

ЭКОЛОГИЯ

В.А. Шелутко, Е.С. Смыжова

**ДИНАМИКА СТОКА БИОГЕННЫХ ВЕЩЕСТВ
ПО РЕКЕ ВЕЛИКАЯ В ПСКОВСКО-ЧУДСКОЕ ОЗЕРО**

V.A. Shelutko, E.S. Smyzhova

**DYNAMICS OF NUTRIENTS FLOW ALONG THE VELIKAYA
RIVER IN TO THE PSKOVSKO-CHUDSKOE LAKE**

Работа посвящена вопросам определения объемов стока биогенных веществ по р. Великая на основе применения методов расчета средних годовых концентраций, учитывающих особенности первичной гидрохимической информации. Показано, что в отдельные годы погрешности расчетов средних годовых концентраций и годовых объемов стока за счёт неучёта особенностей гидрохимической информации могут достигать 100 и более процентов.

Ключевые слова: объемы стока, среднегодовая концентрация, водность, неэквидистентность, биогены.

In this work is considering questions of nutrient flow quantity estimation along the Velikaya River on the base of applying of annual concentrations calculation methods which take in to account features of initial hydrochemical data. It is shown that in independent years the mistakes of calculation of annual concentrations and annual flow quantity without taking in to account features of hydrochemical information can reach 100 and more percent.

Key words: flow quantity, annual concentration, water discharge, no equidistant, nutrients.

Введение

Геоэкологические исследования по определению антропогенной нагрузки на водные объекты во многом опираются на имеющиеся данные гидрохимических наблюдений. До 1989 г. эти данные публиковались в ежегодниках и были доступны всем исследователям. После 1989 г. публикуются данные только о среднегодовых концентрациях загрязняющих веществ (ЗВ), рассчитанных по результатам первичных гидрохимических наблюдений. Поэтому именно среднегодовые концентрации ЗВ используются в настоящее время в большинстве случаев как для характеристики экологического состояния рек и водоёмов, так и для оценки динамики развития процессов загрязнения во времени. В частности по этим данным обычно рассчитывается годовой сток ЗВ, поступающий по притокам в реки и водоёмы.

Методика расчёта среднегодовых концентраций ЗВ по гидрохимическим наблюдениям, принятая в настоящее время, основана на следующих теоретических предположениях: 1) временные ряды измеренных значений концентраций ЗВ в каждом пункте наблюдений описываются моделью в виде ряда значений случайной величины; 2) данные ряды наблюдений являются стационарными, регулярными и однородными.

В последние годы выявилось, что при анализе средних годовых концентраций, рассчитанных на этой основе, могут быть получены противоречивые результаты, не имеющие какого-либо физического объяснения. [Торопова, 2003; Шелутко, Колесникова 2008]. В связи с этим возник вопрос о репрезентативности и надёжности расчётов среднегодовых концентраций ЗВ существующими методами. В выполненных затем исследованиях было показано, что гидрохимические наблюдения, в том числе наблюдения на реке Великой, имеют ряд особенностей, которые не укладываются в рамки рассмотренных выше теоретических положений, а именно:

– количество измерений концентраций ЗВ в году может изменяться от 1 до 12. Следовательно, исходные ряды данных наблюдений являются неоднородными по количеству внутригодовых наблюдений.

– значения концентраций в значительной степени зависят от расходов воды на момент отбора пробы и, следовательно, являются неоднородными по условиям своего формирования.

– интервалы между измерениями концентраций ЗВ не равны между собой. Таким образом, исходные ряды данных наблюдений являются неэквидистентными, то есть неоднородными во времени.

– в последовательностях значений измеренных концентрации наблюдаются выбросы, то есть возможные, но непредставительные для данной выборки значения [Афифи, Эйзен, 1982]. Наличие таких значений может определяться несколькими причинами, к ним можно отнести: ошибки в измерениях, аварийные сбросы загрязнённых вод и влияние природных факторов.

Целью данной работы является исследование динамики стока биогенных веществ по реке Великой и влияния особенностей гидрохимической информации на результаты этих расчётов

Для достижения поставленной цели необходимо было решить следующие задачи:

- определить необходимое направление исследований для учёта особенностей гидрохимической информации;
- исследовать влияние учета водности реки, неэквидистентности исходных данных и наличия выбросов на точность определения среднегодовых концентраций и объемов стока ЗВ;
- разработать методы учета особенностей гидрохимической информации для повышения точности расчетов среднегодовых концентраций и объемов стока ЗВ;

- исследовать динамику стока биогенных веществ в Псковско-Чудское озеро с учетом и без учета особенностей гидрохимической информации.

При решении этих задач использовались данные наблюдений Северо-Западного Управления по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды (СЗУГМС) по гидрологическому и гидрохимическому режиму в верхнем и нижнем створах, расположенных на реке Великая в пункте Псков, за период с 1969 по 2002 годы. Следует отметить, что выбор объекта исследования во многом определялся наличием первичных данных наблюдений.

1. Оценка влияния водности рек на точность расчёта среднегодовой концентрации загрязняющих веществ

Для оценки среднегодовых концентраций ЗВ в реках в основном используются два метода [Орлов, 1988]. В первом методе учитывается водность реки в период взятия пробы воды на анализ, и среднегодовая концентрация рассчитывается как средневзвешенное по водности значение,

$$\bar{S}_j = \left(\sum_{i=1}^{n_j} S_{ji} \times Q_{ji} \right) / \sum_{i=1}^{n_j} Q_{ji}, \quad (1)$$

где \bar{S}_j – средняя годовая концентрация загрязняющего вещества в j -й год; n_j – число измерений концентраций в j -й год; i – номер измерения концентраций и расходов воды в данном году ($i = 1, 2, \dots, n_j$); S_{ji} и Q_{ji} – i -е значение соответственно концентраций и расходов воды в j -й год.

Во втором методе величина средней годовой концентрации определяется как среднее арифметическое значение концентраций по всем измеренным значениям в год:

$$\bar{S}_j = \left(\sum_{i=1}^{n_j} S_{ji} \right) / n. \quad (2)$$

В практике геоэкологических расчётов наибольшее распространение получил второй метод. Это связано с тем, что взятие проб воды в реках для химического анализа часто не сопровождается измерениями расходов воды. Кроме того, большинство учёных сходятся во мнении, что учёт водности не оказывает существенного влияния на результаты расчётов среднегодовой концентрации. Между тем, второй метод имеет достаточно существенное ограничение, а именно он может применяться только в тех случаях, когда расходы воды в течение года на рассматриваемом объекте являются постоянными [Шелутко, Колесникова, 2008]. В связи с этим возникает вопрос: как влияет неучёт внутригодовых колебаний водности по формуле (2) на точность оценки среднегодовых концентраций ЗВ?

Для ответа на этот вопрос были сопоставлены результаты расчёта среднегодовых концентраций первым и вторым методом. Отклонения среднегодовых концентраций, рассчитанных принятым методом S_{ai} , от значений, рассчитанных

с учётом водности – S_{ci} принимались в качестве погрешностей расчётов (Δ_i) среднегодовых концентраций за счёт неучёта водности

$$\Delta_i = S_{ai} - S_{ci}. \quad (3)$$

В качестве относительной погрешности принималось отношение:

$$\delta_i = (\Delta_i / S_{ci})100\%. \quad (4)$$

Значения Δ_i и δ_i были рассчитаны по всем исходным рядам, для которых имелись данные о расходах воды в период взятия проб.

Результаты расчётов погрешностей среднегодовых концентраций по формулам (3) и (4) для каждого отдельного года по всем исходным рядам наблюдений сводились в специальные таблицы. В качестве примера в табл. 1 представлена выборка результатов таких расчётов по р. Великая в пункте Псков (нижний створ) для ряда значений концентраций аммонийного азота.

Таблица 1

Вычисление погрешностей расчета средних годовых концентраций аммонийного азота за счёт неучёта водности, р. Великая – п. Псков (н. створ)

Год	S _{ai}	S _{ci}	Δ	δ _i %,
1969	0,53	0,75	-0,216	29
1970	0,5	0,66	-0,160	24
1973	0,48	0,54	-0,056	10
1976	0,37	0,25	0,124	50
1981	0,033	0,03	0,005	18
1982	0,01	0,00	0,006	123
1984	0,025	0,02	0,003	16
1985	0,023	0,01	0,009	68
1986	0,03	0,02	0,007	30
1987	0,008	0,007	0,001	7
1988	0,02	0,01	0,006	43
1993	0,01	0,01	0,000	0
1996	0,08	0,04	0,030	68
1998	0,02	0,02	0,002	10
1999	0,03	0,02	0,000	1

Как следует из полученных результатов, значения погрешностей расчета средних годовых концентраций ЗВ в реках за счёт неучёта водности в отдельные годы могут быть весьма значительны. Так, погрешности расчетов средних арифметических значений концентраций по отношению к средним взвешенным по водности варьируют от 0 до +576 % (1987 г., аммонийный азот, р. Великая – г. Псков, верхний створ). Таким образом, неучёт водности при расчётах средних годовых концентраций приводит к погрешностям в 2, 3, а иногда и в 5 раз превышающих действительные значения этих концентраций.

Следует отметить, что средние многолетние значения при различных способах расчёта отличаются незначительно. Так для общего железа в верхнем створе среднее многолетнее значение за исследуемый период составило 0,13 мг/л при расчёте без учёта водности, и 0,12 мг/л при расчёте с учётом водности. Более существенно изменились коэффициенты вариации. Так по железу значение коэффициента вариации снизилось с 0,77 (расчёт принятым методом) до 0,72 (расчёт с учётом водности).

Исходя из проведенного анализа, следует, что во избежание крупных просчетов при оценке средних годовых концентраций ЗВ, и для уточнения средних многолетних значений и значений редкой повторяемости во всех случаях при расчётах средних годовых концентраций ЗВ необходим учёт водности в период взятия проб на химанализ. Проблема здесь заключается в том, что часто, особенно на малых реках, во время взятия проб воды для проведения химического анализа измерения расходов воды не проводятся.

При отсутствии измерений расходов воды в период отбора проб, проблема учёта водности решилась бы при наличии надёжной связи концентрации ЗВ и расходов воды. Однако, взаимосвязь химического состава речного стока с величиной расходов воды имеет довольно сложный характер. В условиях высокой антропогенной нагрузки такая связь вообще часто нарушена. По-видимому, требуется другой, более общий подход, позволяющий, хотя бы приближенно учитывать при расчёте среднегодовых концентраций ЗВ в реках внутригодовые колебания водности.

В частности, нами был апробирован метод, заключающийся в использовании типовых суточных гидрографов по однородным районам, а так же использование рек аналогов. Этот путь, по крайней мере для Северо-Запада, оказался достаточно эффективным. Он позволяет, при надлежащем анализе, сократить возможные погрешности определения средних годовых концентраций в 1,5–2 раза [Колесникова, 2008]. Таким образом, для уточнения расчетов средних годовых концентраций если по каким-либо причинам данные наблюдений за расходом воды на момент взятия проб отсутствует, можно применять метод типового гидрографа или использовать реку-аналог.

Выводы

1. Неучет водности при определении средних годовых концентраций может привести к крупным погрешностям их расчета.
2. За многолетний период эти просчеты частично нивелируются, но по-прежнему остаются очень большие.
3. Поэтому учет водности при расчетах средних годовых концентраций ЗВ является обязательным.
4. Для расчета средних годовых концентраций ЗВ при отсутствии непосредственных измерений расходов воды в период отбора проб на химанализ необходимо использовать типовой гидрограф стока в модульных коэффициентах, рассчитанный для данного района, или гидрограф стока реки аналога.

2. Влияние учёта неэквилидентности исходных рядов наблюдения на точность расчёта среднегодовой концентрации

Расчёт среднегодового значения концентраций как среднего арифметического или средневзвешенного значения может производиться в том случае, если каждое наблюдение освещает одинаковый временной интервал, то есть ряд наблюдений является эквидистентным. Ряды гидрохимических наблюдений на реках, как отмечалось выше, являются неэквилидентными (НЭ).

Для учёта данной особенности исходных рядов наблюдений была разработана методика расчёта среднегодовой концентрации ЗВ которая учитывает неравные временные интервалы между отборами проб на гидрохимический анализ [Смыжова, Шелутко, 2010].

$$\bar{S}_j = \frac{\sum_{i=1}^{n-1} \bar{S}_{j,i} \Delta t + S_{j,j-1} \Delta t + S_{j,j+1} \Delta t}{t}, \quad (5)$$

где $\bar{S}_{j,i} = \frac{S_{j,i} + S_{j,i+1}}{2}$ – среднее значение концентрации между двумя соседними

измерениями в j -м году; $S_{j,j-1} = \frac{S_{j,1} - S_{j-1,n}}{2}$ – средняя концентрация между последним значением в $j - 1$ году и первым значением в j -м году;

$S_{j,j+1} = \frac{S_{j+1,1} + S_{j,n}}{2}$ – средняя концентрация между последним значением в j -м году и первым значением в $j + 1$ -м году, $\Delta t = t_{i+1} - t_i$ – временной интервал между соседними измерениями концентрации; t – число дней в году; n – число измерений концентраций в данном году.

Для оценки влияния учёта неэквилидентности на точность расчёта среднегодовых концентраций ЗВ по имеющимся рядам наблюдений был произведён расчёт среднегодовых концентраций по формулам (5) и (2). Для более наглядного представления расхождений в расчётах также были рассчитаны абсолютные (Δ) и относительные (δ) погрешности по аналогии с формулами (3) и (4). В данном случае S_{ai} – среднегодовая концентрация, рассчитанная без учёта НЭ, а S_{ci} – среднегодовая концентрация, рассчитанная с учётом НЭ.

В качестве примера в табл. 2 представлен результат расчёта среднегодовых концентраций нитритного азота (N-NO₂). Как следует из всех полученных данных, возможные ошибки определения среднегодовых концентраций N-NO₂ в результате неучёта неэквилидентности исходного ряда наблюдений в отдельные годы составляют от 0 до 183 %. Аналогично по другим рядам наблюдений возможные погрешности за счёт неучёта неэквилидентности составляет от 0 до 183 %.

Таблица 2

Средние годовые и средние взвешенные по временному интервалу значения концентрации N-NO₂, р. Великая – г. Псков, верхний створ

Год	Sai	Sci	Δ	δ, %
1973	0,017	0,006	0,011	183
1974	0,007	0,005	0,002	40
1975	0,007	0,003	0,004	133
1976	0,0025	0,0033	-0,0008	24
1977	0,008	0,006	0,002	33
1978	0,0053	0,0045	0,0008	18
1979	0,006	0,0059	0,0001	2
1980	0,003	0,012	-0,009	75
1981	0,032	0,019	0,013	68
1982	0,013	0,023	-0,01	43
1984	0,031	0,02	0,011	55
1987	0,007	0,006	0,001	17

Таким образом, было установлено, что в некоторых случаях значения Δ сопоставимы со значениями концентраций, что говорит о значительной разнице в значениях концентраций, полученных разными способами расчёта. Так для некоторых значений величина относительной погрешности δ была близка к 100 %. При сравнении среднегодовых значений концентрации было выявлено, что в большинстве случаев учёт неэквидистентности приводит к снижению средних многолетних концентраций, но не значительно. Гораздо большее снижение характерно для значений коэффициента вариации рядов среднегодовых концентраций, рассчитанных с учётом и без учёта НЭ. Так, например, для нитратного азота на нижнем створе среднее многолетнее значение при стандартном способе расчёта составило 0,5 мг/л, а коэффициент вариации – 0,7, тогда как при учёте НЭ эти значения составляют 0,47 мг/л и 0,65 соответственно.

Таким образом, для повышения точности расчёта среднегодовой концентрации необходимо учитывать неэквидистентность исходной гидрохимической информации. К сожалению, для этого необходимо располагать первичными данными наблюдений, которые, как уже отмечалось выше, в данное время недоступны для исследователей.

Выводы

1. Неучёт неэквидистентности может привести к большим погрешностям в оценке средних годовых концентраций.
2. Для учета неэквидистентности можно использовать предложенную выше расчетную формулу.
3. Обязательными элементами расчетной формулы являются данные измерений концентрации в водоемах и водотоках.

4. Оценка влияния исключения выбросов в исходных рядах на точность расчёта среднегодовой концентрации ЗВ

Первичные исследования исходных рядов наблюдений за концентрациями биогенных элементов на р. Великая в пункте Псков показали, что практически в каждом временном ряду измеренных значений концентрации имеются значения, существенно отличающиеся от всех других так называемые выбросы. Как уже отмечалось выше, наличие таких значений может определяться несколькими причинами, к ним можно отнести: ошибки в измерениях, аварийные сбросы загрязнённых вод и влияние природных факторов.

Режим загрязнения водных объектов складывается из влияния трёх групп факторов [Шелутко, 2002].

1. Регулярное и постоянное воздействие человеческой деятельности.
2. факторы, связанные с аварийными выбросами загрязняющих веществ.
3. факторы, связанные с неблагоприятными гидрометеорологическими явлениями.

Первая группа факторов определяет общий режим загрязнения водного объекта, а факторы 2 и 3 группы приводят к появлению в исходных рядах наблюдений экстремальных значений или т.н. выбросов. Таким образом, можно с достаточной степенью уверенности утверждать, что ряды наблюдений при исключении выбросов описывают процесс загрязнения речного стока при регулярном и постоянном антропогенном воздействии, когда все предприятия-водопользователи в бассейне рассматриваемой реки работают по заданному графику в нормальном режиме. При этом выбросы, скорее всего, отражают поступление загрязняющих веществ в каких-то экстремальных условиях, чаще всего связанных с аварийными сбросами предприятий или стоком веществ с территории речного бассейна в экстремальных гидрометеорологических условиях. Продолжительность таких аварийных сбросов как правило незначительна, поэтому включение их в расчеты средних годовых и средних многолетних концентраций наряду с основными данными, не правомерно.

Выявление выбросов в исходных рядах измеренных значений концентраций ЗВ производилось по совмещенным графикам теоретических и эмпирических кривых обеспеченности. При этом было установлено, что на большинстве из них имеется от одной до 3–5 эмпирических точек резко отклоняющихся, как от теоретической кривой обеспеченности, так и от основной группы эмпирических точек. Попытка подобрать теоретический закон распределения, описывающий эти точки, не увенчалась успехом, так как не удалось подобрать ни один из возможных теоретических законов, который одновременно описывал бы и отскакивающие точки, и основную часть ряда. [Сабинин, Шелутко, 2007].

Из этого можно сделать вывод о том, что точки, которые не ложатся на теоретическую кривую обеспеченности, не соответствуют общему закону распределения основной массы данных наблюдений, а исходные ряды данных наблюдений являются, скорее всего, неоднородными по своему генезису. Сами

аномальные точки (выбросы) являются либо грубыми ошибками, либо реально существующими экстремально высокими значениями показателей качества воды, охватывающими непродолжительный период времени [Горопова, 2003].

Для статистической проверки предположения о наличии выбросов в рядах наблюдений был использован критерий Диксона, вычисляемый по ранжированному в возрастающем порядке ряду.

$$r_{i,j} = \frac{x_n - x_{n-1}}{x_n - x_1}, \quad (6)$$

где x_n – максимальное значение ряда; x_{n-1} – предыдущее значение ряда; x_1 – первый член ряда.

Критерий Диксона имеет существенное ограничение: количество выбросов в исследуемом ряду должно быть не больше двух. Это ограничение можно обойти, исключая из ряда уже выявленный выброс и исследуя оставшуюся часть выборки. Однако, результаты анализа, полученные в этом случае следует считать приближёнными [Шелутко, 2002].

Исходя из результатов расчетов по критерию Диксона наибольшее количество выбросов присутствует в рядах измеренных концентраций NO_2 : 7 значений в пункте Псков – нижний створ; 3 значения в пункте Псков – верхний створ. В рядах концентраций общего железа ($\text{Fe}_{\text{общ}}$) – всего 5 выбросов. В рядах концентраций NH_4 было выявлено 6 выбросов, в рядах концентраций NO_3 было выявлено 2 значения выбросов.

Для более точного определения наличия выбросов в рядах наблюдений был проведён также анализ связи значений концентраций биогенов между соседними створами. При этом анализировались точки выходящие в критические области уравнения регрессии значений концентраций за соответствующие даты на соседних створах.

При анализе связи значений концентрации было выявлено несколько большее количество выбросов, чем по критерию Диксона, а именно: в рядах концентраций NH_4 – больше на одно значение в пункте наблюдений Псков – верхний створ; в рядах концентраций $\text{Fe}_{\text{общ}}$ – больше на одно значение в пункте наблюдений Псков – нижний створ.

Из полученных результатов видно, что, несмотря на ограничения использования критерия Диксона, результаты расчётов по нему согласуются с результатами, полученными при использовании уравнения линейной регрессии. Следовательно, можно предположить, что данные результаты соответствуют реальной ситуации. Таким образом, для более точного определения наличия выбросов в рядах наблюдений за концентрациями ЗВ целесообразно использовать сочетание двух методов: критерия Диксона и анализа связи значений между створами.

В общем, проведенное исследование показывает, что существуют достаточно достоверные способы оценки и исключения из исходных рядов выбросов.

В свою очередь, исключение выбросов (В данном случае это одно или два–три значения в несколько раз превышающие предшествующие значения) из исходных рядов позволяет оценить загрязнение водного объекта при регулярном и постоянном антропогенном воздействии.

Для оценки влияния выбросов на результаты расчёта среднегодовых концентраций ЗВ были произведены расчёты до и после исключения выбросов. Пример такого расчёта представлен в табл. 3.

Таблица 3

Расчёт среднегодовой концентрации с учётом и без учёта выбросов в исходных рядах наблюдений

Год	$S_{\text{сред}}$	$S_{\text{выб}}$	Δ	$ \delta , \%$
аммонийный азот, п. Псков – н. створ				
1974	0,72	0,43	0,29	68
1978	0,99	0,63	0,37	58
нитритный азот, п. Псков – н. створ				
1971	0,02	0,003	0,02	500
1973	0,028	0,024	0,00	17
1975	0,075	0,020	0,06	275
1984	0,084	0,019	0,07	342
железо общее, п. Псков – н. створ				
1975	0,2	0,103	0,10	94
1977	0,263	0,110	0,15	139
1981	0,288	0,123	0,16	134
1985	0,433	0,190	0,24	128

Как видно из представленного примера, исключение выбросов из исходных рядов измеренных значений концентраций существенно сказывается не только на результатах оценки средних годовых концентраций, но и на результатах расчёта среднего многолетнего значения и коэффициента вариации концентраций ЗВ. При этом происходит значительное снижение этих характеристик. Например, для нитритного азота в верхнем створе среднее многолетнее значение до исключения выбросов и после исключения составило 0,009 мг/л и 0,006 мг/л соответственно. Коэффициент вариации снизился с 0,90 до 0,46.

Естественно встает вопрос: насколько обосновано исключение выбросов, не приведет ли это к искусственному занижению среднегодовых концентраций и годовых объемов стока? При решении этого вопроса следует исходить из следующих соображений: выбросы, вызванные аварийными сбросами ЗВ, продолжаются, как правило, не больше двух-трех дней. При включении же их в расчет среднегодовых концентраций, при числе измерений в год от 4 до 12, им искусственно приписывается продолжительность соответственно от трех до одного месяца, что и вызывает резкое и необоснованное завышение средних годовых концентраций. В дальнейшем необходимо более детально проанализировать влияние выбросов на результаты расчёта среднегодовых концентраций и коэффициентов вариации путем приписывания выбросам продолжительности в 1, 2 и 3 дня.

Выводы

1. При оценке объемов стока загрязняющего вещества в каждом пункте наблюдений необходимо проводить анализ всей имеющейся последовательно-сти измерений концентраций ЗВ.

2. Необходимо учитывать, что режим и степень загрязнения природной среды на урбанизированных территориях определяются тремя группами факторов:

– факторы, связанные с регулярным и постоянным антропогенным воздействием, создающим общий пространственно-временной фон загрязнения объектов природной среды;

– факторы, связанные с аварийными сбросами ЗВ, которые накладывают на общий пространственно-временной фон нерегулярные и ограниченные во времени всплески загрязнения;

– факторы, связанные с экстремальными гидрометеорологическими условиями.

3. При оценке и расчете химического загрязнения необходимо проводить декомпозицию данных наблюдений на две составляющие, определяющие состояние водных объектов в условиях регулярного и постоянного антропогенного воздействия и в аварийных условиях.

4. Включение в общий ряд наблюдений аварийных выбросов может привести к весьма существенному преувеличению сброса загрязняющих веществ через данный створ.

Анализ динамики стока биогенных элементов по реке Великая

Анализ временной динамики поступления биогенов в Псковско-Чудское озеро с водами реки Великой показал, что наибольший вклад в загрязнение по средним многолетним данным вносит нитратный азот (в среднем 2170 т/год). Также значительный вклад в загрязнение вносят аммонийный азот (947 т/год) и общее железо (703 т/год).

Объем стока аммонийного азота в период с 1969 по 2002 г. имеет четко выраженную тенденцию изменения. Временное распределение объемов стока идентично на верхнем и нижнем створе, однако значения объемов стока на Нижнем створе (на выходе из города) больше, чем на верхнем створе. Это можно объяснить влиянием города Пскова, чьи сточные воды попадают в реку. В период с начала 1980-х до конца 1990-х значительных изменений в объеме стока аммонийного азота не наблюдалось. В последние годы (1999–2002) наблюдается тенденция его увеличения. Максимальные значения на обоих створах пришлись на 1978 г. Следует отметить, что при расчёте среднегодовых концентраций без учёта водности и неэквидистентности погрешность расчетов концентрации аммонийного азота в нескольких случаях превышает 100 %. В среднем, погрешность за счёт неучёта водности составляет около 50 %, а за счёт неучёта неэквидистентности около 20 %.

Для объемов стока нитратного азота характерно, что до начала 1990-х годов наблюдается их увеличение, затем после начала 1990-х резкий спад. В последние годы наблюдается тенденция незначительного увеличения.

В рядах наблюдений за нитритным азотом на нижнем створе наблюдаются значительные пробелы исходных данных, следовательно, достоверно оценить динамику на данном створе невозможно. На верхнем створе для объема стока нитритного азота характерна та же динамика, что и для других форм азота. Так же, как и в других случаях, способ расчёта среднегодовой концентрации и последующая оценка на её основе объема стока сказывается на результатах. При использовании различных методов мы можем получить противоречивые выводы.

Для значений объемов стока общего железа характерно скачкообразное изменение значений, поэтому чёткой динамики за период с 1969 по 2002 г. не прослеживается.

Значения объемов стока минерального фосфора в нижнем створе значительно больше, чем в верхнем створе. Например, в 2000 г. объем стока на верхнем створе составил 33 т/год, а на нижнем – 85 т/год. Таким образом, можно предположить, что город Псков оказывает существенное влияние на содержание минерального фосфора в воде. На верхнем створе максимальный объем при любом способе расчёта среднегодовой концентрации приходится на 1981 г., а на нижнем таких пиков два: в 1989 и 1998 гг. На верхнем створе прослеживается четкая тенденция изменения объемов стока, характерная и для других веществ. Для нижнего створа данная тенденция не достаточно ярко выражена.

В общем можно сделать вывод, что в большинстве случаев для динамики объемов стока характерно увеличение значений до начала 1990-х, а затем последующее их снижение. Также в последние исследуемые годы заметна тенденция к увеличению объемов стока биогенов, но при этом объемы стока не достигают значений, характерных для конца 1980-х годов. Важно отметить, что на точность расчёта объемов стока влияет корректный расчёт среднегодовой концентрации. Так, при неучёте особенностей гидрохимической информации в расчётах среднегодовой концентрации и, следовательно, в расчёте объема стока могут быть допущены серьезные ошибки, которые могут привести к неправильным выводам при оценке динамики загрязнения реки Великой (рис. 1)

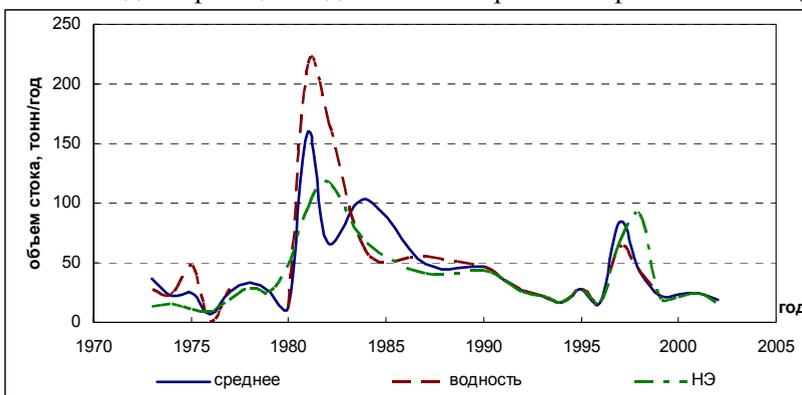


Рис. 1. Временная динамика объема стока нитритного азота р. Великая – г. Псков (в. створ)

Рассмотрим теперь влияние отдельных особенностей гидрохимической информации на расчёт объемов стока.

Для выявления степени влияния неучёта водности при расчёте среднегодовой концентрации на оценку объемов стока был произведён расчёт с использованием концентраций, рассчитанных с учётом и без учёта водности. В табл. 4 в качестве примера приведен фрагмент расчёта годовых объемов стока для аммонийного азота в пункте Псков (верхний створ).

Таблица 4

Объемы стока аммонийного азота, р. Великая – п. Псков (в. створ)

Год	Среднее	Средневзвешенное	Δ	$ \delta , \%$
1969	908	1786	-878	49
1970	1673	2601	-929	36
1974	2235	2180	55	3
1975	1342	1725	-383	22
1976	567	503	65	13
1980	79	24	55	225
1981	903	1276	-373	29
1982	77	29	47	161
1984	100	53	47	89
1987	3660	542	3119	576
1988	139	103	36	35
1990	124	107	17	16
1996	59	37	22	60
1997	183	384	-201	52
1999	88	87	0	1

Как видно из представленного примера, погрешности расчетов за счет неучета водности в ряде случаев достигают значений более 100 %, и в среднем составляют около 30 %.

Для оценки влияния неучёта неэквидистентности исходной информации на расчёт годового объема стока были произведены расчёты объемов стока для всех исследуемых показателей используя концентрации, полученные с учётом и без учёта НЭ. Пример таких расчётов для нитритного азота в пункте Псков (верхний створ) представлен в табл. 5.

Как видно из представленного примера, погрешности за счёт неучёта неэквидистентности при расчёте среднегодовой концентрации могут превышать 100 % и в среднем составляют примерно 25.

Результаты расчёта годовых объемов стока по рядам значений без учёта выбросов также показывают, что в большинстве случаев объемы стока уменьшаются в 2, 3 и более раз по сравнению с объемами стока, рассчитанными по исходным рядам без проверки на выбросы (табл. 6).

Таблица 5

Объемы стока нитритного азота р. Великая – п. Псков (в. створ)

Год	Среднее	НЭ	Δ	$ \delta , \%$
1973	0,017	0,006	0,011	183
1974	0,007	0,005	0,002	40
1975	0,007	0,003	0,004	133
1977	0,008	0,006	0,002	33
1979	0,006	0,0059	0,0001	2
1980	0,003	0,012	-0,009	75
1981	0,032	0,019	0,013	68
1984	0,031	0,02	0,011	55
1987	0,007	0,006	0,001	17
1990	0,005	0,005	0,00037	8
1995	0,005	0,005	0,0001	2
1998	0,005	0,011	-0,0056	53
2000	0,006	0,005	0,0007	12
2002	0,005	0,004	0,0009	23

Таблица 6

Расчёт годовых объемов стока по рядам измеренных концентраций с исключением и без исключения выбросов

Год	$W_{\text{сред}}$	$W_{\text{выб}}$	Δ	$ \delta , \%$
аммонийный азот, п. Псков – н. створ				
1974	2298	1365	934	68,4
1978	6307	3981	2325	58,4
нитритный азот, п. Псков – н. створ				
1971	62	10	51	500
1973	61	52	9	17
1975	265	71	194	275
1984	281	64	218	342
железо общее, п. Псков – в. створ				
1975	706	429	278	64,7
нитратный азот, п. Псков – в. створ				
1987	6975	4696	2279	48,5

Таким образом, можно сделать вывод, что корректный расчёт среднегодовой концентрации в значительной степени влияет на точность оценки годовых объемов стока.

Выводы

1. В период с 1972 г. по 1983–1985 гг. в связи с интенсивным развитием промышленности и сельского хозяйства в предустьевой части р. Великой произошло значительное увеличение стока биогенов, поступающих в Псковско-

Чудское озеро. В период с 1983–1985 по 1990 г. в связи с принятыми мерами по строительству водоочистных сооружений сток биогенов постепенно снижался. Дальнейшее снижение происходило за счет уменьшения поступления минеральных и органических удобрений на сельскохозяйственные поля.

2. На анализ изменений во времени годовых объемов стока биогенов в существенной степени влияет учет или неучет особенностей гидрохимической информации.

3. Для более объективного анализа динамики изменения стка ЗВ необходимо разработать комбинированную методику, позволяющую учесть все особенности исходной информации.

Заключение

Неучёт особенностей первичной гидрохимической информации при определении средних годовых концентраций и годовых объемов стока ЗВ приводит к очень большим погрешностям, сопоставимыми с самими исследуемыми величинами. Следует отметить, что публикуемые в настоящее время работы, посвященные оценке химического загрязнения рек, не учитывают этого обстоятельства и, следовательно, результаты этой оценки являются весьма приближенными или сомнительными.

В результате работы были получены следующие выводы:

1. Погрешности в расчётах средних годовых концентраций и стока ЗВ при неучёте особенностей исходных рядов наблюдений настолько велики, что принятие во внимание данных особенностей обязательно и, следовательно, необходимо провести пересчёт значений средних годовых концентраций с учётом особенностей исходной информации.

2. Если значения расходов воды не учитывались при расчетах средних годовых концентраций необходимо пересчитать их с учетом расходов воды. Если данные о расходах воды отсутствуют можно использовать реку аналог или типовой для данного района гидрограф стока за каждый исследуемый год.

3. Необходимо пересчитать значения среднегодовых концентраций с учетом неэквидистентности.

4. При оценке средних годовых концентраций и объемов годового стока необходимо исключать выбросы или придавать им в расчетной формуле другой вес, отличный от весов всех других данных

5. Анализ динамики объема стока биогенов в пункте Псков показал, что для большинства веществ характерно увеличение объемов стока до начала 1990-х годов, а затем до конца 1990-х спад значений. В последние годы наблюдается тенденция увеличения значений объема стока ЗВ.

6. Неучёт особенностей гидрохимической информации может значительно сказаться на расчётах объемов стока и выводах о временной динамики изменения стока биогенов.

Литература

1. *Афифи А., Эйзен С.* Статистический анализ. Подход с использованием ЭВМ. – М.: Мир, 1982. – 488 с.
2. *Колесникова Е.В.* Развитие теории и методов оценки загрязнения речных вод: Автореф. дис. ... канд. геогр. наук / Е.В. Колесникова. – СПб., 2008. – 25 с.
3. *Орлов В.Г.* Контроль качества поверхностных вод. Уч. пос. / Б.Г. Скакальский, М.А. Бесценная, А.Я. Шварцман, Л.Н. Меерович. - Л.: изд. ЛПИ, 1988. - 140 с.
4. *Сабинин Н.В., Шелутко В.А.* Анализ законов распределения концентраций биогенов и показателей содержания органического вещества в речном стоке // Сб. тезисов городской студ. конф. «Спасём дыхание планеты», СПб., 20–21 ноября 2007 г. – СПб.: изд. РГГМУ, 2007, с. 87-90.
5. *Смыжова Е.С., Шелутко В.А.* Учёт влияния неэквидистентности исходной информации на оценку биогенного загрязнения рек на примере реки Великая // Мат-лы междунар. науч.-практич. конф. «Географическое образование и наука в России: история и современное состояние» / СПб., 3–4 декабря 2008 г. – СПб.: изд. ВВМ, 2010, с. 862-871.
6. *Торопова Н.М.* Комплексная оценка загрязнения стока р. Невы и ее притоков биогенными веществами: Автореф. дис. ... канд. геогр. наук. 2003. – 28 с.
7. *Шелутко В.А.* Оценка экстремальных уровней загрязнения речной сети урбанизированных территорий. Вопросы прикладной экологии // Сб. научн. трудов. – СПб.: изд. РГГМУ, 2002, с. 15-23.
8. *Шелутко В.А.* Численные методы в гидрологии: Уч. пос. - Л.: Гидрометеиздат, 1991. – 240 с.
9. *Шелутко В.А., Колесникова Е.В.* Анализ погрешностей расчёта средних годовых концентраций загрязняющих веществ в реках за счёт неучёта водности // Вестник СПбГУ, 2008, сер. 7, вып. 3.