

УДК 549.25/28:581.526.3:627.157(282.247.321.7)(476.2-21Гомель)

ДИНАМИКА СОДЕРЖАНИЯ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ И ВОДНЫХ РАСТЕНИЯХ Р. СОЖ В РАЙОНЕ ГОМЕЛЯ

Т. В. МАКАРЕНКО¹⁾, А. С. КОСМАТЬКОВ¹⁾

¹⁾Гомельский государственный университет им. Ф. Скорины, ул. Советская, 108, 246019, Гомель, Беларусь

Проведен сравнительный анализ содержания и изучение динамики накопления тяжелых металлов в донных отложениях и погруженных водных растениях р. Сож на разных участках с целью определения влияния городской агломерации г. Гомеля на загрязнение р. Сож. Для исследования были выбраны участки р. Сож, расположенные выше и ниже города по течению, что позволило установить степень влияния городской агломерации на загрязнение компонентов водной экосистемы соединениями тяжелых металлов. Объектами исследования являлись донные отложения и погруженные водные растения р. Сож. Содержание металлов в золе растений и донных отложениях определялось атомно-эмиссионным спектральным методом на спектрофотометре PGS-2. Поверхностный сток г. Гомеля оказывает влияние на накопления металлов в донных отложениях р. Сож, о чем свидетельствуют высокие концентрации металлов в отложениях на участке реки ниже черты города в сравнении с участком до принятия стоков. В большинстве случаев с повышением концентрации металлов в донных отложениях увеличивалась концентрация и в водных растениях, хотя тесных корреляционных зависимостей между данными величинами не обнаружено.

Повышение содержания металлов в растениях в 2016 г. на всех участках реки, пусть и незначительное для некоторых металлов, свидетельствует о переходе металлов из донных отложений в водные массы в доступных для растений формах из-за изменившихся физико-химических условий, связанных с резким изменением уровня воды в р. Сож.

Максимум содержания меди и никеля в донных отложениях приходился на разные временные отрезки и на разные участки реки, в отличие от ванадия и титана, максимальная концентрация которых отмечена в 2014 г. на участке реки ниже города.

Ключевые слова: тяжелые металлы; высшие водные растения; коэффициент накопления; медь; никель; ванадий; титан; донные отложения.

CONTENT DYNAMICS OF HEAVY METALS IN BOTTOM SEDIMENTS AND AQUATIC PLANTS OF R. SOZH IN THE GOMEL REGION

T. V. MAKARANKA^a, A. S. KASMATSKOU^a

^aFrancisk Skorina Gomel State University, Soviet street, 108, 246019, Gomel, Belarus

Corresponding author: tmakarenko@gsu.by

Образец цитирования:

Макаренко Т. В., Косматьков А. С. Динамика содержания тяжелых металлов в донных отложениях и водных растениях р. Сож в районе Гомеля // Журн. Белорус. гос. ун-та. Экология. 2018. № 1. С. 48–60.

For citation:

Makaranka T. V., Kasmatskou A. S. Content dynamics of heavy metals in bottom sediments and aquatic plants of r. Sozh in the Gomel region. *J. Belarus. State Univ. Ecol.* 2018. No. 1. P. 48–60 (in Russ.).

Автор:

Татьяна Викторовна Макаренко – кандидат биологических наук, доцент; доцент кафедры химии.

Александр Сергеевич Косматьков – магистрант 2-го года обучения.

Author:

Tatsiana V. Makaranka, PhD (biology), associate professor; associate professor of the department of chemistry chair.

tmakarenko@gsu.by

Aliaksandr S. Kasmatskou, graduate student of the second year of study.

sashakosmatkov@mail.ru

The purpose of research was to conduct a comparative analysis of containment and studying of concentration dynamics of heavy metals in bottom sediments and immersed aquatic plants of r. Sozh at different sites for impact determination of city agglomeration of c. Gomel on contamination of r. Sozh. For research there were chosen sites of r. Sozh, located above and below city with the flow of river, that allowed to determine the grade of influence of city agglomeration at pollution of water environment components by heavy metal compounds. The object of research was bottom sediments and immersed aquatic plants of r. Sozh. Content of metals in ashes of plants and bottom sediments was determined by atomic-emission spectral method with spectrophotometer PGS-2.

Effluent of c. Gomel influences the accumulation of metals in bottom sediments of r. Sozh, as evidenced by high concentrations of metals in sediments at site of river below the city in comparison with site before taking up the effluent. In most cases with increase of metals concentration in bottom sediments concentration in aquatic plants has been increased too, although close correlation dependencies between this values were not found out. Increase of content of metals in plants in 2016 at all sites of river, albeit insignificantly for some metals, attests transition of metals from bottom sediments to water masses in forms accessible for plants because of changed physic-chemical conditions, associated with abrupt change of water level in r. Sozh. Maximum content of copper and nickel in bottom sediments accounted for different time intervals and different sites of river unlike vanadium and titanium, which maximum concentration was noted in 2014 at site of river below the city.

Key words: heavy metals; higher aquatic plants; accumulation coefficient; copper; nickel; vanadium; titanium; bottom sediments.

Введение

Несмотря на использование на большинстве городских очистных сооружений последовательно механической и биологической очистки, нормативно очищенные сточные воды сбрасываются с повышенными относительно местных поверхностных вод концентрациями загрязняющих веществ. В результате поверхностные воды в городах подвергаются интенсивному химическому воздействию. В наибольшей степени это относится к областным центрам и г. Минску, на долю которых приходится 72–87 % общей нагрузки на реки и водоемы по тяжелым металлам [1]. В городах отмечается трансформация химического состава атмосферных осадков и увеличение аэрозольных выпадений на подстилающую поверхность [1; 2], что также способствует загрязнению поверхностных вод городских водоемов тяжелыми металлами. Существенные изменения химического состава фиксируются в водоемах, расположенных в пределах селитебных зон, что обусловлено поступлением загрязненных бытовых стоков и несанкционированным складированием бытовых отходов у уреза воды, а также высокой замусоренностью берегов в результате неорганизованной рекреации.

Использование высших водных растений для оценки загрязнения водных экосистем тяжелыми металлами, в сравнении с другими методами, имеет ряд преимуществ. Высшие водные растения отвечают всем требованиям к биоиндикаторам и являются универсальными маркерами общего состояния водных экосистем [3].

Цель исследования: провести сравнительный анализ содержания и изучить динамику накопления тяжелых металлов в донных отложениях и погруженных водных растениях на разных участках р. Сож для определения влияния городской агломерации г. Гомеля на загрязнение реки.

Материалы и методы исследования

Исследования проводились в течение 2010–2016 гг. Для него были выбраны участки р. Сож, находящиеся выше города (д. Кленки) и ниже города по течению (д. Ченки). Участок реки ниже города по течению активно используется для проведения культурно-массовых мероприятий, отдыха горожан. Вдоль берега реки (за д. Ченки) находится санаторно-курортная зона, где расположен крупный комплекс санаториев и детских оздоровительных лагерей.

В связи с разными источниками поступления элементов в ткани растений, особенно важным является дифференцированное ранжирование накопления элементов растениями различных экологических групп. Выделение экологических групп водных растений связано с тем, что не во всех изучаемых водоемах можно встретить представителей одного вида гидрофитов, и этот факт вызывает сложности при проведении сравнительного анализа состояния растительности водоемов. В основе объединения растений в экологические группы лежит единство механизмов поступления веществ в их органы и ткани. По данным литературных источников, многие растения имеют одинаковые пути поступления веществ в организм, что и послужило объединением водных растений в экологические группы и дальнейшее исследование одной группы растений, произрастающих в разных водоемах. Их деление на экологические группы в настоящей работе основывается на классификации, предложенной В. М. Катанской [4], В. Г. Папченковым [5] и другими авторами [6–8]. Согласно данной классификации, растения подразделяют на 4 экологические группы: I группа – свободноплавающие неприкрепленные, получающие

элементы минерального питания преимущественно из воды или воздушных масс; II группа – плавающие прикрепленные растения (укореняющиеся гидрофиты с плавающими листьями), которые, помимо водной массы, получают значительную часть химических элементов из донных отложений; III группа – подводные (погруженные) растения на протяжении вегетационного сезона могут менять источники поступления химических веществ в свои ткани; IV группа – надводные (земноводные или воздушно-водные) растения; для представителей этой группы донные отложения являются основным источником поступления вещества при значительной роли водной массы и атмосферного поступления веществ. В ходе исследования были отобраны растения, относящиеся к III экологической группе – гидрофиты, погруженные или почти погруженные: рдест пронзеннолистный (*Potamogeton perfoliatus* L.), элодея канадская (*Elodea canadensis* Rich.), роголистник погруженный (*Ceratophyllum demersum* L.), уруть колосистая (*Myriophyllum spicatum*). Данные виды растений могут поглощать вещества для жизнедеятельности как из водных масс, так и из донных отложений. В научной литературе часто встречается информация о влиянии водных масс на содержание загрязнителей в погруженных растениях, поэтому в настоящих исследованиях проводилось сравнение концентрации металлов в растениях и донных отложениях [9].

Пробы растений после тщательного ополаскивания последовательно высушивали до воздушно-сухого, затем абсолютно сухого состояния и озоляли до белой золы в муфельной печи при 450 °С.

Образцы донных отложений отбирались в летний период (июль–август) с использованием дночерпателя Боруцкого и Петерсена. Каждый образец составлялся из 5 проб с однородного участка. Отобранные в полиэтиленовые емкости пробы в дальнейшем высушивались до воздушно-сухого состояния. Ситовым методом выделялась для исследования фракция менее 1 мм. Затем производилось их озоление при 450 °С. Содержание органического вещества оценивалось по потерям в массе после прокаливания (ППП) воздушно-сухих образцов при температуре 450 °С в течение 8 ч.

Содержание металлов в золе растений и донных отложениях определяли атомно-эмиссионным спектральным методом на спектрофотометре PGS-2 на базе Республиканского унитарного предприятия «Белорусский научно-исследовательский геологоразведочный институт».

Таблица 1

Достоверность отличий между содержанием изученных металлов в водных растениях р. Сож выше и ниже города по течению

Table 1

Reliability of differences between the studied metals concentrations in aquatic plants of r. Sozh above and below the city down the river flow

Годы	Cu	Ni	V	Ti	t _{крит}	df	p
	t _{эмп}	t _{эмп}	t _{эмп}	t _{эмп}			
2010	4,481	2,539	4,308	3,777	2,262	9	≤0,01
2012	4,938	2,618	4,362	3,521	2,262	9	≤0,01
2014	4,706	2,370	4,151	3,864	2,262	9	≤0,01
2016	4,051	2,421	4,060	3,601	2,262	9	≤0,01

Таблица 2

Достоверность отличий между содержанием изученных металлов в донных отложениях р. Сож выше и ниже города по течению

Table 2

Reliability of differences between the studied metals concentrations in bottom sediments of r. Sozh above and below city down the river flow

Годы	Cu	Ni	V	Ti	t _{крит}	df	p
	t _{эмп}	t _{эмп}	t _{эмп}	t _{эмп}			
2010	3,317	2,342	2,503	5,127	2,262	9	≤0,01
2012	3,633	2,740	2,860	4,963	2,262	9	≤0,01
2014	3,827	2,370	2,275	5,253	2,262	9	≤0,01
2016	3,607	2,302	2,286	7,397	2,262	9	≤0,01

Статистическая обработка осуществлялась с помощью Microsoft Office Excel 2007, проведен парный двухвыборочный t -тест для средних (табл. 1 и 2).

Были рассчитаны коэффициенты накопления (далее – K_n) изучаемых металлов в системе донные отложения → высшие водные растения. Расчет производился по формуле:

$$K_n = \frac{C_x}{C_y}, \quad (1)$$

где K_n – коэффициент накопления; C_x – концентрация металла в высших водных растениях; C_y – концентрация металла в донных отложениях [10].

Результаты исследования и их обсуждение

При проведении парного двухвыборочного t -теста для средних гипотеза о достоверности различий между содержанием металлов в растениях и донных отложениях на разных участках реки подтвердилась, и был сделан вывод о высокой достоверности отличий между выборками при уровне значимости $p = 0,01$ (табл. 1 и 2).

На протяжении всего периода исследований для изучаемых металлов, за исключением меди, была отмечена общая тенденция увеличения их содержания на участке реки ниже города по течению в сравнении с участком до принятия стоков города. Причем максимальное изменение концентрации характерно для ванадия в 2010 г.: его содержание увеличилось в 2,3 раза при движении вниз по течению реки. Менее значительные изменения наблюдались для титана: концентрация металла увеличивалась в 1,8–2,0 раза до 2014 г. Различия в содержании никеля составили 1,1–1,6 раза. За время исследований величина потери при прокаливании (ППП), определяющая содержание органического вещества в донных отложениях, изменялась для участка реки ниже города в пределах от 2,78–0,27 % до 3,04–0,21 %. Для участка реки выше города значение PPP колебалось от 1,1–0,13 % до 1,3–0,14 %, что на 39,6–42,8 % ниже, чем определено для участка после принятия стоков города.

Как известно, органическое вещество является важной депонирующей фракцией донных отложений для большинства микроэлементов [11; 12]. Этот факт, наряду с влиянием стоков города, может оказывать значительное влияние на накопление металлов в донных отложениях на участке ниже городской черты.

Для меди повышение содержания в донных отложениях при движении вниз по течению отмечено только в 2010 и 2012 годах. В 2014 и 2016 годах концентрация металла на участке после принятия стоков города незначительно снизилась (в 1,1 раза) по сравнению с участком выше города, но различия являются недостоверными (рис. 1).

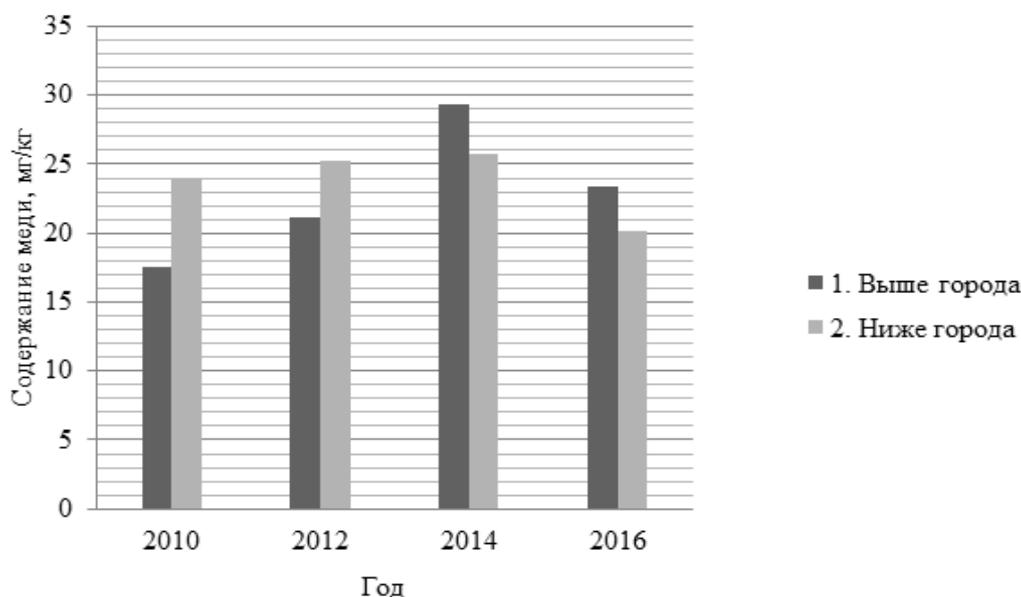


Рис. 2. Динамика содержания никеля (мг/кг сухой массы) в донных отложениях

Fig. 2. Dynamics of nickel concentration

Максимальное содержание меди наблюдалось на участке выше города в 2014 г., и составило 29,3 мг/кг сухой массы. Максимальная концентрация никеля за период исследований отмечена на участке после принятия стоков в 2010 г. (рис. 2).

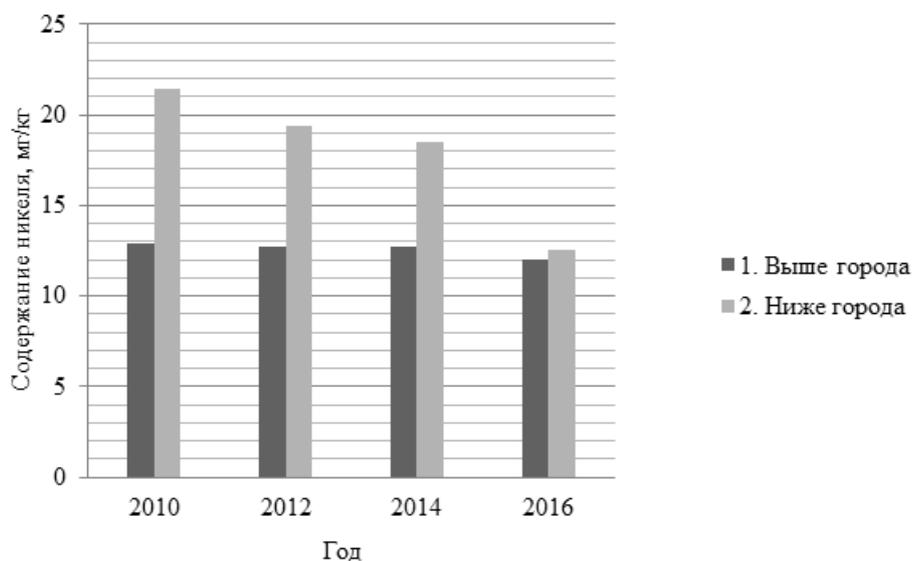


Рис. 2. Динамика содержания никеля (мг/кг сухой массы) в донных отложениях

Fig. 2. Dynamics of nickel concentration (mg/kg of dry weight) in bottom sediments

Для соединений ванадия максимум содержания зафиксирован на участке после принятия стоков, однако уже в 2014 г. (рис. 3).

Наибольшая концентрация титана характерна, как и для ванадия, на участке ниже города по течению в 2014 г. (рис. 4).

Из всего вышесказанного следует, что для изучаемых металлов, кроме ванадия и титана, максимум содержания в донных отложениях приходился на разные временные отрезки и на разные участки реки. Это свидетельствует о единых путях поступления ванадия и титана в речную систему с поверхностным стоком города.

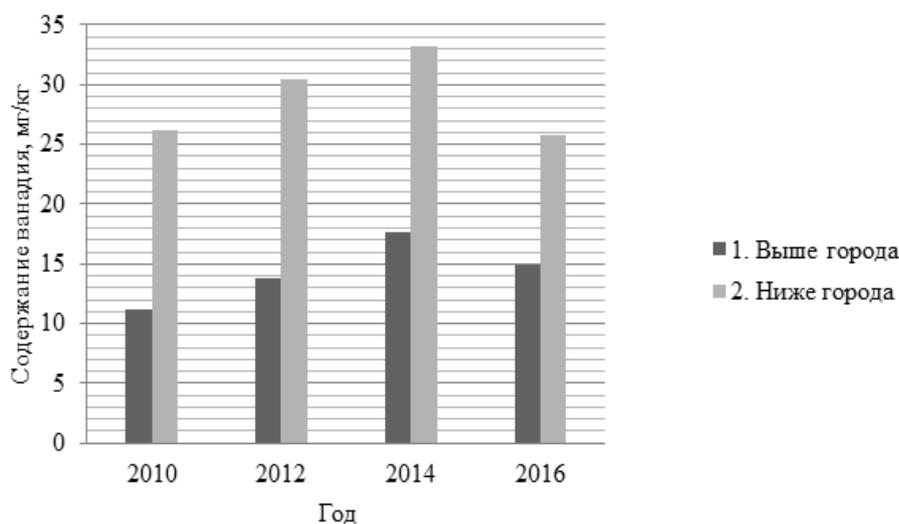


Рис. 3. Динамика содержания ванадия (мг/кг сухой массы) в донных отложениях

Fig. 3. Dynamics of vanadium concentration (mg/kg of dry weight) in bottom sediments

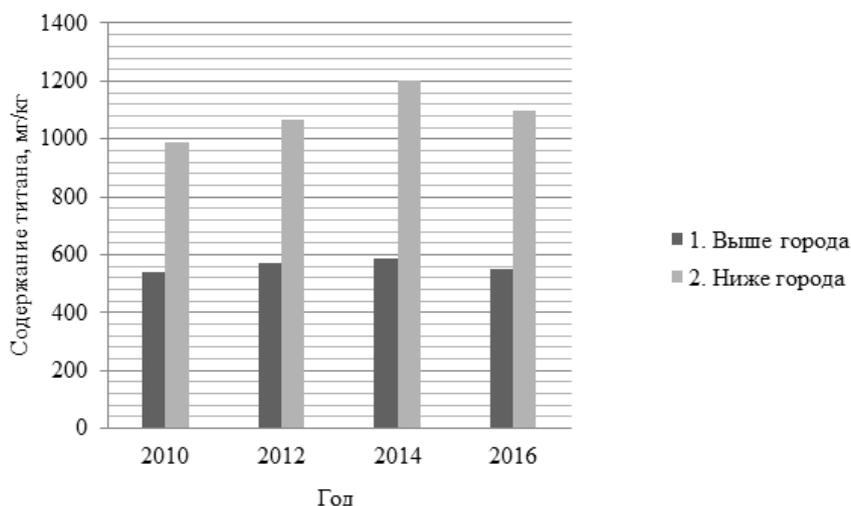


Рис. 4. Динамика содержания титана (мг/кг сухой массы) в донных отложениях

Fig. 4. Dynamics of titanium concentration (mg/kg of dry weight) in bottom sediments

Данные металлы официально не используются в производственных процессах на предприятиях г. Гомеля, однако их соединения поступают в окружающую среду в качестве побочных продуктов при горении различных видов топлива, производстве удобрений и т. д. Данный факт свидетельствует об общем загрязнении окружающей среды не только стоками, но и газопылевыми выбросами предприятий, содержащих в своем составе микрочастицы соединений тяжелых металлов.

Как показали ранее проведенные исследования, концентрация меди на участке до черты города в разные временные отрезки превышала содержание металла на участке ниже черты города [13]. В литературных источниках факты высокого содержания отдельных металлов в снеговом покрове, почве, воде и донных отложениях водоемов на территории с низкой антропогенной нагрузкой встречаются в [1; 14; 15], и при объяснении данных фактов приводятся разные причины. Согласно результатам исследования [1; 15; 16], аэротехногенное загрязнение территории города и прилегающих к городу территорий зависит не только от размещения источников выбросов, но и от географического расположения изучаемых территорий и движения загрязненных воздушных масс. Ареалы экологической активности города может превосходить радиус города в 50 раз [1]. Влияние г. Кировограда, например, на загрязнение снегового покрова наблюдается на расстоянии 6–10 км от города [14; 16].

Особенности географического положения Беларуси обусловили резкое преобладание в составе атмосферных выпадений трансграничной составляющей [17]. В поступлении на территорию Беларуси тяжелых металлов и других загрязнителей основной вклад принадлежит странам-соседям: Польше, Германии, Украине, России [17], что также может сказываться на загрязнении различных территорий, испытывающих низкую региональную техногенную нагрузку. Согласно исследованиям [15], реки выступают в роли аэродинамической трубы, втягивающей загрязненные воздушные массы, которые в виде турбулентного потока устремляются по течению, захватывая прибрежную полосу. По данным [16; 18], на фоновых территориях с поверхностным стоком в водоемы выносятся от 5 до 30 % тяжелых металлов, остальная часть металлов накапливается в почвах. Факт накопления металлов на относительно чистых территориях может быть связан с геохимическим поведением элементов (главным образом, с относительно хорошей растворимостью их соединений) [16; 18].

Согласно исследованиям белорусских ученых [1], высокие коэффициенты аномальности содержания тяжелых металлов характерны для почв агроселитебных территорий Гомеля и прилегающих территорий. Как указано в работах [1; 19], минеральные и органические удобрения являются одним из источников поступления в почву тяжелых металлов, которые в дальнейшем с поверхностным стоком поступают в водоемы, расположенные на агроселитебных территориях. Высокий уровень концентрации меди в донных отложениях на участке реки выше города по течению, наблюдаемый нами в разные временные промежутки на протяжении длительного периода исследования (с 2000 г.), объяснить сложно, данный факт требует более детального изучения физико-химических показателей состояния донных отложений и речной воды. На настоящий момент можно лишь предположить, что высокое содержание меди на незагрязненном участке реки может быть связано с региональными особенностями территории, аэротехногенным загрязнением воздушных масс Гомеля, рельефом береговой

зоны (крутые обрывистые берега предполагают поступление поверхностного стока в реку), поступлением медьсодержащих соединений с поверхностным стоком агроселитебных территорий и сельскохозяйственных Ветковского р-на, подходящих в некоторых местах прямо к урезу воды. Можно также предположить, что в отдельные временные промежутки при определенных погодных условиях идет наложение «сфер влияния» вышеперечисленных факторов, тогда концентрация металлов в донных отложениях повышается.

При изучении годовой динамики содержания металлов для меди, ванадия и титана прослеживается общая закономерность: на участке ниже города по течению отмечено постепенное накопление данных металлов в донных отложениях вплоть до 2014 г., затем наблюдалось резкое уменьшение их количества в 1,1–1,3 раза. Концентрация никеля постоянно снижалась и в 2016 г. была почти в 2 раза ниже величины, определенной в 2010 г.

На участке выше города по течению для меди и ванадия было характерно накопление их соединений в донных отложениях до 2014 г. В 2016 г. происходит снижение содержания металлов (в среднем, в 1,3 раза). Концентрация соединений никеля и титана на данном участке за весь период исследования изменялось незначительно.

В отличие от донных отложений, содержание меди в растениях на участке до черты города было выше, чем на участке после принятия поверхностного стока Гомеля (исключение 2012 г.). Можно предположить, что при общей низкой концентрации меди в донных отложениях на участке выше города, ее соединения находились в отложениях в доступных для растений формах. Кроме того, при изменяющихся физико-химических условиях, вызванных колебаниями уровня воды в реке, соединения данного металла переходят из отложений в водные массы, где активно поглощаются растениями.

При определенных условиях донные отложения могут выступать в качестве потенциального источника вторичного загрязнения водной массы [12; 20]. Чаще всего это происходит под влиянием физико-химических факторов (снижение рН и окислительно-восстановительного потенциала E_h на границе раздела фаз «донные отложения — вода», дефицит растворенного кислорода в водной толще и в самих донных отложениях, наличие органических комплексообразующих веществ как природного, так и антропогенного характера, увеличение минерализации контактирующей воды, термические изменения и др.) [20; 21], микробиологических процессов, протекающих в водоемах. Например, восстановление труднорастворимых соединений марганца до подвижных форм; деструкция органических веществ под действием бактериофлоры, отчего высвобождаются и выходят в воду тяжелые металлы [22], а также при вегетации высших водных растений [21; 23]. Вторичное загрязнение может носить локальный характер или охватывать весь водоем в зависимости от вызвавших его причин [21]. Изменение уровня воды в реке влечет за собой изменение температуры в придонных слоях воды, а также значения окислительно-восстановительного потенциала, изменяется содержание растворенного кислорода, скорость деструктивных процессов, активность бентических организмов, минерализация воды и др. По мнению многих авторов [21–26], при изменении внешних факторов, влияющих на водоем (погодные условия, дноуглубительные работы, освоение береговой линии, рыбозаводство, разовое поступление несанкционированных стоков и др.), значительно меняются физико-химические показатели состояния воды и донных отложений водоемов, что может оказать существенное влияние на переход соединений металлов как из донных отложений в толщу воды, так и из воды в донные отложения.

На участке возле д. Кленки (выше города) в 2010 г. определен максимальный уровень содержания меди (25,8 мг/кг сухой массы) за весь период исследования. В 2012 г. отмечен резкий спад концентрации металла в гидрофитах (снижение составило, в среднем, 10,7 раза), однако с 2014 г. содержание меди увеличивалось, и в 2016 г. его величина достигла значения, определенного в 2010 г. По данным гидрометеоцентра, в 2014 г. уровень воды в р. Сож упал практически на 1 м [27], изменились физико-химические условия состояния экосистемы и, вероятнее всего, это вызвало увеличение содержания металла в биологических объектах. На участке вблизи д. Ченки (ниже города) концентрация меди за весь период исследований варьировала незначительно (различия между минимальным и максимальным содержанием составляло 1,1 раза) и не зависела от изменяющегося уровня воды в реке. Как отмечалось, концентрация металла на участке у д. Ченки в 2,1–6,0 раз ниже, чем на участке до принятия стоков города. Максимальная разница содержания металла на изучаемых участках отмечена в 2010 г. (рис. 5).

Как было отмечено выше, участок ниже черты города по течению имеет большое количество органических соединений. Как известно, органическая фракция может сорбировать загрязнители в больших количествах. Велика вероятность того, что на данном отрезке реки донные отложения выступают в качестве накопителей поллютантов, причем в недоступных для растений формах, что способствует очищению р. Сож от загрязнителей, в том числе и соединений тяжелых металлов.

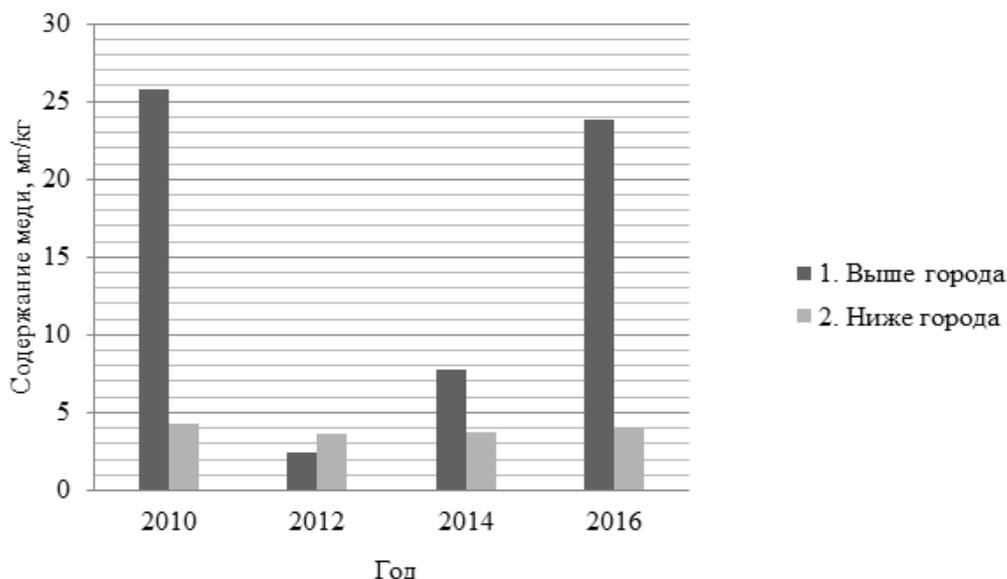


Рис. 5. Динамика содержания меди (мг/кг сухой массы) в высших водных растениях

Fig. 5. Dynamics of copper concentration

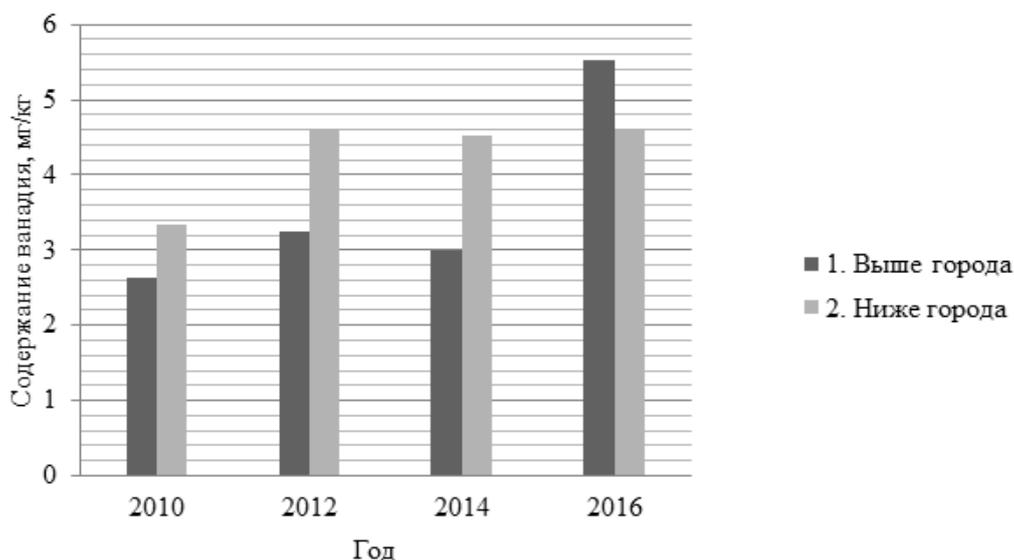


Рис. 6. Динамика содержания никеля (мг/кг сухой массы) в высших водных растениях

Fig. 6. Dynamics of nickel concentration in higher aquatic plants

Значительные различия в содержании никеля у гидрофитов на изучаемых участках реки с превышением концентрации на участке после принятия стоков города (в среднем в 10,0–50,0 раз в 2010 и 2012 гг.) свидетельствуют о значительном влиянии поверхностного стока г. Гомеля на накопление растениями соединений никеля.

Следует отметить, что общее содержание металла в гидрофитах реки возле д. Ченки (ниже города) за годы исследований практически не изменилось, тогда как на участке до принятия стоков концентрация никеля увеличилась к 2016 г. в 12,7 раза по сравнению с 2010 г. и составила 4,98 мг/кг сухой массы. В 2014 и в 2016 гг. содержание никеля в растениях реки до принятия стоков города превысило таковое в сравнении с участком после принятия стоков в 1,1 и 1,2 раза соответственно (рис. 6).

Все вышесказанное говорит о доступности соединений никеля на участке реки до городской черты и о возросшем антропогенном воздействии на данный участок, хотя в реку у д. Кленки поступают только стоки сельхозугодий Ветковского р-на и дачных участков, подходящих прямо к урезу воды.

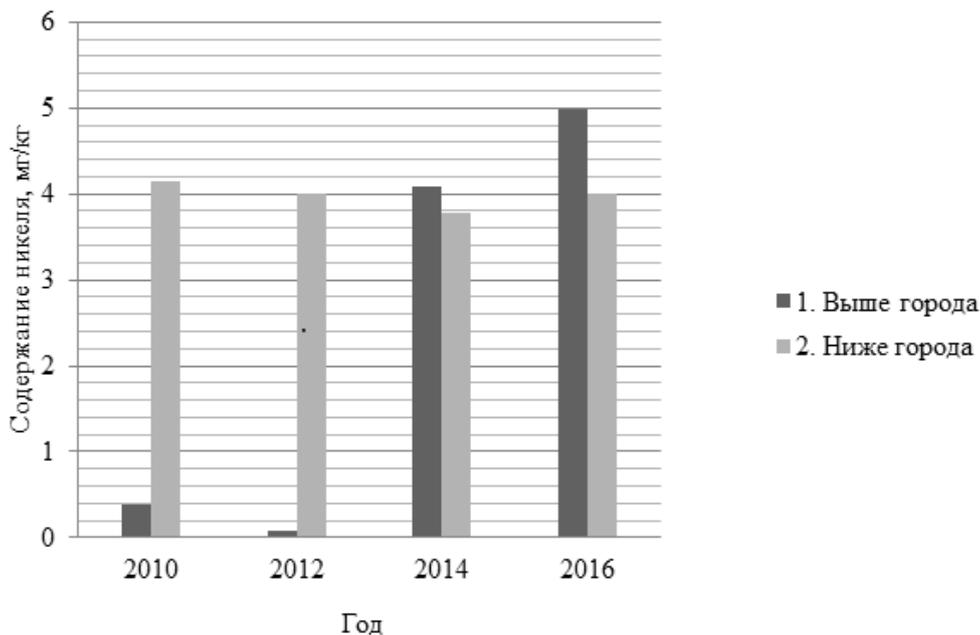


Рис. 7. Динамика содержания ванадия (мг/кг сухой массы) в высших водных растениях

Fig. 7. Dynamics of vanadium concentration in higher aquatic plants

Как следует из рис. 7, до 2014 г. концентрация ванадия в растениях р. Сож ниже города по течению превышала в 1,5–1,7 раза содержание, определенное в растениях реки на участке до принятия стоков города. Однако в 2016 г. концентрация металла в гидрофитах на участке выше черты города резко увеличилась и превысила таковую на участке за чертой города (в среднем) в 1,8 раза. Для данного металла это максимальное содержание, определенное с 2010 по 2016 год (5,53 мг/кг сухой массы). За период исследований концентрация ванадия в растениях вблизи д. Ченки (ниже города) изменялась незначительно. На участке до принятия стоков содержание металла в гидрофитах в 2014 г. снизилось по сравнению с 2012 г. в 1,1 раза и различия были достоверны.

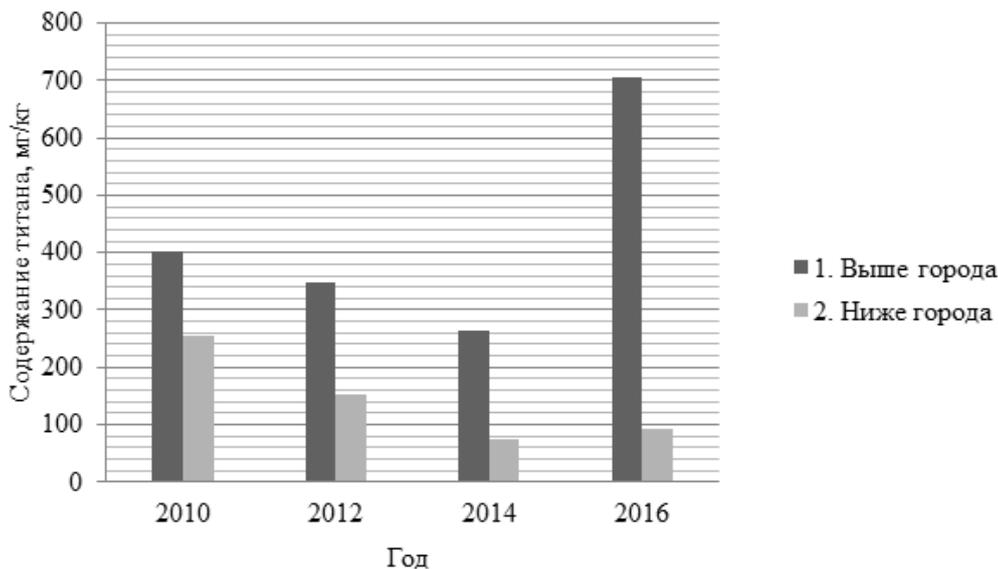


Рис. 8. Динамика содержания титана (мг/кг сухой массы) в высших водных растениях

Fig. 8. Dynamics of titanium concentration in higher aquatic plants

Только для титана отмечено снижение концентрации в растениях при движении вниз по течению реки. Одной из причин может быть низкая доступность соединений металла для водных растений в поверхностном стоке города. Вторая причина – высокая аккумулялирующая способность донных отложений реки на участке за чертой города. Об этом свидетельствуют высокие концентрации соединений титана в отложениях и низкие – в растениях на участке реки после принятия стоков города. Содержание металла снижалось на исследуемых участках реки до 2014 г. Затем в 2016 г. был отмечен резкий скачок увеличения концентрации титана в растениях на участке выше города по течению почти в 2,7 раза, что является максимальным за весь период исследований (рис. 8). На участке ниже города по течению с 2014 по 2016 г. также наблюдалось увеличение концентрации титана в растениях в 1,2 раза.

На участке реки ниже города по течению наблюдалась одинаковая тенденция изменения концентрации меди, титана и ванадия в донных отложениях: до 2014 г. содержание металлов росло и к 2016 г. снижалось. Для никеля концентрация в отложениях снижалась на протяжении всего периода исследований. В растениях содержание меди, никеля и ванадия изменялось незначительно, и только у титана отмечалось снижение концентрации к 2014 г. и увеличение к 2016 г. У гидрофитов в 2016 г. содержание всех металлов увеличивалось, пусть и незначительно, в то время как концентрация в донных отложениях снижалась. Значение K_n , рассчитанное для изучаемых металлов, за исключением титана, на участке ниже города в 2016 г. увеличивалось в сравнении с другими годами исследований. Однако изменения K_n некоторых металлов были незначительны (табл. 3).

Таблица 3

Коэффициенты накопления изученных металлов в водных растениях

Table 3

Accumulation coefficients of studied metals in aquatic plants

Год	K_n Cu		K_n Ni		K_n V		K_n Ti	
	Выше города	Ниже города						
2010	1,466	0,177	0,030	0,193	0,235	0,128	0,741	0,257
2012	0,113	0,144	0,006	0,206	0,236	0,152	0,612	0,143
2014	0,263	0,146	0,322	0,204	0,170	0,137	0,454	0,063
2016	1,020	0,204	0,416	0,319	0,371	0,179	1,289	0,083

Как свидетельствуют исследования ученых, при помощи рассчитанных значений K_n можно сделать выводы об общей доступности загрязняющих агентов для биологических объектов [11].

Тенденция изменения содержания металлов в донных отложениях на участке до принятия стоков города такая же, как и ниже города по течению реки: до 2014 г. концентрация металлов увеличивалась, но к 2016 г. снижалась, а содержание никеля однонаправленно уменьшалось в течение всего времени исследований. Для растений единой закономерности изменения концентрации металлов за весь период исследований не наблюдалось. Для меди и никеля содержание в гидрофитах уменьшалось только к 2012 г. и далее уровень концентрации возрастал вплоть до 2016 г. Содержание ванадия изменялось незначительно, но к 2016 г. увеличивалось. Для титана концентрация в растениях снижалась, но к 2016 г., как и для всех изучаемых металлов, на данном участке реки она возрастала. Максимальные величины K_n для участка выше города (исключение медь), как и для участка ниже города, рассчитаны в 2016 г., что свидетельствует об увеличении количества доступных форм практически всех изучаемых металлов в абиотических компонентах р. Сож в 2016 г.

За весь период исследований на участке реки ниже города содержание ванадия, никеля и меди в растениях изменялось незначительно, что не характерно для участка выше черты города, где различия между максимальным и минимальным содержанием составляли 10,8 (медь) – 2,7 раза (титан).

На участке выше города для меди и никеля в 2012 г. отмечено снижение величины K_n и снижение содержания в растениях, хотя для меди концентрация в донных отложениях увеличивалась, а для никеля практически не изменялась. Концентрация ванадия в гидрофитах в 2014 г. на всех изучаемых участках реки изменялась незначительно в сравнении с 2012 г., а в донных отложениях увеличивалась, но рассчитанное значение K_n для данного металла снижалось. Такая же закономерность характерна и для титана в 2014 и 2016 годах на участке ниже города по течению. Следовательно, содержание металлов в биотических компонентах водных экосистем и величины K_n в большей степени дают информацию о загрязнении водных экосистем доступными формами металлов, чем донные отложения.

Снижение содержания металлов в донных отложениях реки в 2016 г. связано, возможно, со снижением общей антропогенной нагрузки на водоток. Однако повышение содержания металлов в растениях в 2016 г. на всех участках реки, пусть и незначительное для некоторых металлов, свидетельствует о переходе металлов из донных отложений в водные массы в доступных для растений формах из-за изменившихся физико-химических условий, связанных с повышением уровня воды в р. Сож в сравнение с 2014 г.

Отмечен тот факт, что минимальное и максимальное содержание соединений изучаемых тяжелых металлов в растениях и донных отложениях зарегистрировано в различные годы и на различных участках реки. В некоторых случаях при максимальном содержании металла в донных отложениях его концентрация в растениях являлась минимальной за весь период.

Величины коэффициентов накопления K_n ванадия, титана и меди (исключение для последнего металла 2012 г.), рассчитанные для участка до принятия стоков города, превышают значения, определенные для участка ниже города. Это в очередной раз доказывает, что донные отложения на участке после принятия стоков города сорбируют тяжелые металлы и переводят их в малодоступные для водных растений формы, что значительно снижает влияние поверхностного стока города на биоту р. Сож. Для никеля доступность его соединений на участке до принятия стоков была выше, по сравнению с участком ниже города только в 2014 и 2016 гг.

Для отдельных временных промежутков концентрация металлов в гидрофитах и донных отложениях имеет прямую зависимость: при повышении содержания меди (кроме 2010 г.), никеля (кроме 2012 и 2014 гг.) и ванадия (кроме 2016 г.) в донных отложениях повышалась концентрация вышеперечисленных металлов в растениях, хотя тесных корреляционных зависимостей между концентрацией металлов в отложениях дна и макрофитах не обнаружено. Общая тенденция прослеживается в изменении содержания металлов в растениях и значения K_n : концентрация меди (2012 г.), никеля (2010 и 2012 гг.) и титана (весь период исследований) увеличивается на участке ниже города, а также повышается значение коэффициента накопления. Минимальные и максимальные концентрации металлов в растениях и величины K_n отмечены в одни и те же временные промежутки и на одних и тех же участках реки. Как свидетельствуют данные табл. 4, между содержанием металлов в растениях и величинами K_n отмечена тесная корреляционная зависимость за исключением никеля на участке реки ниже города, что требует более детальных исследований.

Таблица 4

Корреляционные зависимости между содержанием тяжелых металлов в водных растениях и величиной коэффициента накопления

Table 4

Correlation dependencies between heavy metals concentration in aquatic plants and value of accumulation coefficient

Участок реки	Cu		Ni		V		Ti	
	Выше города	Ниже города						
Коэффициент корреляции, r	0,97240	0,8176	0,99914	0,05213	0,90916	0,65987	0,99914	0,9995

Из рассчитанных значений K_n следует, что на участке выше города изученные растения в 2010 и 2016 годах выступали в качестве накопителей соединений меди ($K_n > 1$), а соединений титана только в 2016 г. В остальных случаях K_n позволяют утверждать, что данные растения являются деконцентраторами соединений тяжелых металлов, взятых для исследования.

Заключение

Таким образом, поверхностный сток г. Гомеля оказывает влияние на накопление металлов в донных отложениях р. Сож, о чем свидетельствуют высокие концентрации металлов в отложениях на участке реки ниже черты города по сравнению с участком до принятия стоков. Увеличение содержания металлов при движении вниз по течению реки составляет 1,1–5,0 раз.

Снижение содержания металлов в донных отложениях реки в 2016 г. связано, возможно, со снижением общей антропогенной нагрузки на водоток. Однако повышение содержания металлов в растениях в 2016 г. на всех участках реки, пусть и незначительное для некоторых металлов, свидетельствует о переходе металлов из донных отложений в водные массы в доступных для растений формах из-за изменившихся физико-химических условий состояния водотока.

Участок реки ниже города содержит в донных отложениях значительное количество органических веществ, сорбирующих соединения металлов и переводящие их в недоступные для биоты формы, что подтверждается снижением в большинстве случаев содержания металлов в растениях на данном участке реки и уменьшением значения коэффициента накопления в гидрофитах по донным отложениям.

При повышении концентрации металлов в донных отложениях увеличивалась и концентрация в водных растениях, хотя тесных корреляционных зависимостей между данными величинами не обнаружено. Содержание изучаемых металлов в растениях тесно коррелирует с величиной коэффициента накопления металлов в растениях.

На основании рассчитанных значений K_n в большинстве случаев высшие водные растения, отобранные в ходе исследования, выступали в качестве деконцентраторов соединений изучаемых тяжелых металлов ($K_n < 1$), кроме участка реки выше города, где растения в 2010 и 2016 годах вели себя как накопители соединений меди и титана.

Полученные данные свидетельствуют о том, что содержание металлов в водных растениях и величины K_n , рассчитанные для растений по донным отложениям, в большей степени дают информацию о загрязнении водных экосистем доступными формами металлов, чем концентрация загрязнителей в донных отложениях.

Библиографические ссылки

1. Хомич В. С., Какарека С. В., Кухарчик Т. И. Экогеохимия городских ландшафтов Беларуси. Минск, 2004.
2. Перевозников М. А., Богданова Е. А. Тяжелые металлы в пресноводных экосистемах. СПб., 1999.
3. Гигевич Г. С., Власов Б. П., Вынаев Г. В. Высшие водные растения Беларуси: Эколого-биологическая характеристика, использование и охрана. Минск, 2001.
4. Катанская В. М. Высшая водная растительность континентальных водоемов СССР: Методы изучения. Л., 1981.
5. Панченков В. Г. О классификации макрофитов водоемов и водной растительности // Экология. 1985. № 6. С. 8–13.
6. Распопов И. М. О некоторых понятиях гидробиологии // Гидробиол. журнал. 1978. Т. 14, № 3. С. 20–26.
7. Савченко В. В., Вадковская И. К. Микроэлементы в водных растениях Беларуси (на примере рек Березина и Свислочь) // Природопользование. 1996. Вып. 1. С. 124–127.
8. Дубына Д. В., Шеляг-Сосонко Ю. Р. Принципы классификации высшей водной растительности // Гидробиол. журнал. 1989. Т. 25, № 2. С. 9–18.
9. Лукина Л. Ф., Смирнова Н. Н. Физиология высших водных растений. Киев, 1988.
10. Никаноров А. М., Жулидов А. В. Биомониторинг металлов в пресноводных экосистемах. Л., 1991.
11. Малиновский Д. Н., Моисеенко Т. И., Кудрявцева Л. П. Миграция загрязняющих веществ в водных объектах районов горных разработок (на примере апатитовых месторождений) // Водные ресурсы. 2001. Т. 28, № 1. С. 72–81.
12. Косов В. И., Иванов Г. Н., Левинский В. В. и др. Концентрации тяжелых металлов в донных отложениях Верхней Волги // Водные ресурсы. 2001. Т. 28, № 4. С. 448–453.
13. Макаренко Т. В., Силивончик Е. М. Содержание тяжелых металлов в донных отложениях и воде водоемов и водотоков г. Гомеля // Экологический вестник. 2016. № 1(35). С. 111–118.
14. Баглаева Е. М., Сергеев А. П., Медведев А. Н. Пространственная структура техногенного загрязнения снегового покрова промышленного города и его окрестностей растворимыми и нерастворимыми формами металлов // Геоэкология. Инженерная геология. Гидрогеология. Геокриология. 2012. № 4. С. 326–335.
15. Куимова Н. Г. Эколого-геохимическая оценка аэротехногенного загрязнения урбанизированной территории по состоянию снежного покрова // Геоэкология. Инженерная геология. Гидрогеология. Геокриология. 2012. № 5. С. 422–435.
16. Даувальтер В. А. Влияние выбросов горно-металлургического комбината на химический состав атмосферных выпадений (Мончегорский полигон) // Геоэкология. Инженерная геология. Гидрогеология. Геокриология. 2009. № 3. С. 228–240.
17. Бусько Е. Г., Позняк С. С. Оценка трансграничного переноса техногенных поллютантов // Экологический вестник России. 2011. № 10. С. 66–69.
18. Елпатьевский П. В. Геохимия миграционных потоков в природных и природно-техногенных системах. М., 1993.
19. Бреховских В. Ф., Кочарян А. Г., Сафронова К. И. Влияние изменения антропогенной нагрузки на гидрохимический и гидробиологический режимы Ивановского водохранилища // Водные ресурсы. 2002. Т. 29, № 1. С. 85–91.
20. Кондратьева Л. М. Вторичное загрязнение водных экосистем // Водные ресурсы. 2000. Т. 27, № 2. С. 221–231.
21. Мунтяну Г. Г., Мунтяну В. И. Влияние Резинско-Рыбницкого промышленного комплекса на содержание ртути (II), меди (II), свинца (II), кадмия (II) в Дубоссарском водохранилище реки Днестр // Гидробиол. журнал. 2004. Т. 40, № 4. С. 80–96.
22. Линник П. Н. Донные отложения водоемов как потенциальный источник вторичного загрязнения водной среды соединениями тяжелых металлов // Гидробиол. журн. 1999. Т. 35, № 1. С. 97–109.
23. Денисова А. И. Донные отложения водохранилищ и их влияние на качество воды. Киев, 1987.
24. Даувальтер В. А. Влияние выбросов горно-металлургического комбината на химический состав донных отложений озер (Мончегорский полигон) // Геоэкология. Инженерная геология. Гидрогеология. Геокриология. 2010. № 2. С. 129–139.
25. Болдырев К. А., Кузьмин В. В., Куранов Н. П. Методика расчета выхода тяжелых металлов из слоя донных отложений водоемов // Водоснабжение и санитарная техника. 2016. № 6. С. 43–47.
26. Бреховских В. Ф. Тяжелые металлы в донных отложениях Нижней Волги и дельты реки // Вода: химия и экология. 2010. № 2. С. 2–10.
27. Интернет-портал республиканского центра по гидрометеорологии, контролю радиоактивного загрязнения и мониторингу окружающей среды [Электронный ресурс] / Министерство природных ресурсов и охраны окружающей среды Республики Беларусь. – Минск, 2017. URL: <http://www.pogoda.by/gidroarchive> (дата обращения: 03.08.2017).

References

1. Khomich V. S., Kakareka S. V., Kukharchik T. I. Ekogeokhimiya gorodskikh landshaftov Belarusi [Ecogeochemistry of urban landscapes of Belarus]. Minsk, 2004 (in Russ.).
2. Perevoznikov M. A., Bogdanova E. A. Tyazhelye metally v presnovodnykh ekosistemakh [Heavy metals in freshwater ecosystems]. St. Petersburg, 1999. (in Russ.).
3. Gigevich G. S., Vlasov B. P., Vynaev G. V. Vysshie vodnye rasteniya Belarusi : Ekologo-biologicheskaya kharakteristika, ispol'zovanie i okhrana [Higher water plants of Belarus: Ecological and biological characteristics, use and protection]. Minsk, 2001. (in Russ.).
4. Katanskaya V. M. Vysshay avodnaya rastitel'nost' kontinental'nykh vodoemov SSSR: Metody izucheniya [Higher water vegetation of the continental reservoirs of the USSR: Methods of study]. Leningrad, 1981.
5. Papchenkov V. G. About the classification of macrophytes in water bodies and aquatic vegetation. *Jekologija* [Ecology]. 1985. No. 6. P. 8–13 (in Russ.).
6. Raspopov I. M. About some concepts of hydrobotany. *Hydrobiological j.*, 1978. Vol. 14, No. 3. P. 20–26 (in Russ.).
7. Savchenko V. V., Vadkovskaja I. K. Microelements in aquatic plants of Belarus (on the example of the rivers Berezina and Svisloch). *Nature management*. 1996. No. 1. P. 124–127 (in Russ.).
8. Dubyna D. V., Sheljag-Sosonko Ju. R. Principles for the classification of higher aquatic vegetation. *Hydrobiological j.* 1989. Vol. 25, No. 2. P. 9–18 (in Russ.).
9. Lukina L. F., Smirnova N. N. Fiziologiya vysshikh vodnykh rastenii [Physiology of higher aquatic plants]. Kiev, 1988 (in Russ.).
10. Nikanorov A. M., Zhulidov A. V. Biomonitirovanie metallov v presnovodnykh ekosistemakh [Biomonitoring of metals in freshwater ecosystems]. Leningrad, 1991 (in Russ.).
11. Malinovskii D. N., Moiseenko T. I., Kudryavtseva L. P. Migration of pollutants in water objects of mining areas (on the example of apatite deposits). *Water resources*, 2001. Vol. 28, No. 1. P. 72–81 (in Russ.).
12. Kosov V. I., Ivanov G. N., Levinskii V. V., et al. Concentrations of heavy metals in the bottom sediments of the Upper Volga. *Water resources*, 2001. Vol. 28, No. 4. P. 448–453 (in Russ.).
13. Makarenko T. V., Silivonchik N. M. The content of heavy metals in bottom sediments and water in Gomel water objects and streams. *Ecological bulletin*, 2016. No. 1. P. 111–118 (in Russ.).
14. Baglaeva E. M., Sergeev A. P., Medvedev A. N. Spatial structure of technogenic contamination of the snow cover of the industrial city and its environs with soluble and insoluble forms of metals. *Geoecology. Engineering geology. Hydrogeology. Geocryology*. 2012. No. 4. P. 326–335 (in Russ.).
15. Kuimova N. G. Ecological and geochemical assessment of aerotechnogenic pollution of the urbanized territory according to the state of the snow cover. *Geoecology. Engineering geology. Hydrogeology. Geocryology*. 2012. No. 5. P. 422–435 (in Russ.).
16. Dauval'ter V. A. Effect of mining and metallurgical plant emissions on the chemical composition of atmospheric deposition (Monchegorskiy polygon). *Geoecology. Engineering geology. Hydrogeology. Geocryology*. 2009. No. 3. P. 228–240 (in Russ.).
17. Bus'ko E. G., Poznjak S. S. Assessment of transboundary transfer of technogenic pollutants. *Ecological bulletin of Russia*. 2011. No. 10. P. 66–69 (in Russ.).
18. Elpat'evskij P. V. Geokhimiya migracionnykh potokov v prirodnykh i prirodno-tehnogennykh sistemah [Geochemistry of migration flows in natural and natural-technogenic systems]. Moscow, 1993 (in Russ.).
19. Brehovskikh V. F., Kocharjan A. G., Safronova K. I. Influence of the change in the anthropogenic load on the hydrochemical and hydrobiological regimes of the Ivankovo Reservoir. *Water resources*. 2002. Vol. 29, No. 1. P. 85–91 (in Russ.).
20. Kondrat'eva L. M. Secondary pollution of aquatic ecosystems. *Water resources*. 2000. Vol. 27, No. 2. P. 22–231 (in Russ.).
21. Muntjanu G. G., Muntjanu V. I. The influence of the Rezinsk-Rybnitsa industrial complex on the content of mercury (II), copper (II), lead (II), cadmium (II) in the Dubossary reservoir of the Dniester River. *Hydrobiological j.* 2004. Vol. 40, No. 4, P. 80–96 (in Russ.).
22. Linnik P. N. Bottom sediments of reservoirs as a potential source of secondary pollution of the aquatic environment by heavy metal compounds. *Hydrobiological j.* 1999. Vol. 35, No. 1. P. 97–109 (in Russ.).
23. Denisova A. I. Donnye otlozheniya vodohranilishh i ih vliyanie nakachestvo vody [Bottom sediments of reservoirs and their influence on water quality]. Kiev, 1987 (in Russ.).
24. Dauval'ter V. A. The impact of mining and smelting complex emissions on the chemical composition of lake bottom sediments. *Geoecology. Engineering geology. Hydrogeology. Geocryology*. 2010. No. 2. P. 129–139 (in Russ.).
25. Boldyrev K. A., Kuz'min V. V., Kuranov N. P. Method for calculating the yield of heavy metals from the bottom sediments of reservoirs. *Water supply and sanitary engineering*. 2016. No. 6. P. 43–47 (in Russ.).
26. Brehovskikh V. F. Heavy metals in the bottom sediments of the Lower Volga and the delta of the river. *Water: chemistry and ecology*. 2010. No. 2. P. 2–10 (in Russ.).
27. Pogoda by (2017). URL: <http://www.pogoda.by/gidroarchive> (date of access: 03.08.2017).

Статья поступила в редколлегию 07.02.2018
Received by editorial board 07.02.2018