

МЕТОДОЛОГИЯ ОЦЕНКИ ФАКТИЧЕСКОГО И ДОПУСТИМОГО ВЛИЯНИЯ ХОЗЯЙСТВЕННОЙ ДЕЯТЕЛЬНОСТИ НА ХИМИЧЕСКИЙ СОСТАВ И КАЧЕСТВО ПРЕСНЫХ ПРИРОДНЫХ ВОД

Савичев О.Г.

Томский политехнический университет, Томск, e-mail: OSavichev@mail.ru

Предложена интерпретация регионального гидрохимического фона как математического ожидания логнормально распределённой случайной величины, аппроксимируемого средним геометрическим. Выявлены общие закономерности формирования гидрохимического фона и условия превышения российских нормативов качества вод уже на его уровне. Показано, что базовые реакции, определяющие региональные особенности химического состава пресных природных вод, устанавливаются на стадиях склонового, подповерхностного и подземного стока. Предложено использовать для гидрохимических расчётов концентрации веществ, вычисленные с вероятностью, соответствующей наивысшей категории водозаборов на исследуемом водном объекте. Разработана методология определения фактического и прогнозного влияния сбросов загрязняющих веществ на химический состав и качество пресных природных вод на основе сравнения соответствующих показателей с гидрохимическим фоном с учётом функции источника поступления вещества в водный объект. Рассмотрены различные варианты вида этой функции.

Ключевые слова: оценка состояния водных объектов, нормирование сбросов, загрязняющие вещества, гидрохимический фон

METHODOLOGY OF THE ESTIMATION OF ACTUAL AND ASSUMPTION PERMISSIBLE ANTHROPOGENIC IMPACT ON THE CHEMICAL COMPOSITION AND QUALITY OF FRESH NATURAL WATERS

Savichev O.G.

Tomsk Polytechnic University, Tomsk, e-mail: osipova@tpu.ru

An interpretation on the hydrochemical background as the expectation of the lognormal distribution of the random variable approximated by the geometric mean is obtained. The general regularities of the formation of hydrochemical background are identified. The conditions for exceeded Russian water quality standards are at its level. The basic reactions that determine the regional characteristics of the chemical composition of natural fresh waters are set in the steps of the surface and subsurface runoff. Proposed to use for hydrochemical calculations of the concentration of substances determined with a probability corresponding to the highest category of water intake structure at the test site. A methodology of definition actual and permissible impact of pollution dumps on a chemical composition and quality of fresh natural waters is developed on the basis of comparison of corresponding parameters with a hydrochemical regional background in view of function of a source of receipt of substance in water object. Different variants of type of this function are considered.

Keywords: an estimation of a condition of water objects, normalization of the dumps, polluting substances, a hydrochemical background

Определение фактического и прогнозируемого влияния сбросов загрязняющих веществ (ЗВ) на химический состав и качество природных вод представляет собой одну из важнейших задач геоэкологии и геохимии вод, в рамках решения фундаментальной проблемы, прогноза изменений окружающей среды и климата. В настоящее время теоретические исследования в этом направлении проводятся во многих ведущих научных центрах мира, но на практике для оценки антропогенного влияния на во-

дные объекты на территории Российской Федерации используется подход, основанный на:

- 1) сравнении измеренных концентраций вещества с предельно допустимыми (ПДК) значениями, установленными для всей страны;
- 2) применении модели формирования химического состава поверхностных вод, учитывающей их смешение со стоками и разложение вещества по реакции, описываемой обыкновенным дифференциальным уравнением первого порядка:

$$C_x = C_0 \cdot f(C) = \frac{Q_b \cdot C_b \cdot \gamma + Q_w \cdot C_w}{Q_b \cdot \gamma + Q_w} \cdot \exp(-k_c \cdot \tau), \quad (1)$$

где C_x – концентрация вещества в воде в контрольном створе, расположенном на расстоянии x от выпуска сточных вод; C_0 – начальная концентрация вещества в зоне смешения; $f(C)$ – функция источника; C_b и Q_b – концентрация вещества в поверх-

ностных водах и расход воды до поступления в сточные воды; C_w и Q_w – концентрация вещества в сточных водах и их расход; g – коэффициент смешения; k_c – константа самоочищения; τ – время добегающего от выпуска сточных вод до расчётного створа [2].

Данный подход, на первый взгляд, отличается простотой и рациональностью, однако при его использовании возникает целый ряд вопросов. В частности, использование принципа аддитивности воздействий ЗВ приводит к условию:

$$\sum_{\Omega} \frac{C_i}{\text{ПДК}_i} \leq 1, \quad (2)$$

где C_i и ПДК_i – фактическая и предельно допустимая концентрации вещества в контрольном створе исследуемого объекта; W – множество, соответствующее какому-либо лимитирующему признаку вредности или группе веществ 1–2 классов опасности. Очевидно, что в предельном состоянии W может включать не менее 30–50 веществ. Соответственно для выполнения условия (2) необходимо, чтобы концентрация каждого вещества была в 30–50 раз меньше ПДК, что пока вряд ли возможно. Следует также отметить, что модель (1) может адекватно описывать гидрохимические процессы далеко не всегда, а её простота исчезает при попытке учесть с помощью многочисленных коэффициентов разнообразные природно-техногенные условия [5]. Кроме того, определение параметра C_b в уравнении (1), имеющего смысл фоновой концентрации, теоретически недостаточно обосновано и, как правило, сводится к оценке верхнего предела среднего арифметического, что и определило цель исследования – разработку оптимальной методологии определения фактического и прогнозируемого антропогенного влияния (в виде сбросов ЗВ) на химический состав и качество природных вод. Апробация предлагаемой методологии выполнена по данным, полученным при участии автора в Томском политехническом университете и ОАО «Томскгеомониторинг» в 1994–2013 гг. в различных природных зонах Западной и Восточной Сибири.

Результаты исследования и их обсуждения

С учётом указанных выше недостатков определения качества вод и нормативов сбросов ЗВ предлагается методология, базирующаяся на принципах:

- 1) учёта региональных природных условий;
- 2) приближения свойств антропогенных объектов к свойствам природно-антропогенных, а природно-антропогенных – к природным;
- 3) реалистичности природоохранных мероприятий.

В рамках реализации двух первых принципов количество фактических концен-

траций веществ в водах приёмника стоков должно сравниваться с региональным фоном, сложившимся в данных зональных гидроклиматических условиях и представляющим собой математическое ожидание концентрации в створе вне явного воздействия сбросов стоков $E(\ln C_b)$:

$$E(\ln C_b) = a_0 - \sum_{j=1}^{M-1} a_j \cdot E(\ln C_j), \quad (3)$$

где a_0 , a_j – константы; M – количество веществ, участвующих в Y химических реакциях, за счёт которых формируются основные черты химического состава вод при определённой средней интенсивности водообмена [5]. При условии нормального распределения $\ln C_x$ можно предположить, что концентрации веществ будут подчиняться логнормальному распределению, а математическое ожидание соответствовать среднему геометрическому, что подтверждается результатами литохимических исследований ряда авторов [4].

Отклонения от фоновых значений во многом определяются колебаниями водного стока, причём наиболее значительные изменения химического состава вод (свыше 0,5% по сравнению с предыдущим значением) обычно приурочены к диапозону колебаний модулей водного стока до 0,5–1,0 л/(с·км²). В частности, изменения более 5% наблюдаются при модулях водного стока менее 0,03 л/(с·км²) в лесостепи, 0,05 л/(с·км²) – в тайге и 0,04 л/(с·км²) – в горных районах (рис. 1). Следовательно, базовые химические реакции, определяющие основные особенности химического состава вод, устанавливаются на стадии формирования склонового, подповерхностного и подземного стока.

На стадии руслового стока, особенно при модулях более 10–15 л/(с·км²), перечень этих реакций, возможно, меняется (например, в течение года), но уже не так значительно. При этом важным критерием «отбора» тех или иных реакций, как это было показано в [7], является соотношение времени их протекания в водной среде и движения водных масс. Последний фактор регулируется климатическими, геоморфологическими и геоботаническими условиями, влияние которых можно в первом приближении количественно выразить через уклон J и коэффициент шероховатости x поверхности стекания, характерный для определённых типов рельефа, площадь водосбора F , соотношение его длины L и средней ширины B .

Анализ зависимости времени бассейнового добега воды от перечисленных характеристик свидетельствует о том, что

в зоне тайги время добегания и, соответственно, перечень реакций и содержание растворённых солей в речных водах при модуле водного стока $1 \text{ л}/(\text{с}\cdot\text{км}^2)$ будут больше соответствующих показателей для горно-таёжных районов, для которых характерны более значительные уклоны, и меньше, чем для лесотундры и тундры, где шероховатость водосборной поверхности в целом несколько

меньше (рис. 2). На равнинных территориях от тайги до степи возрастает испарение и уменьшается эффективное атмосферное увлажнение, в результате чего в лесостепи и степи для обеспечения того же, что и в тайге, водного стока требуется большая площадь водосбора, в связи с чем для рек лесостепи и степи с тем же модулем стока (как и в тайге) характерно большее время добегания.

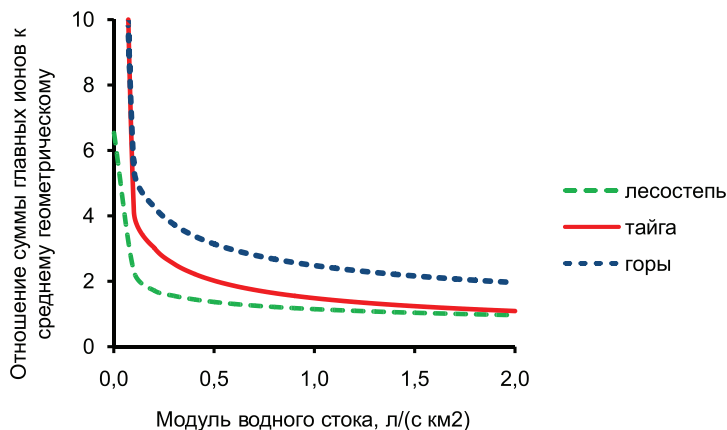


Рис. 1. Зависимость изменения отношения суммы главных ионов в речных водах Сибири к среднему геометрическому (для природной зоны) от модуля водного стока

Таким образом, зональное изменение атмосферного увлажнения, испарения, водного стока, геоботанических условий определяет закономерное уменьшение общего содержания растворённых солей от степи до тундры, более высокий уровень содержания органических веществ в зонах тундры, лесотундры и тайги и как, следствие, повышенное содержание продуктов их трансформации в условиях недостаточного насыщения воды кислородом (например, NH_4^+ и NO_2^-) и соединений органиче-

ских кислот и ряда металлов, причём часть этих соединений (гуматы кальция, магния и т.д.) малорастворимы и отлагаются при благоприятных условиях (в пойме на спаде половодья), либо накапливаются в водной среде (сульфаты железа). В результате даже на уровне средних геометрических значений ряда показателей отмечается повсеместное нарушение нормативов качества для водных объектов хозяйственно-питьевого (ПДК_{хп}) и рыбохозяйственного (ПДК_{рх}) назначения.

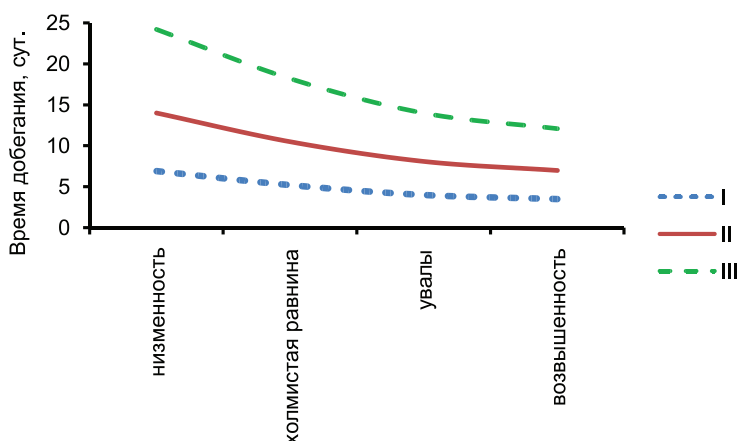


Рис. 2. Зависимость времени бассейнового добегания воды при модуле водного стока $1 \text{ л}/(\text{с}\cdot\text{км}^2)$ и разных типах рельефа; расчёт по формулам Шези–Маннинга для $F = 5000 \text{ км}^2$, $L = 143 \text{ км}$, коэффициентах шероховатости, соответствующих:

I – ровной чистой поверхности с низкой травой или естественному прямому земляному руслу ($x = 0,025$); II – территории, покрытой густым кустарником, или заросшему руслу ($x = 0,08$); III – сплошь заросшей местности таёжного типа ($x = 0,2$)

Использование же «фоновых» концентраций, вычисленных согласно [3] как верхний предел среднего арифметического, автоматически приводит к нормированию сбросов ОВ по БПК₅ и Б.О., фенолов, веществ, идентифицируемых как «нефтепродукты», NO₂⁻, NH₄⁺, PO₄³⁻, Fe, Mn, Cu, Zn, Al по соответствующим нормативам качества, что приводит к неоправданному увеличению платежей, не соответствующему ни региональным условиям формирования качества вод, ни фактическому воздействию на водный объект.

Необходимо отметить, что примерно одно и то же время добегания (а также и перечень базовых химических реакций) может определяться сочетанием разных факторов, причём они по отдельности и как единый комплекс являются в целом случайными величинами. Соответственно случайной величиной является и концентрация вещества, что, с одной стороны, приводит к формированию размытых границ между природными зонами и сезонами гидрохимического года, а с другой – обуславливает целесообразность использования при оценке качества вод, моделировании, прогнозе и нормировании допустимых воздействий на водные объекты статистических параметров распределения, а не срочных значений гидрохимических показателей. Это

относится как к водам приёмника сточных вод, так и непосредственно к сточным водам. В частности, расчётная концентрация вещества в сточных водах при проектировании систем природообустройства и водопользования может быть получена как концентрация с вероятностью, соответствующей максимальной категории водозаборов, расположенных на этом же водном объекте в зоне влияния источника загрязнения (категории: I – 1%; II – 3%; III – 5%), а в случае их отсутствия – III категории. Расчёт проводится на основе логнормального распределения. При наличии в гидрохимических наблюдениях значений менее чувствительности используемого метода используется её половина [6].

Реализация второго и третьего принципов предполагает использование подхода к определению допустимой концентрации ЗВ в сточных водах $C_{w,lim}$ на основе сравнения двух выборок объёмом N в условно фоновом C_b и нарушенном C_x состояниях. Возможность подобного подхода связана с тем, что смысл расчёта нормативов допустимого сброса (НДС) как раз и состоит в нахождении такого уровня антропогенного воздействия на водный объект, при котором его (фоновое) состояние существенно не меняется, что при ряде допущений позволяет преобразовать критерий Стьюдента к виду:

$$C_{w,lim} \leq C_b \cdot \left(\frac{k_w}{f(C)} - k_w + 1 \right) + \frac{k_w}{f(C)} \cdot k_{s,\alpha} \cdot \sigma \cdot \sqrt{\frac{2}{N}}, \quad (4)$$

где k_w – кратность разбавления сточных вод; $k_{s,a}$ – значение критерия Стьюдента при уровне значимости α (5%); s – среднее квадратическое отклонение, рассчитанное для выборки объёмом N [5].

Величина k_w для уже существующих предприятий может быть определена по данным наблюдений за предшествующий период действия НДС, а для проектируемых выпусков – по нормативным значениям или равным единице. Функция источника

$f(C)$ для так называемых «консервативных» веществ может быть условно приравнена к единице, а для «неконсервативных» – устанавливается в соответствии с общей моделью трансформации химического состава вод. Например, для речных и озёрных вод величина $f(C)$ может быть принята по уравнению (1), для болотных (и озёрных) – по (5), для диффузного поверхностного и подповерхностного стока, а также донных отложений водотоков – по (6):

$$C_x = C_0 \cdot f(C) = C_w \cdot \exp \left(- \frac{k_c \cdot x^2}{2 \cdot \left(D_c - \frac{Q_w}{\phi \cdot h_a} \right)} \right), \quad (5)$$

где D_c – коэффициент диффузии; j – угол сектора распространения сточных вод; h_a – средняя глубина водоёма [1]; для болот используется половина глубины деятельного горизонта торфяной залежи;

$$C_x = C_0 \cdot f(C) = C_z \cdot \frac{Y_z}{Y} \cdot \left(\frac{F_z}{F} \right)^u, \quad (6)$$

где C_z – концентрация вещества в исследуемом компоненте на площади водосбора

F_z без выраженной русловой сети (один из вариантов $C_z = C_w$); Y и Y_z – значения слоя водного стока, формирующегося на всей площади водосбора F и его части без выраженной русловой сети F_z ; m – коэффициент, зависящий от величины k_c и соотношения слоя стока и средней глубины потока. При этом отметим, что уравнение (5) получено при схематизации водного потока в виде радиально расходящегося потока, а уравнение (6) – в виде радиально сходящегося.

Общая оценка как фактического, так и расчётного (прогнозного) состояния водного объекта может быть получена с помощью известного в геохимии показателя Z_c путём выявления отклонений от регионального фона:

$$Z_c = \sum_{i=1}^n \frac{C_i}{C_{b,i}} - (n-1), \quad (7)$$

где h – количество веществ с концентрациями выше фоновых значений в l и более раз. В зависимости от величины Z_c определяется одна из пяти категорий:

- 1) при $Z_c < 8$ – «минимальный»;
- 2) $Z_c = 8-16$ – «слабый»;
- 3) $Z_c = 16-32$ – «средний»;
- 4) $Z_c = 32-128$ – «сильный»;
- 5) $Z_c > 128$ – «максимальный» [6].

Общую оценку состояния поверхностных водных объектов выше и ниже выпуска сточных вод предлагается выполнять путём выбора одной из пяти категорий, которой соответствует более α всех проб за расчётный период, а дифференциацию веществ по генезису – по соотношению суммарного поступления вещества по сосредоточенным (S_c) и распределённым по водосбору источника загрязнения (S_d) к гидрохимическому стоку G . Как показал опыт составления гидрохимических балансов для рек Сибири, к категории «природных» целесообразно отнести вещества, для которых величина $(S_c + S_d)/G$ меньше 5%, к «преимущественно природным» – при $5\% \leq (S_c + S_d)/G \leq 20\%$; к «природно-антропогенным» – в прочих случаях [5].

Закключение

Предложена методология определения фактического и прогнозного влияния сбросов ЗВ на химический состав и качество природных вод, включающая:

1) определение регионального гидрохимического фона как математического ожидания логнормально распределённой случайной величины, аппроксимируемого со средним геометрическим для однородного периода (по величине водного стока);

2) определение допустимой концентрации вещества в сточных водах по условию (4) с учётом типа водного объекта, в зависимости от которого выбирается функция источника;

3) оценку качества воды с помощью критерия (7) на основе сравнения расчётных концентраций с гидрохимическим фоном; расчётные концентрации определяются с учётом категории водозаборов, расположенных на этом же водном объекте, а в случае их отсутствия – для III категории.

Работа выполнена в рамках государственного задания «Наука» по теме 3.2702.2011.

Список литературы

1. Караушев А.В. Речная гидравлика. – Л.: Гидрометеоздат, 1969. – 416 с.
2. Методика разработки нормативов допустимых сбросов веществ и микроорганизмов в водные объекты для водопользователей. – М.: МПР России, 2007. – 37 с.
3. Методические указания. Проведение расчётов фоновых концентраций химических веществ в воде водотоков. – М.: Росгидрометслужба, 2001. – 68 с.
4. Перельман А.И. Геохимия. – М.: Высш. школа, 1979. – 423 с.
5. Савичев О.Г. Проблемы нормирования сбросов загрязняющих веществ в поверхностные водные объекты // Вода: химия и экология. – 2010. – № 9. – С. 35–39.
6. Требования к производству и результатам многоцелевого геохимического картирования масштаба 1: 200000. – М.: ИМГРЭ, 2002. – 92 с.
7. Шварцев С.Л. Гидрогеохимия зоны гипергенеза. – М.: Недра, 1998. – 366 с.

References

1. Karaushev A.V. The river hydraulics. L.: Hydrometeoizdat, 1969. 416 p.
2. A technique of development of specifications of allowable dumps of substances and microorganisms in water objects for water-users. M.: MPR, 2007. 37 p.
3. Methodical instructions. Carrying out of calculations of background concentration of chemical substances in water of rivers. M.: Roshydromet, 2001. 68 p.
4. Perelman A.I. The geochemistry. M.: Vys.shkola, 1979. 423 p.
5. Savichev O.G. Problems of normalization of dumps of polluting substances in superficial water objects // Water: chemistry and ecology. 2010. no. 9. pp. 35–39.
6. Requirements to manufacture and results multi-purpose geochemical mapping for scale 1: 200000. M.: INGRE, 2002. 92 p.
7. Schwartz S.L. The hydrogeochemistry of a hypergenese zone. M.: Nedra, 1998. 366 p.

Рецензенты:

Строкова Л.А., д.г.-м.н., профессор кафедры гидрогеологии, инженерной геологии и гидрогеологии, ФГБОУ ВПО «Национальный исследовательский Томский политехнический университет», г. Томск;

Арбузов С.И., д.г.-м.н., профессор, кафедры геоэкологии и геохимии, ФГБОУ ВПО «Национальный исследовательский Томский политехнический университет», г. Томск.

Работа поступила в редакцию 01.07.2013.