

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ  
НАЦІОНАЛЬНИЙ ТЕХНІЧНИЙ УНІВЕРСИТЕТ УКРАЇНИ  
«КИЇВСЬКИЙ ПОЛІТЕХНІЧНИЙ ІНСТИТУТ імені ІГОРЯ СІКОРСЬКОГО»

Чепель Алла Євгеніївна

«На правах рукопису»  
УДК 502.084

**ОЦІНКА ВПЛИВУ ФЕНОЛІВ НА ГІДРОБІОЛОГІЧНЕ  
СЕРЕДОВИЩЕ ВІД ФАРМАЦЕВТИЧНОЇ ДІЯЛЬНОСТІ**

Спеціальності 101 «Екологія»

**АВТОРЕФЕРАТ**  
магістерської дисертації

Київ – 2018

Дисертацією є рукопис.

Робота виконана у Національному технічному університеті України «Київський політехнічний інститут ім. І.Сікорського» Міністерства освіти і науки України в Інституті енергозбереження та енергоменеджменту, на кафедрі інженерної екології

**Науковий керівник:**

Кандидат технічних наук, старший викладач  
**Гребенюк Тетяна Володимирівна**  
Національний технічний університет України  
«Київський політехнічний інститут ім.  
І.Сікорського»

Захист відбудеться «17» грудня 2018 року о 14<sup>00</sup> годині на засіданні ЕК при Національному технічному університеті України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського» за адресою: 03056, м. Київ, вул.Борщагівська, буд. 115, ауд. 201

З дисертацією можна ознайомитися у бібліотеці Національного технічного університету України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського» за адресою: 03056, м. Київ, просп. Перемоги,37

Секретар ЕК,  
асистент кафедри  
інженерної екології ІЕЕ  
НТУУ «КПІ» ім. Ігоря  
Сікорського

Євтеєва Л.І.

## ЗАГАЛЬНА ХАРАКТЕРИСТИКА РОБОТИ

**Актуальність теми.** При сучасних темпах розвитку промислового виробництва стає все більш актуальною проблема очищення поверхневих і стічних вод. Одним з високотоксичних забруднювачів, що потрапляють у водойми і водотоки зі стічними водами хімічних і нафтохімічних підприємств, є фенол (ГДК = 0,001 мг/дм<sup>3</sup>). Скидання фенолвмістних вод у водойми і водотоки різко погіршує їх загальний санітарний стан, роблячи негативний вплив на живі організми, не тільки своєю високою токсичністю, а й значною зміною режиму споживання біогенних елементів і розчинених газів (O<sub>2</sub>, CO<sub>2</sub>).

Найбільш ефективним методом очищення стічних вод від фенолу, є адсорбція останнього за допомогою активованого вугілля, але недоліком є висока вартість і необхідність регенерації.

### **Мета і завдання дослідження.**

*Метою роботи* є аналіз впливу фенолів на компоненти навколишнього середовища від фармацевтичної діяльності.

#### *Завдання:*

- дослідити вплив фенольних стічних вод на навколишнє середовище та проаналізувати існуючі методи очищення стічних вод від фенолу;
- провести експериментальне дослідження для встановлення сорбційних властивостей обраного матеріалу;
- шляхом математичного моделювання встановити адсорбційну ємність в статичному і динамічному режимах;
- розробити стартап-проект на тему: «стулки квасолі як сорбент для очищення фенольних стічних вод».

*Об'єкт дослідження* – процес забруднення навколишнього середовища фенольними стічними водами.

*Предмет дослідження* – аспекти впливу фенольних стічних вод на гідробіологічне середовище.

*Методи дослідження* – лабораторні дослідження за загальноприйнятими методиками, експерименти, аналітичні та статистичні методи аналізу інформаційних джерел, систематизація, математичне моделювання.

**Наукова новизна отриманих результатів.** Побудована ізотерма адсорбції фенолу на сорбенті «стулки квасолі».

**Практичне значення отриманих результатів.** Запропоновано використання нового сорбенту стулки квасолі для очищення стічних вод від фенолу.

**Публікації та апробація результатів дисертації.** Основні положення та результати досліджень викладено в доповідях, обговорено й апробовано на науково-практичних конференціях: „Science and technology of the xxi century“ назва тез «The role of the activated coal in water treatment»; «X науково-технічній конференції Енергетика. Екологія. Людина» назва статті «Оцінка обладнання для очищення фармацевтичних стоків з використанням методу аналізу ієрархій»; та в конференції студентів магістрів на тему «Оцінка впливу фенолів на гідробіологічне середовище», стаття в науковому журналі In Science «Характеристика процесу

очищення стічних вод фармацевтичних підприємств з використанням метод аналізу ієрархій»; стаття в науковому журналі Гуманітарний простір науки: досвід і перспективи – «Використання нових сорбційних матеріалів для очищення фармацевтичних стічних вод від фенолів».

**Обсяг і структура роботи.** Дисертація складається зі вступу, 4 розділів, основних висновків, списку використаних джерел зі 40 найменувань. Робота складається зі 65 сторінок основного тексту та містить 18 рисунків, 26 таблиць. Загальний обсяг роботи – 79 сторінок.

## ОСНОВНИЙ ЗМІСТ РОБОТИ

У **вступі** наведено актуальність, сформульовано мету та основні завдання дисертаційної роботи.

У **першому розділі** розглянуто процес впливу фармацевтичної діяльності на навколишнє середовище, характеристику скидів фармацевтичних цехів та забруднення стічних вод фенолами. Надано аналіз методів очищення стічних вод від фенолів.

Захист гідросфери включає як очищення стічних вод, так і вдосконалення технології виробництва, що дозволяє зменшити або повністю виключити надходження забруднюючих речовин у водні об'єкти. Відповідно до чинного законодавства усі стічні води повинні перед скиданням у водойму піддаватися очищенню від токсичних домішок. Для виконання цих вимог у залежності від складу стічних вод застосовуються різні методи і способи.

Різноманітність стічних вод поділяють на такі види:

- технологічні, що виникають в технологічних процесах попередньої мийки, проміжного або фінішного промивання, при використанні води в якості технологічного розчинника або носія;
- господарсько-побутові (комунальні), які утворюються в житлово-побутовому секторі, в сфері громадського харчування і санітарно-гігієнічного обслуговування на підприємствах;
- поверхневі, що формуються за рахунок дощових і талих снігових вод, при мокрому прибиранні територій з штучними покриттями (асфальтованими, бетонними) [3].

Виділяють різні способи очищення стічних вод:

- механічний;
- фізико-хімічний;
- хімічний;
- біологічний.

В залежності від ступеня шкідливості і характеру забруднень очищення стоків може забезпечуватись будь-яким одним способом або комплексом методів. В процесі очищення передбачають оброблення осаду та знезараження стічних вод перед скиданням їх у водойму.

У випадку механічного очищення із виробничих стічних вод шляхом проціджування, відстоювання і фільтрування видаляється до 90% нерозчинних

механічних домішок різного ступеня дисперсності (пісок, глинисті частинки, окалина та ін.), А з побутових стічних вод - до 60%. Для цих цілей застосовують решітки, пісковловлювачі, піщані фільтри, відстійники різних типів.

Речовини, плаваючі на поверхні стічних вод (нафта, смоли, масла, жири, полімери та ін.), затримують нафто- і масло- та іншого виду уловлювачами або випалюють.

Хімічні і фізико-хімічні методи очищення найефективніші для очищення виробничих стічних вод.

До основних хімічних способів відносять нейтралізацію і окислення. У першому випадку для нейтралізації кислот і лугів в стічні води вводять спеціальні реагенти (вапно, кальциновану соду, аміак), у другому - різні окислювачі. З їх допомогою стічні води звільняються від токсичних та інших компонентів.

При фізико-хімічному очищенні використовуються:

- коагуляція – введення в стічні води коагулянтів (солей амонію, заліза, міді, шламових відходів та ін.) для утворення пластівчастих опадів, які потім легко видаляються;

- сорбція – здатність деяких речовин (бентонітових глин, активованого вугілля, цеолітів, силікагелю, торфу та ін.) поглинати забруднення. Методом сорбції можливі витяг із стічних вод цінних розчинних речовин і подальша їх утилізація;

- флотація – пропуск через стічні води повітря. Газові бульбашки захоплюють при русі вгору поверхнево-активні речовини, нафту, масла, інші забруднення і утворюють на поверхні води піноподібний шар, який легко видаляється.

Для очищення комунально-побутових стічних вод і промислових стоків целюлозно-паперових, нафтопереробних, харчових підприємств популярним є біологічний (біохімічний) метод. Цей метод заснований на здатності штучно вселених мікроорганізмів використовувати для свого розвитку органічні і деякі неорганічні сполуки, що містяться в стічних водах (сірководень, аміак, нітрити, сульфідні). Очищення ведуть за допомогою:

- природних методів (полів зрошування, полів фільтрації, біологічних ставків і ін.);

- штучних методів (аеротенків, метантенків, біофільтрів, циркуляційних окислювальних каналів).

Після того, як відбулось освітлення стічних вод утворюється осад, який зброджують в залізобетонних резервуарах (метантенка), а потім видаляють на мулові майданчики для підсушування. Підсушений осад зазвичай використовується як добриво. Проте в останні роки в стічних водах стали виявлятися багато шкідливих речовин (важкі метали та ін.), що виключає такий спосіб утилізації осадів.

Освітлена частина стічних вод очищається в аеротенках – спеціальних закритих резервуарах, за якими повільно пропускають стоки, збагачені киснем і змішані з активним мулом. Активний мул являє собою сукупність гетеротрофних мікроорганізмів і дрібних безхребетних тварин (цвілі, дріжджів, водних грибів, коловерток і ін.), а також твердого субстрату. Важливо правильно підбирати

температуру, рН, добавки, умови перемішування, окислювач (кисень), щоб максимально сприяти інтенсифікації гідробіоценозу, що становить активний мул.

Після вторинного відстоювання стічні води знезаражують (дезінфікують) за допомогою сполук хлору або інших сильних окислювачів. При цьому способі (хлорування) знищуються патогенні бактерії, віруси, хвороботворні мікроорганізми. У системах очищення стічних вод біологічний (біохімічний) метод є завершальним, і після його застосування стічні води можна використовувати в оборотному (багаторазовому) водопостачанні або скидати в поверхневі водойми.

В останні роки активно розробляються нові ефективні методи, що сприяють екологізації процесів очищення стічних вод: електрохімічні методи, засновані на процесах анодного окислення і катодного відновлення, електрокоагуляції і електрофлотації; мембранні процеси очищення (ультрафільтри, електродіаліз і ін.).

Фенол та його похідні є досить пріоритетним забруднювачем об'єктів навколишнього середовища, це пов'язано з їх високою токсичністю, здатністю нагромаджуватись в навколишньому середовищі і стійкістю. У забруднених природних водах вміст фенолу може досягати кілька десятків і навіть сотень мікрограмів на один кубічний дециметр, при тому, що гранично допустима концентрація фенолів у питній воді і воді рибогосподарських водойм становить 1 мкг/дм<sup>3</sup>.

У поверхневі води фенол і його похідні потрапляють в результаті скидання стічних вод нафтопереробних і нафтохімічних заводів, переробки кам'яного вугілля, виробництва гуми, еластомерів, пластиків, синтетичних волокон, клеїв, фенолформальдегідних смол, заліза, сталі, алюмінію, паперової промисловості, дезінфікуючих засобів, пестицидів, медичних препаратів та засобів для здоров'я (включаючи масла, засоби для полоскання рота, краплі для очей, вушні краплі), фармацевтичної промисловості, у виробництві танінів, барвників, а також будівельних матеріалів.

Похідні фенолу також здатні утворюватися в природних умовах в процесах метаболізму водних організмів, при біохімічному розпаді і трансформації органічних речовин, що протікають, як у водній товщі, так і в донних відкладеннях.

Процеси самоочищення водойм від фенолу протікають повільно і можливі тільки при концентрації фенолу менше 75 мг/дм<sup>3</sup>.

Фенол відноситься до II класу небезпеки та його похідні легко проникають в організм людини через шкіру і шлунково-кишковий тракт, а пари - через легені. В організмі фенол легко утворює сполуки з іншими речовинами. Чим вище концентрація фенолу в крові, тим сильніше його несприятливий вплив на здоров'я людини. Фенол має канцерогенну дію, тобто здатністю накопичується в організмі людини; частина незв'язаного фенолу виводиться з організму з сечею.

Перед скиданням у водні об'єкти, повинні очищатися до нормативних вимог. Очищення стічних вод від похідних фенолу здійснюється біологічними, хімічними і фізико-хімічними методами. Розглянемо перераховані методи докладніше.

Біохімічні методи засновані на здатності мікроорганізмів окисляти феноли. Кінцевими продуктами біохімічного розкладання домішок, що містяться в стічних водах, є з'єднання вищого ступеня окислення - діоксид вуглецю і вода.



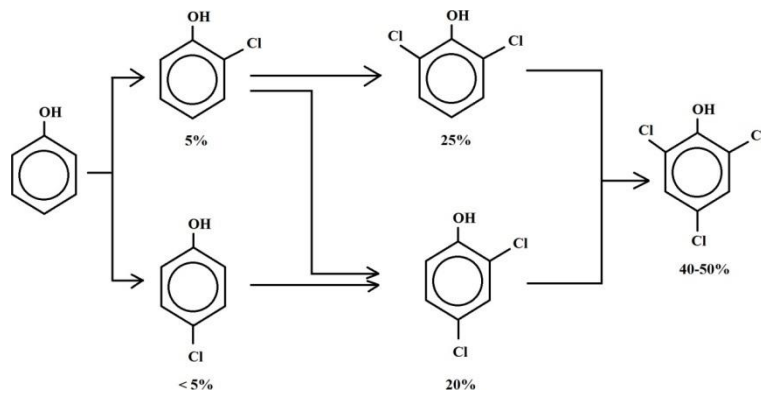


Рисунок 1.2 – Продукти окислення фенолу активним хлором

Недоліки методу: невисока ступінь знефенолювання (залишковий вміст фенолу в стічній воді становить 5– 20 мг/дм<sup>3</sup>), значна корозія апаратури, періодичність і тривалість процесу окислення, що не дозволяє досягти високої продуктивності; висока вартість реагенту і великий його витрата, можливість утворення діоксидів.

Фізико-хімічні методи очищення призначені для зміни фізичного стану забруднень з метою полегшення видалення їх із стічних вод. До них відносяться: електрохімічне окислення, паровий метод, зворотно осмотичне знесолення, екстракційні методи, адсорбційна очищення.

Електрохімічне окислення. Суть методу полягає в тому, що під дією електричного струму відбувається електролітичне розкладання що міститься в стічній воді NaCl з утворенням хлорнуватої кислоти, яка виділяючи атомарний кисень, окисляє феноли до нетоксичних продуктів.

Недолік способу - великі витрати електроенергії і електроліту, дорожняча процесу.

Паровий метод вилучення фенолу з водних середовищ в літературі зустрічається рідко. Сутність парового методу полягає в тому, що зі стічної води, нагрітої до 100–102 °С, феноли видуються великою кількістю гострою водяної пари, а потім суміш пару і фенолів пропускають через нагрітий до 102–103 °С насичений розчин лугу, який взаємодіє з фенолами з утворенням відповідних фенолятів.

Перевагою парового методу є компактність установки, простота апаратурного оформлення, можливість автоматизації процесу; в процесі очищення вода не стикається з реагентами, при підвищеній витраті лугу наявність багатоступеневого зрошення дозволяє застосовувати паровий метод для очищення стічних вод з вмістом фенолу менше 1,5 г/дм<sup>3</sup>; утворені феноляти не містять механічних домішок, в разі потреби установка може працювати з перевантаженням.

Недоліки методу: неможливо досягти повного очищення стічних вод від фенолу; частина фенолятів втрачається в дистиляційній аміачній колоні перед знефенолюванням води, втрати фенолів можуть досягати 15– 25% від їх ресурсів в воді. Наявність залишків аміаку перед знефенолюванням знижує ступінь очищення води.



Суть екстракційних методів очищення полягає в тому, що фенолвмісна вода змішується з яким-небудь рідким розчинником, в якому феноли розчиняються легше, ніж у воді, сам же розчинник у воді не розчиняється, в результаті чого після обробки рідини розпадаються на два шари, легко розділяються декантацією [11].

Перевагою екстракційних методів є висока ступінь очищення, а недоліком - складність технологічної схеми, придатність методу тільки для вилучення фенолів з досить концентрованих вод, що містять понад 2 г/дм<sup>3</sup> поллютантів, а також те, що більшість застосовуваних екстрагентів в тій або ступеня розчиняються в оброблюваній воді ; метод надзвичайно дорогий, так як вимагає застосування спеціальних органічних розчинників і подальший їх відгін.

В основі адсорбційних методів очищення лежить протікання процесу адсорбції. Адсорбція – це процес мимовільного зміни концентрації одного з компонентів системи на кордоні розділу фаз [8].

Речовина, на поверхні якої відбувається зміна концентрації, називається адсорбентом. Адсорбент – речовина, концентрація якої змінюється на кордоні розділу фаз.

Розрізняють фізичну і хімічну адсорбцію. При фізичній адсорбції шар адсорбенту формується і утримується поблизу поверхні розділу фаз за рахунок фізичного поля тяжіння (ван-дер-вальсових сил), створюваного адсорбентом. Хімічна адсорбція – це процес адсорбції, що супроводжується протіканням хімічних реакцій між функціональними групами адсорбенту і молекулами адсорбату.

Ефективність сорбційної очистки залежить від: природи сорбату, природи сорбенту, розчинника, співвідношення сорбат - сорбент, часу контакту, температури, початкової концентрації сорбата в розчині (для розчинів) або тиску в системі (для газів) та інше [10].

Адсорбційні методи очищення знайшли широке застосування при очищенні стічних вод від фенолу завдяки ряду переваг у порівнянні з іншими методами очищення: високого ступеня очищення, простоті технологічної схеми, відносно низькій вартості процесу.

У **другому розділі** було наведено існуючі методи розрахунку з використанням математичного моделювання. Було розглянуто та проаналізовано математичні моделі процесу адсорбції при очищенні стічних вод від фенолу на прикладі використання активованого вугілля, кнопу та угару.

В роботі Лаптева А.Г. розглянуто процес ізотермічної рівноважної адсорбції в динамічних умовах при фільтруванні стічної води через шар адсорбенту.

Метою моделювання є визначення оптимальних умов протікання процесу, управління ним на основі математичної моделі і перенесення результатів на об'єкт. Повна математична модель включає опис зв'язків між основними змінними процесу в сталих режимах (статична модель) і в часі при переході від одного режиму до іншого (динамічна модель).

Оскільки регенерація в даному технологічному процесі не передбачена, то рішення математичної моделі полягає в підборі відповідних рівнянь для опису робочого режиму. Відповідно тривалість повного фільтр циклу в адсорбері буде збігатися з часом адсорбції  $\tau$ .

$$\tau = \frac{G(y_2 - y_1)}{\omega_0 S \rho_{c.в.} (C_1 - C_2)}, \quad (1)$$

де  $\omega_0$  - фіктивна швидкість стічної води, м/с;

$S$  - площа перетину адсорбера, м<sup>2</sup>;

$\rho_{c.в.}$  - щільність стічної води, кг/м<sup>3</sup>;

$C_1$  і  $C_2$  - концентрації поглинених фенолів в стічній воді, мг/дм<sup>3</sup>;

$G$  - маса шламу в фільтруючому шарі, г.

За експериментальними даними можна отримати значення кількості  $G$  адсорбованих за час  $\tau$  домішки  $G(\tau)$  або швидкість адсорбції  $dG/d\tau$ , розраховане за рівнянням (1).

Опис динаміки адсорбції проводиться зазвичай з урахуванням лише одного або двох кінетичних параметрів: ефективною поздовжньої дифузії, масопереносу з потоку рідини до гранул адсорбенту, дифузії всередині гранул адсорбенту. Розрахунок математичної моделі з урахуванням всіх зазначених кінетичних процесів є складним завданням.

У цьому випадку динаміка адсорбції описується рівняннями матеріального балансу адсорбованого речовини між твердою і рідкою фазами, кінетикою процесу перенесення домішки з потоку рідини всередину зерен адсорбенту і ізотерми адсорбції.

Припустимо, що потік фенольної стічної води рухається з лінійною швидкістю уздовж шару адсорбенту, спочатку не заповнений адсорбованою домішкою. Тоді загальний матеріальний баланс, що описує процес адсорбції, запишеться у вигляді нелінійного диференціального рівняння в окремих похідних:

$$\frac{\partial a}{\partial \tau} + w \frac{\partial c}{\partial h} + \varepsilon \frac{\partial c}{\partial \tau} - D^* \frac{\partial^2 c}{\partial h^2} = 0, \quad (2)$$

де  $a$  - величина адсорбції, г/г;

$c$  - поточна концентрація адсорбтиву в потоці, мг/дм<sup>3</sup>;

$\tau$  - час, с;

$w$  - швидкість руху потоку рідини, м/с;

$h$  - висота шару адсорбенту, см;

$\varepsilon$  - пористість сорбенту;

$D^*$  - коефіцієнт поздовжньої дифузії, що враховує молекулярну дифузію і конвективне перемішування уздовж шару, м<sup>2</sup>/с.

Рівняння кінетики процесу адсорбції запишеться у вигляді:

$$\frac{\partial a}{\partial \tau} = \beta_i (c - c^*), \quad (3)$$

де  $\beta_i$  - об'ємний коефіцієнт масопередачі, с<sup>-1</sup>;

$c^*$  - концентрація адсорбтиву на поверхні розділу фаз, рівноважна поточній величині адсорбції, мг/дм<sup>3</sup>.

Диференціальні рівняння масообміну в зернистому шарі вирішуються з урахуванням початкових і граничних умов. Розподіл концентрацій і температур в початковий момент часу:

$$\tau = 0; 0 \leq h \leq L; a = 0; T = T_0 = \text{const.}$$

Граничні умови при  $h = 0$  записуються у вигляді:

$$\tau > 0; c = c_0 = \text{const}; a = a(\tau); T = \text{const.}$$

Таким чином, протягом всього процесу в шар надходить потік рідини при постійній концентрації адсорбтиву і температурі.

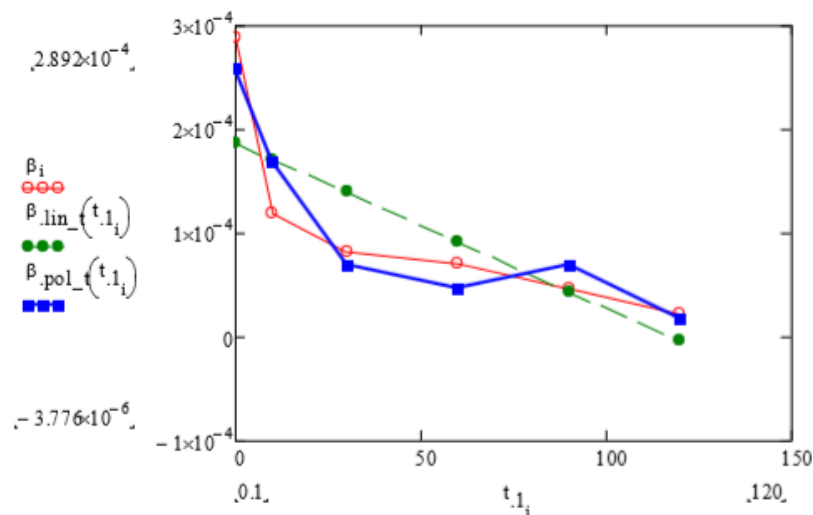
Ізотерма адсорбції є основною характеристикою адсорбенту. Рівняння ізотерми адсорбції записується у вигляді:

$$a = f(c). \quad (4)$$

По висоті працюючих шарів, можна розрахувати коефіцієнт масопередачі для кожного моменту часу за наступним рівнянням:

$$\beta_i = \frac{a_{i+1} - a_i}{c_{i+1} - c_i} \frac{10^{-3}}{\tau_i}, \quad (5)$$

На коефіцієнт масопередачі впливають природа сорбату і сорбенту, пористість сорбенту; він монотонно зменшується при збільшенні величини адсорбції і розміру гранул сорбенту. Чим нижче концентрація домішок у воді, тим імовірніше потрапляння в очищену воду тільки важко сорбованих компонентів (рис. 2.1).



$\beta_i$  – експериментальна крива;

$\beta_{lin\_t}$  – лінійна апроксимація;

$\beta_{pol\_t}$  – апроксимація поліномом 3-го порядку

Рисунок 2.1 – Коефіцієнт масопередачі:

З рисунка 2.1 видно, що найменше розбіжність між експериментальними і розрахунковими точками дані досягаються при апроксимації поліномом 3-го порядку.

Таким чином, визначений за рівняння (5) коефіцієнт масопередачі  $\beta_i$  буде величиною змінною, миттєві значення якої різні в різні моменти часу. Характер кривої відповідає літературним даними по вивченню зміни коефіцієнта масопередачі при адсорбції. Коефіцієнт масопередачі можна також інтерпретувати як функцію відгуку гідродинамічної моделі на відповідне обурення.

Рішенням системи диференціальних рівнянь (2) – (4) є знаходження цільової функції. При розрахунку матеріального балансу процесу адсорбції в кожному диференціальному елементі шару (вузлі сітки) сорбенту – активованого вугілля з урахуванням кінетики поглинання фенолів зі стічних вод утворюється поверхня, що відображає зміну концентрації, як в шарі, так і в часі .

В роботі Галимової З.Р. досліджувалася можливість сорбційного видалення фенолу з модельних водних середовищ з використанням нативних і модифікованих відходів валяльно-повстяного виробництва (кнопа і чаду).

У режимі одноступеневої статичної адсорбції на модельних системах–водних розчинах фенолу при дозуванні сорбційного матеріалу 0 – 1000 мг/дм<sup>3</sup> і температурі 25 °С вивчалася кінетика сорбції фенолу відходами валяльно-повстяного виробництва (кнопом і чадом), а також їх модифікатами. Хімічну модифікацію названих сорбційних матеріалів здійснювали за допомогою 5% -них розчинів сірчаної, соляної та азотної кислот протягом 24 годин.

Перемішування розчину сорбату з досліджуваним сорбційним матеріалом здійснювалося в плоскодонних посудинах за допомогою магнітної мішалки протягом 5 годин.

На основі отриманих експериментальних даних, розрахована сорбційна ємність матеріалів (A) за формулою:

$$A = (C_s - C_e) \cdot \frac{V}{m}, \quad (6)$$

де A – сорбційна ємність по фенолу (ммоль/г),

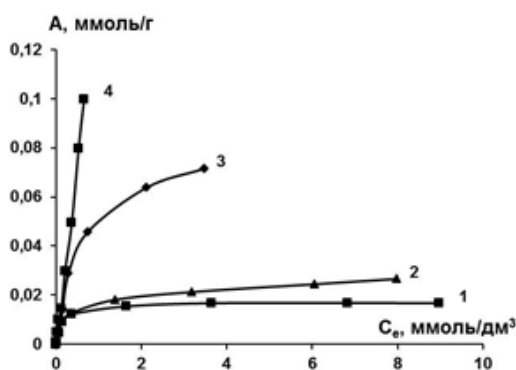
$C_s$  – початкова концентрація фенолу (ммоль/дм<sup>3</sup>),

$C_e$  – концентрація фенолу після сорбції (ммоль/дм<sup>3</sup>),

V – об'єм розчину (дм<sup>3</sup>),

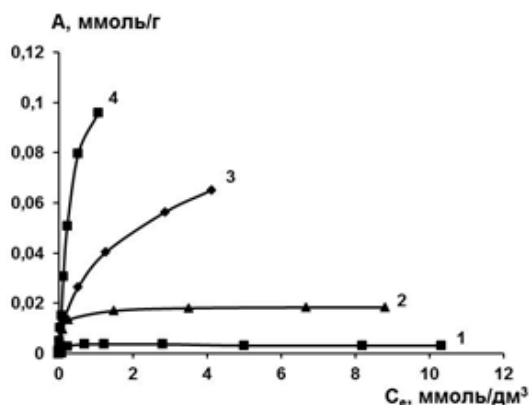
m – маса сорбційної матеріалу (г).

Ізотерми сорбції фенолу на нативних і модифікованих відходах валяльно-повстяного виробництва представлені на рисунках 2.2 і 2.3 [19].



1– нативнимкнопом, та кнопом модифікованим 5% розчином: 2– сірчаної кислоти, 3– соляної кислоти, 4– азотної кислоти при температурі 25 °С

Рисунок 2.2 – Кінетика сорбції фенолу в режимі статичної адсорбції



1– нативним угаром, та угаром модифікованим 5% розчином: 2– сірчаної кислоти, 3– соляної кислоти, 4– азотної кислоти при температурі 25 °С

Рисунок 2.3 – Кінетика сорбції фенолу в режимі статичної адсорбції

Відповідно до рисунків 2.2 і 2.3 видно, що з ростом концентрації сорбційна ємність матеріалів збільшується, хімічна модифікація розчинами кислот також призводить до зростання сорбційної ємності матеріалів. Найкращими сорбційними властивостями володіють матеріали (кноп і чад), модифіковані 5% розчином азотної кислоти з експериментальними максимальними сорбційними ємностями по фенолу 0,0998 ммоль/дм<sup>3</sup> (9,38 мг/дм<sup>3</sup>) і 0,0957 ммоль/дм<sup>3</sup> (9 мг/дм<sup>3</sup>), відповідно. Ізотерми сорбції фенолу описують мономолекулярну адсорбцію фенолу нативними і модифікованими відходами валяльно-повстяного виробництва.

З метою виявлення закономірностей процесів адсорбції і математичним описом процесів, представлені вище ізотерми оброблені в рамках мономолекулярних моделей адсорбції Ленгмюра, Фрейндліха, Дубініна-Радушкевича і Тьомкіна.

Модель Ленгмюра заснована на положеннях теорії мономолекулярної адсорбції, яка була розвинена в 1915 р І. Ленгмюром. Відповідно до цієї теорії, сорбція відбувається на поверхні твердого тіла, яка складається з елементарних ділянок, кожен з яких може адсорбувати тільки одну молекулу сорбату. Адсорбція є оборотною. Кількість сорбційних центрів еквівалентна кількості сорбуючої речовини і здатна приєднувати сорбат, незалежно від того, зайняті сусідні ділянки чи ні і описується рівнянням 7 :

$$\frac{1}{A} = \frac{1}{A_{\infty}} + \frac{1}{K_L A_{\infty} C_e}, \quad (7)$$

де  $A$  – сорбційна ємність (ммоль/г),

$C_e$  – рівноважна концентрація сорбату (ммоль/дм<sup>3</sup>),

$K_L$  – константа сорбційної рівноваги, що характеризує інтенсивність сорбції (дм<sup>3</sup>/ммоль),

$A_{\infty}$  – гранична кількість сорбованої речовини (ємність моношару) (ммоль/г).

Модель Фрейндліха застосовують для опису сорбції на гетерогенній поверхні. Так як сорбційні центри по цій моделі мають різні величини енергії, то, в першу чергу, відбувається заповнення активних сорбційних положень з максимальною енергією і описується рівнянням 8 [21]:

$$\log A = \log K_F + n \log C_e, \quad (8)$$

де  $K_F$  – константа рівноваги рівняння Фрейндліха, що відноситься до адсорбційної ємності,

$n$  – параметр, який вказує на інтенсивність взаємодії адсорбент - адсорбат.

Константа  $K_F$  відображає відносну сорбційну здатність,  $n$  – характеризує інтенсивність сорбційного процесу і розподілу активних центрів. Якщо  $n < 1$ , енергія зв'язків зростає, при  $n > 1$  енергія зв'язків сорбент - сорбат зменшується в міру заповнення поверхні; в разі  $n = 1$  всі сорбційні центри еквівалентні.

Модель ізотерми Дубініна - Радушкевича розроблена для опису процесів сорбції на твердих пористих адсорбентах. Ізотерма сорбції Дубініна-Радушкевича є окремим випадком рівняння для мікропористих сорбентів ( $n = 2$ ).

Модель ізотерми Дубініна - Радушкевича описують рівнянням 9 або 10 і часто використовують з метою ідентифікації протікання фізичної або хімічної адсорбції, так як константа Дубініна-Радушкевича  $\beta$  використовується для визначення енергії сорбції [20]:

$$\ln A = \ln A_{\infty} - \left(\frac{RT}{E}\right)^2 \cdot \left(\ln \frac{C_s}{C_e}\right)^2, \quad (9)$$

де  $E$  – характеристична енергія сорбції,

$T$  – абсолютна температура в Кельвінах,

$R$  – універсальна газова постійна ( $8,314 \times 10^{-3}$  кДж / (моль  $\times$  К)).

$$\ln A = \ln A_{\infty} - \beta e^2, \quad (10)$$

де  $B$  – константа, пов'язана з енергією адсорбції,

$e$  – потенціал Поляні, що описує роботу 1 моля фенолу, що переноситься з обсягу розчину до поверхні сорбенту і визначається за формулою 11.

$$e = RT \ln\left(1 + \frac{1}{C_e}\right), \quad (11)$$

Енергія сорбції  $E$  в рівнянні (9) дуже важлива, так як по її чисельним значенням можна судити про природу сил взаємодії між сорбатом з активними центрами поверхні сорбенту, тобто відповісти на питання, чи є закріплення сорбату на поверхні фізичним процесом або воно має хімічний характер. Вважається, що при значенні енергії адсорбції менше 8 кДж/моль матиме місце фізична адсорбція; при значеннях енергії адсорбції від 8 до 16 кДж/моль – хемосорбція.

Модель Тьомкіна відноситься до випадку мономолекулярної адсорбції на неоднорідній поверхні адсорбенту при лінійної залежності  $A = f(\ln C_e)$  [21].

Модель містить параметр, що враховує взаємодії між адсорбційними центрами і адсорбатом. Вона передбачає, що теплота адсорбції всіх молекул в шарі лінійно знижується в міру заповнення шару через відштовхування сорбат – сорбат і що адсорбція відбувається з рівномірним розподілом максимальної енергії зв'язування. Крім того, вона передбачає, що зниження теплоти сорбції відбувається в більшій мірі за лінійним законом, ніж за логарифмічним.

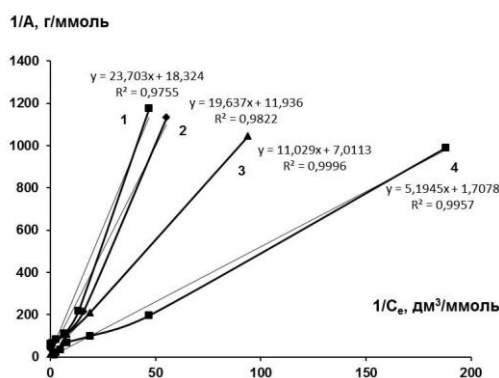
Зазвичай ізотерму Тьомкіна записують наступним чином [21]:

$$A = \frac{RT}{b_{TE}} \cdot \ln a_{TE} + \frac{RT}{b_{TE}} \cdot \ln C_e, \quad (12)$$

де  $b_{TE}$  – константа, що характеризує теплоту адсорбції,

$a_{TE}$  – константа, зв'язування при рівновазі (константа сорбційної рівноваги), відповідна максимальній енергії зв'язування.

Результати обробки ізотерм сорбції, представлених на рисунках 2.2 і 2.3 в рамках чотирьох моделей сорбції, представлені на рисунках 2.4 – 2.11.



1 - нативнимкнопом, і кнопом, модифікованим 5% розчином: 2 - сірчаної кислоти, 3 - соляної кислоти, 4 - азотної кислоти при температурі 25 °C

Рисунок 2.4 – Залежність  $1/A = f(1/C_e)$  для процесів сорбції фенолу

Процес сорбції фенолу нативним чадом описується моделлю Дубініна-Радущкевіча ( $R^2 = 0,9996$ ), чадом, модифікованого сірчаною кислотою – моделлю Дубініна-Радущкевіча ( $R^2 = 0,9942$ ), чадом, модифікованого соляною кислотою – моделлю Ленгмюра ( $R^2 = 0,9944$ ), чадом, модифікованого азотною кислотою – моделлю Ленгмюра ( $R^2 = 0,9999$ ).

Математичним обробленням рівнянь сорбції моделей Ленгмюра і Дубініна-Радущкевіча отримані константи рівнянь, потім на основі них за рівняннями 2.8 і 2.9 визначені термодинамічні величини процесів адсорбції фенолу нативними і модифікованими відходами валяльно-повстяного виробництва.

У **третьому розділі** Проаналізовано процес виготовлення ліків на ПрАТ «Технолог» та визначено параметри стічних вод, що утворюються при виробництві лікарських препаратів. Досліджено, що сформовані стоки відповідають необхідним нормам ГДК, однак є перевищення за двома параметрами: концентрацією іонів

заліза і концентрацією фенолів. Проведено аналіз лікарських засобів, похідних фенолів, що виробляються на ПрАТ «Технолог». Досліджена сорбційна характеристика сорбенту «стулкиквасолі» в статичному і динамічному режимах і вплив іонів заліза на динамічну ємність сорбенту по відношенню до фенолу.

З популярних сорбентів найбільш ефективними є активоване вугілля. Вони добре сорбують феноли, більшість нафтопродуктів, хлор і фторорганічні пестициди. В даний період одним з актуальних завдань є проблема вибору ефективного сорбенту, що володіє високими сорбційними властивостями до тих чи інших токсичних реагентів.

Об'єкт досліджень в роботі обрано – сорбент на основі стулок квасолі, модельні розчини, які містять в одному випадку тільки фенол, в іншому фенол та іони заліза (II). Для того, щоб приготувати модельні розчини використовували такі реактиви: фенол, залізо сірчанокисле, дистильовану воду. Концентрацію фенолу і заліза визначали методом фотоколориметрії.

В режимі статичному за відомою методикою проводили адсорбцію фенолу. Ємності, з однаковою кількістю сорбенту (1г), заповнювали розчином з вмістом фенолу в інтервалі від 5 до 35 мг об'ємом 50 мл і витримували при перемішуванні протягом 24 годин. Зазначений час відповідає часу досягнення рівноважної концентрації фенолу в розчині.

Під час реєстрації динамічних кривих завантажували фіксовану наважку сорбенту на стулках квасолі в колону діаметром 1,8 см з різними висотами шару сорбенту – 0,82; 1,65; 3,30 см і пропускали через неї модельний розчин фенолу з вихідною концентрацією 10 мг/л, з більшою ГДК.

Для визначення динамічної ємності сорбенту 35 л модельного розчину з концентрацією фенолу 10 мг/л пропускали через колонку з наважкою сорбенту 10 г зі швидкістю 0,048 см/с. Для встановлення впливу іонів заліза на динамічну ємність сорбенту по відношенню до фенолу експеримент проводили на модельному розчині, що містить також 10 мг/л фенолу і заліза (II) в концентрації від 0,3 до 2,0 мг/л.

Результати експерименту по визначенню сорбції фенолу на в статичному режимі представлені на рисунку 3.2.

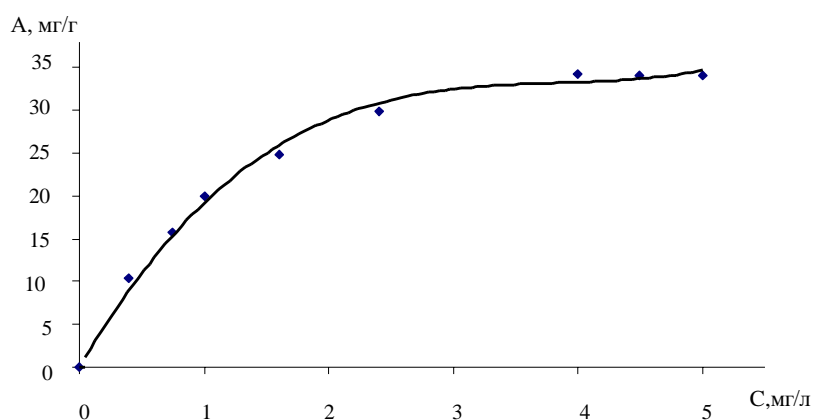


Рисунок 3.2 – Ізотерма сорбції фенолу на сорбенті «стулки квасолі»



Отримана ізотерма сорбції була оброблена в координатах рівняння Ленгмюра, яке зазвичай використовується для визначення константи рівноваги при вивченні механізму процесу сорбції.

$$A = \frac{A_{\infty} K C}{1 + K C}, \quad (15)$$

де  $A$  – сорбована кількість фенолу (мг/г),  $A_{\infty}$  – гранична концентрація поглиненого фенолу в адсорбенті (мг/г),  $C$  – рівноважна концентрація фенолу (мг/л),  $K$  – константа адсорбційної рівноваги.

На основі ізотерми сорбції, шляхом графічного рішення рівняння Ленгмюра (рис. 3.3), були визначені максимальна сорбційна ємність, яка склала 35,0 мг/г, і константа процесу сорбції, яка склала 1,16 л/мг відповідно.

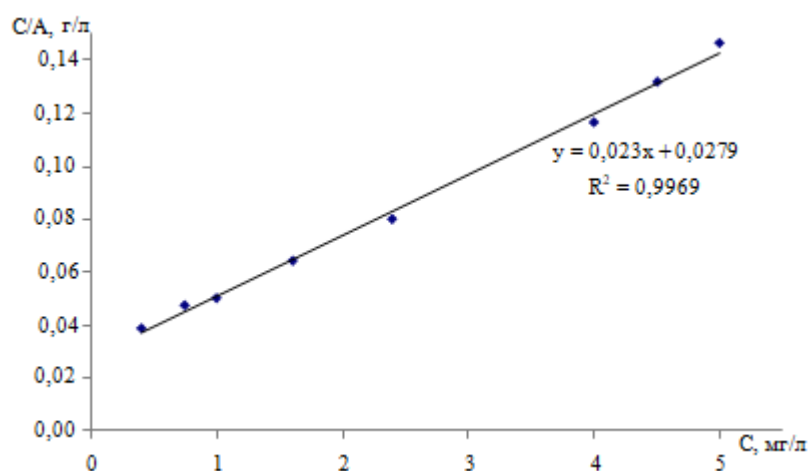


Рисунок 3.3 – Лінійна форма ізотерми адсорбції

Результати експерименту по визначенню сорбції фенолу в динамічному режимі наведені в таблиці 3.2.

Таблиця 3.2 – Концентрація фенолу в фільтраті при різних швидкостях  $V$  пропускання модельного розчину з концентрацією фенолу 10 мг/л і різній висоті шару сорбенту.

| $L = 0,85$ см |               | $L = 1,65$ см |               | $L = 3,5$ см |               |
|---------------|---------------|---------------|---------------|--------------|---------------|
| $V$ , см/с    | [фенол], мг/л | $V$ , см/с    | [фенол], мг/л | $V$ , см/с   | [фенол], мг/л |
| 0,014         | –             | 0,038         | –             | 0,036        | –             |
| 0,039         | 0,10          | 0,086         | 0,10          | 0,124        | –             |
| 0,098         | 0,25          | 0,144         | 0,15          | 0,190        | –             |
| 0,124         | 0,50          | 0,182         | 0,50          | 0,239        | 0,10          |
| 0,238         | 1,10          | 0,267         | 1,00          | 0,268        | 0,15          |

Проаналізувавши дані, ми можемо сказати, що поява допустимої концентрації фенолу залежить як від висоти шару сорбенту, так і від швидкості протікання розчину. Використовуючи експериментальні дані таблиці 3.2, по сорбційній очистці води від розчинних органічних компонентів на вугіллі, був побудований графік залежності довжини сорбційного шару сорбенту «стулки квасолі» від швидкості протікання розчину при появі допустимої концентрації фенолу (рис. 3.4). Як видно з рисунка, залежність  $L = f(v)$  лінійна. Тангенс кута нахилу отриманої прямої характеризує кінетичний коефіцієнт зовнішньої дифузії відповідно до рівняння:

$$\beta = \chi \cdot \frac{v}{L}, \quad (16)$$

де  $\beta$  – кінетичний коефіцієнт зовнішньої дифузії ( $\text{с}^{-1}$ ),

$\chi$  – безрозмірна величина, що характеризує характер процесу дифузії,

$L$  – висота шару сорбенту (см),

$v$  – лінійна швидкість протікання розчину (см/с).

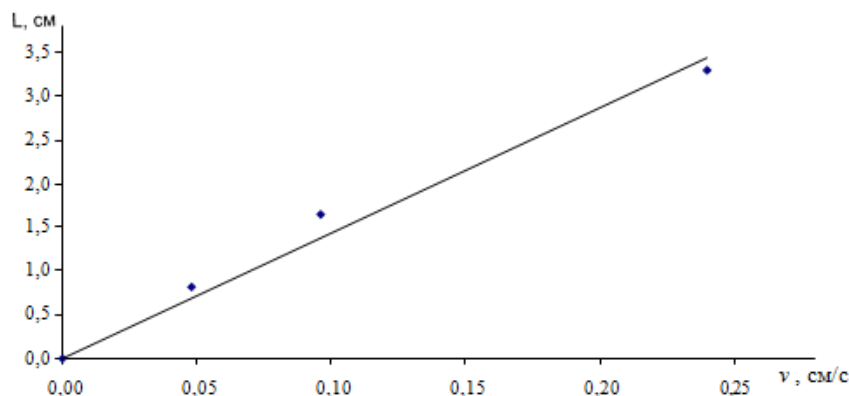


Рисунок 3.4 – Залежність довжини сорбційного шару сорбенту «стулки квасолі» від швидкості протікання розчину при появі допустимої концентрації фенолу

Величина  $\chi/\beta$ , рівна тангенсу кута нахилу прямої (рис. 3.4), визначає мінімальний час контакту розчину, що містить фенол, з сорбентом, необхідний для протікання повної сорбції фенолу, і він дорівнює  $\tan \alpha = t_{min} = 15 \text{ с}$ .

Результати визначення динамічної ємності сорбенту «стулки квасолі» на модельному розчині фенолу представлені в таблиці 3.3.

Таблиця 3.3 – Концентрація фенолу в фільтраті

|   |        |     |      |     |
|---|--------|-----|------|-----|
| Об'єм модельного розчину, який пройшов через сорбент, л | 1...32 | 33  | 34   | 35  |
| Концентрація фенолу в фільтраті, мг/л                   | –      | 0,2 | 0,16 | 0,5 |

Як видно з таблиці, взяті для дослідження 10 г сорбенту поглинають весь фенол, що знаходиться в 32 л розчину. Динамічна ємність сорбенту «стулки квасолі», за даними таблиці, склала 30 мг/г. Так як в природних водах часто

містяться сполуки заліза [31], було досліджено вплив іонів заліза на динамічну ємність сорбенту по відношенню до фенолу. Експериментальні результати представлені в таблиці 3.4.

Таблиця 3.4– Вплив іонів заліза на динамічну ємність сорбенту фенолу

|  |   |     |     |     |       |     |     |     |
|--|---|-----|-----|-----|-------|-----|-----|-----|
| Концентрація іонів заліза (II)<br>в модельному розчині, мг/л | 0 | 0,3 | 0,6 | 0,9 | 1,2   | 1,5 | 1,7 | 2,0 |
| Концентрація фенолу в<br>фільтраті, мг/л                     | – | –   | –   | –   | 0,015 | 0,1 | 0,5 | 1,0 |

Результати таблиці показали, що наявність іонів двовалентного заліза на рівні ГДК і до 0,9 мг/л не впливає на сорбційну ємність сорбенту. При концентрації більше 1,2 мг/л відразу з'являється допустима концентрація фенолу. Таким чином, в присутності іонів заліза, починаючи з концентрації 1,2 мг/л, сорбційна ємність сорбенту по фенолу дорівнює нулю. Отже, використання даного сорбенту для очищення води від фенолу можливо тільки після очищення води від іонів заліза.

В **четвертому розділі** було розроблено стартап-проект для вирішення проблеми забруднення стічних вод фенолами, де сировиною є адсорбент на основі стручків квасолі.

Основною ідеєю стартап проекту є використання стулок квасолі як новий сорбуючий матеріал для очищення стічних вод від фенолів.

Можливість застосування такого сорбенту буде у всіх підприємств, які використовують метод сорбційного очищення для стічних вод підприємства.

Реалізація такого проекту розглядатиметься на прикладі фармацевтичного підприємства по виготовленню лікарських засобів ПрАТ «Технолог». Опис ідеї наведено в таблиці 4.1.

Таблиця 4.1 – Опис ідеї стартап-проекту

| Зміст ідеї  | Напрямки застосування   | Вигоди для користувача   |
|---|---|--|
| Впровадження використання нового сорбційного матеріалу – стулок квасолі для очищення стічних вод, що містять феноли | 1. Використання при виготовленні фільтрів для очищення води .<br>2. Використання в якості сорбуючого матеріалу при очищенні стічних вод фармацевтичних, нафтопереробних, коксохімічних та інших підприємств.<br>3. Використання в побуті як сорбуючий матеріал. | 1.Доступність.<br>2. Простота у виготовленні.<br>3. Дешевизна.<br>4. Наявність на ринку України.<br>5. Підвищення ступеня очищення води. |

Визначимо перелік слабких (W), сильних (S) та нейтральних характеристик (N) та властивостей ідеї проекту для є формування його конкурентоспроможності (табл. 4.2).

Таблиця 4.2 – Визначення сильних, слабких та нейтральних характеристик ідеї проекту

| № п/п | Техніко-економічні характеристики ідеї | (потенційні) товари/концепції конкурентів |                                  |                     |                     | W (слабка сторона) | N (нейтральна сторона) | S (сильна сторона) |
|-------|--|---|----------------------------------|---------------------|---------------------|--------------------|------------------------|--------------------|
|       |  | Мій проект                                | Конкурент 1 – Активоване вугілля | Конкурент 2 – Тирса | Конкурент 3 – Шлаки |                    |                        |                    |
| 1.    | Сорбційна ємність                      | 5   | 5                                | 3                   | 4                   |                    |                        | +                  |
| 2.    | Екологічність                          | 5   | 5                                | 5                   | 3                   |                    | +                      |                    |
| 3.    | Ціна                                   | 5   | 2                                | 4                   | 3                   |                    | +                      |                    |
| 4.    | Доступність                            | 4   | 5                                | 5                   | 4                   | +                  |                        |                    |
| 5.    | Простота у використанні                | 5   | 4                                | 4                   | 3                   | +                  |                        |                    |

Останнім етапом ринкового аналізу можливостей впровадження проекту є складання SWOT-аналізу (табл. 4.11):

Таблиця 4.11 – SWOT-аналіз стартап-проекту

|   |   |
|---|---|
| <p><b>Сильні сторони:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>– екологічність;</li> <li>– ціна;</li> <li>– наявність на ринку України;</li> <li>– простота у виготовленні.</li> </ul>                                    | <p><b>Слабкі сторони:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>– наявність схожих товарів на ринку;</li> <li>– пошук якісної сировини;</li> <li>– асортимент товару у конкурентів.</li> </ul>                 |
| <p><b>Можливості:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>– залежність вартості від пори року;</li> <li>– нова сировина як матеріал для експериментів;</li> <li>– подальші розробки та дослідження матеріалу.</li> </ul> | <p><b>Загрози:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>– велика кількість конкурентів;</li> <li>– недостатня кількість інвесторів;</li> <li>– невелика кількість споживачів на початковому етапі.</li> </ul> |

Наступним кроком є визначення цінових меж, якими необхідно керуватись при встановленні ціни на потенційний товар. Аналіз проводиться експертним методом.

Таблиця 4.19 – Визначення меж встановлення ціни

| Рівень цін на товари замітники | Рівень цін на товари аналоги | Рівень доходів цільової групи споживачів | Верхня та нижня меж встановлення ціни на товар/послугу |
|--------------------------------|------------------------------|--|--|
| 120 – 200 тис. грн/т           | 150 – 200 тис. грн/т         | Високий                                  | 10 – 25 тис. грн/т                                     |

## ВИСНОВКИ

1. Проаналізовано основні забруднювачі гідросфери від фармацевтичних підприємств та досліджено вплив фенолів на організм людини та навколишнє середовище.

2. Проведено експериментальне дослідження сорбенту «стулки квасолі» в статичному і динамічному режимах, що дало можливість встановити ефективність використання його в якості сорбенту для очищення фенольних стічних вод.

3. Шляхом математичного моделювання процесу сорбції було виведено залежність концентрації сорбенту від сорбційної ємності та визначено максимальну сорбційну ємність: в статичних умовах – 35 мг/г, в динамічних умовах – 30 мг/г.

4. Розроблено стартап-проект для вирішення проблеми забруднення стічних вод фенолами, де сировиною є адсорбент на основі стулок квасолі. Встановлено, що на цей товар існує попит, крім того динаміка ринку зростає, рентабельність становить 70% відсотків.

## АНОТАЦІЯ

**Чепель А. Є.** Оцінка впливу фенолів на гідробіологічне середовище від фармацевтичної діяльності.– Рукопис.

Дисертація на здобуття наукового ступеня магістр за спеціальністю 101 – «Екологія». – Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського», Міністерство освіти та науки України, Київ, 2018.

При сучасних темпах розвитку промислового виробництва стає все більш актуальною проблема очищення поверхневих і стічних вод. Одним з високотоксичних забруднювачів, що потрапляють у водойми і водотоки зі стічними водами хімічних і нафтохімічних підприємств, є фенол. Скидання фенолвмістних вод у водойми і водотоки різко погіршує їх загальний санітарний стан, роблячи негативний вплив на живі організми, не тільки своєю високою токсичністю, а й значною зміною режиму споживання біогенних елементів і розчинених газів.

Найбільш ефективним методом очищення стічних вод від фенолу, є адсорбція останнього за допомогою активованого вугілля, але недоліком є висока вартість і необхідність регенерації.

В роботі проаналізовано основні забруднювачі гідросфери від фармацевтичних підприємств та досліджено вплив фенолів на організм людини та навколишнє середовище, проведено експериментальне дослідження сорбенту «стулки квасолі» в статичному і динамічному режимах. Шляхом математичного моделювання процесу сорбції було виведено залежність концентрації сорбенту від сорбційної ємності та визначено максимальну сорбційну ємність в динамічному та статичному режимах. Розроблено стартап-проект для вирішення проблеми забруднення стічних вод фенолами, де сировиною є адсорбент на основі ступок квасолі. Встановлено, що на цей товар існує попит, крім того динаміка ринку зростає, рентабельність становить 70% відсотків.

**Ключові слова:** сорбція, фенол, очищення, стічні води, сорбційна ємність, математичне моделювання.

## АНОТАЦИЯ

**Чепель А. Е.** Оценка воздействия фенолов на гидробиологическое среду от фармацевтической деятельности.–Рукопись.

Диссертация на соискание ученой степени магистр по специальности 101–«Экология».– Национальный технический университет Украины «Киевский политехнический институт имени Игоря Сикорского», Министерство образования и науки Украины, Киев, 2018.

При современных темпах развития промышленного производства становится все более актуальной проблема очистки поверхностных и сточных вод. Одним из высокотоксичных загрязнителей, попадающих в водоемы и водотоки со сточными водами химических и нефтехимических предприятий, является фенол. Сброс фенолсодержащих вод в водоемы и водотоки резко ухудшает их общее санитарное состояние, оказывая негативное влияние на живые организмы, не только своей высокой токсичностью, но и значительным изменением режима потребления биогенных элементов и растворенных газов.

Наиболее эффективным методом очистки сточных вод от фенола, является адсорбция последнего с помощью активированного угля, но недостатком является высокая стоимость и необходимость регенерации.

В работе проанализированы основные загрязнители гидросферы от фармацевтических предприятий и исследовано влияние фенолов на организм человека и окружающую среду, проведено экспериментальное исследование сорбента «створки фасоли» в статическом и динамическом режимах. Путем математического моделирования процесса сорбции были выведены зависимость концентрации сорбента от сорбционной емкости и определена максимальная сорбционная емкость в динамическом и статическом режимах. Разработан стартап-проект для решения проблемы загрязнения сточных вод фенолами, где сырьем является адсорбент на основе створок фасоли. Установлено, что на этот товар есть спрос, кроме того динамика рынка растет, рентабельность составляет 70% процентов.

**Ключевые слова:** сорбция, фенол, очистки, сточные воды, сорбционная емкость, математическое моделирование.

## ANNOTATION

**Chepel A. Y.** Estimation of the influence of phenols on the hydrobiological environment from the pharmaceutical activity.–Manuscript

Thesis for a Master's degree by specialty 101– "Ecology".– National Technical University of Ukraine "Kyiv Polytechnic Institute named after Igor Sikorsky", Ministry of Education and Science of Ukraine, Kyiv, 2018.

With the current pace of development of industrial production, the problem of surface and sewage treatment is becoming more and more actual. One of the highly toxic pollutants entering the reservoirs and streams with sewage from chemical and petrochemical enterprises is phenol. Resetting phenol-containing waters in water bodies and watercourses sharply worsens their general sanitary state, having a negative impact on living organisms, not only with its high toxicity, but also a significant change in the regime of consumption of nutrients and dissolved gases.

The most effective method for cleaning wastewater from phenol, is the adsorption of the latter with activated carbon, but the disadvantage is the high cost and the need for regeneration.

In this work the main pollutants of the hydrosphere from the pharmaceutical enterprises were analyzed and the influence of phenols on the human organism and the environment was investigated, an experimental study of the sorbent "bean leaf" was conducted in static and dynamic regimes. Through mathematical modeling of the sorption process, the dependence of the sorbent concentration on the sorption capacity was deduced and the maximum sorption capacity was determined in the dynamic and static regimes. A startup project has been developed to solve the problem of wastewater pollution with phenols, where the raw material is adsorbent on the basis of bean leaflets. It is established that there is a demand for this product, in addition to the dynamics of the market is growing, profitability is 70% percent.

**Keywords:** sorption, phenol, purification, sewage, sorption capacity, mathematical modeling.

Чепель Алла Євгеніївна

**Оцінка впливу фенолів на гідробіологічне середовище від фармацевтичної діяльності**

(Автореферат)