

Таблица 1 – Сравнение показателей затрат при работе компрессоров

Наименование потребителя электроэнергии	Использование задвижек		Использование частотных преобразователей	
	Расход электроэнергии, кВт	Сумма затрат, руб.	Расход электроэнергии, кВт	Сумма затрат, руб.
Винтовой компрессор DELTA SCREW generation vm/vml	11 28 494	2 661 124,5	790 005,3	600 720,03

Сравнивая расход электроэнергии при использовании задвижек и частотных преобразователей (таблица 1), можно сделать вывод, что использование преобразователей частоты для приводов компрессоров является энергетически более выгодным, чем регулирование задвижками.

Очистные сооружения будущего должны иметь минимальные размеры, быть экологически безопасными и с минимальными энергозатратами, а качество очищенных сточных вод должно позволять использовать их на технические нужды города.

УДК 504.75:628.5

## ИСПОЛЬЗОВАНИЕ МЕТОДОВ МАТЕМАТИЧЕСКОЙ СТАТИСТИКИ ДЛЯ АНАЛИЗА ЗНАЧЕНИЙ ПО ЖЕЛЕЗУ ОБЩЕМУ ПРИ РАБОТЕ ИНФИЛЬТРАЦИОННЫХ ВОДОЗАБОРОВ

*Р. Н. ВОСТРОВА*

*Белорусский государственный университет транспорта, г. Гомель*

*Д. В. МАКАРОВ*

*Уфимский государственный нефтяной технический университет, Российская Федерация*

Республика Беларусь обладает значительными ресурсами подземных вод, однако около 70 % скважин характеризуется содержанием железа общего, превышающего предельно допустимую концентрацию (ПДК) [1]. На территории Полесья превышение ПДК наблюдается на 90 % скважин [2].

Железо является одним из важнейших элементов, участвующих в кроветворении, дыхании, окислительно-восстановительных реакциях и иммунобиологических процессах [3]. Норма потребления железа составляет 20–25 мг в день [4], однако избыточное количество железа отрицательно сказывается на работе печени, может стать причиной зуда, сухости и шелушения кожи, болезней кровеносной системы, диабета, атеросклероза [3].

Нами проведено сравнение эффективности очистки и стабильности значений по железу общему 52 скважин двух инфильтрационных водозаборов (ИВ) за 2001–2016 и 2004–2016 гг., для ИВ-1 и ИВ-2, соответственно. В качестве исходных данных использовано ежеквартально определяемое содержание железа общего в подземных, исходных и питьевых водах.

С целью оценки тенденции изменения значений железа общего в подземных водах временные ряды разбивались на два временных интервала (для ИВ-1: 2001–2008, 2009–2016 гг.; для ИВ-2: 2004–2008, 2008–2016 гг.). Установлено, что содержание железа общего в подземных водах находится в пределах 3,1–18 и 9–13 ПДК на ИВ-1 и ИВ-2, соответственно (ПДК составляет 0,3 мг/дм<sup>3</sup> [1]). Средние значения на ИВ-1, в целом, на 29 % больше, чем на ИВ-2 (3,2 мг/дм<sup>3</sup> для ИВ-1 и 2,5 мг/дм<sup>3</sup> для ИВ-2). Выявлено, что первые временные интервалы характеризуются ростом значений исследуемого показателя (на 0,5 мг/дм<sup>3</sup> для ИВ-1 и 0,9 мг/дм<sup>3</sup> для ИВ-2). На вторых временных интервалах отмечается незначительное изменение содержания исследуемого показателя (увеличение на 0,1 мг/дм<sup>3</sup> для ИВ-1 и уменьшение на 0,2 мг/дм<sup>3</sup> для ИВ-2). По всей видимости, долговременная эксплуатация ИВ привела к стабилизации скорости прироста значений железа общего. Таким образом, несмотря на довольно высокие значения исследуемого показателя, дальнейшее его увеличение не ожидается.

Средние многолетние значения железа в исходной и питьевой воде на первых временных интервалах составили 2,8 и 0,1 мг/дм<sup>3</sup> и 2,7 и 0,2 мг/дм<sup>3</sup>, а на вторых временных интервалах – 3 и 0,2 мг/дм<sup>3</sup> и 3,5 и 0,2 мг/дм<sup>3</sup>, на ИВ-1 и ИВ-2, соответственно.

Эффективность очистки на первом временном интервале на ИВ-1 варьируется в пределах от 81,2 до 100 % и в среднем составляет 94,0 %, а на втором временном – от 78,5 до 97 % и в среднем

составляет 92,8 %. Эффективность очистки по железу общему на первом временном интервале на ИВ-2 составляет 75,9–97,2 % и в среднем – 92,6 %, а на втором временном интервале составляет 90,1–97,1 % и в среднем – 93,6 %. Таким образом, среднее значение эффективности очистки по железу общему на первом временном интервале по сравнению со вторым временным интервалом снизилось на 1,2 % на ИВ-1 и увеличилось на 1 % на ИВ-2.

Проведением сезонной декомпозиции временных рядов значений железа общего в исходных и питьевых водах выявлен вклад тренд-циклической, сезонной и случайной компонент. Определено, что в питьевой воде происходит увеличение доли случайной компоненты (73,02 и 93,18 % для ИВ-1 и ИВ-2 соответственно) по сравнению с исходной (47,11 и 53,78 % для ИВ-1 и ИВ-2 соответственно). В то же время отмечается снижение доли тренд-циклической компоненты в питьевой воде (25,74 и 0,33 % для ИВ-1 и ИВ-2 соответственно) по сравнению с исходной (51,96 и 43,29 % для ИВ-1 и ИВ-2 соответственно). Вклад сезонной компоненты не превышает 6,5 % как в питьевой, так и в исходной воде на обоих ИВ.

54 % скважин ИВ-1 и 63 % скважин ИВ-2 по *X*-карте характеризуются нестабильностью процесса формирования концентрации железа общего, а по *R*-карте – 38 и 27 % скважин соответственно (рисунок 1). Исходя из *X*-, *R*-карт на 23 % скважин ИВ-1 и 27 % скважин ИВ-2 формирование исследуемого показателя нестабильно как по средним значениям, так и по размахам.

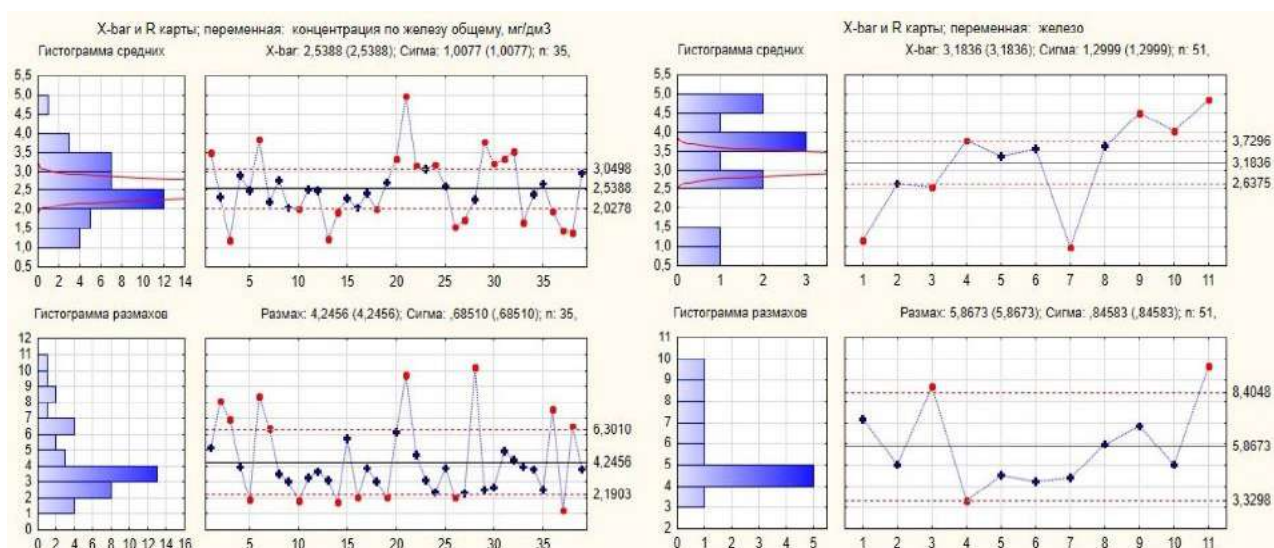


Рисунок 1 – *X*-, *R*-карты Шухарта содержания железа общего в скважинах ИВ-1 за 2001–2016 гг. и ИВ-2 за 2004–2016 гг.

По результатам анализа уравнений линий линейных трендов определены тенденции в изменении содержания железа общего в исходных и питьевых водах, эффективности очистки по исследуемому показателю обоих ИВ. Установлено, что несмотря на довольно высокие значения концентрации железа общего в подземных водах и тенденцию к увеличению, скорость прироста значений при этом за последние восемь лет снизилась на обоих ИВ. Вероятно, это связано со стабилизацией работы грунтов при долгосрочной эксплуатации рассматриваемых в работе водозаборов.

Декомпозицией временных рядов значений железа общего в питьевых водах установлено превалирование вклада случайной компоненты, что скорее всего связано с нестабильностью процесса обезжелезивания. Несмотря на это, эффективность процесса обезжелезивания достаточно высока.

Формирование значений железа общего по *X*- *R*-картам Шухарта на 23 % скважин ИВ-1 и 27 % скважин ИВ-2 нестабильно как по средним значениям, так и по размахам.

#### Список литературы

- 1 СанПиН 10-124 РБ 99. Питьевая вода. Гигиенические требования к качеству воды централизованных систем питьевого водоснабжения. Контроль качества. – Минск : Минздрав Респ. Беларусь, 1999. – 48 с.
- 2 Карпук, В. В. Состояние подземных вод и система мониторинга в Республике Беларусь // Международное сотрудничество в решении водно-экологических проблем : тез. докл. Междунар. конф. (Минск, 12–13 окт. 2010 г.). – Минск, 2008. – С. 36.
- 3 Оценка эффективности очистки по железу общему подземных вод инфильтрационных водозаборов юго-востока Беларуси / Д. В. Макаров [и др.] // Успехи современного естествознания. – 2018. – № 3. – С. 101–106.

УДК 504.75:628.5

## СРАВНЕНИЕ АRIMA-МЕТОДА И НЕЙРОСЕТЕВОГО МОДЕЛИРОВАНИЯ ДЛЯ ПРОГНОЗИРОВАНИЯ ЗНАЧЕНИЙ ПО МУТНОСТИ ИСХОДНЫХ ВОД ИНФИЛЬТРАЦИОННОГО ВОДОЗАБОРА ЮГО-ВОСТОКА БЕЛАРУСИ

Р. Н. ВОСТРОВА

Белорусский государственный университет транспорта, г. Гомель

Д. В. МАКАРОВ

Уфимский государственный нефтяной технический университет, Российская Федерация

Модель авторегрессии и проинтегрированного скользящего среднего Бокса-Дженкинса (ARIMA) нашла широкое применение для прогнозирования в области экологического мониторинга [1–3]. В последние десятилетия происходит активное развитие систем искусственного интеллекта, базирующегося на применении искусственных нейронных сетей (ИНС) [4, 5]. Нами методами ИНС и ARIMA-модели проведено прогнозирование значений мутности исходных вод.

В качестве исходных данных использованы значения мутности исходной воды инфильтрационного водозабора (ИВ) юго-восточной части Республики Беларусь с 2009 по 2017 гг. Измерение исследуемого показателя проводилось два раза в сутки; исходный временной ряд включал 5215 значений. Реализация ARIMA-модели проведена аналогично работе [6], а ИНС-метода аналогично работе [7]. Количество скрытых нейронов при ИНС моделировании варьировалось от 1 до 10. ARIMA-моделирование проводилось в программном комплексе Statistica 6.0, а ИНС – в Matlab R2017a.

Среднее многолетнее значение мутности исходных вод ИВ составляет  $2,86 \text{ мг/дм}^3$  (рисунок 1). Линия тренда концентрации по мутности за рассматриваемый временной интервал характеризуются увеличением значений на  $5,24 \text{ мг/дм}^3$ .



Рисунок 1 – Исходный временной ряд значений мутности в исходной воде

По результатам проверки на стационарность, включающей анализ автокорреляционной и частной автокорреляционной функций, расширенный тест Дики-Фуллера, исходного временного ряда, установлено, что временной ряд нестационарен. Для приведения исходного временного ряда к стационарному виду взята разность первого порядка. По результатам сравнения среднеквадратических отклонений выбрана модель ARIMA (2; 1; 2) с остатком 4,12.

По результатам сравнения ИНС выявлено, что наиболее близкие к реальным значениям мутности в исходных водах обеспечивает ИНС с алгоритмом обучения Левенберга-Марквардта и тремя скрытыми нейронами.

Результаты ИНС-моделирования практически совпадают с фактическими значениями мутности исходных вод ИВ (рисунок 2).

Абсолютные ошибки составили 2,93; 2,23, а относительные – 1,16; 0,99 для ARIMA-метода и ИНС, соответственно. Таким образом, ИНС позволяет осуществлять несколько более точное прогнозирование значений мутности в исходных водах ИВ.