



діабетичних мишей. Було показано, що розвиток ЦДІ супроводжується надпродукцією активних форм оксисену та нітрогену у гепатоцитах та підвищенням вмісту залишків 3-нітротирозину у складі протеїнів печінки, що корелює зі збільшенням некротичної загибелі гепатоцитів.

2. Всі зміни, виявлені в тканини печінки за ЦДІ, супроводжувалися дефіцитом вітаміну D₃ у мишей. Це дає можливість припустити, що підвищення прооксидантного статусу печінки може бути пов'язано, щонайменше частково, зі станом недостатньої забезпеченості діабетичних тварин вітаміном D₃.

3. Введення вітаміну D₃ сприяло повному відновленню вмісту 25OHD₃ до контрольних значень, що супроводжувалося його вираженим гальмівним впливом на інтенсивність формування активних форм оксисену та нітрогену у гепатоцитах та призводило до нормалізації їх функції та кращого виживання клітин. **✉**

УДК 628.316

ОЦІНКА ВПЛИВУ СИНТЕТИЧНИХ ДЕТЕРГЕНТІВ НА ПРОЦЕСИ ДЕФОСФОТАЦІЇ ПРИ БІОЛОГІЧНОМУ ОЧИЩЕННІ СТИЧНИХ ВОД

В. М. Россінський, Л. А. Саблій

Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут»

пр. Перемоги, 37, м. Київ-56

e-mail: wrossin@live.com

Поступове зниження водоспоживання абонентами централізованого водопостачання та водовідведення відображається на збільшенні маси органічних забруднень, сполук азоту та фосфору, синтетичних поверхнево-активних речовин, що транспортуються зі стічними водами на споруди каналізації населених пунктів. Міські стічні води містять завислі речовини 147,3-468,2 мг/дм³, сполуки азоту 13,2-63,68 мг/дм³, синтетичні поверхнево-активні речовини 8-25 мг/дм³, фосфати 10-20 мг/дм³. Показник БСК₅ міських стічних вод в середньому складає 100-300 мгО₂/дм³. Для ефективного очищення міських стічних вод від фосфатів їх обробку проводять послідовно в аноксидних (анаеробних) й аеробних біореакторах, відповідно до схем А/О, А²/О, Bardenpho, UCT. Фосфоракумулюючі бактерії є строгими аеробами, здатними в присутності кисню або нітратів до деструкції жирних кислот, які утворюють факультативні бактерії на стадії анаеробної (аноксидної) обробки стічних вод.

Синтетичні детергенти, присутні в стічній воді, як мембранотропні ксенобіотики, пригнічують споживання фосфору мікроорганізмами активного мулу, погіршують процеси дихання у мікроорганізмів, призводять до поступового лізису клітин найпростіших. Специфіка негативного впливу синтетичних детергентів на процеси біологічного очищення стічних вод від сполук фосфору залежить від навантаження на активний мул за органічними забрудненнями, технологічних режимів та параметрів роботи біореакторів.

Для оцінки впливу синтетичних детергентів на процеси дефосфатації стічних вод експеримент вели шляхом послідовної обробки мулової суміші в аноксидному біореакторі й двох аеробних біореакторах із рециркуляцією мулової суміші в аноксидний біореактор за допомогою насоса. Мулову суміш для досліджень відбирали зі споруд біологічного очищення міських стічних вод м. Рівне та м. Київ. Доза активного мулу складала 2,34–2,48 г/дм³. Початковий об'єм мулової суміші становив 2 дм³. Рециркуляційна витрата мулової суміші складала 0,2 дм³/хв. Концентрації фосфатів визначали колориметрично у відібраних і профільтрованих крізь лабораторний знезолений паперовий фільтр «біла



стрічка» воді за допомогою спектрофотометра ULAB 102. Як синтетичний детергент використовували алкілбензолсульфонат натрію. Співвідношення тривалості обробки мулової суміші в аноксидних та аеробних умовах складало 1:2. Вміст фосфатів у стічній воді забезпечували використовуючи KH_2PO_4 .

За результатами серій експериментів з біологічного очищення стічних вод від фосфатів для умов помірно-навантаженого активного мулу встановлено, що ефективність очищення стічної води за фосфатами складає 62% впродовж 90 хв. експерименту при концентрації синтетичних детергентів в стічній воді до 1 мг/дм^3 . Збільшення концентрації синтетичних детергентів до 30 мг/дм^3 призводить до зниження ефективності очищення за фосфатами до 45%. За результатами експериментів встановлено, що збільшення концентрації синтетичних детергентів від 1 мг/дм^3 до 30 мг/дм^3 призводить до зниження середньої питомої швидкості дефосфотації з $3,22 \text{ мгPO}_4^{3-}/(\text{г} \cdot \text{год})$ до $1,67 \text{ мгPO}_4^{3-}/(\text{г} \cdot \text{год})$, що відповідає інгібуванню середньої питомої швидкості дефосфотації стічних вод до 48%, порівняно зі стічною водою, що містить синтетичні детергенти концентрацією до 1 мг/дм^3 . ❧

ПОРІВНЯЛЬНИЙ АНАЛІЗ ЗДАТНОСТІ РОСЛИН РІЗНИХ ВИДІВ ВІДНОВЛЮВАТИ ХРОМ (VI)

А. В. Силенко

Київський Палац дітей та юнацтва
вул. І. Мазепи, 13, м. Київ-10, 01010

e-mail: sylenkoanna@ukr.net

Надмірне потрапляння шестивалентного хрому у навколишнє середовище призводить до порушення функціонування живих організмів, у людини він може викликати отруєння, інтоксикацію, підвищує ризик раку дихальних шляхів у десятки разів. Очищення стічних вод від забруднення хроматами може проводитися у різні способи: сорбційне очищення, хімічна нейтралізація, електрохімічний та фізико-хімічний способи обробки води. Проте одним з найбільш перспективних є використання рослинних або бактеріальних культур для відновлення хрому (VI) до нетоксичної трьохвалентної форми.

Метою нашої роботи було дослідити здатність рослин арніки, хризантеми, гісопу, звіробою, лаванди та рути (рослини були люб'язно надані співробітниками лабораторії адаптаційної біотехнології Інституту клітинної біології та генетичної інженерії НАН України) відновлювати хром (VI) до трьохвалентної форми, провести порівняльний аналіз їх фітореєдмативних властивостей, а також дослідити вплив різних концентрацій хромат-аніону на ріст рослин.

Встановлено, що всі досліджувані рослини були здатні до детоксикації шестивалентного хрому до аналітичного нуля (за ДФК) за рахунок його відновлення до нерозчинного (і нетоксичного) гідроксиду хрому (III) за короткі проміжки часу, при цьому тенденція динаміки зменшення вмісту хрому (VI) у середовищі при вирощуванні рослин усіх видів була подібною, а концентрація хрому (VI) – 1 мМ/л , 2 мМ/л , 4 мМ/л – майже не впливала на здатність рослин до його відновлення. В той же час швидкість відновлення хрому (VI) на початковому етапі культивування рослин була значно вищою, ніж у подальшому, адже лише протягом перших двох діб рівень вмісту біхромат-аніону знижувався майже вдвічі. Встановлено, що важливу роль при детоксикації хрому у живильному середовищі відіграють рослинні екзометаболіти, оскільки відновлення хрому (VI) у живильному середовищі при живцюванні рослин (тобто за відсутності кореневої системи) не відбувалося. Висока концентрація хрому 4 мМ була токсичною лише для рослин арніки та лаванди. Крім того, відмічено значне (у 2,5 рази) підвищення вмісту