

* * *

УДК 574.21

DOI 10.17816/snv202110

Статья поступила в редакцию 28.02.2020

AGROPYRON CRISTATUM (L.) BEAUV. КАК ВОЗМОЖНЫЙ ИНДИКАТОР ЗАГРЯЗНЕНИЯ СРЕДЫ ТЯЖЕЛЫМИ МЕТАЛЛАМИ

© 2020

Каниболоцкая Юлия Михайловна, кандидат биологических наук,

доцент кафедры технологии производства и переработки сельскохозяйственной продукции
Сибирский университет потребительской кооперации (г. Новосибирск, Российская Федерация)

Краснопёрова Елена Францевна, кандидат технических наук, доцент,

профессор кафедры сельского хозяйства и биоресурсов
Инновационный Евразийский университет (г. Павлодар, Республика Казахстан)

Калиева Айнагуль Балгауовна, кандидат биологических наук, доцент,

заведующий кафедрой биологии и экологии

Павлодарский государственный университет им. С. Торайгырова (г. Павлодар, Республика Казахстан)

Жумадина Шолпан Молдажановна, доктор биологических наук, доцент кафедры биологических наук

Казахский агротехнический университет им. С. Сейфуллина (г. Астана, Республика Казахстан)

Аннотация. В связи с усилением негативного воздействия антропогенных факторов на состояние окружающей среды в техногенных регионах рассматривается возможность использования *Agropyron cristatum* (L.) Beauv. для выявления загрязнения промышленных территорий Ti, Mn, Cr, Fe, Ni, Cu, Zn, Pb, Sr. Для достижения цели исследования проведены анализы содержания этих металлов в растительных (*A. cristatum*) и почвенных пробах, отобранных в пригородах г. Павлодара (Павлодарская область, Казахстан) на различных расстояниях от действующих промышленных предприятий с использованием общепринятых методик; проведены геоботанические исследования с применением классических методов. *Agropyron cristatum*, являясь дигрессионно-активным видом, в условиях антропогенного воздействия в основном становится доминантом или субдоминантом в растительных сообществах, в том числе и в районах, где исторически он был представлен в незначительном обилии. Для подземных органов *A. cristatum* характерны высокие значения коэффициента биологического поглощения Zn в большей части точек; очень высокие значения A_{Cr} и A_{Pb} в нескольких точках. Для надземных органов *A. cristatum* КБП Zn также довольно высок; для Mn он ощутимо ниже, но при этом выше, чем для Ni, Cu, Sr, Ti и Fe. Для исследуемой нами территории, а также – в сходных условиях – и для других регионов, особенно находящихся в зоне влияния металлургических предприятий, *A. cristatum* может быть использован как индикатор загрязнения среды Zn, Cr, Pb и Mn.

Ключевые слова: тяжелые металлы; поллютанты; *Agropyron cristatum* (L.) Beauv.; житняк гребенчатый; коэффициент биологического поглощения; коэффициент опасности; предельно допустимые концентрации; дигрессионно-активные виды; загрязнение окружающей среды; индикатор загрязнения.

Введение

Загрязнение окружающей среды является в настоящее время одной из серьезнейших экологических проблем, что подтверждается наличием среди национальных проектов, поддерживаемых Правительством Российской Федерации, и проекта «Экология» (пока что, к сожалению, не полностью разработанного и реализованного); в большей или меньшей степени загрязнены все территории, так или иначе связанные с деятельностью человека. Условно ненарушенными мы можем считать только экосистемы, находящиеся вдали от цивилизации. Подобная ситуация отмечается во всех странах постсоветского пространства, в том числе – в России и в Казахстане.

Так, г. Павлодар (расположен на северо-востоке республики Казахстан; Павлодарская область граничит с Россией в Новосибирской, Омской областях и в Алтайском крае), является одним из крупнейших промышленных центров республики со значительным уровнем загрязнения окружающей среды [1]. Это является следствием деятельности предприятий металлургии (черной – ПФ ТОО «Кастинг», цветной

– АО «Алюминий Казахстана», АО «ТНК Казхром», Казахстанский электролизный завод), энергетической (ТЭЦ-1, ТЭЦ-2, ТЭЦ-3, АО «ЕЭК»), нефтехимической (ПНХЗ), и других отраслей производства.

Для решения существующих экологических проблем проводятся мониторинговые исследования состояния природных сред, в том числе почвы и растительного покрова. Актуально в настоящее время выявление при помощи такого рода исследований растений, способных выполнять роль биологических индикаторов присутствия в среде, например, тяжелых металлов, и являться, таким образом, демонстраторами внешнего воздействия.

Тяжелые металлы (ТМ) поступают в природную среду, как правило, в результате антропогенного (техногенного) воздействия и накапливаются во всех ее компонентах без возможности их самоочищения, с учетом существующих процессов миграции и рассеяния [1, с. 252], значительно изменяющих естественный химический состав почв и растений.

Растительность, как основной компонент экосистем, на действие различных антропогенных факто-

ров реагирует достаточно оперативно, но проявляется этот процесс по-разному. Растения аккумулируют компоненты выбросов промышленных предприятий, автомобильных выхлопов, в том числе и ТМ, становясь буфером и детоксикантом для окружающей среды, в результате гибнут, а на их место приходят более устойчивые к поллютантам виды.

Избыток металлов может влиять на сообщества как прямым (накопление элементов непосредственно в растении), так и косвенным (через негативное воздействие ТМ на состав, свойства почвы и ее плодородие) образом [2, с. 12].

Аккумуляция химических элементов в почве коррелирует с процессами загрязнения всех прочих природных сред. Скорость миграции вещества здесь значительно ниже, чем в других средах, и химический состав почв отражает длительные процессы загрязнения, связанные, в том числе, с работой промышленных предприятий.

Из анализа опубликованных научных трудов следует, что трансформация растительности в Казахстане и других странах исследуется в разных аспектах [3–6], но работ, где изучалась бы реакция отдельных видов растений естественных местообитаний на загрязнение компонентами дымовых эмиссий предприятий и трансформация растительности, как следствие их влияния, в совокупности с другими факторами воздействия, не так много [2; 7–10]. Поэтому мы рассматриваем состояние растительного покрова территорий, находящихся в зоне действия промышленных предприятий (энергетики, черной и цветной металлургии, нефтехимической промышленности) [11–14]. Полученные данные могут применяться исследователями в различных регионах Казахстана, России и других стран, при условии совпадения основных характеристик биогеоценозов (экосистем).

Цель: рассмотреть возможность использования *Agropyron cristatum* (L.) Beauv., как вида, часто доминирующего в растительных сообществах Павлодарской области, в качестве индикатора загрязнения окружающей среды некоторыми тяжелыми металлами, особенно – в промышленных регионах.

Объекты и методы исследования

Состояние растительного покрова региона изучалось нами при проведении диссертационного исследования в 2006–2009 гг. [11], далее – при разработке инициативно-поисковой темы – в 2011–2013, 2015–2016 гг.; пробы почв и растений для химических анализов отбирались в 2006, 2011, 2013, 2015–2016 гг. на различных расстояниях от промзон г. Павлодара, согласно стандартным методическим рекомендациям [15; 16].

Нами обследовано более 50 участков, находящихся на разных расстояниях от ведущих промышленных предприятий г. Павлодара (1–3–5–10–20–50 км – на север, юг, восток и запад от г. Павлодара с учетом розы ветров и транспортной либо пешей доступности) [11–13]. Почва на анализ забиралась из двух слоев – 0–5 см и 10–15 см (в первом случае выявляли текущее, а во втором – более давнее загрязнение). В тех же точках собраны для анализа и растительные пробы – подземные и надземные части *Agropyron cristatum* (житняка гребенчатого). Точки

отбора проб приурочены к преобладающим растительным сообществам, в которых проводились детальные геоботанические описания с использованием классических методов, принятых при проведении геоботанических исследований [17].

Определение содержания элементов в почве и растениях осуществлялось методом рентгенофлуоресцентного анализа (для почвы – с отжигом, для растений – с предварительным озолением) на РФА-спектрометре «Спектроскан GF-1E» (Россия, 2000 год выпуска). Пробы анализировали в лаборатории Физико-технического института МОиН РК (п. Алатау, Алма-Атинская область, Казахстан). Сопоставление предельно допустимых концентраций элементов в почве устанавливалось согласно нормативам ПДК: Cu, Zn, Ni, Cr, Pb, Ti [18], Mn [19], Sr [20], концентрации Fe в почве сравнивали с фоновым содержанием.

Для почвенных проб был рассчитан коэффициент опасности K_o – концентрация металла в почве в долях ПДК (представлен в диаграммах, определяли его по формуле (1) [21]):

$$K_o = \frac{C}{ПДК} \quad (1),$$

где C – фактический уровень содержания элемента в почве, $ПДК$ – предельно допустимые концентрации каждого рассматриваемого элемента в почве.

Для выявления уровня аккумуляции растениями поллютантов мы использовали *Agropyron cristatum* (*Agropyron pectinatum* (Vieb.) Beauv. [22]), т.к. фитоценозы с его участием широко распространены и на территории наших исследований, и во многих других регионах. В частности, этот вид злаков встречается и в Новосибирской области (и как компонент аборигенной флоры, например, по границе с Павлодарской областью, и как депрессионно-активный вид). Как правило, он преобладает в засушливых местообитаниях, ксероморфная структура злака снижает возможность аэрогенной аккумуляции загрязняющих веществ; к воздействию выпаса довольно устойчив.

Для выявления уровня перехода тяжелых металлов из почвы в растения определяли коэффициент биологического поглощения (КБП) A_x по формуле (2) [23]:

$$A_x = \frac{l_x}{n_x} \quad (2),$$

где l_x – содержание элемента x в золе растения, n_x – содержание того же элемента в почве.

Усредненное содержание каждого металла в почве рассчитывали для каждой пары почвенных проб (0–5 см и 10–15 см).

Результаты и их обсуждение

Данные аналитического обследования почвы исследуемой территории свидетельствуют о ее загрязнении хромом (Cr) – от 56 до 142 мг/кг в слое почвы 0–5 см и от 44 до 104 мг/кг в слое 10–15 см. В пробах условно-фоновой точки (УФТ) – 67 и 68 мг/кг. Для свинца (Pb), содержание которого в почве также высокое, диапазон концентраций в слое почвы 0–5 см составляет от 12 до 27 мг/кг, и в слое 10–15 см – от 7 до 20 мг/кг. Отмечены также высокие concentra-

ции железа (Fe) (максимально – 27496 (0–5 см) и 27456 мг/кг (10–15 см) при концентрациях в УФТ 19502 и 19274 мг/кг). Абсолютные концентрации остальных металлов не превышают предельно допустимых значений.

Диапазон содержания Pb, относящегося к элементам первого класса опасности (классы опасности указаны по [1]), на разных участках колеблется в надземных частях растений от 0,33 до 5,65 мг/кг, УФТ – 0,3; в подземных частях – от 3,6 до 100 мг/кг, УФТ – 4,9; Zn, также элемента первого класса опасности, от 4,1 до 120 мг/кг (УФТ – 42); от 30 до 778 мг/кг (УФТ – 104) соответственно.

Элементы второго класса опасности: содержание Ni в *A. cristatum* на разных расстояниях от заводов: в надземных частях растений от 0,2 до 2 мг/кг, УФТ – 0,3; в подземных частях – от 3,3 до 31,7 мг/кг, УФТ – 6,2; Си: в надземных частях растений – 0,47–1,3 мг/кг (УФТ – 0,7); в подземных – 1,9–7,1 мг/кг (УФТ – 3,1); содержание Cr, соответственно, от 2 до 12,5 мг/кг (УФТ – 2,0) и от 4,3 до 850 мг/кг (УФТ – 1,9).

Элементы третьего класса опасности: диапазон содержания Mn в *A. cristatum* на разных расстояниях от предприятий северной промзоны колеблется в надземных частях растений в пределах 43,6–121 мг/кг, УФТ – 66; в подземных – от 94 до 417 мг/кг, УФТ – 182; Sr в надземных частях *A. cristatum* – от 3,9 до 62 мг/кг (УФТ – 13); в подземных частях – от 19 до 62 мг/кг (УФТ – 30).

Диапазон содержания Fe, соответственно, 118–646,5 мг/кг, УФТ – 102 и 2317–13200 мг/кг, УФТ – 3304; и Ti – от 5,4 до 748 мг/кг (УФТ – 2,0) в надземных и от 295 до 1867 мг/кг (УФТ – 373) в подземных частях *A. cristatum*.

В диаграммах (рис. 1–9) – коэффициент опасности K_o (для металлов в почве, также в слоях от 0 до 5 см и от 10 до 15 см) и коэффициент биологического поглощения A_x тех же металлов *Agropyron cristatum* (отдельно для корней и для надземной части растений). Отобраны точки, для которых определены содержания ТМ и в почве, и в растительных пробах, чтобы иметь возможность сравнить аккумуляцию поллютантов в этих двух средах и проследить наличие либо отсутствие взаимосвязи. **Участки отбора проб (точки):** 5 – 0,5 км севернее ТЭЦ-3 (0,6 км восточнее ПНХЗ, 5 км севернее ПФ ТОО «Кастинг»); 9 – 1 км к с-в от ТЭЦ-2 (1,2 км восточнее ПФ ТОО «Кастинг»); 11 – 1 км севернее ТЭЦ-2 (0,8 км восточнее ПФ ТОО «Кастинг», 5,7 км к ю-в от ПНХЗ); 12 – 0,4 км к западу от ТЭЦ-2, 1 км южнее ПФ ТОО «Кастинг», 6 км к ю-в от ПНХЗ; 13 – 0,8 км южнее ТЭЦ-2 (1,4 км – также на юг – от ПФ ТОО «Кастинг», 6,5 км – от ПНХЗ); 14 – 2 км севернее ТЭЦ-3 (1 км на с-в от ПНХЗ, 7,5 км севернее ПФ ТОО «Кастинг»); 15 – 3 км южнее ТЭЦ-3, 1 км западнее ПФ ТОО «Кастинг»; 16 – 5 км южнее ТЭЦ-3, 2 км западнее ТЭЦ-2; 20 – 5 км на с-з от ТЭЦ-2 (4 км к ю-з от ТЭЦ-3 и ПНХЗ, 4,8 км западнее ПФ ТОО «Кастинг»); 21 – в 3,6 км западнее ТЭЦ-3 и ПНХЗ (6 км к с-з от ПФ ТОО «Кастинг»); 23 – 3,8 км к с-в от ТЭЦ-3; 24 – 10 км восточнее ПНХЗ и ТЭЦ-3 (12 км к с-в от ТЭЦ-2); 36 – 50 км восточнее г. Павлодара; 43 – 10 км севернее ТЭЦ-3 и ПНХЗ, 16 км – ПФ ТОО «Кастинг»; **Условно-фоновая точка: 44** – 50 км к северу от Павлодара (40 км от ПНХЗ, 46 км – от ПФ ТОО «Кастинг»); **ПЧ** – подземная часть житняка, **НЧ** – надземная часть житняка.

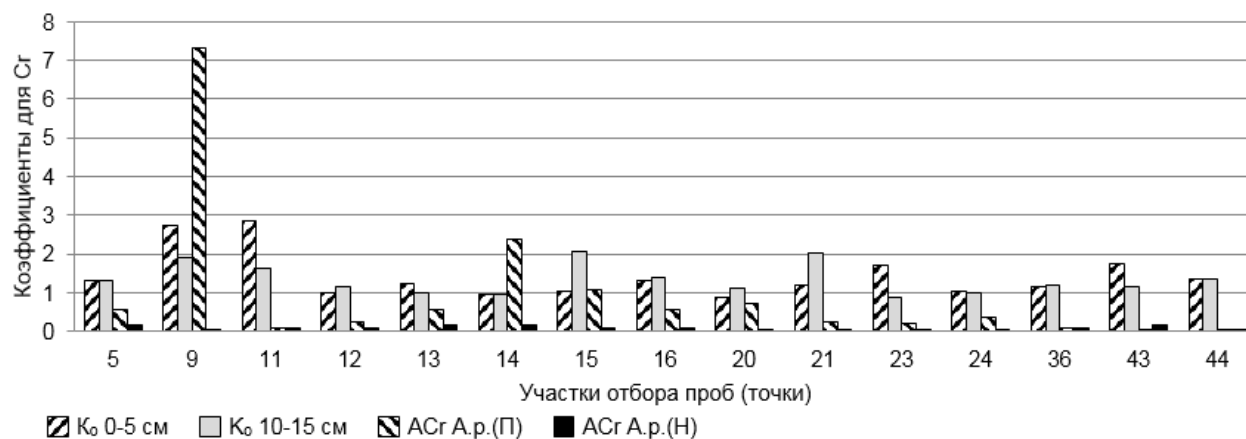


Рисунок 1 – Относительные концентрации хрома в почве (K_o) и растениях (A_{Cr} *A. cristatum*)

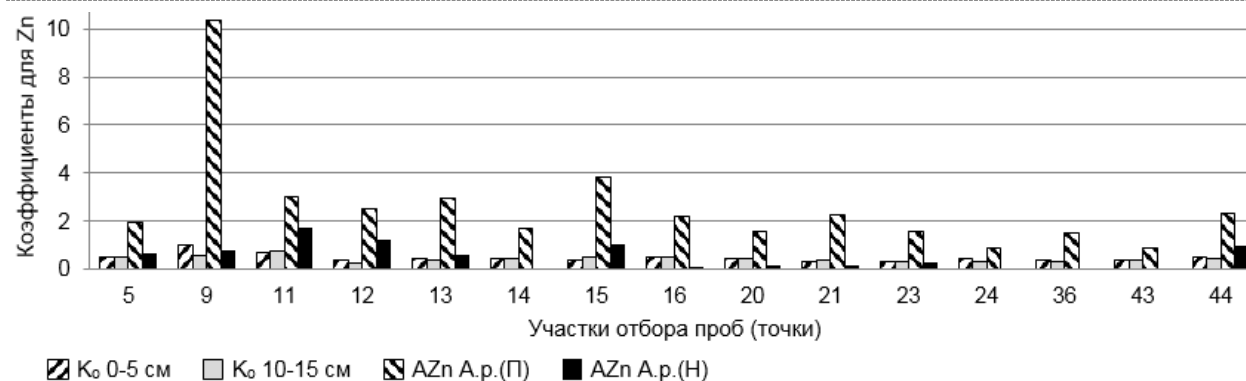


Рисунок 2 – Относительные концентрации цинка в почве (K_o) и растениях (A_{Zn} *A. cristatum*)

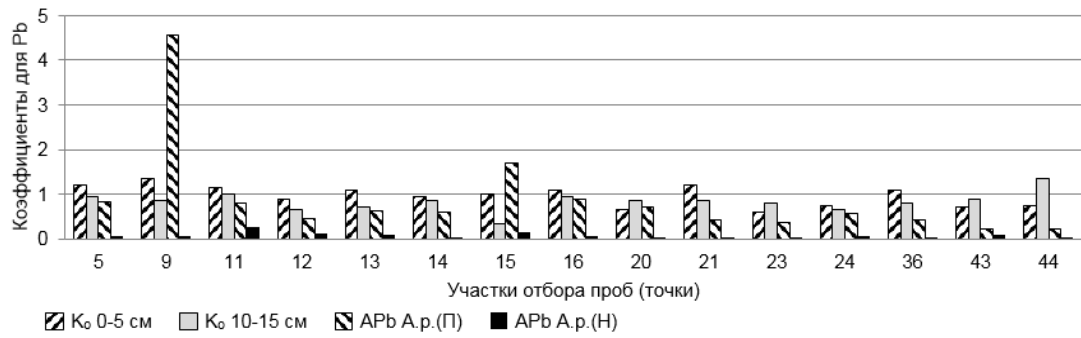


Рисунок 3 – Относительные концентрации свинца в почве (K_{Pb}) и растениях (A_{Pb} *A. cristatum*)

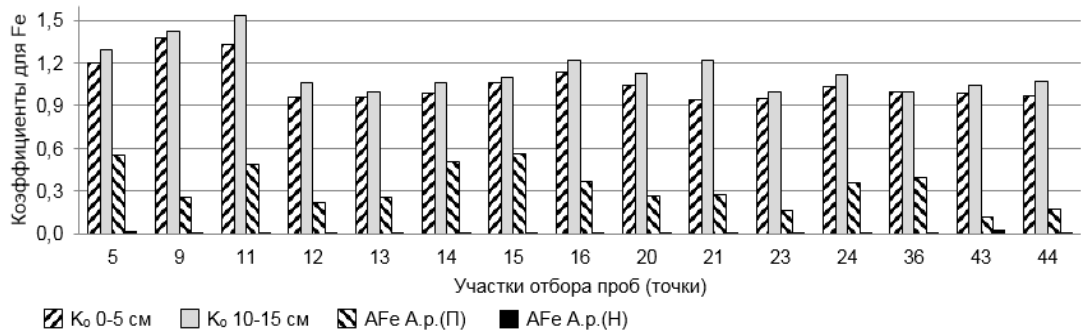


Рисунок 4 – Относительные концентрации железа в почве (K_{Fe}) и растениях (A_{Fe} *A. cristatum*)

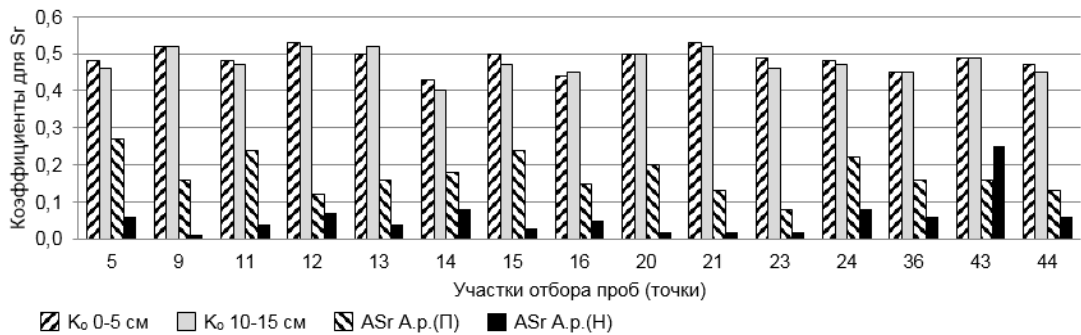


Рисунок 5 – Относительные концентрации стронция в почве (K_{Sr}) и растениях (A_{Sr} *A. cristatum*)

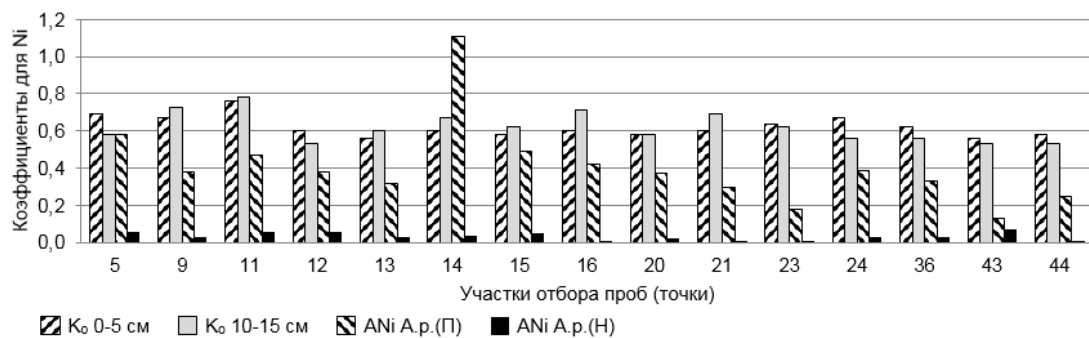


Рисунок 6 – Относительные концентрации никеля в почве (K_{Ni}) и растениях (A_{Ni} *A. cristatum*)

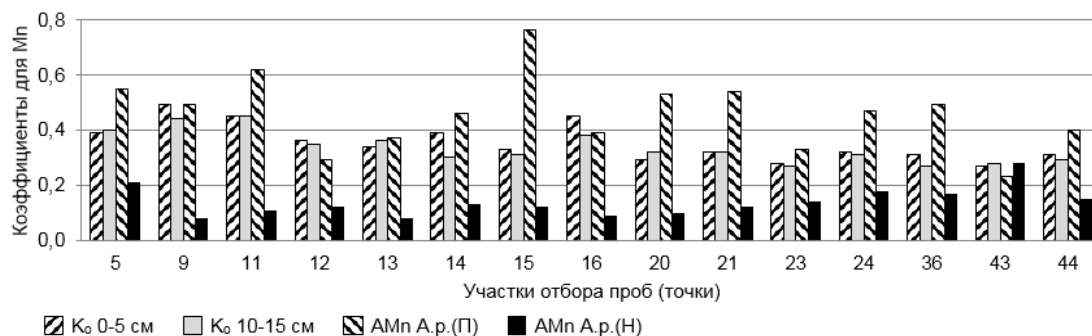
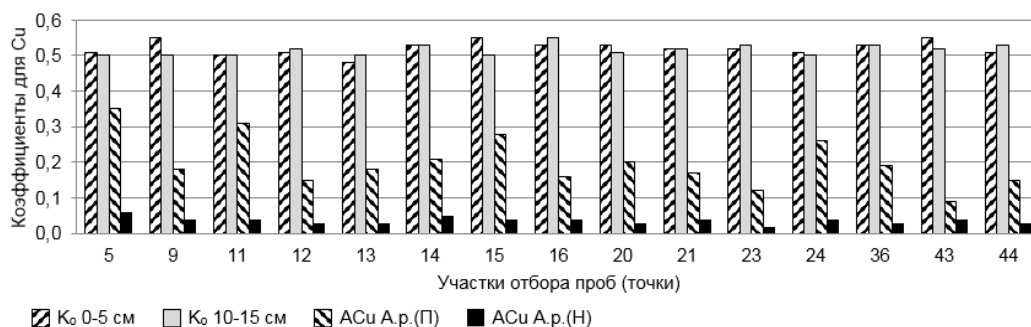
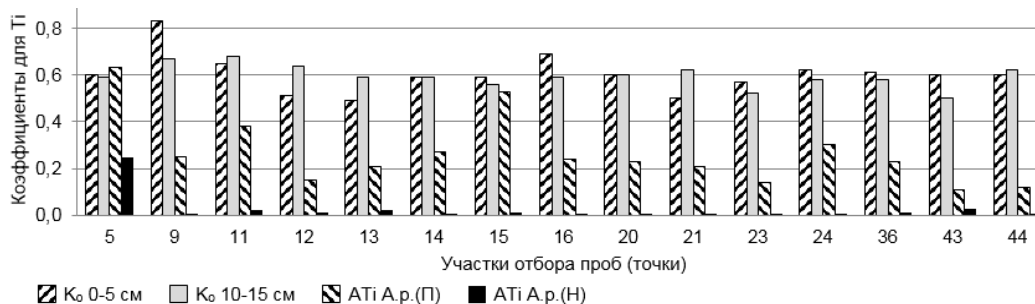


Рисунок 7 – Относительные концентрации марганца в почве (K_{Mn}) и растениях (A_{Mn} *A. cristatum*)

**Рисунок 8** – Относительные концентрации меди в почве (K_{Cu}) и растениях (A_{Cu} *A. cristatum*)**Рисунок 9** – Относительные концентрации титана в почве (K_{Ti}) и растениях (A_{Ti} *A. cristatum*)

Содержание Cr в почве исследуемой территории в основном превышает ПДК, с высоким значением КБП *A. cristatum* этого металла оно совпадает в точке т9, а также в т14, т15, т20 и т16, находящихся на расстоянии 1–3–5 км от действующих предприятий (ТЭЦ-2, ТЭЦ-3, ПФ ТОО «Кастинг» и ПНХЗ). На остальных участках отмечены более низкие концентрации рассматриваемого элемента в растительных пробах, но Cr *A. cristatum* аккумулирует вплоть до очень высоких концентраций ($A_{Cr} = 7,33$ в т9), сохраняя при этом жизнеспособность. Содержание металла в подземных органах пырея колеблется от 0,03 до 7,33, тогда как в надземных – от 0,03 до 0,17.

Для Zn ситуация другая. Содержание его в почвенных пробах в основном невелико (K_{Zn} в среднем 0,45 и 0,404 в слоях 0–5 см и 10–15 см соответственно), для т9 также совпадает повышенная концентрация Zn как в почве, так и в растительных пробах (причем $A_{Zn} = 10,4$); в остальных точках – в растениях концентрации этого металла выше (среднее A_{Zn} составляет 2,6 для корней и 0,66 – для надземной части), чем в почве тех же участков. Т.е. *A. cristatum* способен аккумулировать Zn; имеет место поглощение как корнями, так и надземной частью растений.

Для Pb картина противоположная. Концентрации в почве чаще высокие (близко к 1 ПДК, максимум – 1,35 ПДК – в т9, т44). Для *A. cristatum* КБП этого элемента также в основном больше средних величин, а в т9 совпадают высокие содержания Pb как в почве, так и в растениях ($A_{Pb} = 4,55$), чуть ниже его концентрации в т15, т16 и т5. Т.е. *A. cristatum* способен аккумулировать и Pb; содержание его в подземных частях в основном значительно выше, чем в надземных.

Концентрации Fe в почве близки к фоновым значениям или превышают их, а в *A. cristatum* по сравнению с ними – малы (особенно в надземной части пырея – от 0,01 до 0,03); Fe *A. cristatum* аккумулирует очень незначительно.

Концентрации Sr в почве стабильно невысоки (не более 0,6 ПДК); в растениях же – минимальны (от 0,12 до 0,27 в подземной части) в сравнении с другими рассмотренными нами металлами. При этом в т43

в надземной части $A_{Sr} = 0,25$, что значительно выше, чем остальные значения в данной группе.

Содержание Ni в почве находится в пределах 0,5–0,8 ПДК (наибольшие значения из имеющихся – в т5, т9, т11), в растениях концентрации этого элемента также не очень велики, только в т14 $A_{Ni} = 1,11$ (но значения Ni в почве в этой точке – средние). Т.о., *A. cristatum* аккумулирует Ni не слишком активно; соответствие концентраций «почва-растение» отмечено, но не в максимальных значениях A_{Ni} .

Содержание Mn и в почве, и в растениях невысоко (K_{Mn} – в пределах 0,27–0,49, при этом A_{Mn} в 11 из 15 рассматриваемых точек выше K_{Mn} в соответствующей точке); в т15 отмечена самая высокая из имеющихся концентраций в растениях (0,76), а в почве в той же точке – средняя. Совпадения концентраций металла в системе «почва-растение» встречаются, но не в максимальных их значениях; Mn *A. cristatum* аккумулирует довольно слабо, но стабильно.

Концентрации Cu и в почве (K_{Cu} – от 0,48 до 0,55), и в растениях (A_{Cu} от 0,09 до 0,35) невысоки. Т.о., Cu *A. cristatum* также аккумулирует незначительно.

Для Ti коэффициент опасности перехода металла из почвы в растения составляет от 0,49 до 0,83; в растениях самое высокое значение КБП составляет 0,63 – для подземных и 0,25 – для надземных частей пырея (в т5), а K_{Ti} в той же точке не превышает средних из имеющихся значений. Т.о., Ti *A. cristatum* аккумулирует в целом довольно слабо (для корней среднее значение КБП – 0,27, для травы – 0,05), стойкой взаимосвязи концентраций в системе «почва-растение» в основном не наблюдается.

При сравнении содержания в подземных и надземных частях житняка различных металлов отмечены гораздо большие концентрации их в корнях растений, чем в надземной части (акропетальный тип распределения поллютантов); к такому выводу приходят и другие исследователи [2, с. 38; 24, с. 13; 25, с. 68; 26]. При изменении условий окружающей среды, вида растения и металла-загрязнителя эта последовательность, скорее всего, будет варьировать.

Фолиарное загрязнение менее опасно для растительного организма, чем то, которое осуществляется

через корни (через почву) [25, с. 70]. Преимущественное накопление ТМ в корневой системе и ограничение транслокации их в надземные органы является защитной адаптационной реакцией растений, действующей на организменном уровне [27, с. 31].

Наибольшие значения КБП *A. cristatum* Cr, Pb, Zn отмечены в т9, т15 (и т14 для Cr, т11 – для Zn, т16 – для Pb); в т5, т15, т11 – для Fe, Ni, Ti, Cu, Sr и Mn (последовательность точек при этом различна); т.е. в т15 показаны значительные концентрации всех рассматриваемых элементов в растительных пробах. Невысокие (или минимальные) значения A_x *A. cristatum* металлов наблюдаются в т23 (все элементы, кроме Zn), т43 (все, за исключением Cr и Sr), т44 (все, кроме Mn и Zn), а также в т12 (все, за исключением Cr, Zn, Ni и Cu).

Высокие значения A_{Zn} (для подземных органов *A. cristatum*) показаны в 13 из 15 рассмотренных точек (т.е. кроме т24 и т43), A_{Cr} – 3 точки из 15 (т9, т14, т15), A_{Pb} – 2 из 15 (т9, т15), но при этом значения КБП для последних двух элементов в указанных точках очень велики. Для надземных органов житняка среднее A_{Zn} также значительно (по сравнению с A_x других металлов) и составляет 0,66; отмечены и более высокие, чем для других поллютантов (кроме Zn), показатели коэффициента биологического поглощения Mn надземными частями рассматриваемого злака (среднее A_{Mn} в этом случае – 0,14).

Распределение загрязнения по слоям почвы на рассматриваемой территории (0–5 см и 10–15 см): в 48,9% случаев K_o (коэффициент опасности), а значит, и концентрация металла в почвенной пробе выше в слое 0–5 см; в 38,5% случаев – в слое 10–15 см, и в 12,6% – концентрации в слоях одинаковы. При этом пробы из слоя 0–5 см содержат больше Zn, Pb, Sr, Mn и Ti, тогда как Fe больше во всех пробах слоя 10–15 см (кроме т36). Многие исследователи отмечают, что для техногенных территорий (без учета типа почв) характерна приуроченность максимальных концентраций поллютантов, поступающих от ТЭЦ и предприятий металлургии, к верхнему почвенному горизонту (до 10–20 см), непосредственно контактирующему с приземным слоем атмосферы [1, с. 263; 25, с. 71; 28, с. 152; 29, с. 16].

Меньшие значения коэффициента биологического поглощения *A. cristatum* рассмотренных нами металлов отмечаются чаще на удалении от действующих предприятий. В 10 км к северу от ТЭЦ-3 и ПНХЗ (в 16 км к северу от ПФ ТОО «Кастинг») – для всех, кроме Cr и Sr; там же – для почвенных проб по Pb, Ni, Mn, Ti. В 3,8 км к северо-востоку от ТЭЦ-3 (все элементы, кроме Zn; для почвенных проб – по Pb, Fe и Mn). В 50 км к северу от Павлодара (40 км к северу от ПНХЗ, 46 км на север от ПФ ТОО «Кастинг») для всех, кроме Mn и Zn; для Ni в почве.

Высокие либо наибольшие значения коэффициента биологического поглощения *A. cristatum* всех рассматриваемых нами элементов выявлены в 3 км южнее ТЭЦ-3 (1 км западнее ПФ ТОО «Кастинг»). Также для Cr, Pb, Zn – в 1 км к северо-востоку от ТЭЦ-2 (1,2 км восточнее ПФ ТОО «Кастинг»), там же отмечается высокое содержание всех, кроме Cu, металлов в почвенных пробах. Для Fe, Zn, Ni, Ti, Cu, Sr и Mn – в 1 км к северу от ТЭЦ-2 (в 0,8 км к востоку от ПФ ТОО «Кастинг», 5,7 км к юго-востоку от ПНХЗ); там же – высокие концентрации в почве всех поллютантов, кроме Cu и Sr; и для них же (кроме Zn) – в 0,5 км к северу от ТЭЦ-3 (0,6 км к востоку от ПНХЗ, 5 км к северу от ПФ ТОО «Кастинг»), для почвенных проб – Pb, Fe и Ni.

Выводы

Проведенные нами исследования позволили установить, что высокий уровень загрязнения почвы металлами чаще отмечается на расстоянии 0,5–5 км от действующих предприятий. Наибольшие (либо высокие) значения коэффициента биологического поглощения *A. cristatum* различных металлов отмечены в основном на тех же расстояниях от ведущих предприятий региона – ТЭЦ-2, ТЭЦ-3, ПФ ТОО «Кастинг», ПНХЗ. Распространение поллютантов соответствует направлению преобладающих в регионе ветров и снижается с увеличением расстояния от источников загрязнения.

Для подземных органов *A. cristatum* характерны высокие значения коэффициента биологического поглощения Zn в большей части рассмотренных точек; очень высокие значения A_{Cr} и A_{Pb} в нескольких точках. Для надземных органов *A. cristatum* КБП Zn также довольно значителен; для Mn он ощутимо ниже, но при этом выше, чем для Ni, Cu, Sr, Ti и Fe.

Agropyron cristatum, являясь дигрессионно-активным видом, в условиях антропогенного воздействия в основном становится доминантом или субдоминантом в растительных сообществах, в том числе и в районах, где исторически он был представлен в незначительном обилии. Для исследуемой нами территории, а также – в сходных условиях – и для других регионов, особенно находящихся в зоне влияния металлургических предприятий, он может быть использован как индикатор загрязнения среды Zn, Cr, Pb и Mn.

Список литературы:

1. Панин М.С. Химическая экология: учебник для вузов / под ред. С.Е. Кудайбергенова. Семипалатинск: СГУ им. Шакарима, 2002. 852 с.
2. Панин М.С. Аккумуляция тяжелых металлов растениями Семипалатинского Прииртышья. Семипалатинск: ГУ «Семей», 1999. 309 с.
3. Бижанова Г.К. Антропогенная трансформация растительности песчаных пустынь Казахстана: дис. ... д-ра биол. наук. Алматы, 1998. 235 с.
4. Марынич О.В. Антропогенная трансформация степной растительности (на примере Центрального Казахстана): дис. ... канд. биол. наук. Алматы, 1999. 202 с.
5. Самбуу А.Д., Дапылдай А.Б., Хомушку Н.Г. Оценка антропогенной трансформации Тувы методом главных компонент // Бюллетень науки и практики. 2018. Т. 4, № 9. С. 26–31.
6. Трансформация растительного покрова Казахстана в условиях современного природопользования: отчеты о НИР. Алматы: Институт ботаники и фитоинтродукции, 1997, 1998, 1999. 758 с.
7. Андреев Д.Н., Дзюба Е.А., Хотяновская Ю.В. Биологический мониторинг в карстовом районе нефтедобычи (Пермский край) // Антропогенная трансформация природной среды. 2017. № 3. С. 87–89.
8. Бигалиев А.Б., Шаймарданова Б.Х. Городская растительность в качестве биоиндикаторов техногенной нагрузки // Вестник КазНУ им. Аль-Фараби. 2005. Сер. экологическая. № 1 (16). С. 20–25.
9. Султанова Б.М. Антропогенная трансформация растительности Семипалатинского испытательного полигона: дис. ... канд. биол. наук. Алматы, 2000. 250 с.
10. Хачатрян Л.Р., Нерсисян Г.С., Григорян М.А. О концентрации тяжелых металлов в листьях вяза малого, произрастающего на территории г. Еревана // Антропогенная трансформация природной среды. 2016. № 2. С. 250–254.

11. Леонова Ю.М. Антропогенная трансформация растительности в зоне влияния промышленных объектов г. Павлодара: дис. ... канд. биол. наук. Алматы, 2010. 157 с.
12. Козыренко М.А., Каниболоцкая Ю.М. Тяжелые металлы в почве и растениях // XII Саптаевские чтения: междунар. науч. конф. Павлодар: ПГУ, 2012. С. 182–185.
13. Берикова А.Т., Каниболоцкая Ю.М. Антропогенная трансформация растительного покрова в зоне воздействия АО «ЕЭК» и АО «ТНК «Казхром» // IX Торайгыровские чтения: междунар. науч. конф. Павлодар: ПГУ, 2017. С. 75–78.
14. Бершадская А., Лифирова И., Каниболоцкая Ю.М., Листков В.Ю., Жумадина Ш.М. Влияние загрязнения атмосферного воздуха на состояние растительных сообществ в Павлодарской области (Казахстан) // Товароведно-технологические аспекты повышения качества и конкурентоспособности продукции: междунар. науч.-практ. конф. Новосибирск: СибУПК, 2018. С. 150–156.
15. Биогеохимические и геоботанические исследования. Л.: Недра, Ленингр. отд-ние, 1972. 280 с.
16. Методические рекомендации по проведению полевых и лабораторных исследований почв при контроле загрязнения окружающей среды металлами. М.: Гидрометеоздат, 1981. 109 с.
17. Полевая геоботаника в 4-х томах / под ред. Е.М. Лавренко и А.А. Корчагина. 1959–1972.
18. Научно-методические указания по мониторингу земель Республики Казахстан. Алматы, 1993. 108 с.
19. Санитарные нормы допустимых концентраций химических веществ в почве. СаНиП, № 2546-82 от 13.05.1983.
20. Kloke A. Richtwerte' 80. Orientierungsdaten für tolerierbare Gesamtgehalte einiger Elemente in Kulturboden // Mitteilungs VDLUFA. 1980. N 1–3. P. 9–12.
21. Руководство по санитарно-химическому исследованию почвы (нормативные материалы). М.: ЦНИИ «Электроника», 1993. 129 с.
22. Черепанов С.К. Сосудистые растения России и сопредельных государств (в пределах бывшего СССР). СПб.: Мир и семья – 95, 1995. 990 с.
23. Перельман А.И. Геохимия и ландшафты. М.: Знание, 1961. 48 с.
24. Атабаева С.Д. Физиолого-биохимические основы действия тяжелых металлов на растения: автореф. ... д-ра биол. наук. Алматы, 2007. 34 с.
25. Ильин В.Б. Тяжелые металлы в системе «почва – растение». Новосибирск: Наука. Сиб. отделение, 1991. 151 с.
26. Серегин И.В., Иванов В.Б. Физиологические аспекты токсического действия кадмия и свинца на высшие растения // Физиология растений. 2001. Т. 48, № 4. С. 606–630.
27. Ильин В.Б., Сысо А.И. Тяжелые металлы и радионуклиды в почвах естественных и антропогенных ландшафтов Западной Сибири // Тяжелые металлы и радионуклиды в окружающей среде: междунар. конф. Семей, 2002. С. 24–32.
28. Лузгин Б.Н. Загрязнение почв металлами (на примере Алтайского региона) // География и природные ресурсы. 2004. № 3. С. 151–154.
29. Мудрый И.В. Тяжелые металлы в системе «почва – растения – человек» // Гигиена и санитария. 1997. № 1. С. 14–17.

AGROPYRON CRISTATUM (L.) BEAUV. AS A POSSIBLE INDICATOR OF HEAVY METAL CONTAMINATION

© 2020

Kanibolotskaya Yuliya Mikhailovna, candidate of biological sciences,
associate professor of Agricultural Production and Processing Technology Department
Siberian University of Consumer Cooperation (Novosibirsk, Russian Federation)

Krasnopyorova Yelena Frantsevna, candidate of technical sciences, associate professor,
professor of Agriculture and Biological Resources Department
Innovative University of Eurasia (Pavlodar, Republic of Kazakhstan)

Kaliev Ainaagul Balgauovna, candidate of biological sciences, associate professor,
head of Biology and Ecology Department
S. Toraihyrov Pavlodar State University (Pavlodar, Republic of Kazakhstan)

Zhumadina Sholpan Moldazhanovna, doctor of biological sciences,
associate professor of Biological Sciences Department
S. Seifullin Kazakh Agro-Technical University (Astana, Republic of Kazakhstan)

Abstract. Due to the increasing negative impact of anthropogenic factors on the state of the environment in man-made regions, the possibility of using *Agropyron cristatum* (L.) Beauv. to detect contamination of industrial areas Ti, Mn, Cr, Fe, Ni, Cu, Zn, Pb, Sr is being considered. To achieve the research goal the authors have analyzed the content of these metals in vegetable (*A. cristatum*) and soil samples, taken in the suburbs of Pavlodar (the Pavlodar Region, Kazakhstan) at various distances from the operating industrial enterprises with application of the standard techniques. Geobotanic studies have been carried out using classical methods. *Agropyron cristatum*, being a digressive-active species, under human-induced conditions mostly becomes a dominant or subdominant in plant communities, including areas where it has historically been represented in little abundance. The underground organs of *A. cristatum* are characterized by high values of Zn biological absorption coefficient at most points; very high values of A_{Cr} and A_{Pb} at multiple points. For the above-ground organs of *A. cristatum*, Zn biological absorption coefficient is also quite high; it is appreciably lower for Mn, but higher than for Ni, Cu, Sr, Ti and Fe. *A. cristatum* can be used as an indicator of environmental pollution by Zn, Cr, Pb and Mn for the area under investigation and – in similar conditions – for other regions, especially those in the area of metallurgical enterprises.

Keywords: heavy metals; pollutant; *Agropyron cristatum* (L.) Beauv.; coefficient of biological absorption; coefficient of danger; threshold limit values; digression-active species; environmental pollution; pollution indicator.