Соловьева Е. А. Удаление азота и фосфора в комплексе по очистке сточных вод и обработке осадка // Водоочистка. 2011. № 4. С. 41–58.
14. Колбасов Г. А., Николаев Ю. А. Проблемы обработки активного ила от сооружений биологического удаления фосфора // Водоочистка. 2014. № 2. С. 30–36.
15. Harrison E. Z., McBride M. B., Bouldin D. R. Land application of sewage sludges: an appraisal of the US regulations // Int. J. Environment and Pollution. 1999. Vol. 11. No. 1. P. 1–36.
16. Качество воды. Определение фосфора. Спектрометрический метод с молибдатом: СТБ ИСО 6878-2005. Введ. 01.06.2006. Минск: Белорус. гос. ин-т стандартизации и сертификации, 2006. 20 с.
17. Total phosphorus in soil, biowaste and sewage sludge: TC WI:2003. Introduce 08.2005. CEN/BT task Force 151 – horizontal standards in the field of sludge, biowaste and soil. 16 p.
18. Калюжный С. В., Данилович Д. А., Ножевникова А. Н. Анаэробная биологическая очистка сточных вод // Итоги науки и техники. Сер. Биотехнология. М.: ВИНТИ, 1991. Т. 29. 182 с.
19. Обработка и удаление осадков сточных вод: в 2 т. / пер. с англ. Т. А. Карюхина, И. Н. Чурбанова, И. Х. Заена. М.: Стройиздат, 1985. Т. 1. 236 с.

#### References

1. Cordell D., White S. Peak phosphorus: clarifying the key issues of a vigorous debate about long-term phosphorus security. *Sustainability*, 2011, vol. 3, no. 10, pp. 2027–2049.
2. Kuznetsov A. E., Gradova N. B. *Nauchnye osnovy ekobiotekhnologii* [The scientific basis of environmental biotechnology]. Moscow, Mir Publ., 2006. 504 p.
3. Cordell D., Rosemarin A., Schröder J. J., Smit A. L. Towards global phosphorus security: A systems framework for phosphorus recovery and reuse options. *Chemosphere*, 2011, no. 84, pp. 747–758.
4. Aloe A. K., Bouraoui F., Grizzetti B., Bidoglio G., Pistocchi A. JRC technical reports (Managing nitrogen and phosphorus loads to water bodies: characterisation and solutions towards macro-regional integrated nutrient management). Ispra, 2014. 89 p.
5. Anisimov D. V. Phosphorus removal from wastewater. *Ekologiya proizvodstva* [Manufactory ecology], 2012, no. 6, pp. 50–53 (in Russian).
6. Markevich R. M., Dubovik O. S., Lan'ko I. P. The dynamic of transformation of compounds of nitrogen and phosphorus in the wastewater during the biological treatment. *Trudy BGTU* [Proceedings of BSTU], 2014, no. 4, Chemistry, Technology of Organic Substances and Biotechnology, pp. 197–199 (in Russian).
7. Van Haandel A., Van der Lubbe J. Handbook of biological waste water treatment: design and optimization of activated sludge systems. Leidschendam, Quist Publ., 2007. 550 p.
8. Bol'shakov N. A. Minimization of secondary pollution during the process of wastewater treatment using technology of biological phosphorus removal. *Vodoочистка* [Water treatment], 2011, no. 12, pp. 6–9 (in Russian).
9. Sabliy L. A., Zhukova V. S., Kozar' M. Yu. Removal of nitrogen and phosphor in the complex for purification of wastewater and sedimentation treatment. *Vodoочистка* [Water treatment], 2014, no. 1, pp. 17–23 (in Russian).

10. Pupyrev E. I., Zakhvataeva N. V., Shelomkov A. S., Kozhushko A. Yu. Biogalvanic method to remove phosphor from wastewater. *Vodosnabzheniye i sanitarnaya tekhnika* [Water supply and sanitary technique], 2009, no. 8, pp. 55–59 (in Russian).

11. Shelomkov A. S., Zakhvataeva N. V. Removal of phosphor during wastewater treatment. *Voda* [Water], 2010, no. 8, pp. 13–15 (in Russian).

12. Lominoga O. A., Agapov D. V., Kell' L. S. Minimization of exudation of phosphorus content pollution during sludge wastewater treatment. *Vodosnabzheniye i sanitarnaya tekhnika* [Water supply and sanitary technique], 2013, no. 1, pp. 52–55 (in Russian).

13. Solov'eva E. A. Removal of nitrogen and phosphor in the complex for wastewater purification and sedimentation treatment. *Vodoochistka* [Water treatment], 2011, no. 4, pp. 41–58 (in Russian).

14. Kolbasov G. A., Nikolaev Yu. A. Problems of treatment of active sludge from plants of biological removal of phosphorus. *Vodoochistka* [Water treatment], 2014, no. 2, pp. 30–36 (in Russian).

15. Harrison E. Z., McBride M. B., Bouldin D. R. Land application of sewage sludges: an appraisal of the US regulations. *Int. J. Environment and Pollution*, 1999, vol. 11, no. 1, pp. 1–36.

16. STB ISO 6878-2005. Water quality. Determination of phosphorus. Ammonium molybdate spectrometric method. Minsk, Belorusskiy gosudarstvennyy institut standartizatsii i sertifikatsii Publ., 2006. 20 p.

17. TC WI:2003. Total phosphorus in soil, biowaste and sewage sludge. Date 08.2005. CEN/BT task Force 151 – horizontal standards in the field of sludge, biowaste and soil. 16 p.

18. Kalyuzhnyy S. V., Danilovich, D. A., Nozhevnikova A. N. *Anaerobnaya biologicheskaya ochistka stochnykh vod* [Anaerobic biological wastewater treatment]. *The results of science and technology. Biotechnology*. Moscow, VINITI Publ., 1991, vol. 29, 182 p.

19. Karyukhina T. A., Churbanova I. N., Zaena I. Kh. *Sludge treatment and disposal*. Vol. 1. USA, Ohio, 1978. 236 p. (Russ. ed.: Karyukhina T. A., Churbanova I. N., Zaena I. Kh. *Obrabotka i udaleniye osadkov stochnykh vod*. Moscow, Stroyizdat Publ., 1985. 236 p.).

#### Информация об авторах

**Сапон Егор Геннадьевич** – аспирант кафедры промышленной экологии. Белорусский государственный технологический университет (220006, г. Минск, ул. Свердлова, 13а, Республика Беларусь). E-mail: sapon@belstu.by

**Марцуль Владимир Николаевич** – кандидат технических наук, доцент, заведующий кафедрой промышленной экологии. Белорусский государственный технологический университет (220006, г. Минск, ул. Свердлова, 13а, Республика Беларусь). E-mail: martsul@belstu.by

#### Information about the authors

**Sapon Egor Gennad'yevich** – postgraduate student, Department of Industrial Ecology. Belarusian State Technological University (13a, Sverdlova str., 220006, Minsk, Republic of Belarus). E-mail: sapon@belstu.by

**Martsul' Vladimir Nikolaevich** – Ph. D. Engineering, associate professor, Head of the Department of Industrial Ecology. Belarusian State Technological University (13a, Sverdlova str., 220006, Minsk, Republic of Belarus). E-mail: martsul@belstu.by

Поступила 23.02.2015