

China in 1929. Known for their strong survival skills, adaptability, and quick reproduction, they quickly spread across various aquatic environments. Initially not considered a food source, their presence in natural waters began to escalate in the 1960s as crayfish became a sought-after delicacy in China. Their ability to feed broadly and thrive in polluted waters further aided their spread, posing significant threats to native species and disrupting ecological balances. A stark example of their impact is the damage to the Hani Rice Terraces in Yunnan. Studies suggest that between 1990 and 2020, crayfish populations in affected regions grew annually by 10 % to 30 %, with an estimated population of 43.67 million by 2020. Environmental impact scores were consistently high, peaking at 8.76 in 2017, underscoring the severe effects on biodiversity, water quality, and local ecosystems. Although these figures are hypothetical, they underscore the pressing issue: the unchecked proliferation of crayfish is a major ecological threat.

The invasion of crayfish in China has altered culinary preferences and significantly impacted ecosystems. Addressing this requires effective management and control strategies to lessen their environmental harm and preserve ecological balance and biodiversity. This demands collaborative efforts from policy development to practical enforcement to curb this invasive species.

Conclusion. Combined with the above analysis, the field of crayfish research has been concerned. Looking ahead, there is still a lot of room for development in crayfish research, especially in the areas of environmental change, biodiversity conservation, and aquaculture technology. In order to continue to promote the development of the field, it is recommended to strengthen interdisciplinary cooperation and expand research perspectives, while focusing on the exploration of sustainable and eco-friendly solutions. In addition, with the intensification of global environmental problems, crayfish as an important part of the ecosystem, its research can not only provide more in-depth insights for biology, but also has important significance for maintaining ecological balance and promoting ecological restoration.

REFERENCES

1. Wang Fafa et al. A brief introduction to freshwater crayfish farming technology in northern alpine regions. *New Agriculture* 2021, Issue 11, Second Half Monthly, Total Issue 955.
2. Li Juzong. Current status and development strategies of crayfish farming in Heilongjiang Province. *Heilongjiang Fisheries*, Issue 6, 2019.
3. Toenges S et al. Location-Dependent DNA Methylation Signatures in a Clonal Invasive Crayfish. *FRONTIERS IN CELL AND DEVELOPMENTAL BIOLOGY* (2021) 9.
4. Kouba A et al. Survival, Growth, and Reproduction: Comparison of Marbled Crayfish with Four Prominent Crayfish Invaders. *BIOLOGY-BASEL* (2021) 10(5).
5. Ma Jingang, He Yankai, Wan Jianye, et al. Ecological breeding of *Prochela clarkii* in winter fallow fields Shrimp efficiency enhancement technology[J]. *Water Conservancy and Fisheries*, 2007, 27(3):34- 35.

ГИДРОЛИТИЧЕСКАЯ АКТИВНОСТЬ ПОЧВ В УСЛОВИЯХ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ТЯЖЕЛЫМИ МЕТАЛЛАМИ

HYDROLYTIC ACTIVITY OF SOIL IN CONDITIONS OF HEAVY METALS POLLUTION

Е. А. Самусик, С. Е. Головатый

E. Samusik¹, S. Golovaty²

¹УО «Гродненский государственный университет имени Янки Купалы», ГрГУ им. Я. Купалы

г. Гродно, Республика Беларусь

e.samusik@mail.ru

²Учреждение образования «Международный государственный экологический институт

имени А. Д. Сахарова» Белорусского государственного университета, МГЭИ им. А. Д. Сахарова БГУ

г. Минск, Республика Беларусь

sscience@yandex.ru

¹Yanka Kupala State University of Grodno, GrSU

Grodno, Republic of Belarus

²International Sakharov Environmental Institute of Belarusian State University, ISEI BSU

Minsk, Republic of Belarus

Во введении представлена экологическая значимость диагностики биологического состояния почв, являющаяся одним из информативных критериев оценки уровня техногенной нагрузки. Установлена устойчивая депрессия активности гидролитических ферментов по отношению к действию тяжелых металлов. При этом, показатель инвертазной активности почвы оказался наиболее чувствительным, что проявлялось в замедлении скорости гидролиза сахарозы. Общая гидролитическая активность в почве с кадмием характеризовалась в диапазоне 57,2–80,2 %, с цинком – 36,5–57,2 %, со свинцом – 40,9–73,2 %. Ряд ранжирования по чувствительности почвенного микробного сообщества, отражающего потенциальную гидролитическую (минерализационную) способность, складывается следующим образом: Zn > Pb > Cd. Показатели активности

гидролаз (инвертаза, уреазы) могут использоваться как дополнительные биохимические характеристики почвы, выполняющие функции минерализации, в условиях техногенного загрязнения.

The introduction presents the ecological significance of diagnosing the biological state of soils, which is one of the informative criteria for assessing the level of anthropogenic load. A stable depression of the activity of hydrolytic enzymes in relation to the action of heavy metals has been established. At the same time, the indicator of invertase activity of the soil turned out to be the most sensitive, which manifested itself in a slowdown in the rate of sucrose hydrolysis. The total hydrolytic activity in the soil with cadmium was characterized in the range of 57.2–80.2 %, with zinc – 36.5–57.2 %, with lead – 40.9–73.2 %. The range of ranking according to the sensitivity of the soil microbial community, reflecting the potential hydrolytic (mineralization) ability, is as follows: Zn > Pb > Cd. Indicators of hydrolase activity (invertase, urease) can be used as additional biochemical characteristics of the soil, performing the functions of mineralization, in conditions of anthropogenic pollution.

Ключевые слова: тяжелые металлы, дерново-подзолистые супесчаные почвы, гидролитические ферменты, активность инвертазы, активность уреазы, реакция почвенной среды.

Keywords: heavy metals, sod-podzolic sandy loam soils, hydrolytic enzymes, invertase activity, urease activity, soil environment reaction.

<https://doi.org/10.46646/SAKH-2024-2-177-181>

Введение. Ферментативная активность – это характеристика почвы, которая образуется в результате совокупности процессов поступления ферментов из живых организмов, стабилизации и действия в почве. Ферментативная активность изменяется под воздействием различных факторов, в том числе антропогенных [1].

В почве ферменты участвуют в важных биохимических процессах: синтезе и распаде гумуса, гидролизе органических соединений, остатков высших растений и микроорганизмов и переводе их в доступное для питания растений и микроорганизмов состояние, а также в окислительно-восстановительных процессах и т.д., то есть в основных звеньях почвообразовательных процессов [2].

Ферменты, относящиеся к классу гидролаз и оксидоредуктаз, играют существенную роль в важнейших биохимических процессах. Особенно активность инвертазы, уреазы, фосфатазы, протеазы и других гидролаз является надежным показателем уровня плодородия и биологической активности почвы [3].

Инвертаза – катализирует реакции гидролитического расщепления сахарозы на эквимольные количества глюкозы и фруктозы, воздействует также на другие углеводы с образованием молекул фруктозы – энергетического продукта для жизнедеятельности микроорганизмов, катализирует фруктозотрансферазные реакции [4].

Уреаза катализирует реакции гидролитического расщепления мочевины на аммиак и диоксид углерода и играет важную роль в азотном режиме почв [5].

В связи с этим является актуальной количественная оценка гидролитической активности дерново-подзолистых супесчаных почв в условиях загрязнения тяжелыми металлами.

Материалы и методы исследования. Перед насыщением солями тяжелых металлов дерново-подзолистых супесчаных почв было осуществлено исследование по определению влажности, pH_{KCl} и ферментативной активности фоновой (контрольной) почвы.

Исследовалось влияние тяжелых металлов (цинка, кадмия и свинца) на функционирование почвенного микробного сообщества. Выбор форм внесения тяжелых металлов (ацетат) обусловлен хорошей растворимостью ацетата в водных растворах.

Концентрации цинка (по Zn^{2+}) – 0 (контроль), 55, 275, 550 и 5500 мг/кг, что соответствовало 0, 1, 5, 10, 100 ПДК свинца согласно гигиеническому нормативу [6].

Концентрации кадмия (по Cd^{2+}) – 0 (контроль), 0,5, 2,5, 5 и 50 мг/кг, что соответствовало 0, 1, 5, 10, 100 ПДК свинца согласно гигиеническому нормативу [6].

Концентрации свинца (по Pb^{2+}) – 0 (контроль), 32, 160, 320 и 3200 мг/кг, что соответствовало 0, 1, 5, 10, 100 ПДК свинца согласно гигиеническому нормативу [6].

Навески почвы массой 200 г помещали в пластиковые сосуды. В каждый сосуд вносили ацетат металла (цинка, кадмия, свинца) в водном растворе до достижения итоговой влажности субстратов 60–70 % от предельной полевой влагоёмкости и заданной концентрации по ионам металла, далее тщательно перемешивали металлическим шпателем. Схема опыта содержит 13 вариантов в 3–кратной повторности (таблица 1).

Таблица 1

Схема постановки модельного опыта

Металл	Кратность ПДК				
	0 (контроль)	1	5	10	100
Cd	+	+	+	+	+
Pb	+	+	+	+	+
Zn	+	+	+	+	+

Метод определения обменной кислотности почвы осуществлялся потенциометрическим методом [7]. Активность инвертазы определяли по методу, предложенному В.Ф. Купревичем и Т.А. Щербаковой [2]. Активность уреазы устанавливали колориметрическим методом, по Т.А. Щербаковой [2].

Результаты исследований и их обсуждение. Одним из важных показателей состояния почвы и степени ее трансформации является реакция почвенной среды, с которой тесно взаимосвязаны процессы превращения минеральной и органической составляющих почв.

По результатам измерения pH_{KCl} почвенных образцов можно сделать вывод, что реакция фонового образца была близка к нейтральному ($pH_{KCl}=6,0$) в соответствии с градацией почв Беларуси по степени кислотности (pH в KCl), что свидетельствует о благоприятных условиях для функционирования почвенных микроорганизмов. После внесения в почву солей тяжелых металлов отмечается смещение значений pH_{KCl} в близкую к нейтральной области ($pH_{KCl}=5,6-5,7$). Это объясняется тем, что поглощение тяжелых металлов почвами сопровождается подкислением равновесных растворов.

Результаты дисперсионного анализа показали отсутствие статистически значимых различий значений pH_{KCl} в рамках разных концентраций одного металла (при $p<0,013$).

Проведенные исследования показали, что фермент инвертаза оказался наиболее чувствительным в почве в условиях загрязнения тяжелыми металлами. Это возможно обусловлено тем, что данный фермент внутриклеточный (содержащийся в клетках микроорганизмов и корней растений), а также принимает активное участие в круговороте углерода.

Установлены уровни потенциальной активности инвертазы в фоновой почве и в почве, загрязненной тяжелыми металлами (таблица 2).

Таблица 2

Инвертазная активность дерново-подзолистой почвы, загрязненной тяжелыми металлами

Элемент	Кратность ПДК	Количество инвертированных сахаров, мг					Инвертазная актив-ность, мг глюко-зы/ 1 г/24 ч
		Контроль	1 повторность	2 повторность	Среднее значение	Опыт – контроль	
Фоновая почва		11,2	0,254	0,265	0,260	0,122	20,0
Cd	1	11,2	0,211	0,225	0,218	0,106	17,5
	5	11,2	0,160	0,178	0,169	0,057	9,6
	10	11,2	0,150	0,178	0,164	0,052	9,2
	100	11,2	0,133	0,192	0,163	0,050	8,9
Zn	1	11,2	0,146	0,166	0,156	0,044	7,9
	5	11,2	0,120	0,181	0,151	0,038	7,0
	10	11,2	0,127	0,144	0,136	0,023	4,4
	100	11,2	0,123	0,125	0,124	0,012	2,2
Pb	1	11,2	0,176	0,176	0,176	0,064	11,2
	5	11,2	0,131	0,194	0,163	0,050	8,9
	10	11,2	0,138	0,174	0,156	0,044	7,9
	100	11,2	0,153	0,103	0,128	0,016	3,0

В частности, в образце почвы, загрязненном кадмием, наблюдается значительное снижение активности инвертазы на 52,0–55,3 % по отношению к фоновому образцу при концентрации металла кратно 5 ПДК, 10 ПДК и 100 ПДК ($z=4,03$, $z=3,99$, $z=4,13$ соответственно, при $p<0,05$).

В образцах почвы, загрязненной цинком и свинцом, наблюдается сходная тенденция: а именно, с увеличением концентрации металла в почве наблюдается понижение инвертазной активности, с минимальным значением равным 2,2 мг глюкозы/1г/24ч и 3,0 мг глюкозы/1г/24ч при концентрации кратно 100 ПДК соответственно.

Соответственно в образце почвы с цинком обнаружено статистически значимое понижение показателя (при концентрациях металла кратно 1 ПДК, 5 ПДК, 10 ПДК и 100 ПДК) по отношению к контролю ($z=5,53$, $z=5,59$, $z=6,13$, $z=7,35$ соответственно, при $p<0,05$). В образце почвы со свинцом отмечена аналогичная ситуация: обнаружены статистически достоверные отличия в рамках разных концентраций металла по сравнению с фоновым образцом ($z=3,13$, $z=4,99$, $z=5,03$, $z=6,67$ соответственно, при $p<0,05$).

Уровень активности уреазы в фоновой почве и в почве, загрязненной тяжелыми металлами представлен в таблице 3.

Проведенные исследования показали, что фермент уреазы оказался наиболее устойчивым в почве в условиях загрязнения тяжелыми металлами. Это может быть связано с тем, что внеклеточные ферменты закрепляются на глинистых материалах и органических веществах. За счет этого они оказываются более стабильны, чем внутриклеточные.

Таблица 3

Уреазная активность почвы, загрязненной тяжелыми металлами

Элемент	Кратность ПДК	Оптическая плотность					Уреазная активность, мг N-NH ₄ / 1 г /4ч
		Контроль	1 повтор-ность	2 повтор-ность	Среднее значение	Опыт – контроль	
Фоновая почва		0,078	0,345	0,419	0,382	0,304	160,0
Cd	1	0,078	0,33	0,292	0,311	0,233	116,5
	5	0,078	0,313	0,293	0,303	0,225	112,5
	10	0,078	0,317	0,285	0,301	0,223	111,5
	100	0,078	0,315	0,266	0,290	0,212	106,3
Zn	1	0,078	0,318	0,318	0,318	0,240	120,0
	5	0,078	0,308	0,308	0,308	0,230	115,0
	10	0,078	0,252	0,318	0,285	0,207	103,5
	100	0,078	0,265	0,288	0,277	0,198	99,3
Pb	1	0,078	0,374	0,361	0,367	0,289	144,8
	5	0,078	0,322	0,305	0,314	0,235	117,8
	10	0,078	0,293	0,303	0,298	0,22	110,0
	100	0,078	0,307	0,277	0,292	0,214	107,0

Все образцы почвы, загрязненные тяжелыми металлами, характеризовались низкой активностью уреазы в диапазоне 99,3–144,8 мг N-NH₄/1г/4ч, что на 9,5–38,0 % ниже по сравнению с фоновым образцом. При этом проведенный корреляционный анализ не показал статистически достоверную взаимосвязь между концентрацией металла и активностью уреазы. Однако обнаружены достоверные различия данного показателя в рамках разных концентраций металла по отношению к контролю.

Оценка потенциальной гидролитической активности почвы, загрязненной тяжелыми металлами, представлена в таблице 4. Сперва, активность инвертазы и уреазы выражалась в процентах от фонового образца (фоновый образец принимался за 100 %). Далее общая гидролитическая активность почвы, загрязненной тяжелыми металлами, была определена по средним значениям активности инвертазы и уреазы.

Таблица 4

Общая потенциальная гидролитическая активность почв, загрязненных тяжелыми металлами

Элемент	Кратность ПДК	Инвертаза, %	Уреаза, %	Общая гидролитическая активность, %
Фоновая почва		100,0	100,0	100,0
Cd	1	87,7	72,8	80,2
	5	46,0	70,3	58,2
	10	44,7	69,7	57,2
	100	48,0	66,4	57,2
Zn	1	39,4	75,0	57,2
	5	34,8	71,9	53,3
	10	21,8	64,7	43,3
	100	11,0	62,0	36,5
Pb	1	55,8	90,5	73,2
	5	44,7	73,6	59,1
	10	39,4	68,8	54,1
	100	15,0	66,9	40,9

Результаты исследования показали, что ответная реакция почвенного микробного сообщества на внесение тяжелых металлов была схожей. То есть, при разных концентрациях металлов в почве наблюдалось ингибирование общей гидролитической активности, с минимальным значением при концентрации металла кратной 100 ПДК.

Общая гидролитическая активность в почве с кадмием характеризовалась в диапазоне 57,2–80,2 %, с цинком – 36,5–57,2 %, со свинцом – 40,9–73,2 %.

Таким образом, среди изучаемых металлов, ряд ранжирования по чувствительности почвенного микробного сообщества, отражающего потенциальную гидролитическую (минерализационную) способность, складывается следующим образом: Zn > Pb > Cd.

Заключение. Определены диапазоны активности гидролитических ферментов (инвертазы и уреазы), регулирующих минерализацию полисахаридов с образованием усвояемых мономеров, в зависимости от уровня загрязнения почвы тяжелыми металлами.

Установлена устойчивая депрессия активности гидролитических ферментов по отношению к действию тяжелых металлов. При этом, показатель инвертазной активности почвы оказался наиболее чувствительным, что проявлялось в замедлении скорости гидролиза сахарозы.

Показатели активности гидролаз (инвертаза, уреазы) могут использоваться как дополнительные биохимические характеристики почвы, выполняющие функции минерализации, в условиях техногенного загрязнения.

ЛИТЕРАТУРА

1. Изменение почв в процессе их окультуривания : сб. ст. / АН СССР ; под ред. В. К. Гирфанова. – Уфа : Башк. филиал. Ин-т биологии, 1974. – 130 с.
2. Хазиев, Ф. Х. Методы почвенной энзимологии / Ф. Х. Хазиев, Е. А. Каретникова, Г. М. Зенова. – Москва : Наука, 2005. – 252 с.
3. Тах, И. П. Ферментативная активность различных типов почв лесостепного пояса в условиях западного Кавказа / И. П. Тах, А. Х. Агиров. – Москва : Наука, 2009. – 67 с.
4. Ковриго, В. П. Почвоведение с основами геологии / В. П. Ковриго. – Москва : Колос, 2000. – 416 с.
5. Гамаюрова, В. С. Ферменты: лабораторный практикум : учебное пособие / В. С. Гамаюрова, М. Е. Зиновьева. – СПб. : Проспект Науки, 2011. – 256 с.
6. Гигиенический норматив «Показатели безопасности и безвредности почвы». Утвержден постановлением Совета Министров Республики Беларусь от 25 января 2021г. № 37.
7. Почвы. Приготовление солевой вытяжки и определение ее pH по методу ЦИНАО: ГОСТ 26483–85. – Введ. 01.07.1986. – Москва : Гос. комит. СССР по стандартам: Издательство стандартов, 1985. – 3 с.

ПЕРСПЕКТИВЫ ПРИМЕНЕНИЯ БИОМОНИТОРИНГА ДЛЯ ОЦЕНКИ ТРАНСФОРМАЦИИ АНТРОМОВ В УСЛОВИЯХ КРУПНЫХ ГОРОДОВ

PROSPECTS FOR THE USE OF BIOMONITORING IN ASSESSING THE TRANSFORMATION OF ANTHROMES IN LARGE CITIES

В. В. Махнач
V. V. Makhnach

*Белорусский государственный университет, БГУ
г. Минск, Республика Беларусь
mahnachv@bsu.by
Belarusian State University, BSU
Minsk, Republic of Belarus*

В статье рассматриваются перспективы применения биомониторинга для оценки трансформации антропогенных экосистем в условиях крупных городов (на примере г. Минска). Исследование направлено на выявление возможностей использования биологических индикаторов для мониторинга воздействия городской среды на окружающую природу и здоровье человека. Анализируются методы биомониторинга, такие как оценка состояния растительности, животного мира, а также содержание загрязняющих веществ в биологических объектах. Результаты исследования позволят определить эффективные подходы к контролю за трансформацией антромов в городских условиях и разработать меры по улучшению экологической обстановки в городах.

This article discusses the prospects for using biomonitoring to assess the transformation of anthropogenic ecosystems in large cities (using the example of Minsk). The study is aimed at identifying the possibilities of using biological indicators to monitor the impact of the urban environment on the environment and human health. Methods of biomonitoring, such as assessing the state of vegetation and fauna, as well as the content of pollutants in biological objects are analyzed. The results of the study will allow us to determine effective approaches to control the transformation of anthromes in urban environments and develop measures to improve the environmental situation in the cities.

Ключевые слова: антром, антропом, биомониторинг, фитомониторинг, лишеноиндикация, биоиндикация.

Keywords: anthrome, anthropome, biomonitoring, phyto-monitoring, lichen indication, bioindication.

<https://doi.org/10.46646/SAKH-2024-2-181-185>