



Тяжелые металлы в пресных водах Казахстана и методологические подходы к разработке региональной классификации качества воды

Крупа Е.^{1*}, Баринава С.², Романова С.³, Аубакирова М.³, Айнабаева Н.¹

¹ Республиканское государственное предприятие на праве хозяйственного ведения «Институт зоологии» Комитета науки Министерства образования и науки РК, 050060 Алматы, пр-т аль-Фараби, 93

² Институт эволюции, университет г. Хайфа, гора Кармель, Израиль, 3498838, Хайфа, пр-т Абба Хуши, 199

³ Казахский национальный университет им. аль-Фараби, Министерство образования и науки РК, 050000, Алматы, пр-т Аль-Фараби, 93

* для корреспонденции: elena_krupa@mail.ru

Данная версия является переводом статьи «Heavy Metals in Fresh Waters of Kazakhstan and Methodological Approaches to Developing a Regional Water Quality Classification», опубликованной в журнале 29 декабря 2020 г.

IRSTI 34.47.51

doi: 10.29258/CAJWR/2020-R1.v6-2/87-110.rus

Аннотация

Цель настоящего исследования заключалась в определении классов качества пресных вод в разделе «Тяжелые металлы» Региональной экологической классификации на основе данных за длительный период времени (1997-2017 гг.). При разграничении классов качества воды учитывались следующие факторы: фоновое содержание тяжелых металлов, содержание тяжелых металлов в водоемах, подверженных антропогенному загрязнению разного уровня и характера, а также реакция биологических сообществ на токсическое загрязнение естественной среды обитания. Согласно предлагаемой классификации, чистая вода 1-го класса качества содержит тяжелые металлы в следующих концентрациях: Cd<0,2; Cu<2,5; Zn<4; Pb<3; Cr<0,5 и Ni<0,5 мкг дм⁻³. Вода 2-го класса характеризуется содержанием Cd<0,5; Cu<6; Zn<6; Pb<7; Cr<1 и Ni<2 мкг дм⁻³. Умеренно загрязненная вода 3-го класса содержит Cd<3, Cu<10, Cr<10, Ni<10, Zn<20 и Pb<20 мкг дм⁻³. В наиболее загрязненной воде 6-го класса концентрации всех тяжелых металлов превышают 30-100 мкг дм⁻³. Предлагаемый методологический подход позволяет оценивать не только содержание тяжелых металлов в водоемах Казахстана, но и степень токсического загрязнения их обширных водосборных бассейнов. Предлагаемый метод применим к другим засушливым районам с аналогичными физико-климатическими условиями.

Ключевые слова: токсическое загрязнение, пресноводные водоемы, критерии классификации, водосборный бассейн.

Тип статьи: научная статья.

1. Введение

Среди множества загрязнителей наибольшую опасность для природы и здоровья человека представляют тяжелые металлы (Zhaoyong et al., 2015; Huang et al., 2015; Abuduwaili et al., 2015; Solodukhin et al., 2016). Объективная оценка токсического загрязнения водоемов является важной задачей в связи с ежегодным ростом антропогенного давления на окружающую среду. Как правило, содержание токсических загрязняющих веществ определяется согласно национальным стандартам качества воды (Neamtu et al., 2009; Sappa et al., 2014; Ojekunle et al., 2016; Mottana et al., 2016; Bhutiani et al., 2017). В некоторых случаях рассчитываются интегральные показатели загрязнения на основе содержания нескольких загрязняющих веществ (Talalaj & Biedka, 2016).

В отличие от вышеупомянутых методов экологическая классификация качества воды основывается не на абсолютных, а на ранжированных концентрациях тяжелых металлов (Romanenko et al., 1990). С экологической точки зрения предлагаемая классификация выделяет шесть классов качества воды – от чистой до чрезвычайно загрязненной. Каждому классу соответствует диапазон концентраций (минимальные и максимальные значения) тяжелых металлов. В соответствии с Рамочной водной директивой ЕС (2000 г.), каждому классу качества воды присвоен свой цветовой код. При использовании этого метода в целях экологического мониторинга установленное для водоема содержание тяжелых металлов сопоставляется с соответствующим классом качества воды (Varinova, 2017a). Следующий этап оценки содержания тяжелых металлов заключается в визуализации и статистическом картографировании. Уровень токсического загрязнения отдельных участков водосборного бассейна маркируется цветом согласно цветовому коду классификационной шкалы (Varinova, 2011; Varinova & Krassilov, 2012). В качестве прикладного инструмента экологической классификации картографирование позволяет оценить распределение загрязняющих веществ в разных частях водосборного бассейна и установить связь с первичными источниками загрязнения. Кроме этого, визуализация данных облегчает восприятие экологической информации лицами, принимающими решения в сфере водопользования и интегрированного управления водными ресурсами (ИУВР) (Haddaway et al., 2016).

Теоретической основой настоящего метода является бассейновый подход, когда любая точка водотока рассматривается как кумулятивная по отношению к расположенной выше по течению водосборной зоне, собирающей поверхностный сток с обширных территорий. Соответственно, качество воды в водоеме отражает характер и интенсивность ее использования человеком, равно как и степень антропогенного воздействия на водосборный бассейн и его загрязнение. Приоритетность бассейнового подхода в рамках ИУВР подчеркивается в многих источниках (European Water Framework Directive, 2000; Evers, 2016; Giakoumis & Voulvoulis, 2018).

Практическое применение вышеупомянутой классификации должно отвечать определенным условиям. Отправной точкой для выделения границ классов качества воды должно быть определение фоновых концентраций тяжелых металлов на основе

статистических методов (Novikov & Draganov, 2017). Региональное фоновое содержание тяжелых металлов в континентальных водах зависит от сочетания природных факторов и значительно варьирует в разных регионах Земли (Shvartsev, 2008). В результате пороговые значения, соответствующие классу чистой воды, могут существенно отличаться в зависимости от региональных климатических условий и географического местоположения водоема. В свою очередь, способность водоемов к самоочищению и адаптация гидробиоценозов к токсическому загрязнению зависят не только от токсичности тяжелых металлов (Lee et al., 2015; Hoppe et al., 2015; Huang et al., 2017; Zhao et al., 2017) и видового состава сообществ (Matishev et al., 2003; Bulgakov, 2004; Krupa et al., 2016a), но и от ряда региональных физико-химических факторов (Caporale & Violante, 2016; Li et al., 2013). Таким образом, основной одобренный на международном уровне принцип интегрированного управления водными ресурсами (Rijswick et al., 2010; Evers, 2016) может эффективно применяться только при учете региональных абиотических и биотических показателей водных экосистем, что предполагает необходимость упорядочивания имеющихся данных по загрязняющим веществам и разработки классификационных шкал для каждого региона с аналогичными природно-климатическими условиями.

Следующим важным этапом разработки региональных классификационных шкал является определение верхнего предела токсического загрязнения, при котором водные экосистемы сохраняют устойчивость в течение длительного времени. Наиболее продуктивным здесь является создание комбинированной классификационной шкалы для учета как экологических переменных, так и реакции биотических сообществ на определенный уровень токсического загрязнения (Varinova, 2017b). Важность использования биологических показателей для оценки экологического состояния водоемов подчеркивается в Рамочной водной директиве ЕС 2000 года и многочисленных публикациях (Aazami et al., 2015; Dembowska et al., 2018; Varinova & Krupa, 2017b; Krupa et al., 2018).

Климатические условия и социально-экономические проблемы Казахстана во многом схожи с таковыми в других государствах Центральной Азии (ЦА). Как и в остальных странах региона, более 80% населения Казахстана не имеют доступа к чистой питьевой воде (Porokka et al., 2012). Низкое качество водных ресурсов обусловлено многими факторами, включая нерациональное водопользование в условиях засушливого климата, высокую плотность населения в некоторых регионах, а также характер и интенсивность экономической деятельности (Karthe et al., 2017). Несмотря на общий высокий уровень развития сельского хозяйства в странах ЦА (Khamidov et al., 2016), тяжелые металлы вносят значительный вклад в общий уровень токсического загрязнения окружающей среды. Изменения климата еще более усугубляет существующие проблемы с водоснабжением в засушливых районах и историческую нехватку водных ресурсов (Barrett et al., 2017). Трансграничный характер крупных рек центральноазиатского региона, таких как Иртыш, Сырдарья, Урал и Или, служит причиной межгосударственных конфликтов в отношении их использования на фоне водного дефицита (Guo et al., 2016).

В силу вышеизложенного бассейновый принцип имеет существенное значение для оценки качества воды и интегрированного управления водными ресурсами в регионе (Yu et al., 2018).

Также как и в соседних государствах (He et al., 2017), оценка токсического загрязнения водоемов в Казахстане, главным образом, основана на химических (Slivinsky & Krupa, 2013; Romanova et al., 2012; Woszczyk et al., 2018; Krupa et al., 2017a, 2017b, 2017c; Burlibayeva et al., 2016) или биологических показателях (Varinova & Krupa, 2017a, 2017b; Varinova et al., 2018; Krupa et al., 2016b; Krupa et al., 2018). Несмотря на значимость бассейнового подхода в сфере водной политики, в настоящее время его трудно применять к водоемам аридных территорий, поскольку экологическая классификация качества воды (Romanenko et al., 1990) изначально разрабатывалась для водоемов европейской гумидной зоны.

Наше исследование было направлено на решение актуальной проблемы, связанной с оценкой токсического загрязнения водных объектов в засушливых регионах на основе бассейнового принципа. Его целью было определение диапазона классов в рамках региональной классификации качества щелочных вод по шести тяжелым металлам (Cd, Cu, Zn, Pb, Ni, Cr) на основе многолетних исследований водоемов аридных и семиаридных территорий Казахстана.

2. Район исследования

Республика Казахстан является крупнейшим центральноазиатским государством с общей численностью населения 18 356 890 человек. Плотность населения варьирует от 50 чел./км² в районах с благоприятными климатическими условиями до 0,5-1,0 чел./км² в засушливых центральных и западных районах. Основными направлениями хозяйственной деятельности являются земледелие и животноводство (Khamidov et al., 2016). В Республике имеются богатые запасы нефти, газа (Bin, 2014) и полиметаллических руд (Mazurov, 2005). Здесь всего три крупных города республиканского и 14 городов областного значения. Примерно 58% населения и большая часть крупных промышленных предприятий по добыче и переработке полезных ископаемых сконцентрированы в городах (Woszczyk et al., 2018; Yin et al., 2012).

Казахстан занимает последнее место среди стран СНГ (Содружество Независимых Государств) по водообеспеченности (Tymenev, 2008). Ресурсы поверхностных вод распределены по территории республики крайне неравномерно. Жители центральных, западных и юго-западных районов сталкиваются со значительной нехваткой воды. Гидрографическая сеть лучше развита на юго-востоке, востоке и севере страны. Крупнейшие реки – Иртыш, Сырдарья, Урал и Или – берут свое начало на территориях соседних государств. Самым большим водоемом Казахстана после Каспийского моря является расположенное на юго-востоке страны оз. Балхаш. Западная часть озера пресная, восточная – солоноватая. Восточнее Балхаша расположены минерализованное оз. Алаколь и пресные озера Сасыкколь, Кошкарколь и Жаланашкаль. Наиболее крупные

водохранилища – Бухтарминское, Капшагайское, Шардаринское. Они находятся в северо-восточной, юго-восточной и южной частях Казахстана, соответственно.

Для большинства районов страны характерен континентальный засушливый или полусушливый климат (Baidal, 1964) с холодной зимой и жарким летом. Климатические особенности территории обуславливают высокие летние температуры воды (до 26-32°C), повышенные величины минерализации (более 0,3-0,5 мг дм⁻³) и слабощелочную и щелочную реакцию воды (Krupa, 2012). Для большинства водоемов Казахстана характерно относительно низкое содержание органических веществ и биогенных элементов (Frumin & Krashanovskaya, 2014).

Антропогенная нагрузка на водные объекты определяется характером и интенсивностью их использования, а также степенью трансформации и загрязнения водосборных территорий. По уровню антропогенного воздействия водные объекты Казахстана делятся на три группы: 1) фоновые, 2) умеренные и 3) высокие антропогенные воздействия. Принципы группировки, применяемые к водным объектам Казахстана, были описаны в более ранней публикации (Krupa et al., 2019).

3. Материалы и методы

3.1. Отбор проб

Материал был собран в 90 пресноводных водоемах Казахстана, включая фоновые подземные источники воды, горные реки, озера, водохранилища, фоновые равнинные водоемы, а также равнинные водоемы, характеризующиеся различным уровнем антропогенного загрязнения (Табл. I). Для определения концентраций тяжелых металлов в летний период 1997-2017 гг. были отобраны пробы воды из каждого обследованного водоема. В небольших водоемах площадью менее 1 км² были отобраны по три пробы воды, которые были смешаны в одну суммарную пробу; из нее была взята одна подпроба для последующего анализа. Пробы воды из крупных водоемов отбирались по сетке станций, равномерно распределенных по акватории. Всего было отобрано 347 проб для определения содержания шести тяжелых металлов (Cd, Cu, Zn, Pb, Ni и Cr). Для консервации сразу после отбора в образцы добавляли азотную кислоту. Все пробы были доставлены в лабораторию в холодильнике. Измерения температуры и pH поверхностных слоев воды были выполнены во время полевых выездов с использованием приборов Hanna HI 98129. Прозрачность воды измерялась с помощью диска Секки.

Таблица I. Физико-химическая характеристика обследованных пресных водоемов Казахстана.

Уровень антропогенного воздействия	Тип водоема	Высота, м н.у.м.	*Минерализация, мг/дм ⁻³	Температура, °С	Кол-во водоемов (кол-во проб)
Фоновые	Подземные и грунтовые воды	680-1469	26,6-574,8	10,7-37,0	11 (13)
	Горные реки	1 078-1 986	99,0-468,1	10,1-18,0	15 (18)
	Горные озера и водохранилища	1 069-3 170	26,6-574,8	12,1-24,1	11 (12)
	Равнинные водоемы	33-529	211,5-862,9	14,9-28,0	12 (33)
Средний	Равнинные водоемы, загрязненные стоками с водосборных бассейнов	44-975	161,8-1 981,9	14,4-30,7	34 (200)
Высокий	Накопители муниципальных и промышленных сточных вод	448-619	312,3-1 319,3	24,0-30,0	7 (71)

* По: Krupa et al., 2019.

3.2 Методы определения содержания тяжелых металлов

Анализ проб воды на тяжелые металлы проводился в аналитической лаборатории «КАЗЭКОАНАЛИЗ» (аттестат аккредитации № KZ.I.02.1017) по Межгосударственному стандарту (2013 г.). Измерения тяжелых металлов проводили методом масс-спектрометрии с индуктивно связанной плазмой с использованием анализатора воды Agilent 7500 A Series ICP-MS производства Agilent Technologies, Санта-Клара, Калифорния 95051, США (национальный стандарт РК ISO 17294-2-2006). Устройство позволяет обнаруживать различные химические элементы в сложных матрицах, в том числе в морской и пресной воде, а также в биологических образцах в микроследовых количествах. Перед анализом к анализируемым образцам воды добавляли концентрированную азотную кислоту (1 см³ азотной кислоты на 200 см³ воды). Каждый

образец воды нагревали в токе аргона по программе, включающей сушку, озонирование, распыление и отжиг в печи.

3.3 Статистический анализ

Для целей описательной статистики полученные данные были распределены на основе функции Distribution Fitting, а графики Box-Whiskers были построены с помощью приложения Statistica 10.0. Помимо средних значений и стандартных отклонений, для описания данных использовались медианные значения и 75-й перцентиль (Glantz, 1999). Различия средних и медианных значений оценивали непараметрическими методами по критерию Краскела-Уоллиса.

4. Результаты

4.1 Краткое описание обследованных пресных водоемов

Обследованные водоемы расположены в разных регионах Казахстана (Рис. 1.) на высоте от 44 до 3 170 м над уровнем моря (Табл. I.). Большинство фоновых водоемов расположено в труднодоступных горных районах, в том числе на территории заповедников и природных парков. Все фоновые водоемы, как горные, так и равнинные, имеют ненарушенные водосборные бассейны. Некоторые равнинные водоемы с умеренным уровнем антропогенного воздействия используются для орошения и выработки электроэнергии. Водосборные бассейны этих водоемов обычно используются для сельского хозяйства и животноводства, но сточные воды непосредственно в них не сбрасываются. Загрязнение водных объектов происходит за счет поверхностного стока и стока впадающих рек. К водным объектам, подверженным сильному антропогенному воздействию, относятся накопители предварительно очищенных бытовых и промышленных стоков. Площадь исследуемых водоемов колеблется от 0,02 до 10 556 км² с максимальными глубинами 0,1-44,0 м. Прозрачность воды при отборе проб составляла в среднем 0,1-9,0 м. Значения pH варьировали от 7,0 до 9,5. Температура воды летом сильно колебалась и была максимальной в горячих подземных источниках.

4.2 Характеристики токсического загрязнения пресных водоемов в Казахстане

В среднем для всех обследованных пресных водоемов содержание Cd достигало 3,5, Cu – 14,8, Zn – 32,8, Pb – 12,9, Cr – 3,3 и Ni – 87,9 мкг дм⁻³. В фоновых водоемах были зарегистрированы минимальные средние концентрации всех тяжелых металлов (Рис. 2.). Наиболее значительные количества Cd, Cr и Ni были обнаружены в водоемах, подверженных сильному антропогенному воздействию. В то же время Cu, Zn и Pb присутствовали в более высоких средних концентрациях в водоемах с умеренной антропогенной нагрузкой.

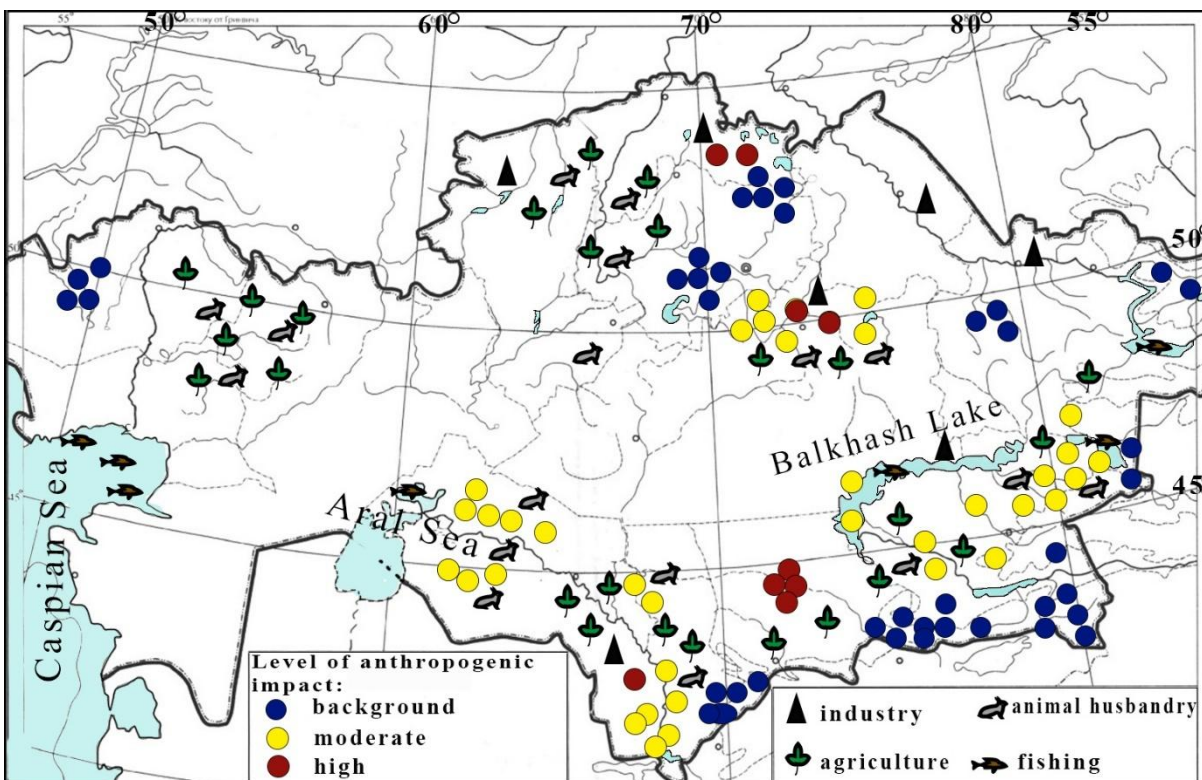


Рис. 1. Карта обследованных пресных водоемов и распределение ключевых отраслей экономики в Казахстане.

Значения коэффициента вариации указывали на широкий диапазон концентраций тяжелых металлов, зафиксированных для водоемов с разной антропогенной нагрузкой (Табл. II). Результаты сравнения данных на основании теста Краскела-Уоллиса свидетельствовали о том, что в фоновых водоемах средние концентрации всех тяжелых металлов, кроме Cu, были статистически значимо ниже, чем в водоемах других категорий. Среднее содержание Cu в фоновых водоемах было значительно ниже, чем в водоемах с умеренным антропогенным воздействием. Оно не отличалось от среднего содержания Cu в водоемах с высокой антропогенной нагрузкой. Статистически водоемы, подвергавшиеся умеренному и высокому антропогенному давлению, существенно различались по среднему содержанию Cd, Cu и Cr. Однако они не показали различий в средних концентрациях Zn, Pb и Ni.

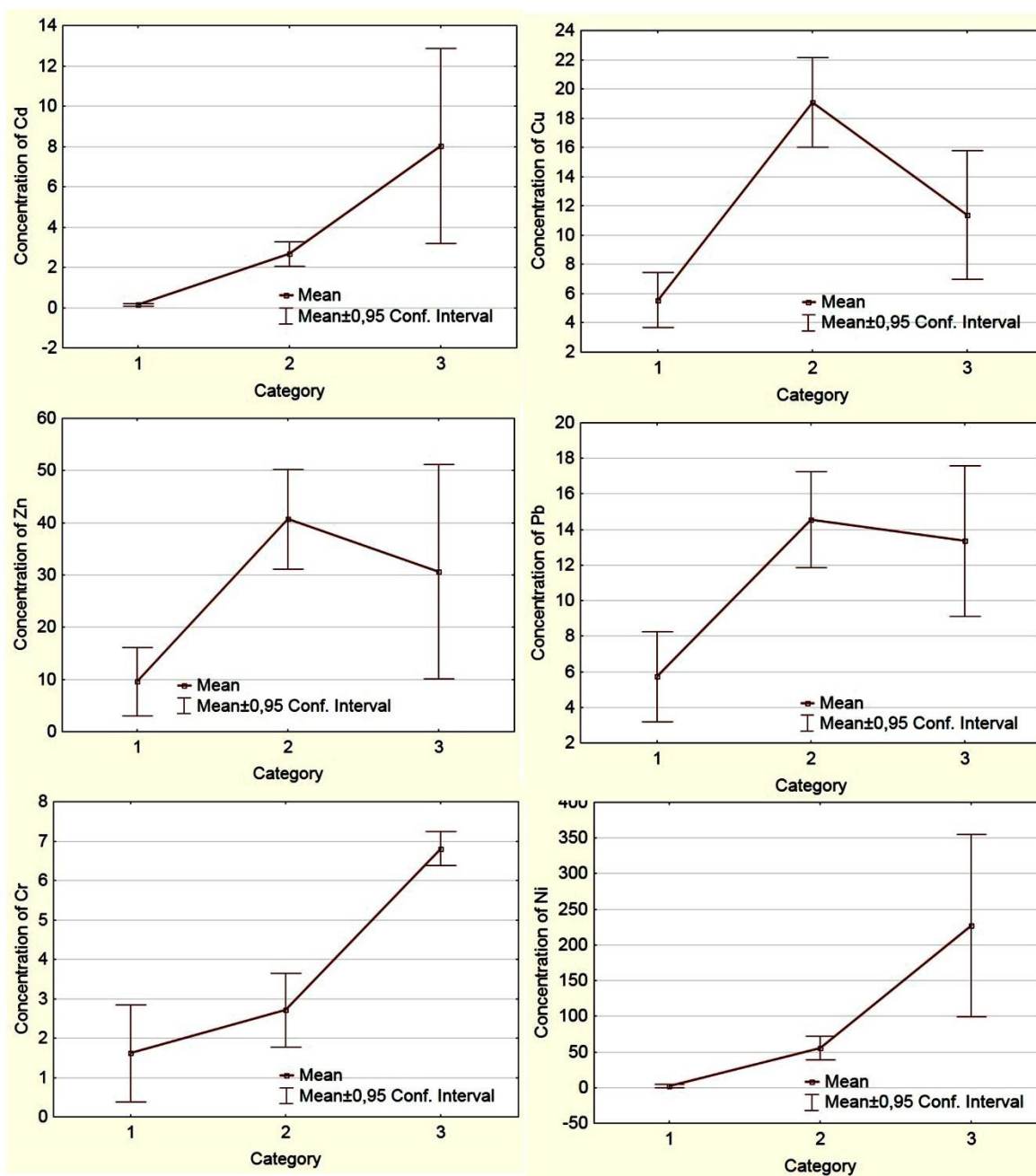


Рис. 2. Средние значения и доверительные интервалы для тяжелых металлов (мкг дм^{-3}) в фоновых водоемах Казахстана (Категория 1), водоемах, подверженных умеренному (Категория 2) и высокому антропогенному воздействию (Категория 3).

Оценка первичных данных с использованием функции «Подгонка распределения», а также данных Табл. II, показала, что распределение концентраций тяжелых металлов во всех водоемах отличается от нормального. Поэтому для описания уровня токсического загрязнения обследованных водоемов использовались медианные значения концентраций тяжелых металлов.

Таблица II. Концентрации тяжелых металлов в водоемах Казахстана при разных уровнях антропогенного воздействия (описательная статистика).

Тяж. металл	Число водоемов	Средн. концентрация, мкг дм ⁻³	Станд. погрешность	Среднее значение	Мин.	Макс.	75-я процентиль	Станд. отклонение	Коэф. вариации
1. Фоновые									
Cd	35	0,14	0,03	0,00	0,00	0,60	0,20	0,18	130,18
Cu	64	5,55	0,94	2,40	0,00	36,00	6,10	7,54	135,96
Zn	57	9,56	3,29	3,60	0,00	176,00	6,30	24,86	260,04
Pb	46	5,74	1,26	2,65	0,00	47,30	6,70	8,53	148,62
Cr	37	1,61	0,61	0,50	0,00	19,90	0,90	3,71	230,30
Ni	36	2,51	1,08	0,15	0,00	35,90	1,75	6,47	258,24
2. Подверженные умеренному антропогенному воздействию									
Cd	187	2,66	0,30	1,70	0,00	33,00	3,28	4,14	155,95
Cu	192	19,09	1,55	11,95	0,00	142,00	24,00	21,47	112,48
Zn	189	40,67	4,85	16,50	0,00	564,90	48,90	66,65	163,87
Pb	183	14,56	1,38	10,00	0,00	186,70	20,50	18,65	128,11
Cr	15	2,71	0,44	2,50	0,40	6,40	3,60	1,69	62,24
Ni	60	55,33	8,14	36,95	0,00	194,00	61,89	63,04	113,93
3. Подверженные высокому антропогенному воздействию									
Cd	62	8,02	2,42	3,15	0,00	89,00	5,80	19,02	237,30
Cu	64	11,39	2,21	4,50	0,10	84,30	11,93	17,66	154,94
Zn	64	30,69	10,28	19,74	0,10	664,90	29,00	82,22	267,94
Pb	62	13,36	2,12	5,84	0,10	82,00	23,00	16,71	125,11
Cr	20	6,81	0,21	6,95	4,50	8,50	7,30	0,93	13,61
Ni	36	227,16	63,08	6,25	3,60	1 310,00	191,00	378,47	166,61

Медианные значения концентраций тяжелых металлов были ниже средних значений, хотя по водоемам изменялись так же (Рис. 3.), как и средние значения (Рис. 2.). Согласно результатам теста Краскела-Уоллиса, средние концентрации всех тяжелых металлов в фоновых водоемах были статистически значимо ниже, чем в водоемах, подверженных умеренному и сильному антропогенному воздействию. Фоновые концентрации Pb были ниже, чем в водоемах с умеренным уровнем антропогенной нагрузки, но не отличались от медианных концентраций этого металла в водоемах с высокой антропогенной нагрузкой. Статистически значимых различий в средних концентрациях Cd, Zn, Pb и Ni в водоемах с умеренным и высоким уровнем антропогенного воздействия не выявлено

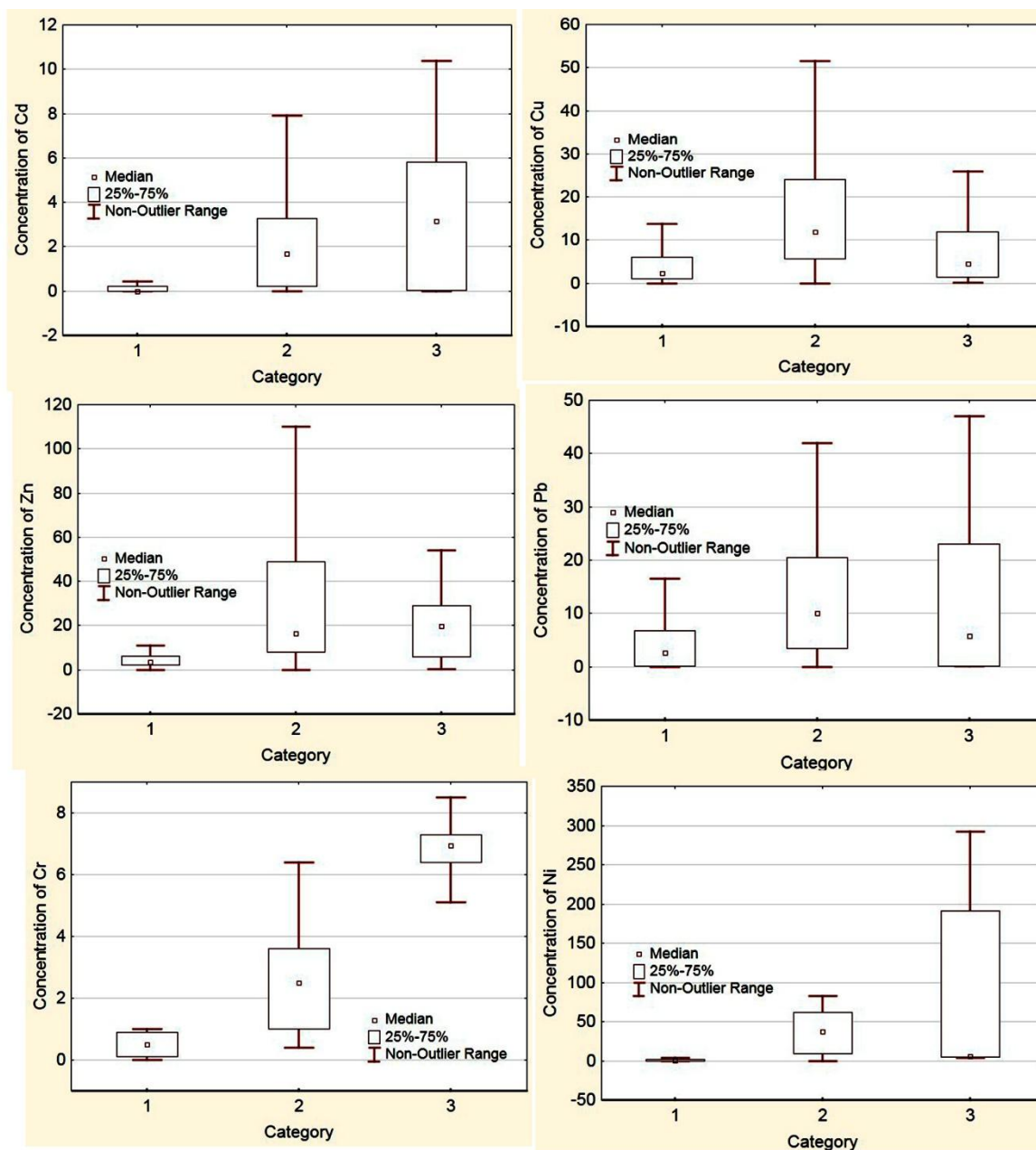


Рис. 3. Медианные значения и значения 25-75-го перцентиля концентраций тяжелых металлов (мкг/дм³) в фоновых водоемах Казахстана (1), водоемах с умеренным (2) и сильным антропогенным воздействием (3).

С учетом того, что распределение данных отличалось от нормы, основой для региональной классификации качества воды послужили значения 75-го перцентиля и медианные концентрации тяжелых металлов.

4.3 Региональная экологическая классификация качества воды в пресных водоемах Казахстана

Предлагаемая региональная классификация для оценки экологического состояния водных объектов Казахстана в разделе «Тяжелые металлы» включает шесть классов качества воды (таблица 3). Класс 1 (незагрязненная вода) соответствует воде, содержащей тяжелые металлы на уровне средних значений, зафиксированных в фоновых водоемах. Содержание Cd соответствует 75-му перцентилю, так как медианные значения концентрации этого металла в фоновых водоемах равны нулю. Класс 2 (слабозагрязненная вода) характеризуется содержанием тяжелых металлов на уровне 75-го перцентиля, также регистрируемых в фоновых водоемах. При различении границ 3-6 классов качества воды учитывались диапазон содержания тяжелых металлов в наиболее загрязненных водоемах Казахстана и реакция биологических сообществ в их естественной среде обитания, подробно описанная в разделе «Обсуждение».

Таблица 3. Региональная экологическая классификация качества воды в водоемах Казахстана (1) в разделе «Тяжелые металлы» в сравнении с экологической классификацией поверхностных водоемов Европы (2) с использованием собственных цветовых кодов.

Класс качества воды	Качество природной воды	Источник	Цвет	Концентрация, мкг дм ⁻³					
				Cd	Cu	Zn	Pb	Cr	Ni
1	Незагрязненная	1	синий	<0,2	<2,5	<4	<3	<0,5	<0,5
		2*		<3	<20	<200	<10	<20	<20
2	Слабо загрязненная	1	зеленый	0,2-0,5	2-6	4-6	3-7	0,5-1	0,5-2
		2*		5	50	1000	20	50	50
3	Умеренно загрязненная	1	желтый	0,5-3	6-10	6-20	7-20	1,0-10	2,0-10,0
		2*		10	100	2000	50	100	100
4	Сильно загрязненная	1	оранжевый	3-10	10-30	20-50	20-50	20-50	10-50
		2*		20	200	5000	100	200	200
5	Очень сильно загрязненная	1	красный	10-30	30-80	50-100	50-100	50-100	50-100
		2*		30	500	10000	200	500	500
6	Загрязнение на уровне экологической катастрофы	1	коричневый	>30	>80	>100	>100	>100	>100
		2*		>30	>500	>10000	>200	>500	>500

* no: Romanenko et al., 1990.

5. Обсуждение

Мы выделяем отдельную классификационную шкалу для пресных вод с учетом выраженного влияния минерализации воды на накопление тяжелых металлов в водоемах Казахстана (Krupa et al. 2019), а также важности качества пресной воды для населения и экономики. За верхнюю границу классификации пресных вод мы взяли значения минерализации 2000 мг/дм^3 , поскольку при более высоком значении этой переменной происходит метаморфизация химического состава воды (Krupa et al., 2017a). Мы впервые объединили данные химического анализа и биологические переменные обследованных водоемов Казахстана, чтобы разделить границы классов качества пресной воды (Krupa & Varinova, 2016; Krupa et al., 2008; Krupa et al., 2016b, Slivinsky & Krupa, 2013; Krupa, 1998, 2005, 2008, 2011, 2012, 2014).

Предлагаемая региональная классификация качества пресной воды (раздел «Тяжелые металлы») включает шесть классов качества – от незагрязненной до чрезвычайно грязной. Отправной точкой для предлагаемой классификации служат фоновые концентрации тяжелых металлов. Фоновое содержание тяжелых металлов значительно варьирует в зависимости от региональных физико-географических условий (Volkov et al., 1993; Shvartsev, 2008) и, следовательно, должно учитываться при разработке критериев оценки экологического состояния водоемов (Chernova & Beketskaya, 2011). Фоновое содержание тяжелых металлов оценивалось на основе медианных значений и значений 75-го перцентиля. Это позволяет исключить влияние выбросов на статистику (Glantz, 1999). Важность применения надлежащих статистических методов подчеркивается в других исследованиях по оценке фоновых концентраций тяжелых металлов (Novikov & Draganov, 2017).

Согласно средним и медианным значениям, содержание всех тяжелых металлов, кроме Cu, в фоновых водоемах Казахстана было чрезвычайно низким и не превышало предельно допустимых концентраций для водоемов рыбохозяйственного значения (ПДК_{рв}) (Guseva, 2002). Фоновые концентрации Cu во всех обследованных водоемах превышали ПДК_{рв} в 5,5 (средние значения) и в 2,4 раза (медианные значения) (Табл. II).

Помимо медианных значений, границы 1-го класса качества воды определялись реакцией региональной водной фауны и флоры на токсичное фоновое загрязнение холодноводных олиготрофных озер. Ранее мы обнаружили, что в холодноводных олиготрофных озерах с низким содержанием питательных веществ размножение планктонных водорослей подавлялось, когда содержание Cu в воде превышало $2,5 \text{ мкг дм}^{-3}$ (Krupa & Varinova, 2016; Krupa et al., 2016b). Таким образом, это значение можно считать верхней границей 1-го класса качества региональной классификации (Табл. III.), и оно фактически совпадает с медианной концентрацией Cu, установленной для фоновых водоемов Казахстана.

Для 2-го класса региональной шкалы (Табл. III.) предлагается использовать фоновое содержание тяжелых металлов ниже 75-го перцентиля (Табл. II.). Фоновые концентрации некоторых тяжелых металлов выше 75-го перцентиля были зарегистрированы локально,

главным образом, в небольших горных реках и грунтовых водах, что связано с геохимическими аномалиями (Mazurov, 2005). Таким образом, концентрации всех тяжелых металлов, кроме Cu, выбранные для верхней границы 2-го класса (слабо загрязненные воды), не достигают уровня ПДК_{рв}, а содержание Cu превышает ПДК_{рв} в 2,5-6,0 раз. Такие концентрации Cu не влияют на планктонных беспозвоночных в олиготрофных холодноводных водоемах Казахстана, но могут подавлять развитие планктонных водорослей (Krupa & Varinova, 2016; Krupa et al., 2016b). Следует отметить, что Cu в концентрации около 2,5 мкг/дм³ не влияет на водорослевую флору и гидрофауну тепловодных мезотрофных водоемов Казахстана (Slivinsky & Krupa, 2013; Krupa, 2011, 2014). Тяжелые металлы в концентрациях, выбранных нами для 2-го класса качества, не оказывают мутагенного действия на биоту даже при их длительном присутствии и высоких летних температурах воды равнинных водоемов (Krupa, 2012).

Границы 3-го и 4-го классов региональной классификации (Табл. II) были определены на основе медианных значений и диапазона концентраций тяжелых металлов в водоемах, подверженных умеренному и высокому антропогенному воздействию (Табл. III). Согласно статистическому анализу, водоемы с умеренным и высоким антропогенным воздействием значительно различались по среднему содержанию Cd, Cu, Cr и медианным концентрациям Cu и Cr. Повышенное содержание Cu в равнинных водоемах с умеренной антропогенной нагрузкой можно объяснить поступлением солей этого металла с поверхностным стоком в результате сельскохозяйственного использования медьсодержащих удобрений и пестицидов на водосборной территории (Gorbunova & Stulin, 2016). Соответственно, повышенные концентрации Cr в накопителях сточных вод свидетельствует о том, что основным источником поступления этого металла являются промышленные сточные воды. Таким образом, токсическое загрязнение водоемов со средним и высоким уровнями антропогенного воздействия прежде всего обусловлено попаданием в них отдельных металлов в зависимости от состава сбрасываемых сточных вод.

Помимо данных химического анализа, границы классов 3 и 4 определялись также реакцией биологических сообществ на определенный уровень токсического загрязнения. Мутагенное действие тяжелых металлов следует рассматривать в качестве показателя токсического загрязнения водоемов (Reutova, 2015). Различные аберрантные формы были описаны для представителей различных таксономических групп водной фауны и флоры (Oliveira, 1999; Bhattacharyay et al., 2005; Al-Shami et al., 2011; Varinova, 2017c). Согласно нашим данным (Krupa, 1998, 2005, 2008), планктонные беспозвоночные с тератологическими отклонениями всегда присутствуют в тепловодных водоемах Казахстана, в которых содержание Cd превышает 3, Cu – 10, Pb – 20 мкг дм⁻³. Таким образом, вода с содержанием тяжелых металлов ниже этих значений классифицируется как умеренно загрязненная (3-й класс), а выше этих значений – как сильно загрязненная (4-й класс). Помимо появления особей с морфологическими отклонениями, токсическое загрязнение водоемов на уровне 3 и 4 классов вызывает различные изменения в структуре гидроценозов, в том числе гибель наиболее чувствительных видов, резкие изменения

разнообразия и количественных показателей водных сообществ (Krupa, 2015; Krupa et al., 2006, 2018; Varinova & Krupa, 2017a).

Границы 5-го и 6-го классов (Табл. III.) определялись согласно максимальным концентрациям тяжелых металлов, зарегистрированных в наиболее загрязненных водоемах Казахстана (Табл. II.). Следует отметить, что пороговые значения классов качества воды для Cr и Ni являются предварительными, поэтому требуется проведение дополнительных исследований для расширения перечня водоемов с зарегистрированными концентрациями этих металлов.

Как правило, воды 4-6 классов характеризуются смешанным загрязнением. Органические и питательные вещества в сильно загрязненных водоемах смягчают негативное воздействие тяжелых металлов на живые организмы (Serra et al., 2010). Наиболее вредное воздействие на водную биоту обусловлено резким увеличением концентраций тяжелых металлов при непропорционально низком количестве биогенных элементов и органических веществ. Например, мы зафиксировали резкое снижение численности популяций планктонных ракообразных оз. Балхаш (Юго-Восточный Казахстан) под влиянием загрязненного стока р. Или, когда концентрация Zn в воде увеличилась от 20 до 264 мкг дм⁻³ (Krupa et al., 2008). Этот градиент концентрации Zn находится в пределах классов 4–6 предлагаемой классификации качества воды.

Итак, новая региональная экологическая классификация описывает шесть классов качества природных вод в разделе «Тяжелые металлы» (Таб. III.). Абсолютные значения концентраций всех тяжелых металлов для каждого класса качества воды в нашей региональной классификации на несколько порядков ниже значений, приведенных для водных объектов гумидной зоны Европы (Romanenko et al., 1990; Varinova, 2017d). Наиболее существенная разница между классификациями заключается в содержании Zn. Это вызвано многими факторами, в том числе геологическими, климатическими и гидрохимическими особенностями гумидных и аридных территорий (Mazurov, 2005). Кроме того, можно предположить, что атомно-абсорбционная спектрометрия, которая применялась нами для определения концентраций тяжелых металлов, дает более точные результаты, чем использовавшиеся ранее методы анализа (Romanenko et al., 1990).

Представленные выше данные описывают лишь некоторые примеры реакций биологических сообществ на тот или иной уровень содержания тяжелых металлов в их естественной среде обитания. Полевые биологические данные имеют решающее значение, поскольку лабораторные эксперименты оценивают токсичность тяжелых металлов для тест-объектов (Bácsi et al., 2015; Zeng et al., 2015) и не могут быть полностью применены к сложным природным экосистемам по ряду причин. Кроме того, использование биологических данных для определения границ классов качества воды должно основываться на понимании нелинейной изменчивости структуры сообществ в градиенте внешних факторов (Krupa, 2015; Krupa & Varinova, 2017). Ранее была предложена эмпирическая модель, демонстрирующая нелинейную связь между разнообразием, структурой водорослевых сообществ, скоростью органического загрязнения континентальных водоемов, а также оценкой качества воды с использованием

организмов различных таксономических уровней в трофической пирамиде (Varinova, 2017b; Protasov et al., 2019). Предлагаемый раздел по тяжелым металлам региональной классификации качества воды можно уточнить на основе более широкого диапазона биологических данных, что является задачей обширных исследований в будущем. Тем не менее, предлагаемый методологический подход расширяет возможности оценки уровня токсического загрязнения водных объектов Казахстана по сравнению с традиционными методами, основанными на ПДК, поскольку он учитывает как химические данные, так и биологические переменные.

6. Заключение

Региональная экологическая классификация качества пресных вод в разделе «Тяжелые металлы» предложена впервые на основе наших многолетних исследований токсического загрязнения водоемов Казахстана. Она включает шесть классов качества воды, от чистых до сильно загрязненных. Основанием для определения границ классов качества воды является фоновое содержание тяжелых металлов, особенности накопления тяжелых металлов в водоемах Казахстана с разным уровнем и характером антропогенного загрязнения, а также реакция биологических сообществ на токсическое загрязнение в естественной среде обитания. Абсолютные значения концентраций всех тяжелых металлов для каждого класса качества воды в региональной классификации на несколько порядков ниже, чем в соответствующих классах, установленных для водных объектов гумидных регионов Европы. Предлагаемый методический подход расширяет возможности оценки уровня токсического загрязнения водоемов Казахстана по сравнению с традиционными методами. Он учитывает не только химические данные, но и биологические переменные. Предлагаемая региональная классификация качества воды в разделе «Тяжелые металлы» может быть применена к другим странам с аналогичными физическими, географическими и климатическими условиями.

Список литературы

1. Aazami, J., Sari, E.A., Abdoli, A., Sohrabi, H. & Van den Brink, P.J., 2015. Ecological Quality Assessment of the Tajan River in Iran using a Multimetric Macroinvertebrate Index and Species Traits, *Environmental Management*, 56, 260-269. Available at: <https://doi.10.1007/s00267-015-0489-x>;
2. Abuduwaili, J., Zhaoyong, Zh. & Fengqing, J., 2015. Evaluation of pollution and human health risks from heavy metals in the atmospheric dust in the Ebinur Basin in Northwest China, *Environmental Science and Pollution Research*, 22, 14018-14031. Available at: <https://doi.10.1007/s11356-015-4625-1>;
3. Al-Shami, S.A., Che Salmah, M.R., Hassan, A.A. & Siti Azizah, M.N., 2011. Evaluation of mentum deformities of *Chironomus spp.* (Chironomidae: Diptera) larvae using the Modified

- Toxic Score Index (MTSI) to assess the environmental stress in the Juru River Basin, Penang, Malaysia, *Environmental Monitoring and Assessment*, 177, 233-244. Available at: <https://doi.10.1007/s10661-010-1630-1>;
4. Bácsi, I., Novák, Z., Jánószky, M., B-Béres, V., Grigorszky, I. & Nagy, S.A., 2015. The sensitivity of two Monoraphidium species to zinc: their possible future role in bioremediation, *International Journal of Environmental Science and Technology*, 12, 2455-2466. Available at: <https://doi.10.1007/s13762-014-0647-3>;
 5. Baidal, M.X., 1964. *Dolgosrochnoye meteorologicheskoye prognozirovaniye i klimaticheskoye izmeneniya v Kazakhstane* [Long-term weather forecasts and climate variations in Kazakhstan], Leningrad, Russia, *Gidrometeoizdat*. [In Russian];
 6. Barinova, S. & Krassilov, V.A., 2012. Algal diversity and bio-indication of water resources in Israel, *International Journal of the Environment and Resources*, 1(2), 62-72;
 7. Barinova, S. & Krupa, E., 2017a. Critical environmental factors for photosynthetic organisms of the Shardara Reservoir, Kazakhstan, *Bulletin of Advanced Scientific Research* 2(5), 17-27;
 8. Barinova, S. & Krupa, E., 2017b. Bioindication of the Ecological State and Water Quality of the Phytoplankton in the Shardara Reservoir, Kazakhstan, *Environment and Ecology Research*, 5, 73-92. Available at: <https://doi.10.13189/eer.2017.050201>;
 9. Barinova, S., 2011. The effect of altitude on the spread of freshwater algae in continental Israel, *Current Topics in Plant Biology*, 12, 89-95;
 10. Barinova, S., 2017a. Ecological Mapping in Application of the Aquatic Ecosystem Bioindication: Problems and Methods, *International Journal of Environmental Sciences and Natural Resources*, 3(2), 1-7. Available at: <https://doi.10.19080/IJESNR.2017.03.555608>;
 11. Barinova, S., 2017b. Empirical Model of the Functioning of Aquatic Ecosystems, *International Journal of Oceanography and Aquaculture*, 2(2), 1-8. Available at: <https://doi.10.19080/IJESNR.2017.02.555581>;
 12. Barinova, S., 2017c. Aberrant Forms of Algae and Bioindication of the Aquatic Ecosystem State, *International Journal of Oceanography, and Aquaculture*, 1(3), 1-7;
 13. Barinova, S., 2017d. On the Water Quality Classification from an Ecological Point of View, *International Journal of Environmental Sciences and Natural Resources*, 2(2), 1-8. Available at: <https://doi.10.19080/IJESNR.2017.02.555581>;
 14. Barinova, S., Krupa, E., & Romanova, S., 2018. The role of planktonic algae in the ecological assessment of storage-reservoirs of the Ile-Balkhash basin (Kazakhstan), *Transylvanian Review of Systematical and Ecological Research. The Wetlands Diversity*, 20(2), 1-14. Available at: <https://doi.org/10.2478/trser-2018-0001>;
 15. Barrett, T., Feola, G., Khusnitdinova, M. & Krylova, V., 2017. Adapting Agricultural Water Use to Climate Change in a Post-Soviet Context: Challenges and Opportunities in Southeast Kazakhstan, *Human Ecology*, 45, 747-762. Available at: <https://doi.org/10.1007/s10745-017-9947-9>;
 16. Bhattacharyay, G., Sadhu, A.K., Mazumdar, A. & Chaudhuri, P.K., 2005. Antennal deformities of chironomid larvae and their use in biomonitoring of heavy metal pollutants in

- the Damodar River of West Bengal, *Indian Environmental Monitoring and Assessment*, 108, 67-84. Available at: <https://doi.10.1007/s10661-005-3963-8>;
17. Bhutiani, R., Kulkarni, D.B., Khanna, D.R. & Gautam, A., 2017. A geochemical distribution and an environmental risk assessment of heavy metals in groundwater of an industrial area and its surroundings, Haridwar, India, *Energy, Ecology, and the Environment*, 2(2), 155-167. Available at: <https://doi.10.1007/s40974-016-0019-6>;
 18. Bin, H., 2014. Oil and gas cooperation between China and Central Asia in an environment of political and resource competition, *Petroleum Science*, 11, 596-605. Available at: <https://doi.10.1007/s12182-014-0377-7>;
 19. Bulgakov, N.G., 2004. Ecologically tolerable impact levels of abiotic factors in water bodies of Russia and the neighboring countries: dependence on geographic and climatic conditions, *Water Resources*, 31(2), 174-179. Available at: [https://doi.org/10.1023/B:WARE.000](https://doi.org/10.1023/B:WARE.000;);
 20. Burlibayeva, D.M., Burlibayev, M.Zh., Opp, Ch. & Bao, A., 2016. Regime dynamics of hydrochemical and toxicological parameters of the Irtysh River in Kazakhstan, *Journal of Arid Land*, 8(4), 521-532. Available at: <https://doi.10.1007/s40333-016-0083-y>;
 21. Caporale, A.G. & Violante, A., 2016. Chemical Processes Affecting the Mobility of Heavy Metals and Metalloids in Soil Environments, *Current Pollution Reports*, 2, 15-27. Available at: <https://doi.10.1007/s40726-015-0024-y>;
 22. Chernova, O.V. & Beketskaya, O.V., 2011. Permissible and Background Concentrations of Pollutants in Environmental Regulation (Heavy Metals and Other Chemical Elements), *Eurasian Soil Science*, 44(9), 1008-1017. Available at: <https://doi.org/10.1134/S106422931>;
 23. Dembowska, E. A., Mieszczankin, T. & Napiórkowski, P., 2018. Changes of the phytoplankton community as signs of deterioration in the quality of water in a shallow lake, *Environmental Monitoring Assessment*, 190(95), 1-11. Available at: <https://doi.org/10.1007/s10661-018-6465-1>;
 24. European Water Framework Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council establishing a framework for community action in the field of water policy, 2000. *Official Journal of the European Communities*, 1-72;
 25. Evers, M., 2016. Integrative river basin management: challenges and methodologies within the German planning system, *Environmental Earth Science*, 75, 1085. Available at: <https://doi.org/10.1007/s12665-016-5871-3>;
 26. Frumin, G.T. & Krashanovskaya, Yu.V., 2014. *Otsenka troficheskogo statusa ozer Kazakhstana* [Assessment of the trophic status of the lakes of Kazakhstan], *Ecological chemistry*, 23(1), 8-12. [In Russian];
 27. Giakoumis, T. & Voulvoulis, N., 2018. The transition of EU water policy towards the Water Framework Directive's integrated river basin management paradigm, *Environmental Management*, 62, 819-831. Available at: <https://doi.org/10.1007/s00267-018-1080-z>;
 28. Glantz, S.A., 1999. *Osnovy BIOSTATISTIKI* [Basics of BIOSTATISTICS], Moscow, Russia, Practice. [In Russian];

29. Gorbunova, N.S. & Stulin, A.F., 2016. *Soderzhanie tyazhelyh metallov pri dlitelnom primeneni udobrenij pri agrocoenoze kukuruzy na vyshchelochnykh chernozemah* [The heavy metal content with prolonged use of fertilizers in agrocoenosis of maize on leached black soils], *Bulletin of Volgograd State University, "Chemistry, Biology, Pharmacy" Series*, 4, 49-54. [In Russian];
30. Guo, L., Zhou, H., Xia, Z. & Huang, F., 2016. Evolution, opportunity and challenges of transboundary water and energy problems in Central Asia, *Springer Plus*, 5, 2018. Available at: <https://doi.org/10.1186/s40064-016-3616-0>;
31. Guseva, T.V. (Ed.), 2002. *Gidrohimiicheskiye parametry sostoyania okruzhayushchej sredy* [Hydrochemical parameters of the state of the environment], Moscow, Russia, Socio-Ecological Union. [In Russian];
32. Haddaway, N. R., Bernes, C., Jonsson, B-G. & Hedlund, K., 2016. The benefits of systematic mapping to evidence-based environmental management, *Ambio*, 45, 613-620. Available at: <https://doi.org/10.1007/s13280-016-0773-x>;
33. He, B., Yun, Z. J., Shi, J. B. & Gui Bin, J., 2013. Research progress of heavy metal pollution in China: Sources, analytical methods, status, and toxicity, *Chinese Science Bulletin*, 58, 134-140. Available at: <https://doi.org/10.1007/s11434-012-5541-0>;
34. Hoppe, S., Sundbom, M., Borg, H. & Breitholtz, M., 2015. Predictions of Cu toxicity in three aquatic species using bioavailability equipment in four Swedish soft freshwaters, *Environmental Sciences Europe*, 27(25), 1-10. Available at: <https://doi.10.1186/s12302-015-0058-1>;
35. Huang, J., Amuzu-Sefordzi, B. & Li, M., 2015. Heavy metals and polychlorinated biphenyls (PCBs) sedimentation in the Lianhua Mountain Reservoir, Pearl River Delta, China, *Environmental Monitoring Assessment*, 187(254). Available at: <https://doi.10.1007/s10661-015-4466-x>;
36. Huang, Y., Zhang, D., Xu, Zh., Yuan, Sh., Li, Y. & Wang, L., 2017. Effect of overlying water pH, dissolved oxygen, and temperature on heavy metal emission from river sediments under laboratory conditions, *Archives of Environmental Protection*, 43(2), 28-36. Available at: <https://doi.10.1515/aep-2017-0014>;
37. Interstate Standard 31 870-2012, 2013. *Pityevaya voda. Opredeleniye sodержaniya elementov metodami atomnoj spektrometrii* [Drinking water. Determination of elements content by atomic spectrometry methods]. Moscow, Russia: *Standardinform*. [In Russian];
38. Karthe, D., Abdullayev, I., Boldgiv, B., Borchardt, D., Chalov, S., Jarsjo, J., Li, L. & Nittrouer, J A., 2017. Water in Central Asia: an integrated assessment for science-based management, *Environmental Earth Sciences*, 76(690), 1-15. Available at: <https://doi.10.1007/s12665-017-6994-x>;
39. Khamidov, A., Helming, K. & Balla, D., 2016. Impact of agricultural land use in Central Asia: a review, *Agronomy for Sustainable Development*, 36(6), 1-23. Available at: <https://doi.10.1007/s13593-015-0337-7>;
40. Krupa, E. G., Stuge, T. S., Lopareva, T. Ya. & Shaukharbayeva, D.S., 2008. Distribution of Planktonic Crustaceans in Lake Balkhash in Relation to Environmental Factors, *Journal of*

- Inland Water Biology*, 1(2), 150-157. Available at: <http://dx.doi.org/10.1134/S1995082908020077>;
41. Krupa, E., Barinova, S. & Romanova, S., 2019. The role of natural and anthropogenic factors in the distribution of heavy metals in the water bodies of Kazakhstan, *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 19(8), 707-718. Available at: https://doi.org/10.4194/1303-2712-v19_8_09;
 42. Krupa, E.G. & Barinova, S.S., 2016. Environmental variables regulating the phytoplankton structure in high mountain lakes, *Research Journal of Pharmaceutical, Biological and Chemical Sciences*, 7(4), 1251-1261;
 43. Krupa, E.G. & Barinova, S.S., 2017. *Ispolzovanie strukturnykh pokazatelej gidrocenozov v otsenke ekologicheskogo sostoyaniya vodnykh ob'yektov Kazakhstana* [Use of structural variables of hydrocenoses in the assessment of the ecological state of water bodies in Kazakhstan]. In The Third International Conference "Bioindication in monitoring freshwater ecosystems" (pp. 165-170), St. Petersburg, Russia, Institute of Lake Sciences, Russian Academy of Sciences. [In Russian];
 44. Krupa, E.G. Romanova S.M. & Imentai A.K., 2016b. *Gidrohimicheskaya i toksikologicheskaya harakteristika ozer Nacionalnogo prirodnogo parka «Kulsay kolderi» (Kungej Alatau, Yugo-Vostochnyj Kazakhstan)* [Hydrochemical and toxicological characteristics of the lakes of the National Natural Park "Kulsay kolderi" (Kungei Alatau, South-East Kazakhstan)], *Nature Conservation Research. Zapovednaya Nauka* 1(1), 2-10. Available at: <http://dx.doi.org/10.24189/ncr.2016.001>. [In Russian];
 45. Krupa, E.G., 1998. On the deviations in the morphology *Acanthocyclops americanus* Marsh and *Cyclops vicinus* Uljanin (Crustacea, Copepoda) from the polluted water bodies of Almaty region (Southeastern Kazakhstan), *Russian Journal of Aquatic Ecology*, 7, 11-16;
 46. Krupa, E.G., 2005. Population densities, adult sex ratios, and occurrence of malformations in three species of Cyclopoid copepods in water bodies with different degrees of eutrophy and toxic pollution, *Journal of Marine Science and Technology*, 13(3), 226-237;
 47. Krupa, E.G., 2008. *Acanthocyclops trajani Mirabdullayev et Defaye (Copepoda, Cyclopoida) kak indikator ekologicheskogo sostoyaniya vodoyomov Kazakhstana* [*Acanthocyclops trajani* Mirabdullayev et Defaye (Copepoda, Cyclopoida) as an indicator of the ecological state of the reservoirs of Kazakhstan]. In the Proceedings of the All-Russian Conference on water toxicology "Anthropogenic impact on aquatic organisms and ecosystems" (pp. 56-58), Borok, Russia, *The Yaroslavl Printing Yard*. [In Russian];
 48. Krupa, E.G., 2011. Strukturnaya harakteristika zooplanktona ozer Kazakhstana v usloviyah antropogennogo vozdejstviya [Structural zooplankton description of Kazakhstan's lakes under conditions of anthropogenic impact]. In the Modern methods of research and assessment of water quality, the state of aquatic organisms and ecosystems under the anthropogenic impact (pp. 35-39), Borok, Russia, *TR-print*. [In Russian];
 49. Krupa, E.G., 2012. *Zooplankton loticheskikh i limnicheskikh ekosistem Kazakhstana. Struktura, zakonomernosti formirovaniya* [Zooplankton of limnic and lotic ecosystems of

- Kazakhstan. Structure, patterns of formation], Saarbrucken, Germany, *Palmarium Academic Publishing*. [In Russian];
50. Krupa, E.G., 2014. *Sravnitel'naya harakteristika zooplanktona vodoyemov Kazakhstana v usloviyah organicheskogo i smeshannogo zagryazneniya* [Comparative zooplankton description of Kazakhstan's reservoirs in conditions of organic and mixed pollution]. In the Anthropogenic impact on aquatic organisms and ecosystems (pp.142-146), Borok, Russia, *The Yaroslavl Printing Yard*. [In Russian];
 51. Krupa, E.G., 2015. *Metodologicheskie podhody i problemy otsenki ekologicheskogo sostoyaniya vodnyh ob'yektov* [Methodological approaches and problems of assessing the ecological state of water bodies], *Ecology and Industry of Kazakhstan*, 2(46), 59-62. [In Russian];
 52. Krupa, E.G., Amirgaliyev, N.A., Gogol, L.A., Klimov, F.V. & Tereshchenko, A.S., 2006. *Zooplankton reki Syrdarya v usloviyah nestabil'nogo gidrologicheskogo, gidrohimicheskogo i toksikologicheskogo sostoyanij* [Zooplankton of the Syrdarya River in conditions of unstable hydrological, hydrochemical and toxicological states]. In the Proceedings of the Conference "Great Rivers and World Civilizations" (pp. 385-391), Astrakhan, Russia, Astrakhan State University. [In Russian];
 53. Krupa, E.G., Barinova, S.M., Romanova, S.M. & Malybekov, A.B., 2016a. Hydrobiological assessment of high mountain Kolsay Lakes (Kungey Alatau, Southeastern Kazakhstan) ecosystems in climatic gradient, *British Journal of the Environment and Climate Change*, 6(4), 259-278. Available at: <http://dx.doi.org/10.9734/BJECC/2016/26496>;
 54. Krupa, E.G., Barinova, S.S., Isbekov, K.B., Tsoy, V.N., Assylbekova, S.Z. & Sharipova, O.A., 2017a. Influence of chemical water composition on spatial distribution of phytoplankton in the Balkhash Lake (Kazakhstan), *Research Journal of Pharmaceutical, Biological and Chemical Sciences*, 8(5), 396-411;
 55. Krupa, E.G., Barinova, S.S., Amirgaliyev, N.A., Issenova, G. & Kozhabayeva, G., 2017b. Statistical approach to estimate the anthropogenic sources of potentially toxic elements on the Shardara Reservoir (Kazakhstan), *Ecology and Environmental Science*, 2(1), 1-12. Available at: <http://dx.doi.org/10.15406/mojes.2017.02.00012>;
 56. Krupa, E.G., Barinova, S.S., Assylbekova, S.Z. & Isbekov, K.B., 2018. Structural indicators of zooplankton of the Shardara Reservoir (Kazakhstan) and the main influencing factors, *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 18, 659-669. Available at: https://doi.10.4194/1303-2712-v18_5_02;
 57. Krupa, E.G., Barinova, S.S., Tsoy, V.N., Lopareva, T.Y. & Sadyrbaeva, N.N., 2017c. Spatial analysis of hydrochemical and toxicological variables of the Balkhash Lake, Kazakhstan, *Research Journal of Pharmaceutical, Biological and Chemical Sciences*, 8(3), 1827-1839;
 58. Lee, S.H., Kim, I., Kim, K.W. & Lee, B.T., 2015. Ecological assessment of coal mine and metal mine drainage in South Korea using *Daphnia magna* bioassay, *Springer Plus*, 4(518), 1-13. Available at: <https://doi.10.1186/s40064-015-1311-1>;

59. Li, H., Shi A., Li, M. & Zhang, X., 2013. Effect of pH, temperature, dissolved oxygen, and flow rate of overlying water on heavy metals release from storm sewer sediments, *Journal of Chemistry*, 1-11. Available at: <http://dx.doi.org/10.1155/2013/434012>;
60. Matishev, G.G., Kreneva, S.V., Muraveyko, V.M., Shparkovskiy, I.A. & Ilyin, G.V., 2003. *Biotestirovanie i prognoz izmenchivosti vodnyh ekosistem v usloviyah antropogenogo zagryazneniya* [Biotesting and forecast of the variability of aquatic ecosystems under anthropogenic pollution], Apatity, Russia, *Korel Scientific Center of the Russian Academy of Sciences*. [In Russian];
61. Mazurov, A.K., 2005. *Metallogenicheskoe rajonirovanie Kazakhstana* [Metallogenic zoning of Kazakhstan]. In the *Proceedings of Tomsk Polytechnic University*, 308(4), 33-39. [In Russian];
62. Mottana, A., Carra, S. & Doglioni, C., 2016. Levels of water and natural soil pollution in Italy, *Rendiconti Lincei-Scienze*, 27, 3-6. Available at: <https://doi.10.1007/s12210-015-0496-0>;
63. Neamtu, M., Ciomasu, I. M., Costica, N., Costica M., Bobu, M., Nicoara, M. N. et al., 2009. Chemical, biological, and eco-toxicological assessment of pesticides and persistent organic pollutants in the Bahlui River, Romania, *Environmental Science and Pollution Research*, 16, 76-85. Available at: <https://doi.10.1007/s11356-009-0101-0>;
64. Novikov, M.A. & Draganov, D.M., 2017. *Kompleksnyj metodicheskij podhod k opredeleniyu fonovyh znachenij sodержaniya mikroelementov v vodnyh massah Barentseva morya dlya obraztsov Cd, Co, Cu i Ni* [Complex methodological approach to the determination of background values of trace element content in the water masses of the Barents Sea for the samples of Cd, Co, Cu and Ni], *Vestnik Kraunts. Earth Science*, 2(34), 37-48. [In Russian];
65. Ojekunle, O.Z., Ojekunle, O.V., Adeyemi, A.A., Taiwo, A.G., Sangowusi, O.R., Taiwo, A.M. & Adekitan, A.A., 2016. Evaluation of surface water quality indicators and ecological risk assessment of heavy metals in scrapyard neighborhood, *Springer Plus*, 5(560), 1-16. Available at: <https://doi.10.1186/s40064-016-2158-9>;
66. Oliveira, C.D., 1999. Morphological abnormalities of *Acartia lilljeborgi* (Copepoda, Crustacea) in the Espirito Santo Bay (E.S. Brazil), *Hydrobiologia*, 394, 249-251. Available at: <https://doi.org/10.1023/A:100350262>;
67. Porkka, M., Kumm, M., Siebert, S. & Flörke, M., 2012. The role of virtual water flows in physical water scarcity: the case of Central Asia, *Water Resources Development*, 28(3), 453-474. Available at: <https://doi.10.1080/07900627.2012.684310>;
68. Protasov, A., Barinova, S., Novoselova, T., Sylaieva, A., 2019. The aquatic organisms diversity, community structure, and environmental conditions, *Diversity*, 11, 190-207. Available at: <https://doi.org/10.3390/d11100190>;
69. Reutova, N.V., 2015. Mutagenic potential of some heavy metals, *Ecological Genetics*, 13(3), 70-75. Available at: <https://doi.org/10.1134/S2079059717020101>;
70. Rijswijk, M., Gilissen, H. K. & Van Kempen, J., 2010. The need for international and regional transboundary cooperation in European river basin management as a result of new

- approaches in EC water law, ERA Forum, 11, 129-157. Available at: <https://doi.org/10.1007/s12027-009-0145-0>;
71. Romanenko, V.D., Oksiuk, O.P., Zhukinsky, V.N., Stolberg, F.V. & Lavrik, V.I., 1990. *Ekologicheskaya otsenka vozdeystviya gidrotekhniki na vodnye obyektu* [Environmental impact assessment of hydraulic engineering on water bodies], Kiev, Ukraine, *Naukova Dumka*. [In Russian];
 72. Romanova, S.M., Dostay, Zh.D. & Tursunov, E.A., 2012. *Vodnye resursy Kazakhstana: otsenka, prognoz, upravlenie. Resursy rechnogo stoka Kazakhstana. Kachestvo poverhnostnykh vod Kazakhstana i voprosy mezhdunarodnogo vododeleniya* [Water resources of Kazakhstan: estimation, forecast, management. Resources of the river flow of Kazakhstan. Quality of surface waters of Kazakhstan and international water allocation issues], Almaty, Kazakhstan, Geography Institute of the Ministry of Education and Science of the Republic of Kazakhstan. [In Russian];
 73. Sappa, G., Ergul, S. & Ferranti, F., 2014. Geochemical modeling and multivariate statistical evaluation of trace elements in arsenic-contaminated groundwater systems of Viterbo Area, (Central Italy), *Springer Plus*, 3(1), 237. Available at: <https://doi.org/10.1186/2193-1801-3-237>;
 74. Serra, A., Guasch, H., Admiraal, W., Van der Geest, H.G. & Van Beusekom, S.A.M., 2010. Influence of phosphorus on copper sensitivity of fluvial periphyton: the role of chemical, physiological and community-related factors, *Ecotoxicology*, 19, 770-780. Available at: <https://doi.10.1007/s10646-009-0454-7>;
 75. Shvartsev, S.L., 2008. Geochemistry of fresh groundwater in the main landscape zones of the Earth, *Geochemistry International*, 46(13), 1285-1398. Available at: <https://doi.org/10.1134/S001670290>;
 76. Slivinsky, G.G. & Krupa, E.G., 2013. *Sovremennoe sostoyanie ozer Teniz-Korgalzhyn po gidrohimicheskim i toksikologicheskim pokazatelyam* [The current state of the Teniz-Korgalzhyn Lakes according to hydrochemical and toxicological parameters], *Bulletin of Kazakh National University, Ecological Series*, 1(37), 74-81. [In Russian];
 77. Solodukhin, V.P., Poznyak, V.L., Kabirova, G.M., Ryazanova, L.A., Lennik, S.G., Liventsova, A.S. et al., 2016b. Radionuclides and toxic chemical elements in transboundary Kyrgyzstan-Kazakhstan rivers, *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 309, 115-124. Available at: <https://doi.10.1007/s10967-016-4817-2>;
 78. Talalaj, I.A. & Biedka, P., 2016. Use of the landfill water pollution index (LWPI) for groundwater quality assessment near the landfill sites, *Environmental Science and Pollution Research*, 23, 24601-24613. Available at: <https://doi.10.1007/s11356-016-7622-0>;
 79. Tyumenev, S.D., 2008. *Vodnye resursy i vodosnabzhenie territorii Kazakhstana* [Water resources and water supply of the territory of Kazakhstan], Almaty, Kazakhstan, Kazakh National Technical University. [In Russian];
 80. Volkov, I.V., Zalicheva, I.N. & Ganina, V. S., 1993. *Principy regulirovaniya antropogennoj nagruzki na vodnye ekosistemy* [Regulation principles of anthropogenous load on water ecosystems], *Water Resources*, 20(6), 457-462. [In Russian];

81. Woszczyk, M., Spsychalski, W. & Boluspaeva, L., 2018. Trace metal (Cd, Cu, Pb, Zn) fractionation in urban-industrial soils of Ust-Kamenogorsk (Oskemen), Kazakhstan – implications for the assessment of environmental quality, *Environmental Monitoring and Assessment*, 190(362), 1-16. Available at: <https://doi.org/10.1007/s10661-018-6733-0>;
82. Yin, W., Fan, Z., Zheng, J., Jiquan Y., Mingjun Zh., Xiaofeng Sh., Jianjun G., Qiyan L. & Yaping L., 2012. Characteristics of strike-slip inversion structures of the Karatau fault and their petroleum geological significances in the South Turgay Basin, Kazakhstan, *Petroleum Science*, 9, 444-454. Available at: <https://doi.org/10.1007/s12182-012-0228-3>;
83. Yu, Y., Pi, Y., Yu, X., Ta, Zh., Sun, L., Disse, M., Zeng, F., Li, Y., Chen, X. & Yu, R., 2018. Climate change, water resources and sustainable development in the arid and semi-arid lands of Central Asia in the past 30 years, *Journal of Arid Land*. Available at: <https://doi.org/10.1007/s40333-018-0073-3>;
84. Zeng, Y., Wang, L., Jiang, L., Cai, X. & Li, Y., 2015. Joint Toxicity of Lead, Chromium, Cobalt and Nickel to *Photobacterium phosphoreum* at no observed effect concentration, *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 95, 260-264. Available at: <https://doi.10.1007/s00128-015-1568-7>;
85. Zhao, G., Ye, S., Yuan, H., Ding, X. & Wang, J., 2017. Surface sediment properties and heavy metal pollution assessment in the Pearl River Estuary, China, *Environmental Science and Pollution Research*, 24, 2966-2979. Available at: <https://doi.10.1007/s11356-016-8003-4>;
86. Zhaoyong, Zh., Abuduwaili, J. & Fengqing, J., 2015. Heavy metal contamination, sources, and pollution assessment of surface water in the Tianshan Mountains of China, *Environmental Monitoring and Assessment*, 187(33). Available at: <https://doi.10.1007/s10661-014-4191-x>.