

## ВПЛИВ ТЕХНОЛОГІЧНИХ ПАРАМЕТРІВ БІОЛОГІЧНОГО ОЧИЩЕННЯ СТИЧНИХ ВОД З ВИКОРИСТАННЯМ РЯСКОВИХ НА СТУПІНЬ ВИДАЛЕННЯ АНТИБІОТИКА

Любов Кіка<sup>1</sup>, Лариса Саблій<sup>2</sup>

Національний технічний університет України  
«Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського»  
37, Берестейський проспект, м. Київ, 03056, Україна

<sup>1</sup>liubov.kika@gmail.com

<sup>2</sup>докт. техн. наук, larisasabliy@ukr.net, orcid.org/0000-0003-4217-3535

DOI: 10.32347/2524-0021.2024.48.18-25

**Анотація.** Стаття присвячена вивченню ефективності видалення хлорамфеніколу – антибіотика широкого спектру дії, що часто виявляють у стічних водах фармацевтичних і медичних установ. Метою дослідження було оцінити ефективність видалення хлорамфеніколу з модельних розчинів з використанням *Lemma minor* (ряски) в залежності від початкової концентрації антибіотика, тривалості очищення та питомої біомаси ряски.

У дослідженні були використані модельні розчини хлорамфеніколу з концентраціями 2, 5, 10 і 20 мг/дм<sup>3</sup>. Тривалість очищення варіювалася від 1 до 72 годин, а вміст хлорамфеніколу було визначено за допомогою рідинної хроматографії. Встановлено, що ефективність очищення залежить не лише від тривалості та початкової концентрації антибіотика, але і від питомої біомаси *L. minor*. Зокрема, найбільша ефективність спостерігалася в інтервалі від 24 до 48 годин, після чого видалення антибіотика помітно знижувалося, а вміст залишався стабільним до кінця 72-годинного періоду.

При концентраціях хлорамфеніколу 2 і 5 мг/дм<sup>3</sup> з питомою біомасою ряски 36 г/дм<sup>3</sup> ефективність очищення поступово зростала і досягала максимальних значень за 72 години 23,2% та 26,8%, відповідно. Для більшої біомаси – 50 г/дм<sup>3</sup> – ці показники становили 17% та 19%, що свідчить про можливу оптимізацію процесу очищення при зниженні питомої біомаси ряски.

При вищих початкових концентраціях хлорамфеніколу (10 і 20 мг/дм<sup>3</sup>) використання ряски з питомою біомасою 36 г/дм<sup>3</sup> забезпечувало максимальне видалення антибіотика 33,0% і 29,5%, відповідно, за 72 години очищення. Зі збільшенням біомаси до 50 г/дм<sup>3</sup> ефективність знижувалася і становила 23,6% та 21% для цих концентрацій, що вказує на залежність процесу від кількості *L. minor*.

Результати підтверджують, що використання *Lemma minor* є перспективним для видалення хлорамфеніколу зі стічних вод. Найвищої ефективності було досягнуто за тривалості процесу 48 годин і питомої біомаси ряски 36 г/дм<sup>3</sup>, що забезпечило зниження концентрації хлорамфеніколу до 29,4% за початкового рівня 10 мг/дм<sup>3</sup>. Використання ряски для очищення стічних вод сприяє зниженню екологічного навантаження та зменшує ризик поширення антибіотикорезистентності у природних водах.

**Ключові слова:** стічні води, біотехнологія, біологічне очищення, водні рослини, ряска, антибіотики.

### ВСТУП

Забруднення навколишнього середовища фармацевтичними речовинами, зокрема антибіотиками, стало серйозною екологічною проблемою, масштаби якої постійно зроста-

ють. Одним з основних чинників цього забруднення є скидання стічних вод з медичних і ветеринарних установ [1, 2].

Хлорамфенікол – це антибіотик, який застосовують для лікування бактеріальних інфекцій у людей та тварин. Проте, через свою

токсичність, він має обмежене використання, особливо у ветеринарії, де в деяких країнах його застосування заборонене [3, 4]. Попри це, концентрації хлорамфеніколу у стічних водах все ще знаходяться в межах 0,1–2 мкг/дм<sup>3</sup>, що пов'язано зі скидами з медичних та ветеринарних установ [5, 6]. В екосистемах цей антибіотик може призводити до розвитку антибіотикостійких патогенів, що в подальшому ускладнює лікування інфекцій.

Усе більше уваги приділяють біологічному очищенню за допомогою водних рослин. Одним з найбільш перспективних підходів є використання *Lemna minor* (ряска мала), яка має здатність поглинати токсичні речовини, у тому числі антибіотики, з води. Ці рослини активно метаболізують забруднюючі речовини та знижують їх концентрацію, сприяючи очищенню водойм [7].

Одним з важливих механізмів видалення хлорамфеніколу є його трансформація за допомогою ферментів, які продукує *Lemna minor*.

Ферментативна трансформація хлорамфеніколу у *Lemna minor* є ключовим механізмом біологічного очищення води від цього антибіотика. Під час цього процесу хлорамфенікол може змінювати свою хімічну структуру за допомогою ферментів, що призводить до зменшення його токсичності та полегшення виведення з рослини або зменшення його впливу на навколишнє середовище.

Основні механізми ферментативної трансформації хлорамфеніколу наступні: окиснення, глюкуронізація і сульфування, редукція, гідроліз [8-15].

Окиснення хлорамфеніколу ймовірно відбувається наступним чином [8-10]: ферменти, які задіяні в окиснювальних процесах, зокрема цитохром P450, можуть додавати атоми кисню до молекули хлорамфеніколу. Це призводить до утворення нових, менш токсичних форм, оскільки окиснені метаболіти можуть мати знижену біологічну активність у порівнянні з вихідними сполуками. Цей процес зазвичай відбувається в клітинах рослин, зокрема в органелах, таких як

ендоплазматичний ретикулум і мітохондрії, де знаходяться ферменти цитохрому P450.

Глюкуронізація і сульфування – це два типи реакцій кон'югації, які дозволяють перетворювати хлорамфенікол на менш токсичні форми. У цих реакціях молекули хлорамфеніколу зв'язуються з молекулами глюкуронової кислоти або сульфатів. Це сприяє детоксикації забруднювачів, оскільки кон'юговані молекули зазвичай мають значно нижчі токсичні властивості та легше виводяться з рослини або поглинаються меншою мірою. Глюкуронізація зазвичай здійснюється за допомогою глюкуронозилтрансфераз, а сульфування – через ферменти сульфотрансферази [10-13].

Під час редукції хлорамфеніколу відбувається зменшення кількості окисненованих функціональних груп у молекулі. Це може включати відновлення хлорамфеніколу до менш токсичних молекул, які мають змінені структурні характеристики, наприклад, зменшення кількості кисневмісних груп, що робить молекули менш активними. Цей процес часто реалізується за допомогою редуктаз, які здатні переносити електрони та водень на молекули забруднювачів [14-16].

Ще один важливий механізм ферментативної трансформації хлорамфеніколу – це гідроліз, під час якого молекули антибіотика розщеплюються на менші частини за допомогою води. Гідроліз може здійснюватися завдяки активності ферментів, таких як естерази та ліпази, що дозволяє розривати зв'язки між компонентами молекули хлорамфеніколу і робить її менш токсичною та більш піддатливою до подальшої біодеградації [10, 17, 18].

Ферментативна трансформація хлорамфеніколу має суттєве значення для біоремедіації, оскільки дозволяє рослині зменшити токсичність забруднювачів та адаптуватися до забрудненого середовища. Цей процес сприяє тому, що хлорамфенікол стає менш небезпечним для рослин та інших організмів, що мешкають у водному середовищі [19]. Тому використання *Lemna minor* для очищення води від фармацевтичних забруднювачів, таких як хлорамфенікол, є ефективним і перспективним методом, що дозволяє

зменшити негативний вплив антибіотиків на екосистему.

Ферментативна трансформація хлорамфеніколу в *Lemna minor* є складним багатоступеневим процесом, що включає окислення, глюкуронізацію, сульфонування, редуцію та гідроліз. Завдяки цим механізмам рослина здатна зменшувати токсичність хлорамфеніколу та перетворити його на менш шкідливі сполуки [8, 20].

Біологічне очищення стічних вод за допомогою водних рослин є не тільки екологічним, але й економічно вигідним методом. Завдяки швидкому росту рослин і здатності поглинати забруднювачі, цей метод може бути застосований на великих площах для очищення стічних вод. Використання таких рослин, як *Lemna minor*, дозволяє знижувати концентрації фармацевтичних речовин у воді, що значно покращує якість води у природних водоймах і зменшує екологічні ризики, пов'язані з забрудненням вод антибіотиками.

### МЕТА І МЕТОДИ

Метою роботи є визначення ступеню видалення хлорамфеніколу за допомогою *Lemna minor* в залежності від початкової концентрації антибіотика, тривалості процесу та питомої біомаси ряски.

У лабораторних умовах було досліджено процес очищення модельних розчинів, що імітували стічні води, з вмістом хлорамфеніколу 2, 5, 10 та 20 мг/дм<sup>3</sup>. Процес проводився в статичному режимі у біореакторах з *Lemna minor* із питомою біомасою 36 та 50 г/дм<sup>3</sup>. Проби відбирали через різні інтервали часу – 1, 2, 4, 6, 21, 24, 48 та 72 год., від початку процесу – для відстеження динаміки зниження концентрації антибіотика.

Для визначення вмісту хлорамфеніколу використовували рідинну хроматографію та калібрувальну криву. Для перевірки гіпотези, що зниження вмісту хлорамфеніколу є наслідком дії саме ряски, проводили контрольні дослідження на аналогічних розчинах без додавання *Lemna minor*.

Аналіз зразків виконували на рідинному хроматографі Agilent 1260 Infinity II, а обробку результатів здійснювали за допомогою

програмного забезпечення Agilent OpenLab. Визначення вмісту хлорамфеніколу проводили шляхом вимірювання площ піків на хроматограмі, які пропорційні концентрації антибіотика в кожній пробі.

### РЕЗУЛЬТАТИ ТА ПОЯСНЕННЯ

Результати хроматографічного визначення вмісту хлорамфеніколу в модельних розчинах в залежності від тривалості їх очищення без використання ряски наведено у таблиці 1.

**Табл. 1.** Вміст хлорамфеніколу в модельних розчинах в залежності від тривалості їх очищення без використання *L. minor*

**Table 1.** Chloramphenicol content in model solutions depending on the time of their purification without the use of *L. minor*

τ, год	Початковий вміст хлорамфеніколу у модельних розчинах C <sub>0</sub> , мг/дм <sup>3</sup>			
	2	5	10	20
0	2,47	4,39	10,13	20,01
1	2,47	4,39	10,12	20,01
2	2,47	4,39	10,13	20,01
4	2,47	4,39	10,13	20,01
6	2,47	4,39	10,13	20,00
21	2,47	4,39	10,12	20,00
24	2,46	4,39	10,12	20,00
48	2,46	4,39	10,12	20,00
72	2,46	4,39	10,12	20,00

Усі значення концентрацій хлорамфеніколу (2, 5, 10, 20 мг/дм<sup>3</sup>) залишаються практично незмінними протягом 72 годин, що слугує контрольним показником для оцінки ефективності очищення розчинів за допомогою *L. minor*. Очевидно, що без додавання ряски зменшення концентрації антибіотика не відбувається.

Результати хроматографічного визначення вмісту хлорамфеніколу в очищених модельних розчинах в залежності від тривалості їх очищення *Lemna minor* біомасою 36 г/дм<sup>3</sup> наведено у таблиці 2.

**Табл. 2.** Вміст хлорамфеніколу в модельних розчинах в залежності від тривалості їх очищення з використанням *L. minor* біомасою 36 г/дм<sup>3</sup>

**Table 2.** Chloramphenicol content in model solutions depending on the time of their purification using *L. minor* with a biomass of 36 g/L

τ, год	Початковий вміст хлорамфеніколу у модельних розчинах C <sub>0</sub> , мг/дм <sup>3</sup>			
	2	5	10	20
0	2,47	4,39	10,13	20,01
1	2,47	4,39	10,12	20,00
2	2,47	4,39	10,07	19,86
4	2,47	4,38	9,95	19,36
6	2,47	4,36	9,67	18,95
21	2,29	3,99	9,13	17,53
24	2,17	3,80	7,98	16,04
48	2,08	3,45	7,38	14,38
72	2,08	3,43	7,04	14,34

З таблиці видно, що збільшення тривалості очищення модельних розчинів з використанням *L. minor* призводить до зниження вмісту хлорамфеніколу у розчинах для всіх початкових концентрацій антибіотика. Наприклад, за початкової концентрації 20 мг/дм<sup>3</sup> через 72 години очищення вміст антибіотика зменшується до 14,34 мг/дм<sup>3</sup>. Через 48 годин процесу очищення вміст антибіотика в розчинах стає практично незмінним.

Результати хроматографічного визначення вмісту хлорамфеніколу в очищених модельних розчинах в залежності від тривалості їх очищення *Lemna minor* біомасою 50 г/дм<sup>3</sup> наведено у таблиці 3.

Із таблиці можна зробити висновок, що при збільшенні тривалості очищення модельних розчинів за допомогою *L. minor* вміст хлорамфеніколу поступово знижується незалежно від початкової концентрації антибіотика. Так, за початкової концентрації 20 мг/дм<sup>3</sup> через 72 години очищення вміст антибіотика зменшився до 15,97 мг/дм<sup>3</sup>.

**Табл. 3.** Вміст хлорамфеніколу в модельних розчинах в залежності від тривалості їх очищення з використанням *L. minor* біомасою 50 г/дм<sup>3</sup>

**Table 3.** Chloramphenicol content in model solutions depending on the time of their purification using *L. minor* with a biomass of 50 g/L

τ, год	Початковий вміст хлорамфеніколу у модельних розчинах C <sub>0</sub> , мг/дм <sup>3</sup>			
	2	5	10	20
0	2,47	4,39	10,13	20,01
1	2,47	4,39	10,12	20,00
2	2,46	4,39	10,07	19,95
4	2,46	4,39	9,95	19,83
6	2,46	4,38	9,91	19,42
21	2,41	4,30	9,83	17,99
24	2,29	4,21	9,51	17,85
48	2,23	3,96	8,45	16,46
72	2,18	3,70	7,92	15,97

При нижчих концентраціях антибіотика 2 та 5 мг/дм<sup>3</sup> ефективність очищення протягом 72 год. за питомої біомаси *L. minor* 36 г/дм<sup>3</sup> досягла максимуму, відповідно, 23,2 та 26,8%. Для вищих концентрацій антибіотика 10 та 20 мг/дм<sup>3</sup> також спостерігали поступове зростання ефективності, яка через 72 години досягла максимуму 33 % за вмісту хлорамфеніколу 10 мг/дм<sup>3</sup> та 29,5% – за вмісту 20 мг/дм<sup>3</sup>.

При концентраціях антибіотика 2 та 5 мг/дм<sup>3</sup> ефективність очищення за питомої біомаси *L. minor* 50 г/дм<sup>3</sup> досягла за тривалості 72 години 17 та 19 %, відповідно. Для концентрацій антибіотика 10 та 20 мг/дм<sup>3</sup> ступінь видалення антибіотика становив 23,6% для 10 мг/дм<sup>3</sup> та 21 % – для 20 мг/дм<sup>3</sup>.

Встановлено, що ефективність видалення антибіотика залежить від тривалості очищення розчинів, початкового вмісту антибіотика та біомаси *L. minor*. Найбільше зниження вмісту антибіотика спостерігали протягом 24-48 годин, після чого процес сповільнюється, і вміст стає практично незмінним протягом 72 годин очищення. Таким чином, використання *L. minor* з питомою біомасою 36 г/дм<sup>3</sup> сприяє більш ефективному

процесу очищення. Збільшення біомаси ряски до 50 г/дм<sup>3</sup> очевидно призводить до зниження адсорбції антибіотика через малу площу контакту коренів верхніх шарів ряски з поверхнею розчину. Також збільшення щільності ряски пригнічує фотосинтетичну активність в нижніх її шарах.

У результаті отриманих залежностей встановлено раціональні величини питомої біомаси *Lemna minor* 36 г/дм<sup>3</sup> та тривалості процесу очищення 48 годин.

### ВИСНОВКИ ТА РЕКОМЕНДАЦІЇ

Дослідження показало, що вміст хлорамфеніколу зменшується з часом при застосуванні біомаси *Lemna minor* у кількості 36 і 50 г/дм<sup>3</sup>. Було виявлено, що на ефективність видалення антибіотика впливають тривалість очищення, початкова концентрація антибіотика та кількість ряски. Найбільше зниження вмісту хлорамфеніколу відбувалося протягом перших 24-48 годин очищення, після чого ефективність очищення значно знижувалася.

При концентраціях хлорамфеніколу 2 і 5 мг/дм<sup>3</sup> з біомасою *Lemna minor* 36 г/дм<sup>3</sup> ефективність очищення поступово зростала, досягаючи максимуму в 23,2% і 26,8% відповідно через 72 години. Використання більшої біомаси (50 г/дм<sup>3</sup>) при тих самих концентраціях забезпечувало зниження на 17% та 19%, відповідно. Для початкових концентрацій 10 і 20 мг/дм<sup>3</sup> при біомасі 36 г/дм<sup>3</sup> ступінь очищення становив 33% і 29,5% через 72 години, відповідно, тоді як біомаса 50 г/дм<sup>3</sup> забезпечувала ефективність 23,6% і 21%.

Контрольні експерименти підтвердили, що без участі ряски вміст хлорамфеніколу залишався незмінним протягом 72 год., що свідчить про важливу роль *Lemna minor* у процесі очищення води від антибіотика.

Таким чином, слід відзначити оптимальні умови для видалення хлорамфеніколу, які можуть бути використано в інженерних розрахунках очисних споруд: тривалість – 48 год.; питома біомаса ряски – 36 г/дм<sup>3</sup>, та забезпечать ефективність очищення стічної води від антибіотика – 29,4% за початкової його концентрації 10 мг/дм<sup>3</sup>.

### ЛІТЕРАТУРА

1. Kumar V., Lakkaboyana S. K., Sharma N., Chakraborty P., Umesh M., Pasrija R., Thomas J., Kalebar V. U., Jayaraj I., Kumar Awasthi M., Das T., Adeyemi Oladipo A., Barcelo D., Dumez L. F. A critical assessment of technical advances in pharmaceutical removal from wastewater – A critical review // Case Studies in Chemical and Environmental Engineering, 2023, 8(1), 100363. <https://doi.org/10.1016/j.cscee.2023.100363>
2. Gros M., Petrovic M., Barceló D. Wastewater treatment plants as a pathway for aquatic contamination by pharmaceuticals in the Ebro River basin (northeast Spain) // Environmental Toxicology and Chemistry, 2007, 26(8), 1553-1562. <https://doi.org/10.1897/06-495R.1>
3. Wei H., Hashmi M. Z., Wang Z. The interactions between aquatic plants and antibiotics: Progress and prospects // Environmental Pollution, 2024, 341 (1), 123004. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.123004>
4. Zhou Q., Liu G., Arif M., Shi X., Wang S. Occurrence and risk assessment of antibiotics in the surface water of Chaohu Lake and its tributaries in China // Science of The Total Environment, 2022, 807(3), 151040. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151040>
5. Tran N. H., Reinhard M., Gin K. Y. H. Occurrence and fate of emerging contaminants in municipal wastewater treatment plants from different geographical regions: A review // Water Research, 2018, 133(1), 182–207. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.12.029>
6. Wang J., Wang S. Removal of pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) from wastewater: A review // Journal of Environmental Management. 2016, 182(1), 620-640. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.07.049>
7. Anuar N. F., Shah D. R. S. I., Ramli F. F., Zaini M. S. M., Mohammadi N. A., Daud A. R. M., Syed-Hassan S. S. A. The removal of antibiotics in water by chemically modified carbonaceous adsorbents from biomass: A systematic review // Journal of Cleaner Production, 2023, 401(1), 136725. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2023.136725>
8. Bartrons M., Peñuelas J. Pharmaceuticals and personal-care products in plants // Trends in Plant Science, 2017. 22(3), 194–203. <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2016.12.010>
9. Li Z., Sobek A., Radke A. Fate of pharmaceuticals and their transformation products in four small-scale wastewater treatment plants in Sweden // Environmental Science & Technology,

- 2016, 50(11), 5614–5521. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b06327>
10. **Tan Z., Yang X., Chen L., Liu Y., Xu H.-J., Li Y., Gong B.** Biodegradation mechanism of chloramphenicol by *Aeromonas media* SZW3 and genome analysis // *Bioresource Technology*, 2022, 344(1), 126280. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.126280>
11. **Kumar K., Gupta S. C., Baidoo S. K., Chander Y., Rosen C. J.** Antibiotic uptake by plants from soil fertilized with animal manure // *Journal of Environmental Quality*, 2005, 34(6), 2082–2085. <https://doi.org/10.2134/jeq2005.0026>
12. **Ahmad F., Zhu D., Sun J.** Environmental fate of tetracycline antibiotics: degradation pathway mechanisms, challenges, and perspectives // *Environmental Sciences Europe*, 2021, 33(1), 125981. <https://doi.org/10.1186/s12302-021-00505-y>
13. **Díaz-Cruz S., Barcelo D.** LC-MS2 Trace Analysis of Antimicrobials in Water, Sediment and Soil // *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 2005, 24(7), 645–657. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2005.05.005>
14. **Homem V., Santos L.** Degradation and removal methods of antibiotics from aqueous matrices – A review // *Journal of Environmental Management*, 2011, 92(10), 2304–2347. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.05.023>
15. **Lin J., Zhang K., Jiang L., Hou J., Yu X., Feng M., Ye C.** Removal of chloramphenicol antibiotics in natural and engineered water systems: Review of reaction mechanisms and product toxicity // *Science of The Total Environment*, 2022, 850(1), 158059. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158059>
16. **Vymazal J., Zhao Y., Mander Ü.** Recent research challenges in constructed wetlands for wastewater treatment: A review // *Ecological Engineering*, 2021, 169 (1), 106318. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2021.106318>
17. **Yan Y., Deng Y., Li W., Du W., Gu Y., Li J., Xu X.** Phytoremediation of antibiotic-contaminated wastewater: Insight into the comparison of ciprofloxacin absorption, migration, and transformation process at different growth stages of *E. Crassipes* // *Chemosphere*, 2021, 283(1), 131192. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131192>
18. **Ikehata K., Naghashkar N. J., El-Din M. G.** Degradation of Aqueous Pharmaceuticals by Ozonation and Advanced Oxidation Processes: A Review // *Ozone: Science & Engineering*, 2006, 28(6), 353–414. <https://doi.org/10.1080/01919510600985937>
19. **Nguyen L. M., Nguyen N. T. T., Nguyen T. T. T., Nguyen T. T., Nguyen D. T. C., Tran T. V.** Occurrence, toxicity and adsorptive removal of the chloramphenicol antibiotic in water: a review // *Environmental Chemistry Letters*, 2022, 20(1), 1929–1963. <https://doi.org/10.1007/s10311-022-01416-x>
20. **aus der Beek T., Weber F. A., Bergmann A., Hickmann S., Ebert I., Hein A., Küster A.** Pharmaceuticals in the environment – Global occurrences and perspectives // *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2015, 35(4), 823–835. <https://doi.org/10.1002/etc.3339>

## REFERENCES

1. **Kumar, V., Lakkaboyana, S. K., Sharma, N., Chakraborty, P., Umesh, M., Pasrija, R., Thomas, J., Kalebar, V. U., Jayaraj, I., Kumar Awasthi, M., Das, T., Adeyemi Oladipo, A., Barcelo, D., & Dumeé, L. F. (2023).** A critical assessment of technical advances in pharmaceutical removal from wastewater – A critical review. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, 8(1), 100363. <https://doi.org/10.1016/j.cscee.2023.100363>
2. **Gros, M., Petrovic, M., & Barceló, D. (2007).** Wastewater treatment plants as a pathway for aquatic contamination by pharmaceuticals in the Ebro River basin (northeast Spain). *Environmental Toxicology and Chemistry*, 26(8), 1553-1562. <https://doi.org/10.1897/06-495R.1>
3. **Wei, H., Hashmi, M. Z., & Wang, Z. (2024).** The interactions between aquatic plants and antibiotics: Progress and prospects. *Environmental Pollution*, 341 (1), 123004. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.123004>
4. **Zhou, Q., Liu, G., Arif, M., Shi, X., & Wang, S. (2022).** Occurrence and risk assessment of antibiotics in the surface water of Chaohu Lake and its tributaries in China. *Science of The Total Environment*, 807 (3), 151040. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151040>
5. **Tran, N. H., Reinhard, M., & Gin, K. Y. H. (2018).** Occurrence and fate of emerging contaminants in municipal wastewater treatment plants from different geographical regions: A review. *Water Research*, 133(1), 182–207. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.12.029>
6. **Wang, J., & Wang, S. (2016).** Removal of pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) from wastewater: A review. *Journal of Environmental Management*. 182(1), 620-640. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.07.049>
7. **Anuar, N. F., Shah, D. R. S. I., Ramli, F. F., Zaini, M. S. M., Mohammadi, N. A., Daud, A. R.**

- M., & Syed-Hassan, S. S. A. (2023). The removal of antibiotics in water by chemically modified carbonaceous adsorbents from biomass: A systematic review. *Journal of Cleaner Production*, 401(1), 136725. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2023.136725>
8. Bartrons, M., & Peñuelas, J. (2017). Pharmaceuticals and personal-care products in plants. *Trends in Plant Science*, 22(3), 194–203. <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2016.12.010>
9. Li, Z., Sobek, A., & Radke, A. (2016). Fate of pharmaceuticals and their transformation products in four small-scale wastewater treatment plants in Sweden. *Environmental Science & Technology*, 50(11), 5614–5521. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b06327>
10. Tan, Z., Yang, X., Chen, L., Liu, Y., Xu, H.-J., Li, Y., & Gong, B. (2022). Biodegradation mechanism of chloramphenicol by *Aeromonas media* SZW3 and genome analysis. *Bioresource Technology*, 344(1), 126280. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.126280>
11. Kumar, K., Gupta, S. C., Baidoo, S. K., Chander, Y., & Rosen, C. J. (2005). Antibiotic uptake by plants from soil fertilized with animal manure. *Journal of Environmental Quality*, 34(6), 2082–2085. <https://doi.org/10.2134/jeq2005.0026>
12. Ahmad, F., Zhu, D., & Sun, J. (2021). Environmental fate of tetracycline antibiotics: degradation pathway mechanisms, challenges, and perspectives. *Environmental Sciences Europe*, 33(1), 125981. <https://doi.org/10.1186/s12302-021-00505-y>
13. Díaz-Cruz, S., & Barcelo, D. (2005). LC-MS2 Trace Analysis of Antimicrobials in Water, Sediment and Soil. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 24(7), 645–657. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2005.05.005>
14. Homem, V., & Santos, L. (2011). Degradation and removal methods of antibiotics from aqueous matrices – A review. *Journal of Environmental Management*, 92(10), 2304–2347. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.05.023>
15. Lin, J., Zhang, K., Jiang, L., Hou, J., Yu, X., Feng, M., & Ye, C. (2022). Removal of chloramphenicol antibiotics in natural and engineered water systems: Review of reaction mechanisms and product toxicity. *Science of The Total Environment*, 850(1), 158059. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158059>
16. Vymazal, J., Zhao, Y., & Mander, Ü. (2021). Recent research challenges in constructed wetlands for wastewater treatment: A review. *Ecological Engineering*, 169 (1), 106318. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2021.106318>
17. Yan, Y., Deng, Y., Li, W., Du, W., Gu, Y., Li, J., & Xu, X. (2021). Phytoremediation of antibiotic-contaminated wastewater: Insight into the comparison of ciprofloxacin absorption, migration, and transformation process at different growth stages of *E. Crassipes*. *Chemosphere*, 283(1), 131192. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131192>
18. Ikehata, K., Naghashkar, N. J., & El-Din, M. G. (2006). Degradation of Aqueous Pharmaceuticals by Ozonation and Advanced Oxidation Processes: A Review. *Ozone: Science & Engineering*, 28(6), 353–414. <https://doi.org/10.1080/01919510600985937>
19. Nguyen, L. M., Nguyen, N. T. T., Nguyen, T. T. T., Nguyen, T. T., Nguyen, D. T. C., & Tran, T. V. (2022). Occurrence, toxicity and adsorptive removal of the chloramphenicol antibiotic in water: a review. *Environmental Chemistry Letters*, 20(1), 1929–1963. <https://doi.org/10.1007/s10311-022-01416-x>
20. aus der Beek, T., Weber, F. A., Bergmann, A., Hickmann, S., Ebert, I., Hein, A., & Küster, A. (2015). Pharmaceuticals in the environment – Global occurrences and perspectives. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 35(4), 823–835. <https://doi.org/10.1002/etc.3339>

## Influence of technological parameters of biological wastewater treatment using lemnaceae on the degree of antibiotic removal

*Liubov Kika, Larysa Sablii*

**Abstract.** The article is devoted to the study of the effectiveness of the removal of chloramphenicol, a broad-spectrum antibiotic that is often found in the wastewater of pharmaceutical and medical institutions. The aim of the study was to evaluate the efficiency of chloramphenicol removal from model solutions using *Lemna minor* (duckweed) depending on the initial concentration of the antibiotic, time of cleaning and specific biomass of duckweed.

Model solutions of chloramphenicol with concentrations of 2, 5, 10 and 20 mg/L were used in the study. The cleaning time ranged from 1 to 72 hours, and the chloramphenicol content was determined by liquid chromatography. It was established that the efficiency of cleaning depends not only on the time and initial concentration of the antibiotic, but also on the specific biomass of *L. minor*. In particular, the greatest efficiency was observed in the interval from 24 to 48 hours, after which the removal of the antibiotic markedly decreased, and the content remained stable until the end of the 72-hour period.

At chloramphenicol concentrations of 2 and 5 mg/L with a specific duckweed biomass of 36 g/L, the cleaning efficiency gradually increased and reached maximum values in 72 hours of 23.2% and 26.8%, respectively. For a larger biomass – 50 g/L – these indicators were 17% and 19%, which indicates the possible optimization of the cleaning process when reducing the specific biomass of duckweed.

At higher initial concentrations of chloramphenicol (10 and 20 mg/L), the use of duckweed with a specific biomass of 36 g/L provided the maximum antibiotic removal of 33.0% and 29.5%, respectively, in 72 hours of purification. As the biomass increased to 50 g/L, the efficiency decreased and amounted to 23.6% and 21% for these concentrations, which indicates the dependence of the process on the amount of *L. minor*.

The results confirm that the use of *Lemna minor* is promising for the removal of chloramphenicol from wastewater. The highest efficiency was achieved with a process time of 48 hours and a specific duckweed biomass of 36 g/L, which ensured a decrease in the concentration of chloramphenicol to 29.4% at the initial level of 10 mg/L. The use of duckweed contributes to reducing the environmental burden and reduces the risk of the spread of antibiotic resistance in natural waters.

**Key words:** wastewater, biotechnology, biological treatment, aquatic plants, duckweed, antibiotics.

Стаття надійшла до редакції 24.11.2024