

ЕКОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА ОТОЧУЮЧОГО СЕРЕДОВИЩА

УДК 911

А. В. ХОЛОПЦЕВ д-р геогр. наук, доц., проф., **Е. ДРЕМУХ**
А. АБИБУЛАЕВА
Севастопольский национальный технический университет

ВЛИЯНИЕ ХАРАКТЕРИСТИК СИСТЕМЫ ОТВЕДЕНИЯ ЦИРКУЛЯЦИОННЫХ ВОД АЭС НА ЗАГРЯЗНЕНИЕ ЕЕ ВОДОЕМА-ОХЛАДИТЕЛЯ МЕДЬЮ (НА ПРИМЕРЕ ЮЖНО-УКРАИНСКОЙ АЭС)

На примере Ташлыкского водоема-охладителя Южно-Украинской АЭС рассмотрены особенности влияния характеристик системы отведения воды от энергоблоков, на загрязнение его медью. Показано, что существенное влияние на эти особенности оказывает интенсивность биологического потребления в нем меди.

Ключевые слова: экологическая безопасность, водоем-охладитель, тепловое загрязнение, испарение, концентрация меди, соленость

Холопец О. В., Дремух Е., Абибулаева А. ВПЛИВ ХАРАКТЕРИСТИК СИСТЕМИ ВІДВЕДЕННЯ ЦИРКУЛЯЦІЙНИХ ВОД АЕС НА ЗАБРУДНЕННЯ ЇЇ ВОДОЙМИ-ОХОЛОДЖУВАЧА МІДЬЮ (НА ПРИКЛАДІ ПІВДЕННО-УКРАЇНСЬКОЇ АЕС)

На прикладі Ташлицького водойми-охолоджувача Південно-Української АЕС розглянуті особливості впливу характеристик системи відведення води від енергоблоків, на забруднення його міддю. Показано, що відчутний вплив на ці особливості надає інтенсивність біологічного споживання в ньому міді.

Ключові слова: екологічна безпека, водойма-охолоджувач, теплове забруднення, випаровування, концентрація міді, солоність

Holoptsev A. Dremuh E., Abibulaeva A. IMPACT CHARACTERISTICS OF WATER CIRCULATION LEAD SYSTEM FOR POLLUTION NPP COOLING POND ITS COPPER (ON THE EXAMPLE OF SOUTH-UKRAINIAN NPP)

On the example of Tashlyksky cooling reservoir of the South-Ukrainian NPP examined the influence of particular characteristics of the system diversion of water from the NPP to pollute it with brass. It is shown that a significant impact on these features has the intensity of biological consumption of copper in it.

Keywords: environmental security, water-cooler, thermal pollution, evaporation, concentration of copper and salinity

ВВЕДЕНИЕ

Водоемы-охладители многих АЭС ныне подвергаются существенному химическому загрязнению, а ежесуточные сбросы значительных объемов их вод в расположенные поблизости реки ощутимо влияют на состояние их экосистем [1, 2]. Поэтому разработка мер, направленных на уменьшение концентраций в них загрязняющих веществ, является актуальной проблемой экологической безопасности и прикладной экологии.

Наибольший интерес решение указанной проблемы представляет в отношении веществ, концентрации которых в наибольшей мере превышают уровни ПДК. Одним из

наиболее опасных загрязнителей многих подобных водоемов является медь, среднегодовые концентрации которой в них превышают ПДК для рыбохозяйственных водоемов (0.001 мг/л) в десятки раз. В частности, для Ташлыкского водоема-охладителя (Южно-Украинская АЭС), согласно ее официальным отчетам, в период с 2004 по 2010 гг. подобные превышения составляли от 31 до 73 раз. Столь сильное загрязнение медью вод, ежесуточно сбрасываемых в реки, может вызывать ее накопление в рыбе до уровней, представляющих опасность для здоровья человека [3]. Южно-Украинская АЭС является наиболее быстро развивающейся АЭС Украины. Ныне на ней функционирует 3 энергоблока

@ Холопец А. В., Дремух Е., Абибулаева А., 2012

на основе реакторов ВВЭР-1000, ведется строительство четвертого такого же энергоблока, а также возможно сооружение и пятого энергоблока. Поэтому разработка мер, направленных на уменьшение загрязнения медью ее водоема-охладителя представляет существенный практический интерес.

Особенности геохимической миграции меди в различных природных объектах описаны в трудах В. И. Вернадского [4], а также А. И. Перельмана [5-7]. Современные представления о ее особенностях в реках и озерах рассмотрены в [8-11]. Установлено [2], что основной причиной загрязнения медью водоемов-охладителей АЭС, являются мощное испарение их поверхности, обусловленное поступлением в них циркуляционных (технологических) вод энергоблоков, температуры которых существенно выше, чем у вод близлежащих природных источников. На Южно-Украинской АЭС температуры вод, поступающих в ее отводящий канал из энергоблоков, в 2005-2011 гг. изменялись в пределах от 25.1°C до 43.2°C. В результате с поверхности Ташлыкского водоема-охладителя за год испарялось 38 млн. м³ воды, что составляет 44 % его объема [1]. Для компенсации этой убыли в водоемы-охладители АЭС ежесуточно подкачиваются значительные объемы воды из расположенных поблизости водных объектов.

Испарение с поверхности водоемов-охладителей вызывает также накопление в их водах солей. Для предотвращения повышения солености этих вод до уровней, представляющих опасность для энергоблоков, значительные их объемы сбрасываются в реку, замещаясь чистыми водами. Для этого объемы вод, подкачиваемых в водоем-охладитель, соответственно, увеличиваются. Подобным образом из Ташлыкского водоема-охладителя за год сбрасывается в среднем 63 млн. м³ воды, а подкачивается ее в него из реки Южный Буг 101 млн. м³ [1].

Циркуляционные воды многих АЭС, а также воды, подпитывающие их водоемы-охладители загрязнены медью. Поэтому эти воды являются главными источниками химического загрязнения данных водоемов. К примеру, их вклады в общий поток меди, поступающий в водоем-охладитель Запорожской АЭС, составляют, соответственно, 59% и 35% [2].

Загрязнение медью технологических вод энергоблоков происходит при прохождении этих вод через трубные пучки их теп-

лообменного оборудования [1, 2], изготовленные из медьсодержащих сплавов. Эти воды сбрасываются в водоем-охладитель по отводящему каналу, который имеет глубину 6 м, среднюю ширину 80 м и протяженность 690 м. Скорость течения в нем составляет 0.4 м/с, в результате чего сброшенные воды достигают водоема-охладителя за 28.7 мин, охладившись всего на 2-4°C.

Обладая существенно более высокой температурой, циркуляционные воды характеризуются плотностью, ощутимо меньше плотности вод поверхностного слоя данного водоема. При внедрении в него струи циркуляционных вод образуются грибовидные течения [12, 13]. Эти течения интенсивно перемешивают поступившие воды с водами поверхностного слоя рассматриваемого водоема, что приводит к существенному повышению температуры значительной части его поверхности. Таким образом, основная часть потока тепла, поступившего в отводящий канал АЭС, достигает ее водоема-охладителя, создавая его тепловое загрязнение, а, в конечном счете, и его химическое загрязнение медью.

Очевидным способом уменьшения загрязнения Ташлыкского водохранилища медью является ослабление его теплового загрязнения, которого можно достичь путем увеличения потока тепла, отдаваемого охлаждающимися технологическими водами атмосфере. Это можно достичь, увеличив время, за которое технологические воды отдают свое тепло атмосфере, не перемешиваясь с водами водоема-охладителя. Подобного проще всего достичь, создав в водоеме-охладителе гидроизолированный водовод, достаточной протяженности, имеющий те же параметры поперечного сечения, что и отводящий канал. Этот водовод может быть расположен в нем, например, как показано на рисунке 1.

Как видно из рисунка 1, возможно расположение упомянутого водовода непосредственно вдоль берега водохранилища, что позволяет увеличить длину пути, на котором охлаждающаяся вода отдает тепло в атмосферу, в 10-15 раз. Уменьшение подобным образом теплового загрязнения водоема-охладителя приведет к снижению интенсивности дополнительного испарения с его поверхности, а также накопления в нем не только меди, но и солей. Тем самым, оно позволит уменьшить объемы продувки, а значит и объемы подпитки данного водоема,

а также снизит поток меди, поступающий в него из реки.

Несмотря на очевидные преимущества от создания подобного водовода, количественных оценок эффекта, получаемого при той или иной его протяженности, ранее не делалось, что не позволяет их учесть при его проектировании. Учитывая изложенное, объектом данного исследования являлись изменения средних концентраций меди в водое-

ме-охладителе АЭС, при различных вариантах отведения ее циркуляционных вод.

Целью работы являлось влияние характеристик системы отведения циркуляционных вод АЭС на загрязнение ее водоема-охладителя медью (на примере Южно-Украинской АЭС).

Предметом исследования являлось определение параметров системы отведения технологических вод АЭС, а также продуктивности ее



Рис. 1 – Схема возможного расположения в Ташлыкском водохранилище гидроизолированного водовода (белой линией показано положение его внешней стенки)

водоема охладителя, при которых достигается уменьшение загрязнения медью ее водоема-охладителя, при условии, что значение солёности его вод не превысит современный уровень.

Задачи исследования:

1. Изучение влияния протяженности гидроизолированного водовода на температуру воды, поступающей из него в водоем-охладитель в различные месяцы.

2. Оценка интенсивности испарения с поверхности водоема-охладителя АЭС при различных температурах поступающих в него технологических вод.

3. Оценка изменений в процессе функционирования водоема-охладителя АЭС концентраций меди в его водах, а также их солёности, при различных интенсивностях испарения с его поверхности и объемах его продуктивности.

МЕТОДИКА И ФАКТИЧЕСКИЙ МАТЕРИАЛ

Методика, применявшаяся при исследовании влияния протяженности гидроизолированного водовода на температуру воды, поступающей из него в водоем-охладитель, основывалась на решении дифференциального уравнения температурного поля турбулентного потока жидкости [14].

При этом предполагалось, что:

- рассматриваемый поток является прямолинейным;
- морфометрические характеристики русла водовода при любой его длине неизменны;

- значение коэффициента турбулентной теплопроводности для всего потока является постоянным;
- основными факторами пространственно-временной изменчивости его поля температуры являются турбулентное перемешивание по вертикали и адвективный теплоперенос в направлении движения воды;
- температурный режим в водотоке – установившийся;

- поперечная и вертикальная проекции градиента температур в потоке пренебрежимо малы, а их распределение по глубине и ширине потока равномерно.

Использование подобных допущений позволяет упомянутое уравнение решить аналитически, применив методику [15]. Подобное решение представляет собой зависимость температуры воды t на выходе из водовода длиной x , которая имеет вид:

$$t(x) = (t_0 - J_э) \times \exp(-a_1 \times b \times x / (c_{вг} Q)) + J_э, \quad (1)$$

где $c_{вг}$, $\rho_{вг}$ – средние теплоемкость и плотность воды; a_1 – коэффициент теплообмена воды с воздухом, $J_э$ – эквивалентная температура воздуха, b – ширина водотока, Q – сумма потоков тепловой радиации, скрытой теплоты образующегося водяного пара и поглощаемой солнечной энергии через свободную поверхность водотока, его стенки и дно; x – координата по длине потока, отсчитываемая от началом отводящего канала.

При расчетах зависимости $t(x)$ неизвестные значения a_1 , Q , определялись для каждого месяца. Для этого в (1) подставлялись значения вместо x – длины отводящего канала X_0 (690 м), вместо $t(x)$ и t_0 – среднемесячных температуры воды на его выходе и входе ($t(X_0)$ и t_0), а вместо $J_э$ – среднемесячной температуры воздуха. Тогда значение a_1/Q может быть определено из соотношения:

$$(c_{вг} / b \times X_0) \times \ln\{(t(X_0) - J_э) / (t_0 - J_э)\} = -a_1 / Q \quad (2)$$

С учетом этого и полагая, что значение a_1/Q не зависит от x , температура воды, поступающей в водоем-охладитель из водовода длиной x , рассчитывалась по формуле:

$$t(x) = (t_0 - J_э) \times \exp\left(\ln\left\{\frac{t(X_0) - J_э}{t_0 - J_э}\right\} \times \left(\frac{x}{X_0}\right)\right) + J_э, \quad (3)$$

При решении второй задачи значения интенсивности испарения с поверхности водоема-охладителя АЭС при некоторой температуре поступающих в него технологических вод вначале определялось соответствующее значение его средней поверхностной температуры. Для этого использовался метод, предложенный в 1929г. Н. М. Бернадским [16].

Несмотря на представленную на рис. 1 конфигурацию побережий Ташлыкского во-

доема охладителя, допускалось, что значение его активной площади не зависит от x и равно S – площади поверхности данного водохранилища, поскольку это делает результат расчетов существенно более наглядным. При этом значение средней поверхностной температуры воды (SST) определяется только разностью температуры воды, выходящей в него из водовода $t(x)$ и температурой воздуха $J_э$.

Воспользовавшись известными значениями $SST_k(X_0)$ Ташлыкского водоема охладителя при выпуске в него технологической воды из устья отводящего канала (при $x=X_0$), а также $J_э_k$ и $t(X_0)$, для каждого k – месяца были определены значения коэффициента их пропорциональности α_k ($k = 1, 2, \dots, 12$).

$$\alpha_k = (SST_k(X_0) - J_э_k) / (t(X_0) - J_э_k), \quad (4)$$

а также значения $SST(x)$, соответствующие той или иной длине водовода x :

$$SST(x) = \alpha_k(t(x) - T_в) + T_в \quad (5)$$

При расчете интенсивности испарения с поверхности водоема охладителя применялась формула Штеллинга [17]:

$$L \text{ (мм/сутки)} = 0.632(E - e) + 0.103(E + e)w, \quad (6)$$

где E – насыщающая упругость водяного пара, рассчитываемая как функция температуры воздуха над водной поверхностью, которая принималась на 2 градуса ниже, чем температура воды.

e – фактическая упругость водяного пара над водой, принимаемая равной E ;

w – среднемесячная скорость ветра над водой.

Поэтому $L \text{ (мм/сутки)} = 0.206 Ew$.

Значения w определялись для каждого k -месяца, по данным о фактической величине L , при $x = X_0$ - длине отводящего канала (690м), как:

$$w_k = (V1 + V2) / (0.206 * S * E_k(X_0)), \quad (7)$$

где $V1$ и $V2$ – годовые объемы естественного и дополнительного испарения с поверхности Ташлыкского водоема-охладителя.

Таким образом, оценка объема воды, испаряющейся за год с поверхности водоема охладителя, при некоторой длине водовода рассчитывалась как:

$$V_k(x) = 0.206E_k(x) \cdot (V1+V2) / (0.206 \cdot E_k(X_0)). \quad (8)$$

Третья задача решалась с помощью метода математического моделирования.

Как модель изменений концентраций меди в водоеме охладителе рассматривалось соответствующее уравнение ее баланса в конечных разностях [18]:

$$C_i = ((U_b - U_{r_{i-1}}) \cdot C_{i-1} + U_{r_{i-1}} \cdot C_{r_{i-1}} + m - m_1) / U_b, \quad (9)$$

Здесь C_i и C_{i-1} – среднегодовые концентрации меди в водах Ташлыкского водоема-охладителя в текущем году и предыдущем году;

U_b – объем этого водоема (86000 млн.м³);

$U_{r_{i-1}}$ – годовой объем продувки водоема-охладителя в предыдущем году;

$U_{r_{i-1}}$ – годовой объем подпитки водоема-охладителя водой из реки в предыдущем году;

$C_{r_{i-1}}$ – среднегодовая концентрация меди в водах реки Южный Буг, подкачиваемых при подпитке водоема в предыдущем году;

m – масса меди, которая вымывается за год из всех энергоблоков АЭС циркуляционными водами;

m_1 – масса меди, которая за год потребляется из вод водоема – охладителя его экосистемой.

Как модель изменений солёности воды водоема охладителя, использовалось это же уравнение, в котором полагалось:

$$m = m_1 = 0;$$

C_i и C_{i-1} – среднегодовые значения солёности воды Ташлыкского водоема-охладителя в текущем году и предыдущем году;

$C_{r_{i-1}}$ – среднегодовое значение солёности вод реки Южный Буг, которые подкачивались в предыдущем году, при подпитке водоема.

При моделировании изменений среднегодовых концентрации меди в водах рассматриваемого водоема в качестве начального их значения задавалось 0.031 мг/л, соответствующие 2010 году. Значения m , $C_{r_{i-1}}$ задавались постоянными и равными 990 кг, 0.01 мг/л. Значения $U_{r_{i-1}}$, $U_{r_{i-1}}$ задавались переменными в пределах от 63 до 20 млн. м³, а также от 38 до 10 млн. м³. Значение m_1 также задавалось переменным от 990 до 100 кг.

При моделировании изменений солёности вод данного водоема в качестве начального значения задавалось 1238 мг/л, также соответствующее 2010 году. Значения $C_{r_{i-1}}$ задавались постоянными и равными 690 мг/л. Значения $U_{r_{i-1}}$, $U_{r_{i-1}}$ задавались переменными в тех же пределах, что и при моделировании концентраций меди.

Также в качестве фактического материала при исследованиях использованы данные за 2004-2010 год:

- об изменениях среднемесячных значений концентраций меди и солёности воды в Ташлыкском водоеме охладителя Южно-Украинской АЭС, представленные в ее годовых отчетах;

- о среднемесячных температурах воздуха в районе АЭС, полученные в сводках ее метеостанции;

- о температурах воды на входе и выходе отводящего канала, представленные в отчетах ее гидроучастка.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ АНАЛИЗ

В соответствии с изложенной методикой, по формуле (3) рассчитаны значения среднемесячных температур на выходе предлагаемого водовода – $t(L)$ при различной его нормированной длине $LL = x(m) / X_0$ ($X_0 = 690$ м), соответствующие всем месяцам года. Полученные результаты представлены на рис. 2.

Как видим из рисунка 2, при увеличении длины водовода наиболее быстрое снижение температур воды на его выходе будет происходить в зимние месяцы, а наиболее медленное в летние (с апреля по октябрь). При

нормированной длине водовода $L = 10$, в зимние месяцы снижение температур превышает 18°C, а в летние – 2-5°C.

Воспользовавшись формулой (5) вычислены значения средних температур поверхности водоема-охладителя $SST(L)$ для каждого месяца, при условии, что выпускаемые в него воды имеют рассчитанные значения среднемесячных температур $t(L)$. Полученные результаты для каждого месяца представлены в виде зависимостей $SST(L)$ и приведены на рис. 3.

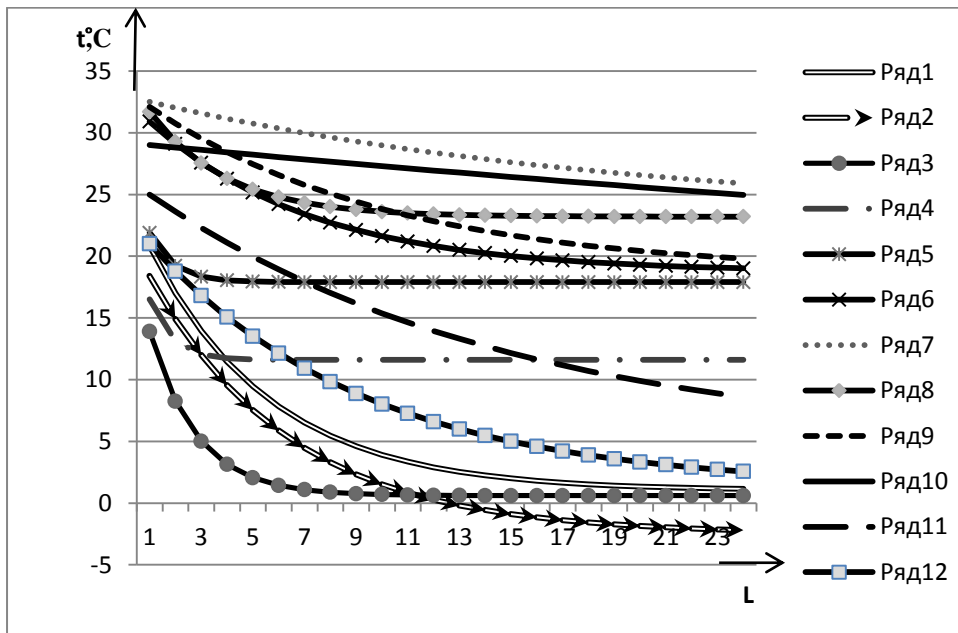


Рис. 2 – Зависимости от нормированной длины водовода $L = x \text{ (m)}/690$ температур воды на его выходе в водоем-охладитель, рассчитанных с использованием формулы 3. Номер ряда – соответствует номеру месяца

Как следует из рисунка 3, увеличение нормированной длины водовода L в любые месяцы приводит к ощутимому уменьшению средних температур поверхности водоема охладителя.

Наиболее значительное ослабление теплового загрязнения водоема может быть

достигнуто в зимние месяцы. При этом в феврале значительная часть его акватории покрывается льдом.

Максимальные значения его поверхностных температур, при нормированной длине водовода $L = 10$ могут составить в июле $+26^\circ\text{C}$ (вместо нынешних $+32.5^\circ\text{C}$).

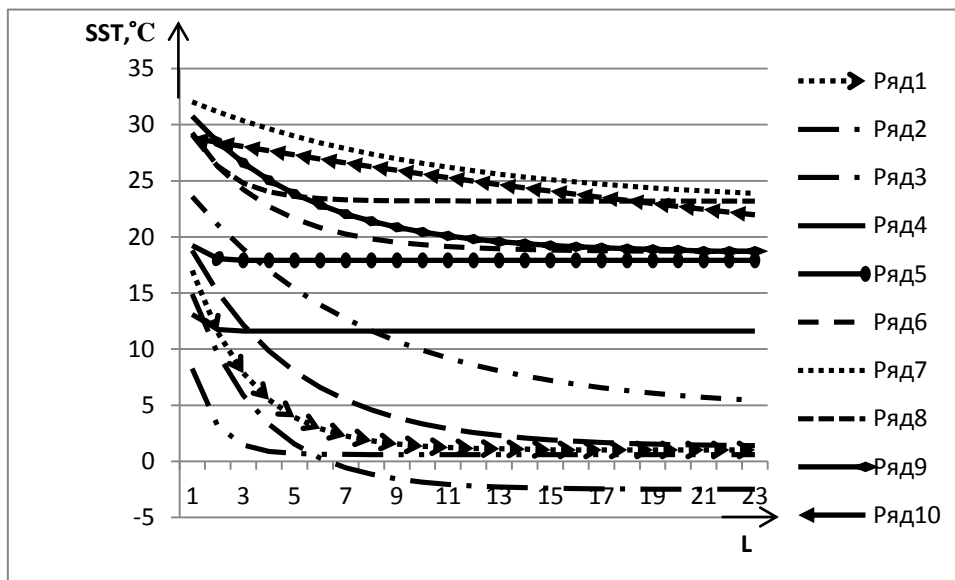


Рис. 3 – Зависимости от нормированной длины водовода $L = x \text{ (m)}/690$ средних температур поверхности водоема-охладителя, рассчитанные с использованием формулы 7. Номер ряда – номер месяца

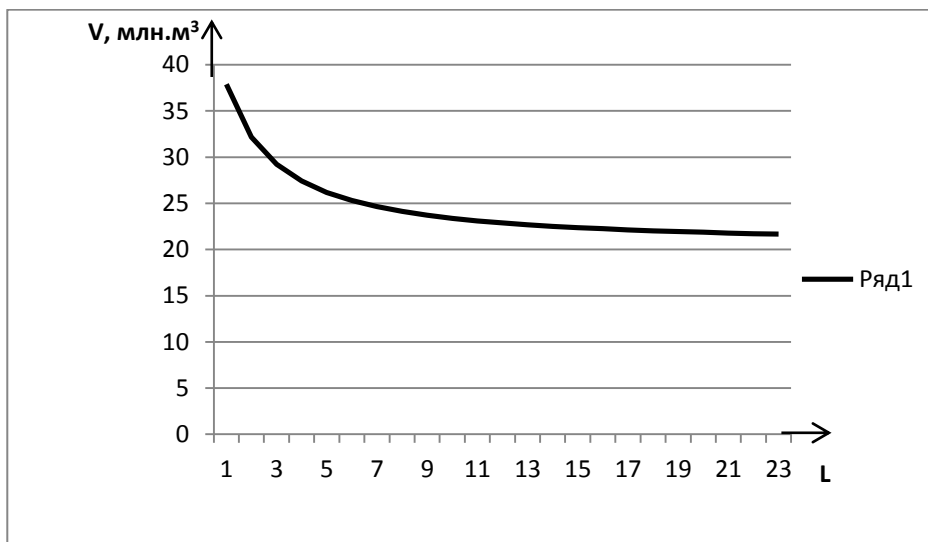


Рис. 4 – Зависимости от нормированной длины водовода $L = x \text{ (m)}/690$ годовых суммарных объемов испарения воды с его поверхности (км^3)

На рисунке 4 представлены результаты расчета годовых объемов испарения с поверхности водоема-охладителя, рассчитанных с помощью соотношения (9), и установленных для каждого месяца значений SST(L).

Как видно из рисунка 4, создание предлагаемого водовода при любой его длине позволяет существенно уменьшить годовые объемы воды, испаряющейся с поверхности водоема-охладителя. При водоводе, имеющем нормированную длину $L = 10$, годовой

объем испарения составит 23 млн. м^3 , вместо нынешних 38 млн. м^3 .

Как показало моделирование, изменения среднегодовых значений солёности воды в водоеме-охладителе, а также изменения концентраций в них меди существенно зависят от годовых объемов его продувки и испарения с его поверхности.

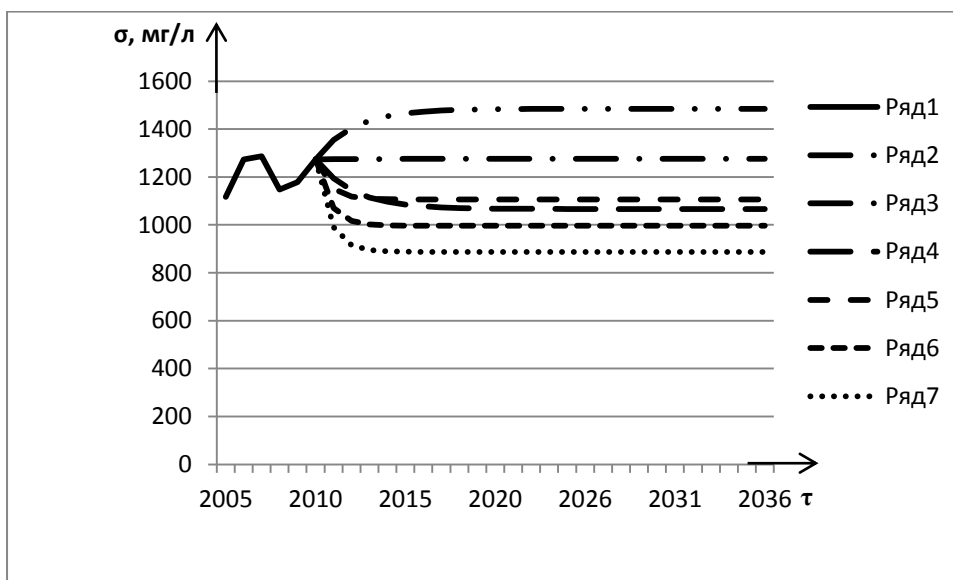
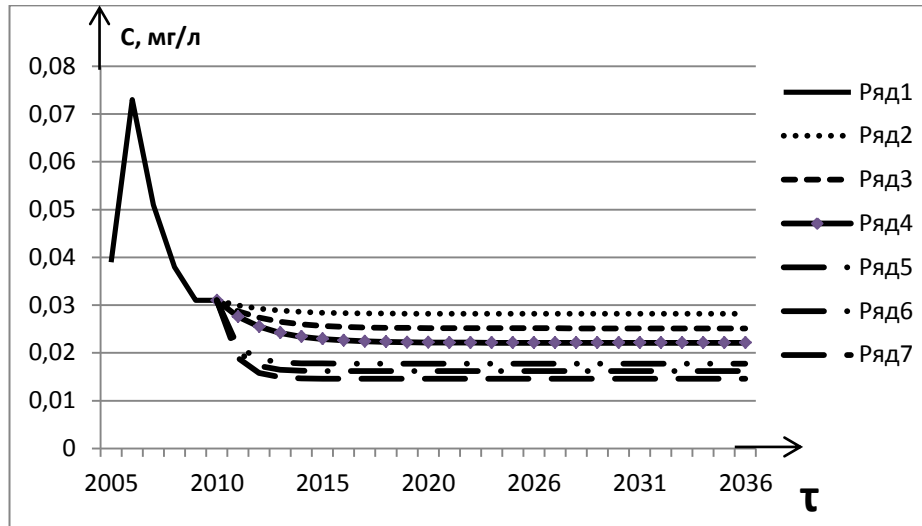


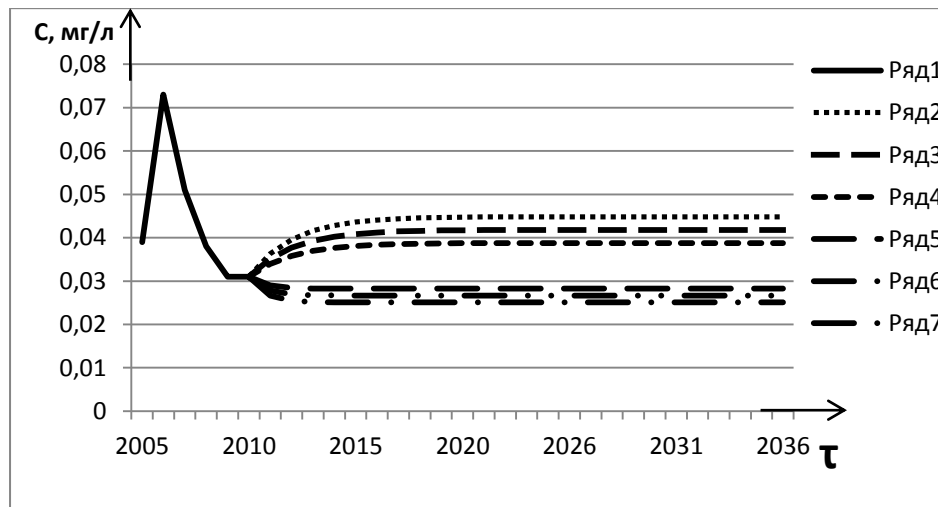
Рис. 5 – Зависимости от времени фактических изменений среднегодовой солёности вод Ташлыкского водоема-охладителя (ряд 1), а также ее вероятных изменений при $U_p = 33 \text{ млн. м}^3$ и $U_r = 38 \text{ млн. м}^3$ (ряд 2), $U_r = 28 \text{ млн. м}^3$ (ряд 3), $U_r = 18 \text{ млн. м}^3$ (ряд 4), при $U_p = 63 \text{ млн. м}^3$ и $U_r = 38 \text{ млн. м}^3$ (ряд 5), $U_r = 28 \text{ млн. м}^3$ (ряд 6), $U_r = 18 \text{ млн. м}^3$ (ряд 7)

В качестве примера, на рисунке 5 представлены результаты моделирования для случаев, когда годовой объем продувки составлял (как и в 2010 г.), 63 млн. м³, а также 33 млн. м³, при условии, что объемы воды, поступающей из реки Южный Буг в Ташлыкское водохранилище составляют 28 либо 18 млн. м³.

Как видим из рисунка 5, объем продувки, осуществлявшейся в 2010 году гарантирует снижение солёности вод водоема-охладителя при любой рассматриваемой интенсивности испарения с его поверхности. Уменьшение интенсивности испарения приведет, как и следовало ожидать, к ощутимому снижению рассматриваемого показателя и повышению безопасности АЭС.



А)



Б)

$U_p = 33 \text{ млн м}^3$ и $U_r = 38 \text{ млн м}^3$ (ряд 2), $U_r = 28 \text{ млн м}^3$ (ряд 3), $U_r = 18 \text{ млн м}^3$ (ряд 4),
 $U_p = 63 \text{ млн м}^3$ и $U_r = 38 \text{ млн м}^3$ (ряд 5), $U_r = 28 \text{ млн м}^3$ (ряд 6), $U_r = 18 \text{ млн м}^3$ (ряд 7).

Рис. 6 – Зависимости от времени фактических изменений среднегодовых концентраций меди в водах Ташлыкского водоема-охладителя (ряд 1), а также их вероятных изменений при годовом потреблении этого вещества в данной экосистеме А) – 880кг; Б) – 220 кг

Уменьшение годового объема продувки до уровня 33 млн. м³ безопасно лишь в случае, если годовая интенсивность испарения не превысит 28 млн. м³. В противном случае

будет происходить рост солёности вод до уровня, превышающего допустимый.

На рисунке 6 представлены результаты моделирования изменений концентраций меди в водоеме-охладителе для тех же значений

годовых объемов его продувки и интенсивности испарения с его поверхности, при условии, что годовое потребление меди в его экосистеме составляет 880 кг и 220 кг (фактическое значение этого показателя для Ташлыкского водоема-охладителя в последующем подлежит оценке).

Из рисунка 6 следует, что характер изменений концентраций меди в водоеме-испарителе существенно зависит от объема ее потребления в его экосистеме. При интенсивном потреблении меди в водоеме-охладителе и любом рассматриваемом режиме продувки, уменьшение годового объе-

ма испарения приводит к ощутимому снижению ее концентрации.

При слабом потреблении меди уменьшение годового объема испарения позволяет достичь уменьшения концентраций меди лишь при значительных (63 млн. м³) объемах продувки. При снижении годовых объемов продувки до уровня 33 млн. м³, уменьшение годового объема испарения будет приводить к увеличению концентраций меди. Поэтому актуальной проблемой экологической безопасности водоемов-охладителей АЭС является внедрение в их экосистемы видов, способных эффективно потреблять из их вод медь.

ВЫВОДЫ

1. Создание дополнительного гидроизолированного водовода, по которому поступившие по отводящему каналу технологические воды энергоблоков АЭС, отдав некоторую часть своего тепла атмосфере, сбрасываются в водоем-охладитель, при любой длине этого водовода позволяет заметно ослабить тепловое загрязнение данного водоема, а также уменьшить годовой объем воды, испаряющейся с его поверхности.

2. При уменьшении годовых объемов испарения с поверхности водоема-охладителя, снижение годового объема его продувки до некоторых пределов способно приводить к уменьшению солености его вод, од-

нако при его дальнейшем снижении последняя будет возрастать до опасных уровней.

3. Характер изменения концентраций меди в водоеме-охладителе, при уменьшении интенсивности испарения с его поверхности и снижении объемов его продувки определяется интенсивностью потребления данного вещества в экосистеме указанного водоема. При высокой интенсивности потребления меди уменьшение интенсивности испарения гарантирует положительный результат даже при существенном снижении объемов продувки, но при слабом ее потреблении химическое загрязнение водоема может усилиться.

ЛИТЕРАТУРА

1. Томилин Ю. А. Радіонукліди у водних екосистемах південного регіону України: міграція, розподіл, накопичення, доза опромінення людини і контрзаходи / Ю. А. Томілін, Л. І. Грігор'єва. // Миколаїв: МДГУ, 2008. – 260 с.
2. Мороз Н. А. Екологічний моніторинг важких металів для забезпечення технологічного регламенту продувки ставка-охолоджувача АЕС (на прикладі Запорізької АЕС) : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. техн. наук / Н. А. Мороз. – Севастополь, 2006. – 24 с.
3. Лудевиг Р. Острые отравления. Руководство под ред. Гембицкого Е. В. / Р. Лудевиг, К. Лос. // М. : Медицина. – 1983. – 559 с.
4. Вернадский В. Н. Очерки геохимии // Избр. соч.: В 5 т. – М. : Изд-во АН СССР, 1954. – Т.1 – С.7-391.
5. Перельман А. И. Геохимия / А. И. Перельман. – М.: Высш.шк., 1989. – 528 с.
6. Перельман А. И. Геохимия ландшафтов / А. И. Перельман. – М. : Высшая школа, 1975. – 342 с.
7. Перельман А. И. Геохимия природных вод / А. И. Перельман. – М.: Наука, 1982. – 151 с.
8. Линник П. Н. Формы миграции металлов в природных поверхностных водах / П. Н. Линник, Б. И. Набиванец. – Л.: Гидрометеоздат, 1986. – 286 с.
9. Мур Дж. В. Тяжелые металлы в природных водах / Дж. В. Мур, С. Рамамурти. – М. : Мир, 1987. – 286 с.
10. Смоляков Б. С. Поведение различных форм меди (II) в пресноводной экосистеме / Б. С. Смоляков, М. В. Жигула, А. П. Рыжих и др. // Водные ресурсы. – 2004. – т. 31. № 1, – С. 60-68.
11. Лейн А. Ю. Глобальные биогеохимические циклы элементов и влияние на них деятельности человека / А. Ю. Лейн, М. В. Иванов // Геохимия. – 1988. – № 2. – С.280-291.
12. Воропаев С. И. Грибовидные течения: лабораторный эксперимент, теория, численный расчет. Когерентные структуры и самоорганизация океанических движений III / С. И. Воропаев. // М. : Наука, 1992. – С. 177-189.
13. Мелешко В. В. Динамика вихревых структур / В. В. Мелешко, М. Ю. Константинов. // К. : Наукова Думка, 1993. – 280 с.

14. Винников С.Д. Гидрофизика. / С. Д. Винников, Б. В. Проскуряков //Л.- Гидрометеиздат. - 1988.- 248с.
15. Пехович А. И. Основы гидроледотермики. / А. И. Пехович. // Л. : Энергоатомиздат. Ленингр. Отделение. – 1983. – 200с.
16. Карнович В.Н., Новоженін В.Д., Смирнов Е.А. Особенности работы каналов в зимних условиях. – М. : Энергоатомиздат, 1986. – 80с.
17. Хргиан А. Х. Физика атмосферы / А. Х. Хргиан. – М. : Государственное издательство технико-теоретической литературы, 1953. – 456 с.
18. Ворожцов Е. В. Разностные методы решения задач механики сплошных сред PDF. / Е. В. Ворожцов// Новосибирск: Изд-во НГТУ, 1998. – 86 с.

Надійшла до редколегії 18.11.2011

Відсутність в Україні басейнового принципу управління, контролю та відповідальності за стан поверхневих джерел питного водопостачання, призводить до того, що частіше за все основні промислові об'єкти – забруднювачі, які обумовлюють якісний стан поверхневих джерел питної води, розташовані на території інших областей, а виготовлення і споживання питної води з цього джерела відбувається на території іншої. Все це відноситься і до Карачунівського водосховища. Основні річки які його формують протікають по території Кіровоградської області, виготовлення і споживання питної води відбувається в м. Кривий Ріг (Дніпропетровська область). Виготовлення питної води з цього водосховища та її споживання відбувається в м. Кривий Ріг. Виходячи з високого вмісту, у воді водосховища, солей жорсткості, сульфат іонів та загального солемісту, а також неспроможності існуючої технології підготовки питної води досягти встановлених норм за цими показниками, рішенням Держспоживстандарту України, було надано дозвіл Карачунівському водопровідному комплексу на постачання населенню водопровідної води господарсько-питного призначення з відхиленням від вимог стандарту за цими показниками. Тому вирішення питання щодо виробництва питної води якістю якої відповідає діючим нормативним документам, на цьому комплексі є стратегічно важливим завданням з точки зору забезпечення умов, що попереджають виникнення надзвичайних ситуацій природного характеру.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Більшість існуючих станцій підготовки питної води в Україні, в тому числі і Карачунівський водопровідний комплекс, працюють за спрощеною технологією обробки води поверхневого джерела: коагуляція, – відстоювання, – механічне фільтрування, – обеззараження (частіше за все хлорування).

Процес коагуляції з подальшим відстоюванням та фільтрацією призначений не тільки для видалення з води колоїдних часток, що обумовлюють забарвленість та каламутність води, але і для часткового виведення з води солей жорсткості (іонів Ca^{2+} та Mg^{2+}) [3]. Але в умовах Карачунівського

водопровідного комплексу при застосуванні сульфату алюмінію у якості коагулянту [4], ефективність видалення солей жорсткості на стадії коагуляції практично дорівнює нулю.

Реагентні методи пом'якшення води, частіше за все, забезпечують видалення з води іонів кальцію і магнію (загальний солеміст) в тверду фазу у вигляді важкорозчинних сполук CaCO_3 і $\text{Mg}(\text{OH})_2$. Добуток розчинності карбонату кальцію характеризується досить низьким значенням $3,8 \cdot 10^{-9}$ [5], що дозволяє досить ефективно переводити іони кальцію у тверду фазу з наступним видаленням осаду у відстійниках або на механічних фільтрах. Як показали раніше проведені дослідження, застосування карбонату натрію (Na_2CO_3) для обробки води з вмістом іонів кальцію 12 – 14 мг-екв/л. та іонів магнію – 4 – 5 мг-екв/л. дозволяє знизити загальну жорсткість до нормативного рівня $< 7,0$ мг/л. [6].

Від ефективності стадії коагуляції – видалення з вихідної води колоїдних часток, що обумовлюють її кольоровість та каламутність, і суттєве виведення солей жорсткості з водної фази у тверду фазу (осад), забезпечує ефективність подальших стадій підготовки питної води, а як результат і якість питної води на виході.

Процес утворення часток твердої фази важкорозчинних сполук, як початковий в процесі осадко утворення, найбільш складний з точки зору термодинаміки процесів, що відбуваються на стадії коагуляції. Оперативне управління цим процесом, з урахуванням можливої сезонної зміни іонного складу вихідної води, є ключовим для умов підготовки питної води на Карачунівському водопровідному комплексі.

Для оцінки термодинамічної можливості утворення часток твердої фази (нуклеації) розроблені і знаходять практичне застосування різні критерії: карбонатна жорсткість J_k , недостатня вуглекислота ΔCO_2 , рН насичення pH_s [7], індекс насичення Ланжельє I_s [8], індекс стабільності Різнара I_{st} [9], кристалізаційний напір η [10, 11]. Таке різноманіття критеріїв свідчить про те, що застосування їх на практиці не завжди забезпечує достовірну оцінку осадкоутворення у оді і можливість його кількісного прогнозування.

РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕННЯ

Головним завданням досліджень було вибрати можливі шляхи оперативного управління процесом утворення твердої фази важкорозчинних сполук на стадії коагуляції та шляхи оперативного управління процесом утворення осаду з метою забезпечення подальшої ефективності стадій підготовки питної води при збільшенні солемісткості у воді поверхневого джерела та з метою попередження виникнення надзвичайних ситуацій техногенного характеру.

Для вирішення поставленої задачі перш за все треба визначитися щодо основного показника для оцінки термодинамічної можливості утворення часток твердої фази на стадії коагуляції, з урахуванням технологічної можливості його збільшення чи зменшення для забезпечення необхідного управління цим процесом.

Розглянемо процес утворення часток

твердої фази, як звичайний процес масопереносу, лімітуючою стадією якого є дифузія речовини з об'єму рідини на зародкову частку твердої фази. Якщо вважати протяжність середовища нескінченною, то можна провести теоретичний аналіз для стаціонарних умов. Нехай r є радіальна відстань від центру сферичної зародкової частки твердої фази радіусом r_0 (рис. 1.), тоді мольний потік речовини, яка кристалізується, що надходить з оболонки радіусом r ($r > r_0$) можна записати співвідношенням:

$$j \cdot 4\pi r^2 = -D \cdot 4\pi r^2 \frac{dC}{dr}, \quad (1)$$

де j – мольний потік речовини на частку, яка кристалізується;

D – коефіцієнт дифузії;

C – концентрація речовини, що кристалізується у розчині.

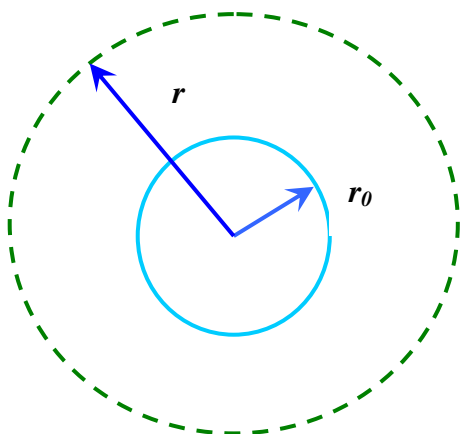


Рис. 1 – Схема утворення часток твердої фази

Проведення інтегрування в границях від $C = 0$ при $r = r_0$ до $C = C_0$ при $r = \infty$:

$$\int_{r_0}^{\infty} \frac{j r_0^2}{r^2} dr = \int_0^{C_0} -D dC, \quad (2)$$

де C_0 – стехіометрична концентрація речовини, що кристалізується, у розчині, дає наступний вираз для визначення мольного потоку:

$$j = \frac{D}{2r_0} C_0. \quad (3)$$

Розмір рівноважного зародку твердої фази та його залежність від параметрів розчину при ізотермо – ізобаричних умовах визначається з рівняння Оствальда – Фройндліха [12, 13]:

$$\left(\ln \frac{C}{C_s} \right)_{T,P} = \frac{2\sigma V^{(s)}}{r_0 RT}, \quad (4)$$

де C_s – гранична концентрація розчинності речовини, яка кристалізується;

σ – поверхневий натяг речовини, що кристалізується;

$V^{(s)}$ – мольний об'єм речовини, що кристалізується у твердій фазі;

r_0 – розмір рівноважного зародку твердої фази;

$P^{(\beta)}$ – тиск у рідкій фазі;

R – універсальна газова стала;

T – температура;

тоді:

$$r_0 = \frac{2M\sigma}{\rho RT \ln C/C_s} \quad (5)$$

оскільки:

$$V_{\text{кр}} = \frac{M}{\rho}, \quad (6)$$

де M – молекулярна маса речовини, що кристалізується;

ρ – густина маса речовини, що кристалізується.

Таким чином, мольний потік речовини, яка кристалізується на частку зародку твердої фази визначається як:

$$j = \frac{D\rho RT}{4M\sigma} C_0 \ln C/C_s \approx \beta C_0 \ln C/C_s \quad (7)$$

β – коефіцієнт масовіддачі.

Аналогічний вираз було отримано для опису процесу утворення накипу карбонату кальцію на тепло передаючих поверхнях обладнання [14].

Виходячи з отриманої залежності, мольний потік речовини, яка кристалізується на частку зародку твердої фази від складу розчину, основним показником, щодо управління процесом утворення осаду доцільно обрати кристалізаційний напір,

оскільки саме він міститься під логарифмом. Для врахування можливості утворення карбонату кальцію на стадії коагуляції при не стехіометричному співвідношенні концентрацій іонів кальцію і карбонат іонів, доцільно визначати кристалізаційний напір за наступною формулою:

$$\eta = \frac{[Ca^{2+}] f_{Ca^{2+}} [CO_3^{2-}] f_{CO_3^{2-}}}{PP_{CaCO_3}}, \quad (8)$$

де $[Ca^{2+}]$, $[CO_3^{2-}]$ – концентрації відповідних іонів;

$f_{Ca^{2+}}$, $f_{CO_3^{2-}}$ – коефіцієнти активності відповідних іонів;

PP_{CaCO_3} – добуток розчинності карбонату кальцію.

Проведенні лабораторні дослідження впливу складу теплоносія на швидкість утворення твердої фази карбонату кальцію з водних розчинів показали, що швидкість утворення твердої фази пропорційна ступеню пересичення розчину по карбонату кальцію (рис. 2), тобто підкоряється рівнянню (7).

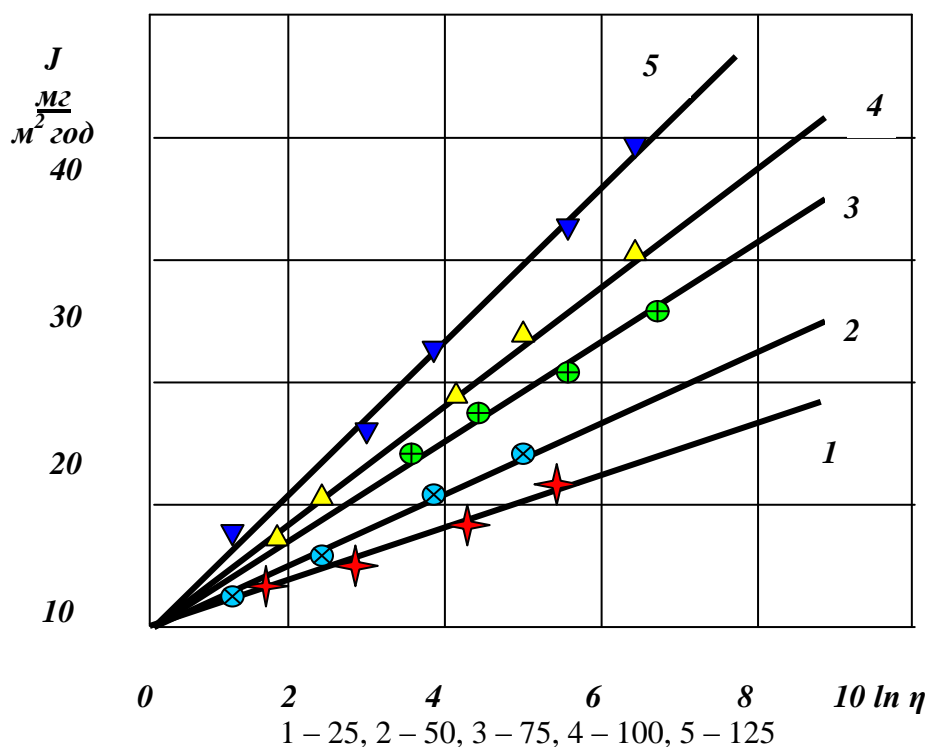


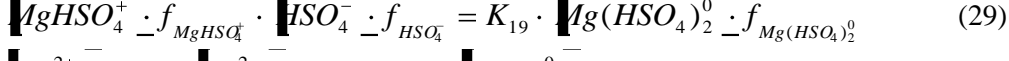
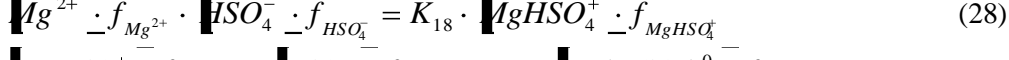
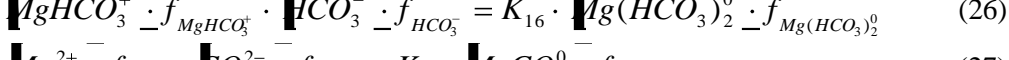
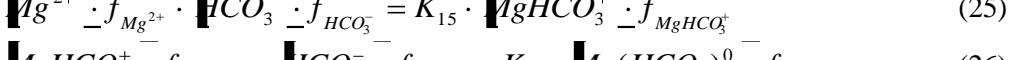
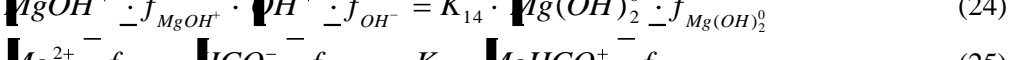
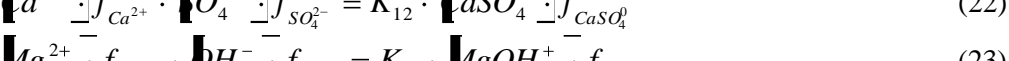
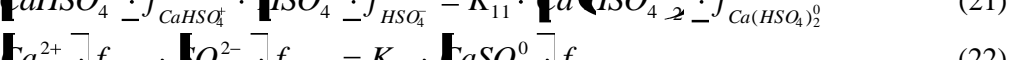
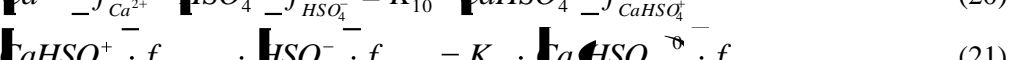
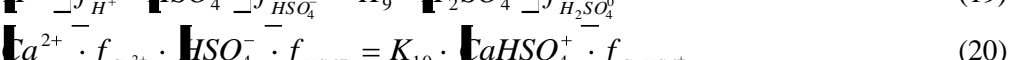
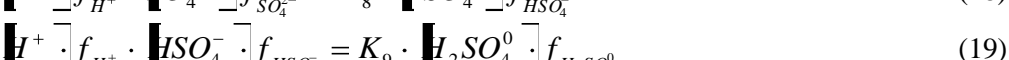
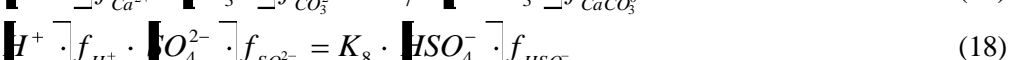
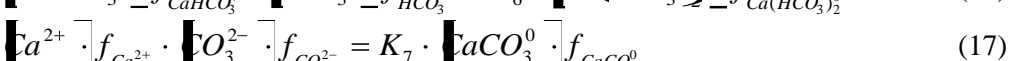
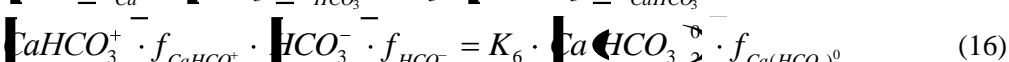
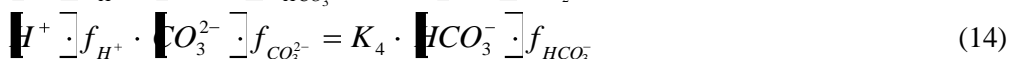
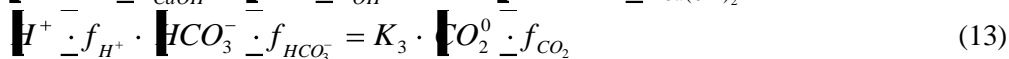
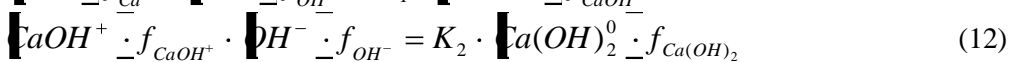
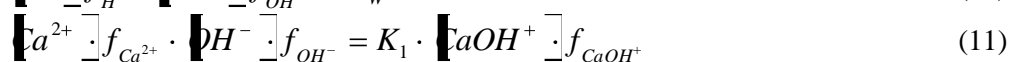
Рис. 2 – Залежність швидкості утворення твердої фази карбонату кальцію від ступеню пересичення розчину при стехіометричній концентрації карбонату кальцію у розчині, г/м³:

Додатковим підтвердженням вірності запропонованої моделі утворення часток твердої фази карбонату кальцію на стадії коагуляції є лінійний характер залежності $\ln \beta = f(1/T)$, отриманої в наслідок аналізу експериментальних результатів в діапазоні температур 293 – 598 К, що апроксимується рівнянням:

$$\ln \beta = 0,8 - \frac{4224,4}{T}, \quad (9)$$

з коефіцієнтом кореляції 0,97 при середньоквадратичному відхиленні середнього 0,47.

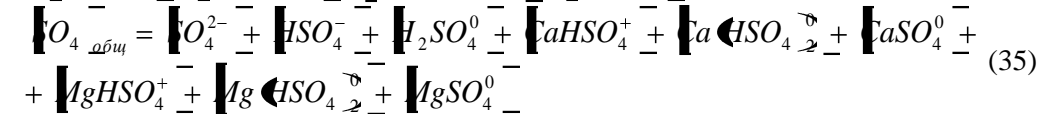
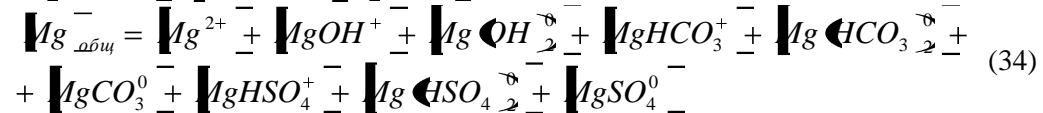
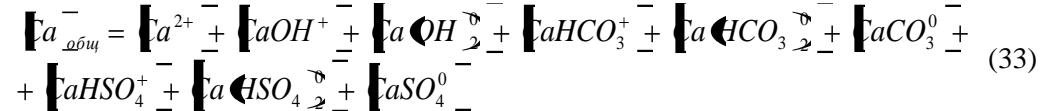
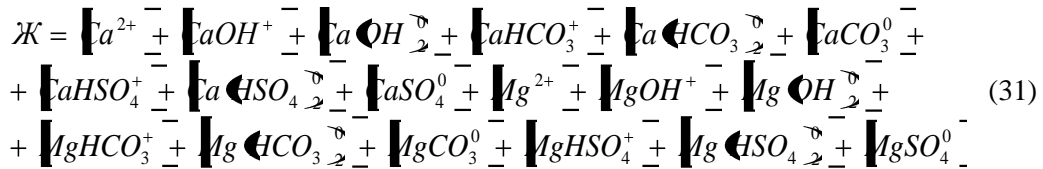
– рівняння дисоціації:



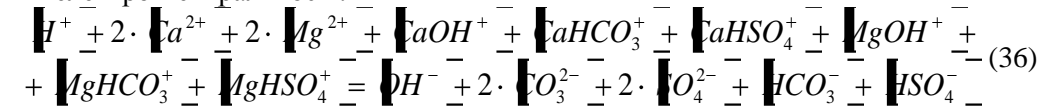
– матеріального балансу:

Другою складною задачею було визначення кристалізаційного напору у вихідній воді Карачунівського водосховища, з урахуванням складного іонного складу її та визначення дози карбонату натрію, який треба додавати на стадії коагуляції для забезпечення ефективної швидкості утворення часток твердої фази карбонату кальцію.

Для визначення дійсних концентрацій іонів $[Ca^{2+}]$, $[CO_3^{2-}]$ враховувалися можливі процеси утворення іонних асоціатів, для чого була складена система рівнянь, що містила в собі:



– рівняння електро-нейтральності:



Коефіцієнти активності іонів у розчині розраховувалися за розширеним рівнянням Дебая-Хюккеля [13] з урахуванням їх сумісного перебування у розчині [14], а для нейтральних іонних асоціатів за формулою [15]:

$$\lg f_0 = - \frac{S^* \sqrt{I}}{1 + B^* r_i \sqrt{I}}, \quad (37)$$

де f_0 – коефіцієнт активності іонного асоціату;

S^* , B^* – сталі, що характеризують розчинник;

r_i – радіус іонного асоціату;

I – іона сила розчину.

Термодинамічні константи рівноваги, які входять до рівнянь (10 – 36) для стандартних умов ($T = 298 \text{ K}$, $P = 0,1013 \text{ МПа}$) розраховувалися за формулою [8]:

$$K_i = \exp \left[- \frac{\Delta_r G_i^\ominus}{RT} \right] \quad (38)$$

Зміни ізобарно-ізотермічного потенціалу $\Delta_r G_i(T)$ для реакцій, що розглядаються, визначалися за допомогою рівняння:

$$\Delta_r G_i^\ominus = \sum_j \nu_j \Delta_f G_j^\ominus \left[\text{продукт} \right] - \sum_i \nu_i \Delta_f G_i^\ominus \left[\text{вихід} \right] \quad (39)$$

Розв'язання систем рівнянь (10 – 36) відбувалось методом ітерацій, для чого була розроблена програма “Kr-Karach” для персональної електронно-обчислювальної машини. Програма дозволяє визначити кристалізаційний напір у вихідній воді на основі даних її хімічного аналізу, розрахувати необхідну дозу карбонату натрію для ефективного утворення осаду карбонату кальцію на стадії коагуляції.

Проведені експериментальні дослідження на реальній воді Карачунівського водосховища дозволили визначити, що при введенні у вихідну воду на стадії коагуляції карбонату кальцію у концентрації розрахованій кількості – 600 мг/л і більше, досягається максимальна стабільна ефективність виведення іонів кальцію у тверду фазу на рівні 45% (рис. 3.), і загальний вміст солей жорсткості досягає нормативного рівню < 7,0 мг/л.

Цей факт є підтвердженням запропонованої термодинамічної моделі, для реальних умов процесу підготовки питної води, а також дає можливість стверджувати про створення системи оперативного управління процесом утворення осаду важкорозчинних сполук шляхом корегування швидкості утворення твердої фази на стадії коагуляції при введенні у вихідну воду карбонату кальцію у необхідних для досягнення максимальної ефективності концентраціях.

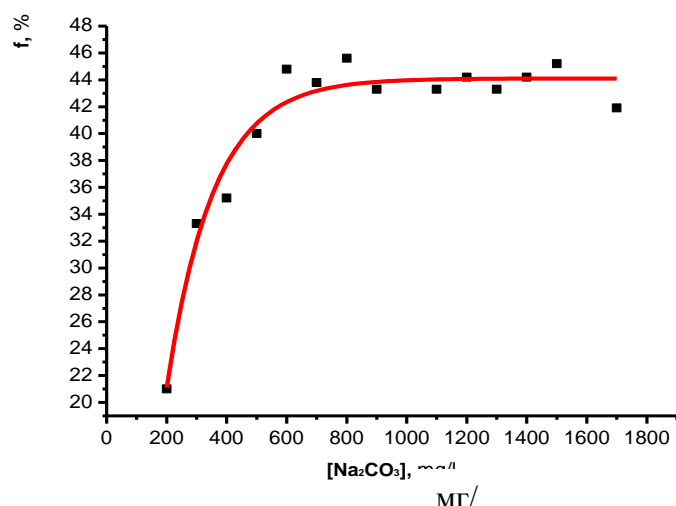


Рис. 3 – Залежність ефективності виведення солей жорсткості з вихідної води Карачунівського водосховища від концентрації карбонату натрію за дві години обробки

ВИСНОВКИ

Побудована модель процесу утворення твердої фази на стадії коагуляції при виробництві питної води з поверхневого джерела водопостачання. Розроблено систему оперативного управління процесом утворення осаду важкорозчинних сполук шляхом корегування швидкості утворення твердої фази на стадії коагуляції, а також ви-

значення поточного значення кристалізаційного напору та шляхи оперативного управління режимом процесу утворення осаду з метою забезпечення подальшої ефективності стадій підготовки питної води в умовах Карачунівського водосховища та з метою попередження надзвичайних ситуацій техногенного характеру.

ЛІТЕРАТУРА

1. Загальнодержавна програма «Питна вода України на 2006-2020 роки» / Верховна Рада України. – Офіц. вид. – К.: Парлам. вид-во, 2005 с. 243-255. – (Бібліотека офіційних видань).
2. Державні санітарні правила і норми «Вода питна. Гігієнічні вимоги до якості води централізованого господарсько-питного водопостачання?». – Офіц. вид. – К.: М-во охорони здоров'я України, 1996. - постанова № 383 (Норм. док.).
3. Белан Ф.И. Водоподготовка / Ф. И. Белан. – М.: Энергия, 1980. – 256 с.
4. Технологічний регламент Карачунівського водопровідного комплексу. - Кривий Ріг: ДПП «Кривбасводопостачання» 2007, 100 с.
5. Лапотышкина Н. П. Водоподготовка и водно-химический режим тепловых сетей / Лапотышкина Н. П., Сазонов Р. П. – М.: Энергоиздат, 1982. – 200 с.
6. О. В. Третьяков. Розробка технології виробництва питної води високої якості для Карачунівського водопровідного комплексу. / О. В. Третьяков. – Харків: УЦЗУ, 2009. – 80 с. (звіт з НДР, Держ. реєстр. 0109U003067).
7. Маргулова Т. Х. Водные режимы тепловых и атомных электростанций / Маргулова Т.Х., Мартынова О.И. – М.: Высшая школа, 1987. – 319 с.
8. Langelier W.F. The analytical control of anti-corrosion water treatment / Langelier W.F. - JAWWA, – 1936. – v. 28, N 10. – p. 548 – 572.
9. Ryznar J. W. A new index for determining of amount of calcium carbonate scale formed by a water / Ryznar J.W. – JAWWA. – 1944. – v. 34. – P. 276 – 281.
10. Боднар Ю. Ф. Выбор критерия для оценки накипеобразующих свойств охлаждающей воды / Юрий Федорович Боднар. – М.: Теплоэнергетика. – 1979. – №7. – С. 65 – 68.
11. Русанов А. И. Фазовые равновесия и поверхностные явления / А. И. Русанов. – Л.: Химия, 1967. – 388 с.
12. Третьяков О. В. Підвищення безпеки експлуатації теплообмінного обладнання енергетичних установок / О. В. Третьяков./ . Проблеми надзвичайних ситуацій – Х.: УЦЗУ, 2007. – С. 133-141.
13. Дамаскин Б. Б. Основы теоретической электрохимии / Дамаскин Б.Б., Петрий О.А. – М.: Химия, 1984. – 239 с.
14. Шепотько А. О. Вычисление коэффициентов активности в мультисистемах / Шепотько А.О./ Математические вопросы химической термодинамики – Новосибирск: Наука, 1984. – С. 71 – 74.
15. Marshall W. L. Aqueous system at high temperature / Marshall W.L., Slusher R., Jones E.U. // J. Chem. Data. – 1964. – v. 19, N 2. – p. 187 – 191.

Надійшла до редколегії 15.02.201

