

УДК 551.510

БІОДЕГРАДАЦІЯ НАФТОПРОДУКТІВ У НАВКОЛИШНЬОМУ ПРИРОДНОМУ СЕРЕДОВИЩІ

О. Філяк, А. Сибірний, М. Юрим

*Львівський державний університет безпеки життєдіяльності
вул. Клепарівська, 35, Львів 79000, Україна
e-mail: ofilyak@yahoo.com*

Зроблено широкий і сучасний огляд мікробіологічної екології деградації вуглеводнів нафти й нафтопродуктів. Особливу увагу сконцентровано на біологічних факторах і факторах навколишнього середовища, які впливають на ступінь і швидкість біодеградації цих вуглеводнів у навколишньому природному середовищі. Описано деякі аспекти біодеградації нафти й окремих вуглеводнів у водних та ґрунтових екосистемах.

Ключові слова: біодеградація, нафта, нафтопродукти.

На сьогоднішній день проблема забруднення навколишнього природного середовища нафтою і нафтопродуктами є дуже серйозною. В Україні виявлено багато районів із перевищенням гранично допустимих концентрацій нафтопродуктів не лише у воді, але і в ґрунтах (зокрема, в ґрунтах аеродромів, нафтобаз, нафтосховищ, нафтопереробних заводів, нафтових свердловин, автостоянок, автозаправок). У деяких регіонах забруднення стало вже настільки критичним, що нафтопродукти, які потрапили у ґрунти і підземні води, стали не лише отруйними, але й пожежонебезпечними [1].

Більшість синтетичних органічних речовин, у тому числі й нафтопродукти, можуть підлягати біодеградації, що робить біологічні методи очищення альтернативним вирішенням багатьох екологічних проблем, пов'язаних із забрудненням навколишнього природного середовища такими шкідливими речовинами. Мікроорганізми володіють таким метаболічним апаратом, який дозволяє їм використовувати нафту і нафтопродукти як джерело карбону та енергії.

Нафтопродукти – це комплексна суміш хімічних речовин. Наприклад, бензин, авіапальне, дизельне пальне, мазут і мінеральні смоли (дьоготь) містять кілька сотень складників. Кожен із цих складників має свої індивідуальні фізичні, хімічні та біологічні властивості [19].

Компоненти нафтопродуктів класифікують на категорії: аліфатичні компоненти, аліциклічні компоненти, ароматичні компоненти і поліциклічні ароматичні вуглеводні (табл. 1).

Аліфатичні вуглеводні є яскравим прикладом органічних речовин, що підлягають аеробній біодеградації. Найлегше руйнуються алкани, далі алкени й алкіни [5, 32]. Компоненти, які складаються з прямих ланцюгів, легше деградують, ніж такі, які мають розгалужені ланцюги. Біодеградація прямих ланцюгів алканів відбувається шляхом β -окиснення. Під час цього процесу кисень приєднується до кінця вуглеводневого ланцюга, що призводить до утворення карбоксильної групи. Від утвореної сполуки (жирної кислоти) відщеплюється двовуглецевий фрагмент (ацетил). Цей процес повторюється стільки разів, скільки необхідно для розщеплення цілої молекули. β -окиснення зупиняється, коли доходить до розгалуження у вуглеводневій молекулі.

Біодеградація алканів найкраще відбувається для компонентів, у яких є 10 атомів карбону у ланцюгу. Коротші структури мають тенденцію проявляти підвищену токсич-

Таблиця 1

Компоненти нафтопродуктів

Аліфатичні компоненти (прямі та розгалужені ланцюги карбону)
<i>Алкани</i> (одинарний зв'язок): пропан, гексан, октан, декан
<i>Алкени</i> (подвійний зв'язок): етилен, 2-метилпропен
<i>Алкіни</i> (потрійний зв'язок): етин (ацетилен), 2-бутин
Аліциклічні компоненти
<i>Циклоалкани</i> : циклопентан, циклогексан
<i>Циклоалкени</i> : циклопентен, циклогексен
<i>Циклоалкіни</i> : циклопентин, циклогексин
Ароматичні компоненти (одне бензольне кільце)
<i>Без замісників</i> : бензол
<i>Із замісниками</i> : толуол, ксилол, етилбензол, бензоат
Поліциклічні ароматичні компоненти (два і більше бензольних кілець)
<i>Без замісників</i> : нафталін (2 кільця), антрацен (3 кільця), фенатрен (3 кільця), флуорен (3 кільця), пірен (4 кільця)
<i>Із замісниками</i> : 1-метилнафталін, 1-метилфенантрен, 1-метилфлуорен

ність для багатьох мікроорганізмів. Дуже короткі алкани (метан, етан, пропан і бутан) присутні як гази і можуть бути використані як первинні субстрати чи кометаболіти деградації [39].

Ароматичні вуглеводні можуть деградувати під час аеробних і анаеробних біологічних процесів [32]. Для аеробної деградації характерне приєднання кисню до бензольного кільця, що зрештою призводить до утворення катехолу [34]. Далі молекула катехолу розщеплюється в орто- або мета-положенні. Кінцеві продукти цього процесу використовуються клітиною в анаболічних шляхах.

У таких ароматичних сполуках, як бензоати і феноли, подвійні зв'язки бензольного кільця спершу відновлюються шляхом додавання гідрогену до молекули, далі кільце розщеплюється і модифікується, що приводить до утворення насичених жирних кислот або дикарбонових кислот. Феноли можуть також деградувати через приєднання карбоксильних груп до кільця з подальшим відновленням до циклогексанону і розщепленням кільця. В ароматичних сполуках із замісниками (крезоли і толуоли з арилметильними групами) ці групи можуть спершу окиснюватися з утворенням карбоксильних груп (кисисген із молекули води) з подальшим розщепленням кільця [20]. Бензол є моноароматичною сполукою, деградація якої в анаеробних умовах відбувається надзвичайно повільно [31].

Показано, що якщо біодеградація ароматичних вуглеводнів відбувається в анаеробних (безкисневих) умовах, то вона часто супроводжується денітрифікацією, відновленням сульфату або продукуванням метану [12]. Анаеробне перетворення бензолу й толуолу, при якому відбувається продукування метану, може бути охарактеризоване як ферментативний процес, при якому відбувається часткове окиснення і часткове відновлення субстрату з утворенням метану та діоксиду карбону як кінцевих продуктів [37]. Крім того, тривалентний ферум і оксид маргану можуть бути альтернативними акцепторами електронів при відповідних безкисневих умовах (табл. 2).

Таблиця 2

Деградація бензолу і толуолу в аеробних та анаеробних умовах

Види деградації	Донори електронів	Реакції
Бензол		
Аеробні умови	O ₂	C ₆ H ₆ + 7.5O ₂ = 6CO ₂ + 3H ₂ O
Денітрифікація	NO ₃ ⁻	C ₆ H ₆ + H ⁺ + 6NO ₃ ⁻ = 6CO ₂ + 3N ₂ + 6H ₂ O
Відновлення мангану	MnO ₂	C ₆ H ₆ + 15Mn ⁺⁴ + 12H ₂ O = 6CO ₂ + 30H ⁺ + 15Mn ⁺²
Відновлення феруму	Fe ⁺³	C ₆ H ₆ + 30Fe ⁺³ + 12H ₂ O = 6CO ₂ + 30H ⁺ + 30Fe ⁺²
Відновлення сульфору	SO ₄ ⁻²	C ₆ H ₆ + 7.5H ⁺ + 3.75SO ₄ ⁻² = 6CO ₂ + 3.75H ₂ S + 3H ₂ O
Продуктування метану	CO ₂	C ₆ H ₆ + 4.5H ₂ O = 2.25CO ₂ + 3.75CH ₄
Толуол		
Аеробні умови	O ₂	C ₆ H ₅ -CH ₃ + 9O ₂ = 7CO ₂ + 4H ₂ O
Денітрифікація	NO ₃ ⁻	C ₆ H ₅ -CH ₃ + 7.2H ⁺ + 7.2NO ₃ ⁻ = 7CO ₂ + 3.6N ₂ + 7.6H ₂ O
Відновлення мангану	MnO ₂	C ₆ H ₅ -CH ₃ + 18MnO ₂ + 36H ⁺ = 7CO ₂ + 22H ⁺ + 18Mn ⁺²
Відновлення феруму	Fe ⁺³	C ₆ H ₅ -CH ₃ + 36Fe ⁺³ + 14H ₂ O = 7CO ₂ + 36Fe ⁺²
Відновлення сульфору	SO ₄ ⁻²	C ₆ H ₅ -CH ₃ + 3H ₂ O + 4.5SO ₄ ⁻² = 2.25H ₂ S + 2.25HS ⁻ + 7HCO ₃ ⁻ + 0.25H ⁺
Продуктування метану	CO ₂	C ₆ H ₅ -CH ₃ + 5H ₂ O = 2.5CO ₂ + 4.5CH ₄

Кількість субстрату, що деградує по анаеробному шляху, може бути дуже значною. Зокрема, більш ніж 50% бензолу й толуолу за 60 днів може мінералізуватися у таких умовах, з продуктуванням метану, а нафталін деградує до кількості, яка не детектується уже на 45-й день за умов денітрифікації [14, 21].

Поліциклічні ароматичні вуглеводні (ПАВ) складаються із двох і більше ароматичних кілець. Зі збільшенням числа кілець розчинність сполук у воді зменшується, а стійкість до деградації – збільшується. ПАВ можуть піддаватись аеробній і анаеробній біодеградації [13].

Аеробне розщеплення більш поширене для руйнування ПАВ із двома або трьома кільцями (нафталін, антрацин, фенатрен) [16]. Як і у випадку бензолу та його похідних, кисень приєднується прямо до одного з кілець, яке потім розщеплюється. Цей процес повторюється стільки разів, скільки необхідно для розщеплення всієї молекули. Крім аеробної бактерійної біодеградації, деякі гриби і водорості мають здатність руйнувати ПАВ. Гриби *Phanerochaete chrysosporium* продукують лігнін-специфічні ензими, здатні руйнувати від дво- до п'ятикілецевих ПАВ [39]. Комбінована метаболічна дія мікробних угруповань є дуже важливою у деградації сполук із великою кількістю бензольних кілець.

ПАВ, які складаються з трьох-п'яти бензольних кілець, є небезпечні з екологічного погляду, оскільки багато з них є канцерогенами. Тому кількість таких сполук у ґрунтах і водних об'єктах необхідно зводити до мінімуму. Подібно, як і зі сполуками, що складаються з одного ароматичного кільця, руйнування ПАВ починається з відновлення подвійних зв'язків у кільці гідрогеном або приєднанням кисню (з води) до ароматичного кільця. Біодеградація ПАВ із великими молекулярними масами є дуже повільною, тому потребує тривалого часу для повного розщеплення. Відомо, що період піврозпаду цих сполук біологічним шляхом становить 6 місяців і більше [26]. Використання поверхнево-активних речовин збільшує розчинність таких ПАВ і сприяє їх подальшій біодеградації [11].

Вуглеводні у навколишньому середовищі можуть розкладатися головним чином бактеріями, водоростями, дріжджами та грибами [17, 18, 22]. Незважаючи на те, що ці організми у земних та водних екосистемах є всюдисущі, частина гетеротрофних

мікроорганізмів, здатних утилізувати вуглеводні, дуже варіабельна – від 6% [25] до 82% [33] ґрунтових грибів, 0,13-50% ґрунтових бактерій [25, 33], 0,003–100% морських бактерій [23, 30]. Окремі мікроорганізми можуть метаболізувати лише обмежену кількість вуглеводневих субстратів. Сукупність різних мікроорганізмів з усіма можливими ензиматичними властивостями може ефективніше, ніж поодинокі мікроорганізми, руйнувати комплексну суміш вуглеводнів у ґрунті, прісній і морській воді [2]. Найважливішими в біодеградації вуглеводнів у ґрунтах та морській воді є бактерії *Achromobacter*, *Acinetobacter*, *Alcaligenes*, *Arthrobacter*, *Bacillus*, *Flavobacterium*, *Nocardia*, *Pseudomonas* spp. [9] та коринеформи. Серед дріжджів і грибів, здатних розкласти вуглеводні, з морської води виділені *Aureobasidium*, *Candida*, *Rhodotorula*, *Sporobolomyces* spp., із ґрунтів – *Trichoderma* та *Mortierella* spp. Виявлено, що виділені з ґрунту і водного середовища гриби *Aspergillus* та *Penicillium* spp. також можуть руйнувати вуглеводні [6].

Відомо, що розлита нафта формує на воді плівку [8]. Нафта може перемішуватися з водою під впливом вітру та хвиль, у результаті чого утворюється емульсія [15]. Дисперсія вуглеводнів у такій емульсії збільшує поверхню стикування нафтопродуктів з оточуючим середовищем і, таким чином, підвищує можливість мікробної атаки цих вуглеводнів. Проте через великий діаметр частинок нафти у воді співвідношення поверхні до об'єму цих частинок залишається низьким, що призводить до пригнічення біодеградації нафтопродуктів у водному середовищі [2].

Ключовою відмінністю між біодеградацією нафтопродуктів, розлитих у ґрунт і водне середовище, полягає у їхній здатності до розповсюдження у присутності відповідних речовин, які можуть змінювати фізичні та хімічні властивості нафтопродуктів і їхню чутливість до деградації мікроорганізмами [9]. Нафта, розлита на ґрунт, частіше переміщується вертикально в глибину ґрунту і рідше формує плями за рахунок горизонтального розтікання. Просочування нафти у ґрунт заважає випаровуванню легких вуглеводнів, які можуть бути токсичними для мікроорганізмів. Тверді часточки ґрунту можуть зменшувати токсичність компонентів нафтопродуктів, абсорбуючи їх. Проте абсорбція і адсорбція вуглеводнів до гумусної субстанції може зумовлювати формування стійких комплексів вуглеводнів із компонентами ґрунту.

Темпи розкладання мікроорганізмами багатьох органічних сполук у водному середовищі пропорційні до концентрації цих компонентів. Швидкість мінералізації таких високомолекулярних ароматичних вуглеводнів, як нафталін і фенатрен, більше пов'язана з їхньою розчинністю у воді, ніж із загальною концентрацією цих сполук.

Мікробіологічна деградація довгих ($\geq C_{12}$) алканів, для яких розчинність менша, ніж 0,01 мг/л [7], відбувається швидше, ніж темпи розчинення цих вуглеводнів [38]. Швидкість деградації таких вуглеводнів прямо залежить від площі поверхні часточок цих вуглеводнів, з якою може прямо взаємодіяти мікробна клітина – редуцент. Отже, при утворенні емульсій цих вуглеводнів площа поверхні суттєво зростає, підвищуючи таким чином швидкість деградації. Із цього випливає, що темпи біодеградації багатьох вуглеводнів не залежать від їхньої концентрації, на відміну від більшості розчинних органічних сполук. Підвищені концентрації вуглеводнів, які не диспергують у воді, а утворюють плівку, можуть спричинити пригнічення біодеградації за рахунок обмеження доступу кисню та поживних речовин до мікроорганізмів. Концепцію максимальної чи порогової концентрації для мікробіологічної деградації вуглеводнів можна застосовувати також до ґрунтових екосистем.

На біодеградацію нафтопродуктів впливає температура та рН середовища [10]. Низькі температури збільшують в'язкість нафти, зменшують летючість токсичних ко-

ротколанцюгових алканів і збільшують їхню розчинність у воді [4, 29]. Усе це пригнічує біодеградацію нафтопродуктів. Лише незначні кількості нафти можуть підлягати біодеградації в арктичних льодовиках і заморожених ґрунтах тундри. Підвищені температури (від 30 до 40°C) збільшують швидкість метаболізму вуглеводнів до максимуму, але підвищують токсичну дію вуглеводнів на мембрани клітин [9]. Стійкими до таких умов є термофільні алканутилізуєчі бактерії [28].

Викиди вуглеводнів у водне середовище, яке містить низьку концентрацію неорганічних поживних речовин, часто призводять до підвищення співвідношення карбон/нітроген та/або співвідношення карбон/фосфор у середовищі, що, у свою чергу, може не дуже позитивно впливати на ріст і поділ мікроорганізмів [3, 15]. Показано, що наявність достатньої кількості доступних форм нітрогену та фосфору може бути лімітуючим фактором при біодеградації сирової нафти або бензину у ґрунті та ґрунтових водах. Зокрема, показано, що додавання фосфату сечовини, комбінованих азотно-фосфорно-калійних добрив або солей амонію і ортофосфорної кислоти у ґрунт може суттєво посилювати біодеградацію цих нафтопродуктів [24, 39].

Показано позитивну кореляцію між солоністю та здатністю мікроорганізмів мінералізувати фенатрен і нафталін у водному середовищі [27]. Проте з інших літературних джерел [40] відомо, що для закритих озер із високою концентрацією солі, що випаровуються, вуглеводневий метаболізм мікроорганізмів зменшується з підвищенням концентрації солі. Даний ефект спостерігався для водних середовищ із концентрацією солі від 3,3 до 28,4%. Вважають, що це є наслідком зниження загального рівня метаболізму мікроорганізмів у таких умовах.

Тиск відіграє важливу роль в біодеградації вуглеводнів у глибоководних умовах. Досліджено деградацію тетрадекану, гексадекану і суміші вуглеводнів під впливом бактерій при тиску 1 атм. і 495–500 атм. [35, 36]. При 4°C 94% гексадекану було утилізовано лише через 40 тижнів інкубування бактерій при високих тисках, тоді як при 1 атм. деградація відбувалася за 8 тижнів [36]. Тому нафтопродукти, які перебувають у морях і океанах на великих глибинах, деградують під впливом бактерій дуже повільно, і стійкі фракції нафти можуть зберігатись у таких умовах кілька десятків років.

Отже, здійснений авторами аналіз існуючих на сьогоднішній день у світі наукових праць, присвячених питанням екологічної мікробіології, виявив основні біотичні й абіотичні фактори, які впливають на ступінь і швидкість біодеградації вуглеводнів нафти у навколишньому природному середовищі, та вказує на можливість оптимізації умов для пришвидшення біодеградації нафти і нафтопродуктів мікроорганізмами як у ґрунтах, так і у водному середовищі.

1. Батлук В. А. Основи екології. К.: Знання, 2007. 519 с.
2. Antić M. P., Jovančićević B. S., Ilić M. et al. Petroleum pollutant degradation by surface water microorganisms // *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.* 2006. Vol. 13. N 5. P. 320–327.
3. Atlas R. M. Microbial degradation of petroleum hydrocarbons: an environmental perspective // *Microbiol. Rev.* 1981. Vol. 45. P. 180–209.
4. Atlas R. M., Bartha R. Biodegradation of petroleum in seawater at low temperatures // *Can. J. Microbiol.* 1972. Vol. 18. P. 1851–1855.
5. Atlas R. M., Cerniglia C. E. Bioremediation of petroleum pollutants: diversity and environmental aspects of hydrocarbon biodegradation // *BioScience.* 1995. Vol. 45. P. 332–338.
6. Austin B., Calomiris J. J., Walker J. D., Colwell R. R. Numerical taxonomy and ecology of petroleum-degrading bacteria // *Appl. Environ. Microbiol.* 1977. Vol. 34. P. 60–68.

7. *Bell G. H.* Solubilities of normal, aliphatic acids, alcohols and alkanes in water // *Chem. Phys. Lipids*. 1973. Vol. 10. P. 1–10.
8. *Berridge S. A., Dean R. A., Fallows R. G., Fish A.* The properties of persistent oils at sea. In P. Hepple (ed.), *Scientific aspects of pollution of the sea by oil*. Institute of Petroleum, London, 1968. P. 35–59.
9. *Bossert I., Bartha R.* The fate of petroleum in soil ecosystems. In R. M. Atlas (ed.), *Petroleum microbiology*. Macmillan Publishing Co., New York, 1984. P. 434–476.
10. *Boszczyk-Maleszak H., Zabost A., Wolicka D., Kaciszczenko J.* Effectiveness of biodegradation of petroleum products by mixed bacterial populations in liquid medium at different pH values // *Pol. J. Microbiol.* 2006. Vol. 55. N 1. P. 69–73.
11. *Bruheim P., Bredholt H., Eimhjellen K.* Bacterial degradation of emulsified crude oil and the effect of various surfactants // *Can. J. Microbiol.* 1997. Vol. 43. P. 17–22.
12. *Burland S., Edwards E.* Anaerobic benzene biodegradation linked to nitrate reduction // *Appl. Environ. Microbiol.* 1999. Vol. 65. P. 529–533.
13. *Cerniglia C. E.* Biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbons // *Biodegradation*. 1992. Vol. 3. P. 351–368.
14. *Champion K. M., Zengler K., Rabus R.* Anaerobic degradation of ethylbenzene and toluene in denitrifying strain EbN1 proceeds via independent substrate-induced pathways // *J. Mol. Microbiol. Biotechnol.* 1999. Vol. 1. P. 157–164.
15. *Cooney J. J.* The fate of petroleum pollutants in freshwater ecosystems. In R. M. Atlas (ed.), *Petroleum microbiology*. Macmillan Publishing Co., New York, 1984. P. 399–434.
16. *Del Rio L. F., Hadwin A. K., Pinto L. J.* et al. Degradation of naphthenic acids by sediment microorganisms // *J. Appl. Microbiol.* 2006. Vol. 101. P. 1049–1061.
17. *Elshafie A., AlKindi A.Y., Al-Busaidi S.* et al. Biodegradation of crude oil and n-alkanes by fungi isolated from Oman // *Mar. Pollut. Bull.* 2007. Vol. 54. P. 1692–1096.
18. *Fallgren P. H., Jin S.* Biodegradation of petroleum compounds in soil by a solid-phase circulating bioreactor with poultry manure amendments // *J. Environ. Sci. Health A Tox Hazard Subst Environ. Eng.* 2008. Vol. 43. N 2. P. 125–131.
19. *Fingas M.* Oil spills and their cleanup // *Chem. Ind.* 1996. Vol. 24. P. 1005–1008.
20. *Frazer A. C., Coschigano P. W., Young L. Y.* Toluene metabolism under anaerobic conditions: a review // *Anaerobe*. 1995. Vol. 1. P. 293–303.
21. *Galushko A. S., Minz D., Schink B., Widdel F.* Anaerobic degradation of naphthalene by a pure culture of a novel type of marine sulphate-reducing bacterium // *Environ. Microbiol.* 1999. Vol. 1. P. 415–420.
22. *Häggbloom M. M., Youngster L. K., Somsamak P., Richnow H. H.* Anaerobic biodegradation of methyl tert-butyl ether (MTBE) and related fuel oxygenates // *Adv. Appl. Microbiol.* 2007. Vol. 62. P. 1–20.
23. *Hollaway S. L., Faw G. M., Sizemore R. K.* The bacterial community composition of an active oil field in the Northwestern Gulf of Mexico // *Mar. Pollut. Bull.* 1980. Vol. 11. P. 153–156.
24. *Jobson A., McLaughlin M., Cook F. D., Westlake D. W. S.* Effect of amendments on the microbial utilization of oil applied to soil // *Appl. Microbiol.* 1974. Vol. 27. P. 166–171.
25. *Jones J. G., Knight M., Byron J. A.* Effect of gross pollution by kerosine hydrocarbons on the microflora of a moorland soil // *Nature*. 1970. Vol. 227. P. 1166.
26. *Kanaly R. A., Harayama S.* Biodegradation of high-molecularweight polycyclic aromatic hydrocarbons by bacteria // *J. Bacteriol.* 2000. Vol. 182. P. 2059–2067.
27. *Kerr R. P., Capone D. G.* The effect of salinity on the microbial mineralization of two polycyclic aromatic hydrocarbons in estuarine sediments // *Mar. Environ. Res.* 1988. Vol. 26. P. 181–198.

28. Klug M. J., Markovetz A. J. Thermophilic bacteria isolated on n-tetradecane // *Nature*. 1967. Vol. 215. P. 1082–1083.
29. Margesin R. Alpine microorganisms: useful tools for low-temperature bioremediation // *J. Microbiol.* 2007. Vol. 45. N 4. P. 281–285.
30. Mulkins-Phillips G. J., Stewart J. E. Distribution of hydrocarbon-utilizing bacteria in northwestern Atlantic waters and coastal sediments // *Can. J. Microbiol.* 1974. Vol. 20. P. 955–962.
31. Musat F., Widdel F. Anaerobic degradation of benzene by a marine sulfate-reducing enrichment culture, and cell hybridization of the dominant phylotype // *Environ. Microbiol.* 2008. Vol. 10. N 1. P. 10–19.
32. Osuji L. C., Ozioma A. Environmental degradation of polluting aromatic and aliphatic hydrocarbons: a case study // *Chem. Biodivers.* 2007. Vol. 4. P. 424–430.
33. Pinholt Y., Struwe S., Kjoller A. Microbial changes during oil decomposition in soil // *Holarct. Ecol.* 1979. Vol. 2. P. 195–200.
34. Prince R. C., Parkerton T. F., Lee C. The primary aerobic biodegradation of gasoline hydrocarbons // *Environ. Sci. Technol.* 2007. Vol. 41. N 9. P. 3316–3321.
35. Schwarz J. R., Walker J. D., Colwell R. R. Deep-sea bacteria: growth and utilization of hydrocarbons at ambient and in situ pressure // *Appl. Microbiol.* 1974. Vol. 28. P. 982–986.
36. Schwarz J. R., Walker J. D., Colwell R. R. Deep-sea bacteria: growth and utilization of n-hexadecane at in situ temperature and pressure // *Can. J. Microbiol.* 1975. Vol. 21. P. 682–687.
37. Takahata Y., Kasai Y., Hoaki T., Watanabe K. Rapid intrinsic biodegradation of benzene, toluene, and xylenes at the boundary of a gasoline-contaminated plume under natural attenuation // *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 2006. Vol. 73. N 3. P. 713–722.
38. Thomas J. M., Yordy J. R., Amador J. A., Alexander M. Rates of dissolution and biodegradation of water-insoluble organic compounds // *Appl. Environ. Microbiol.* 1986. Vol. 52. P. 290–296.
39. Van Hamme J. D., Singh A., Ward O. P. Recent Advances in Petroleum Microbiology // *Microbiology and molecular biology reviews.* 2003. Vol. 67. No 4. P. 503–549.
40. Ward D. M., Brock T. D. Hydrocarbon biodegradation in hypersaline environments // *Appl. Environ. Microbiol.* 1978. Vol. 35. P. 353–359.

BIODEGRADATION OF OIL PRODUCTS IN THE ENVIRONMENT

O. Filyak, A. Sybirnyy, M. Yurym

*Lviv State University of Vital Activity Safety
35, Kleparivska St., Lviv 79000, Ukraine
e-mail: ofilyak@yahoo.com*

The intent of the present review is to present a broad and updated overview of the microbial ecology of hydrocarbon degradation, emphasizing both environmental and biological factors which are involved in determining the rate at which and extent to which hydrocarbons are removed from the environment by biodegradation. Aspects of biodegradation of petroleum and individual hydrocarbons in water and soil ecosystems are presented.

Key words: biodegradation, petroleum, oil products.

Стаття надійшла до редколегії 16.04.08

Прийнята до друку 08.05.08