

**Jadwiga KALETA**  
**Dorota PAPCIAK**  
**Alicja PUSZKAREWICZ**  
**Politechnika Rzeszowska**

## **ZASTOSOWANIE PROCESU BIODEGRADACJI DO USUWANIA WYBRANYCH ZANIECZYSZCZEŃ ORGANICZNYCH Z WODY, ŚCIEKÓW I OSADÓW ŚCIEKOWYCH**

W artykule przedstawiono możliwości zastosowania procesu biodegradacji do usuwania wybranych zanieczyszczeń organicznych, takich jak: substancje humusowe, detergenty, pestycydy, wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne oraz zanieczyszczenia ropopochodne. Na podstawie przeglądu literatury oceniono skuteczność tych procesów w oczyszczaniu ścieków, przeróbce osadów ściekowych oraz w uzdatnianiu wody. Efektywność biodegradacji zanieczyszczeń organicznych zależała od ich charakteru i budowy chemicznej, stężenia, odczynu pH oczyszczanego roztworu oraz od warunków prowadzenia procesu (temperatura, czas reakcji, stopień natlenienia, rodzaj mikroorganizmów uczestniczących w procesie, dostępność substancji odżywczych, obecność substancji szkodliwych i toksycznych).

### **1. Wstęp**

Stan ekologiczny wielu źródeł wody jest bardzo zły w związku z narastającym ich zanieczyszczeniem. W wodach naturalnych oprócz zanieczyszczeń mineralnych prawie zawsze występują substancje organiczne. Charakteryzuje je ogromna różnorodność. Mogą być pochodzenia naturalnego (np. związki humusowe, chlorofil, produkty przemiany materii organizmów żywych, związki pochodzące z rozkładu obumarłych organizmów) lub antropogenicznego (np. fenole, jedno- i wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne, substancje powierzchniowo czynne, ftalany, pestycydy, barwniki organiczne, substancje ropopochodne, oleje i tłuszcze).

Źródłem zanieczyszczeń antropogenicznych są przede wszystkim nieoczyszczone lub niedostatecznie oczyszczone ścieki bytowo-gospodarcze i przemysłowe, osady ściekowe, odcieki z wysypisk odpadów i hałd, nawozy i środki ochrony roślin, awarie rurociągów i zbiornikowców, a także mokre i suche opady atmosferyczne.

Należy dokładać wszelkich starań, aby nie dopuszczać do zanieczyszczenia środowiska wodnego niebezpiecznymi związkami organicznymi. Realizować to można poprzez wysoko efektywne oczyszczanie ścieków oraz stabilizację osadów ściekowych zarówno metodami fizyczno-chemicznymi, jak i biochemicznymi.

Intensyfikacja oczyszczania wody z zanieczyszczeń organicznych powinna się opierać na tworzeniu wielostopniowych barier zatrzymujących mikroorganizmy, w szczególności chorobotwórcze, oraz zanieczyszczenia i mikrozanieczyszczenia typu chemicznego. Taka koncepcja zakłada niezawodne działanie poszczególnych systemów, przy możliwości wystąpienia nagłego zanieczyszczenia źródła wody zarówno biologicznego, jak i chemicznego [28].

Alternatywą w stosunku do procesów fizyczno-chemicznych usuwających zanieczyszczenia organiczne jest proces biodegradacji. Biodegradacja (z greckiego *bios* – życie i z łaciny *degradatio* – obniżenie) jest to proces biochemicznego rozkładu związków organicznych zachodzący w wyniku reakcji biochemicznych katalizowanych przez enzymy, które wytwarzają mikroorganizmy. Związek w procesie biodegradacji przechodzi poprzez kolejne stadia, w których zmienia się jego budowa chemiczna. W pierwszym etapie następuje utrata jego właściwości, tj. aktywności powierzchniowej, i jest to tzw. biodegradacja pierwotna. W kolejnym stadium, jakim jest biodegradacja właściwa, następuje utrata niepożądanych właściwości, czyli substancja staje się akceptowalna środowiskowo. Końcowym etapem biodegradacji jest proces mineralizacji (biodegradacja całkowita), w wyniku której powstają proste związki nieorganiczne. Proces biodegradacji w zależności od dostępu tlenu może przebiegać w warunkach tlenowych (aerobowych) i beztlenowych (anaerobowych). Degradacja przebiega intensywniej i pełniej w warunkach tlenowych niż w beztlenowych. W zależności od warunków powstają różne produkty biologicznego rozkładu.

Celem dokonanego przeglądu literatury było wykazanie, w jakim stopniu proces biodegradacji rozkłada niebezpieczne zanieczyszczenia organiczne występujące w środowisku wodnym.

## 2. Substancje humusowe

Substancje humusowe (SH) stanowią naturalne zanieczyszczenie organiczne wód powierzchniowych i podziemnych. Zaliczane są one do trudno rozkładalnych związków organicznych. Zdolnością rozkładu SH charakteryzują się głównie organizmy degradujące związki aromatyczne, które wchodzi w skład cząsteczek kwasów humusowych. Zalicza się do nich bakterie właściwe, głównie niezarodnikujące pałeczki z rodzaju *Pseudomonas*, bakterie śluzowe, promieniowce oraz grzyby mikroskopowe. Biologiczne usuwanie substancji humusowych może zachodzić w biologicznie aktywnych filtrach węglowych. W jednej ze stacji uzdatniania woda z warstwy mioceńskiej, o zawartości SH = 42,5 mg/dm<sup>3</sup>, uzdatniana była skutecznie na biologicznie aktywnych fil-

trach wypełnionych węglem PICOBIOL i WD-extra. Optymalna prędkość filtracji wynosiła 5 m/h, poprzedzenie filtracji procesem ozonowania zwiększało efekty oczyszczania o ok. 10%, a czynnikiem wspomagającym proces biodegradacji SH była obecność w podłożu węglowodanów (glukozy, fruktozy, sacharozy) [20].

Prowadzono również próby biodegradacji SH z zastosowaniem mikroorganizmów osadu czynnego. Przy początkowym stężeniu SH = 75 mg/dm<sup>3</sup>, pH w granicach 6-8 oraz zachowując czas napowietrzania 3 godz., uzyskiwano zmniejszenie stężenia SH ok. 50% [8].

### 3. Detergenty

Biodegradacja anionowych i kationowych substancji powierzchniowo czynnych (SPC) zachodziła zarówno w tlenowych, jak i beztlenowych warunkach. Możliwy jest biochemiczny rozkład detergentów za pomocą osadu czynnego lub z użyciem złóż biologicznych. Zdolność rozkładu biochemicznego zależy od rodzaju detergentów oraz od ich stężenia, a także od stopnia adaptacji mikroorganizmów. Przeprowadzone badania wykazały, że przy stężeniach detergentów anionowych dochodzących do 20 mg/dm<sup>3</sup> stopień rozkładu biochemicznego wynosił 80-90%, natomiast przy stężeniach wyższych został znacznie zahamowany [4].

Degradację anionowych SPC zawartych w ściekach z przemysłu kosmetycznego, w ilości 1500 mg/dm<sup>3</sup>, prowadzono za pomocą bakterii *Citobacter braakii*. Badania odbywały się w napowietrzanym reaktorze. Jako końcowy, doczyszczający proces stosowano mikrofiltrację. W temperaturze 30°C całkowita degradacja następowała w ciągu 10 godz. [7].

W Niemczech badano biodegradację SPC fluorowych (kationowych, niejonowych i anionowych), o stężeniu 100 mg/dm<sup>3</sup>. W reaktorach tlenowych SPC kationowe były zmniejszane w największym stopniu od 83,8 do 93,8% w ciągu 28-60 dni. SPC niejonowe były w tych warunkach usuwane w 35-77% w czasie 28 dni, natomiast SPC anionowe nie były degradowane. Biodegradacja beztlenowa okazała się skuteczna w przypadku SPC kationowych. W ciągu 33 dni zmniejszenie stężenia tego zanieczyszczenia sięgało 91%. SPC niejonowe i anionowe nie były mineralizowane w warunkach beztlenowych [24].

Przeprowadzone w Hiszpanii badania wykazały, że detergenty anionowe i niejonowe mogą być skutecznie usuwane w procesie fermentacji metanowej osadów. Maksymalne zmniejszenie ich stężenia wyniosło 90%. Jednak autorzy tych badań podkreślają, że lepsze efekty degradacji SPC osiąga się w warunkach tlenowych [29].

Inne badania wykazały, że wystąpiły zakłócenia w procesie fermentacji beztlenowej powodowane obecnością mieszaniny SPC (anionowych, kationowych, amfoterycznych i niejonowych) w stężeniach powyżej 320 mg/dm<sup>3</sup>. Dodawany do komory fermentacyjnej granulowany węgiel aktywny w ilości

1 g/dm<sup>3</sup> sorbował przedmiotowe zanieczyszczenia i reaktor pracował prawidłowo przy znacznie większym stężeniu SPC, dochodzącym do 1600 mg/dm<sup>3</sup> [19].

#### 4. Pestycydy

Z uwagi na fakt, że tradycyjne metody usuwania pestycydów nie zawsze okazywały się skuteczne, zainteresowano się możliwością zmniejszania tych zanieczyszczeń w procesach biochemicznych. Bakterie należące m.in. do rodzaju *Pseudomonas*, *Xantobacter*, *Arthrobacter*, *Acinetobacter* efektywnie wykorzystują niektóre związki organiczne jako źródło węgla, rozkładając je do dwutlenku węgla i wody. Większość pestycydów jest jednak słabo biodegradowalna, co jest prawdopodobnie związane z brakiem odpowiednich szlaków metabolicznych lub tworzeniem produktów, które nie mogą być dalej metabolizowane. Coraz częściej stosuje się kultury mieszane, nazywane też konsorcjami drobnoustrojów, które posiadając dużą aktywność enzymatyczną, mogą doprowadzić do całkowitej degradacji niektórych pestycydów. Podatność pestycydów na biodegradację można zwiększyć, stosując wstępne ozonowanie [26, 31].

#### 5. Fenole

Mikrobiologiczny rozkład fenoli jest prowadzony przy udziale bakterii, licznych gatunków promieniowców i grzybów, a nawet glonów. Biodegradację fenolu w warunkach tlenowych prowadzi się najczęściej metodą osadu czynnego albo z zastosowaniem błony biologicznej. Zasadniczym warunkiem powodzenia procesu oczyszczania biologicznego jest uprzednie usunięcie ze ścieków związków smolistych i oleistych. Mówi się o tzw. „fenolowym” osadzie czynnym. Zespół mikroorganizmów takiego osadu czynnego rozkładał fenole lotne i nie-lotne oraz sole amonowe różnych kwasów organicznych zawartych w ściekach fenolowych. Sprawność usuwania fenoli dochodziła nawet do 100% [17].

Za pomocą osadu czynnego obniżano stężenie fenolu w ściekach powstających podczas produkcji tworzyw fenolowo-formaldehydowych z wartości 1200 mg/dm<sup>3</sup> do 30 mg/dm<sup>3</sup> [17]. W jednej z amerykańskich koksowni oczyszcza się ścieki fenolowe za pomocą osadu czynnego z dodatkiem sproszkowanego węgla aktywnego. Znane są również oczyszczalnie ścieków fenolowych wykorzystujące rowy cyrkulacyjne i wieżowe złoża biologiczne [17].

Fenole usuwane są skutecznie w biologicznych oczyszczalniach ścieków, jeżeli domieszka ścieków sanitarnych jest wystarczająco duża, aby zapewnić życiu biologicznemu odpowiednią ilość pożywki. Jako związki odżywcze można stosować fosforany i azot. Dobowe obciążenie fenolem może wynosić w złożach spłukiwanych z recyrkulacją 0,7 kg na 1 m<sup>3</sup> złoż, a w osadzie czynnym 1,0 kg na 1 m<sup>3</sup> pojemności komory napowietrzania [12].

Surowe ścieki z produkcji żywic fenolowych o stężeniu początkowym 1000 mg/dm<sup>3</sup> i pH = 6,6 były napowietrzane w reaktorze w temp. 30°C. Zmniejszenie

stężenia fenolu wynosiło ponad 90%. Po degradacji uzyskano stężenie fenolu poniżej  $1,0 \text{ mg/dm}^3$ . Wypełnienie rektora i złoża stanowiły kulki o średnicy 1-2 mm utworzone z żelu alginianowego, zmodyfikowanego wapniem i glinem. Na żelu zostały unieruchomione mikroorganizmy, których stężenie wynosiło:  $3 \times 10^3 \text{ mg mikroorganizmów / liter alginianu}$  [9].

Prowadzono również badania biodegradacji fenoli zawartych w ściekach koksowniczych przez zespół enzymów wyizolowanych ze szczepów bakterii *Pseudomonas*, immobilizowanych chemicznie na ultrafiltracyjnych membranach z poliakrylonitrylu. Prowadzenie procesu w układzie krzyżowym (*cross-flow*) pozwoliło na usunięcie 92% fenolu w ciągu 8 godz. prowadzenia procesu.

Połączenie procesu biodegradacji z procesem sorpcji na pylistym węglu aktywnym dało dobre efekty. Przy początkowych stężeniach fenolu w zakresie od 200 do  $1000 \text{ mg/dm}^3$ , dawując węgiel pylisty w ilości  $0,74\text{--}3,68 \text{ g/dm}^3$  i zachowując czas kontaktu od 6 do 24 h, obniżano stężenie fenolu do  $0,15 \text{ mg/dm}^3$ . Tak dobre wyniki były możliwe dzięki temu, że 4-9% fenolu niebiodegradowalnego usuwane było poprzez adsorpcję na węglu. Dodatek węgla poprawiał również oddychanie wewnątrzkomórkowe i biooksydację [22].

Biodegradacja fenolu prowadzona była także przy udziale grzybów *Rhodotorula glutinis*, dla których fenol był jedynym źródłem węgla.

Oczyszczanie fenolu za pomocą mikroorganizmów realizowano na złożu biologicznym talerzowym (24 talerze o średnicy 15 mm, powierzchnia całkowita talerzy –  $1,5 \text{ m}^2$ ). Mikroorganizmy zaadaptowały się do stężeń fenolu 500, 800, a nawet  $2000 \text{ mg/dm}^3$ . Biodegradacja zachodziła w przedziale temperatur  $13\text{--}43^\circ\text{C}$  (optymalna:  $36^\circ\text{C}$ ). Zmniejszenie stężenia fenolu dochodziło do 99%, z tym że stwierdzono, iż 10% obniżenie należy przypisać adsorpcji fizycznej i parowaniu (ulatnianiu się fenolu) [1].

Enzym produkowany przez grzyby *Coprinus cinereus* w połączeniu z nadtlenkiem wodoru skutecznie usuwał fenol z roztworu wodnego o stężeniu początkowym  $100 \text{ mg/dm}^3$ , inkubowanego w temperaturze  $25^\circ\text{C}$  w czasie 3 godz. Skuteczność usunięcia fenolu wynosiła powyżej 90%, a największą wydajność uzyskano przy odczynie w granicach od 6 do 7 [14].

Degradacja fenolu zachodziła zarówno w mezo-, jak i termofilnej fermentacji. W warunkach mezofilnych  $37^\circ\text{C}$  fenol był redukowany najpierw do benzo-esanu, a następnie do octanu. W warunkach termofilnych  $55^\circ\text{C}$  nie obserwowano przemiany pośredniej [13].

## 6. Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA)

Związki WWA to grupa wykazująca zróżnicowaną podatność na biodegradację w zależności od czynników biologicznych i środowiskowych. W konwencjonalnych metodach oczyszczania ścieków (I i II stopień oczyszczania) stwierdzono 90% zmniejszenie stężenia WWA. Badania wykazały, że stężenia w ściekach miejskich surowych B(a)P, wynoszące od 150 do  $345 \text{ ng/dm}^3$ , i fluorantenu

– wahające się w granicach 3,23-45,3 ng/dm<sup>3</sup> – po biologicznym oczyszczaniu zmniejszyły się odpowiednio do wartości 0,07-0,02 i 0,28-0,26 ng/dm<sup>3</sup> [16]. Usuwanie WWA podczas oczyszczania biologicznego powodowane jest adsorpcją na cząstkach zawieszin, odparowaniem i rozkładzie biologicznym.

Mikroorganizmy są głównymi czynnikami utrzymującymi obieg węgla w naturze, dlatego wiele z nich ma zdolność rozkładu różnych związków. Trwająca miliony lat chemiczna i biologiczna ewolucja doprowadziła do rozwoju niezbędnego systemu enzymów, służących do degradacji cząsteczek aromatycznych. Rozkład związków aromatycznych zależy od obecności tlenu atmosferycznego. Wiadomo również, że niektóre grzyby i bakterie mogą wykorzystywać związki aromatyczne jako źródło węgla i energii. Ponadto stwierdzono, że wiele organizmów ma zdolność tzw. kooksydacji, tzn. potrafi utlenić WWA jako dodatkowe, a nie podstawowe źródło węgla [21].

W badaniach przeprowadzonych nad rozkładem B(a)P w wodach zanieczyszczonych wykazano, że naturalna mikroflora bytująca w wodzie odprowadzanej z koksowni ma wyraźnie większą zdolność do rozkładu tego związku niż czyste, sztucznie wyhodowane kultury bakteryjne.

Węglowodory aromatyczne 2- i 3-pierścieniowe stosunkowo łatwo ulegają biodegradacji w warunkach naturalnych. Struktury 4-pierścieniowe i o większej liczbie pierścieni rozkładane są znacznie wolniej, a szybkość degradacji jest w dużym stopniu zależna od obecności związków 2- i 3-pierścieniowych. Wiele wskazuje na to, że mikroorganizmy traktują związki 4- i 6-pierścieniowe jedynie jako źródło węgla, a ponadto, że biodegradacja jest inicjowana przez dodanie związków 2- i 3-pierścieniowych lub przez użycie przystosowanych kultur bakteryjnych (biopreparatów). Sytuację dodatkowo komplikuje fakt, że WWA, jako wyjątkowo hydrofobowe, utrudniają bezpośredni dostęp do nich mikroorganizmów.

Bakteryjny metabolizm węglowodórów aromatycznych zakłada współdziałanie z oksydoreduktazami i enzymami o funkcjach mieszanych. Hipotetyczny szlak przemian w procesie biodegradacji polega na wbudowaniu w pierścień cząsteczki tlenu i jego pęknięciu [31, 15].

Grupa bakterii zidentyfikowanych jako zdolne do utylizacji węglowodórów aromatycznych jest długa, a najpopularniejsze to: *Pseudomonas putida*, *Pseudomonas aeruginosa*, *Pseudomonas fluorescens*, *Pseudomonas desmoliticum*, *Pseudomonas rhodochrous*, *Flavobacterium* sp., *Achromobacter* sp., *Nocardia* sp.

Szczegółowe badania wykazały, że biodegradacja wybranych WWA prowadzona była przez następujące grupy bakterii:

- naftalenu przez: *Alcaligenes denitrificans*, *Mycobacterium* sp., *Pseudomonas putida*, *P. fluorescens*, *P. paucimobilis*, *P. vesicularis*, *P. cepacia*, *P. testosteroni*, *Bacillus cereus*,
- fenantrenu przez: *Alcaligenes faecalis*, *A. Denitrificans*, *Arthrobacter polychromogenes*, *Pseudomonas putida*, *P. paucimobilis*, *Flavobacterium*.

Skuteczna eliminacja WWA zachodziła również z zastosowaniem mieszanin kultur bakterii *Achromobacter sp.* i *Mycobacterium sp.* [27].

Na biodegradację modelowej mieszaniny węglowodorów w środowisku wodnym za pomocą wyselekcjonowanych szczepów bakterii z rodzaju *Pseudomonas*, *Bacillus*, *Klebsiella*, *Enterobacter* i *Aeromonas* miały wpływ niejonowe związki powierzchniowo czynne i biosurfaktanty z grupy ramnolipidów [6].

Badano rozkład biologiczny WWA w warunkach tlenowych, przy udziale mieszanin kultur bakterii z dodatkiem odpowiednich pożywek. Kompletna biodegradacja fenantrenu o stężeniu początkowym  $5,0 \text{ mg/dm}^3$  zachodziła w temperaturze  $30^\circ\text{C}$ , przy  $\text{pH} = 7,0$ , w czasie kontaktu 28 godz. Obecność innych WWA, np. pirenu, zmniejszała tempo biodegradacji, również dodatek substancji powierzchniowo czynnych inhibitował biodegradację [5].

Biodegradacja naftalenu zachodziła przy udziale bakterii *Pseudomonas sp. D8*. Stężenie początkowe tego związku wynosiło  $100 \text{ mg/dm}^3$ . W czasie 6-8 godz., w temperaturze  $30^\circ\text{C}$ , przy  $\text{pH} = 7,0$  zmniejszenie stężenia naftalenu wyniosło ponad 99% [30].

Fenantren, piren i benzo(a)piren utleniano za pomocą białych grzybów pleśniowych *Phanerochaete chrysosporium* immobilizowanych na tarczach obrotowego reaktora biologicznego. W czasie 60 godz. kontaktu uzyskano następujące efekty usunięcia: fenantren – 49%, piren – 56%, benzo(a)piren – 95,7% [32].

Biodegradacja beztlenowa staje się coraz częściej alternatywą dla biodegradacji tlenowej. Badano biodegradację anaerobową naftalenu. Jego mineralizacja była potwierdzona przez produkcję  $\text{CO}_2$ , która wahała się od 44 do ponad 90% [10].

## 7. Zanieczyszczenia ropopochodne

Biodegradacja i biotransformacja zanieczyszczeń ropopochodnych zachodzi w środowisku naturalnym nieustannie. Są to jednak procesy długotrwałe i mało skuteczne. Poprzez stymulowanie procesów naturalnych można uzyskać zadowalające efekty oczyszczania. Metody biotechnologiczne są wrażliwe na duże stężenia produktów ropopochodnych, dlatego wprowadza się je jako ostatni etap oczyszczania, poprzedzony innymi procesami, a przede wszystkim oczyszczaniem mechanicznym. Odpowiednio wyhodowany osad czynny czy błona biologiczna rozkładają przedmiotowe zanieczyszczenia, jeżeli występują w stężeniach do ok.  $300 \text{ mg/dm}^3$  [11, 23].

Substancje ropopochodne, a wśród nich węglowodory, zawierają dużo energii niezbędnej do życia mikroorganizmów. Są źródłem węgla do budowy nowych komórek lub źródłem energii do realizacji procesów życiowych. Rozwój drobnoustrojów zależy nie tylko od energii, węgla i wody (zawartych w węglowodorach), ale także od innych mineralnych składników pokarmowych, do których zalicza się m.in. azot, fosfor, siarkę, wapń, magnez i inne mikroele-

menty. Intensywność biodegradacji można zwielokrotnić, zapewniając optymalne warunki wzrostu i rozwoju mikroorganizmów [18].

W procesie destrukcji węglowodorów uczestniczą organizmy z wielu grup. Należą do nich przede wszystkim bakterie, a także niektóre drożdże oraz grzyby strzępkowe. Najbardziej aktywne są bakterie rodzaju: *Achromobacter*, *Acinetobacter*, *Pseudomonas*, *Bacillus*, *Flavobacterium*, *Micrococcus*, *Aspergillus* i *Rhodococcus* [3].

Różnorodność cykli przemian biologicznych węglowodorów oraz różnice w metabolizmie organizmów (tlenowe i beztlenowe) powodują, że jeden szczep bakterii nie jest w stanie rozłożyć skomplikowanej mieszaniny związków organicznych. W zwiększaniu efektywności procesu oczyszczania coraz większą popularność zyskują biopreparaty, które stanowią mieszaninę wyselekcjonowanych, liofilizowanych zestawów drobnoustrojów i pożywek, często z dodatkiem enzymów [3, 15].

## 8. Podsumowanie

Na podstawie dokonanej analizy można stwierdzić, że procesy biodegradacji są powszechnie stosowane w oczyszczaniu ścieków i przeróbce osadów ściekowych. Coraz częściej wprowadzane są również w procesach uzdatniania wody.

Na filtrach wypełnionych węglem aktywnym obok podstawowego procesu, jakim jest adsorpcja, istnieje możliwość samoistnego wygenerowania aktywności biologicznej, co powoduje znaczne wydłużenie cyklu pracy kolumn sorpcyjnych, jak również zwiększa efektywność procesu na skutek usuwania niesorbowalnych, a biodegradowalnych zanieczyszczeń. Poprzedzenie procesu biosorpcji procesem utleniania ozonem zwiększa efektywność usuwania substancji organicznych. Wadą tego hybrydowego układu (ozonowanie – filtracja przez złoża węglowe biologicznie aktywne) jest niebezpieczeństwo dostania się do odpływu mikroorganizmów i ich metabolitów, wśród których mogą wystąpić związki toksyczne. W celu rozwiania tych wątpliwości należy objąć kontrolą toksyczności oczyszczoną wodę, np. stosując test Ames. Przedstawione rozwiązanie technologiczne jawi się jako najbardziej efektywna metoda usuwania rozpuszczonych zanieczyszczeń organicznych z wody.

Technologię oczyszczania wody, składającą się z sekwencji procesów ozonowania pośredniego i filtracji na granulowanym węglu aktywnym, zastosowano w skali technicznej na stacji uzdatniania we Francji i w Niemczech. Idea tego procesu polega na utlenieniu substancji organicznych zawartych w wodzie, za pomocą ozonu, do postaci biodegradowalnej, a następnie biodegradacji tej frakcji przez bakterie aerobowe naturalnie zasiedlające złoża węgla aktywnego. Produkty tego procesu w postaci dwutlenku węgla, wody i biomasy usuwane są ze złoża podczas płukania filtru. Ponadto węgiel aktywny usuwa resztkowy ozon znajdujący się w wodzie. Biofiltracja skutecznie eliminuje z wody aldehydy



i kwasy karboksylowe powstałe w wyniku ozonowania. W odróżnieniu od złóż węglowych złoża biosorpcyjne nazwano mianem biologicznie aktywnych złóż węglowych (*biologically activated carbon* – BAC) [2, 25].

Związkami, które w niewielkim stopniu ulegają biodegradacji, okazały się substancje humusowe oraz pestycydy. W przypadku tych drugich należy mieć to na uwadze przy ich stosowaniu w rolnictwie i dopuszczać do użytkowania tylko pestycydy biodegradowalne. Dobre rezultaty uzyskiwano podczas biodegradacji zarówno w warunkach tlenowych, jak i beztlenowych takich zanieczyszczeń, jak substancje powierzchniowo czynne, WWA i związki ropopochodne. Omówione w artykule badania dotyczą konkretnych zanieczyszczeń organicznych, w określonych stężeniach i przy zachowaniu odpowiednich warunków, w jakich realizowano badania. Nie można na ich podstawie wyciągać ogólnych wniosków, natomiast mogą być wskazówką do podjęcia przekrojowych badań.

Można stwierdzić, że efektywność biodegradacji zanieczyszczeń organicznych zależy od ich charakteru i budowy chemicznej, stężenia początkowego, odczynu pH oczyszczanego roztworu oraz od warunków prowadzenia procesu, takich jak: temperatura, czas reakcji, stopień natlenienia, rodzaj mikroorganizmów uczestniczących w procesie, dostępność substancji odżywczych, obecność substancji szkodliwych i toksycznych.

## Literatura

1. Alemzadeh I., Vossoughi F., Houshmandi M.: *Phenol biodegradation by rotating biological contactor*. Biochemical Engineering Journal, nr 11, 2001, s. 19-23.
2. Biłozor S., Ilecki W., Raczyk-Stanisławiak U., Świetlik J., Dąbrowska A., Nawrocki J.: *Powstawanie podatnych na biodegradację produktów ozonowania i ich usuwanie w złożu biologicznie aktywnych filtrów węglowych*. Vth International Scientific and Technical Conference „Water Supply and Water Quality”, Poznań-Gdańsk 2002, t. I, s. 673-683.
3. Buraczewski G.: *Biodegradacja tłuszczów naturalnych przy użyciu preparatów bakteryjnych*. Materiały Sympozjum Naukowego „Zastosowanie biopreparatów bakteryjnych do oczyszczania wody, ścieków i gruntu”, Warszawa-Płock 1995, s. 128-140.
4. Calvosa L., Nonteverdi A., Rindone B., Riva G.: *Ozone oxidation of compounds resistant to biological degradation*. Wat. Res., nr 8, 1991, s. 985-993.
5. Chang B.V., Wu W.B., Yuan S.Y.: *Biodegradation of benzene, toluene, and other aromatic compounds by Pseudomonas sp. D 8*. Chemosphere, nr 35(12), 1997, s. 2807-2815.
6. Chrzanowski Ł., Kaczorek E., Olszanowski A.: *Analysis of surface tension during biodegradation of emulsified hydrocarbons*. 3<sup>rd</sup> International Conference Oil Pollution, Gdańsk 2002, s. 33-45.
7. Dhoub A., Hamad N., Hassairi I., Sayadi S.: *Degradation of anionic surfactants by Citobacter braakii*. Process Biochemistry, nr 38, 2003, s. 1245-1250.
8. Esparza-Soto M., Westerhoff P.: *Biosorption of humic and fulvic acids to live activated sludge biomass*. Water Research, nr 37, 2003, s. 2301-2310.

9. Gonzalez G., Herrera G., Garcia M.T., Pena M.: *Biodegradation of phenolic industrial wastewater in a fluidized bed bioreactor with immobilized cells of Pseudomonas putida*. Bioresource Technology, nr 80, 2001, s. 137-142.
10. Holliger Ch., Zehnder A.: *Anaerobic biodegradation of hydrocarbons*. Environmental Biotechnology, nr 7, 1996, s. 326-330
11. Hupka J.: *Odolejanie ścieków przemysłowych*. Przemysł Chemiczny, nr 1(59), 1980, s. 10-13.
12. Imhoff K., Imhoff K.R.: *Kanalizacja miast i oczyszczanie ścieków*. Arkady, Warszawa 1982.
13. Karlsson A., Ejlertsson J., Nezirevic D., Svensson H.: *Degradation of phenol under meso- and thermophilic anaerobic conditions*. Anaerobe, nr 5, 1999, s. 25-35.
14. Kauffmann C., Petersen B.R., Bjerrum M.J.: *Enzymatic removal of phenols from aqueous solutions by Coprinus cinereus peroxidase hydrogen peroxide*. Journal of Biotechnology, nr 73, 1999, s. 71-74.
15. Kołwzan B.: *Zastosowanie szczepu z rodzaju Acinetobacter do przyspieszania procesu biologicznego oczyszczania gleby skażonej olejem napędowym*. Materiały Sympozjum Naukowego „Zastosowanie biopreparatów bakteryjnych do oczyszczania wody, ścieków i gruntu”, Warszawa-Płock 1995, s. 157-164.
16. Kowal A.L.: *Odnova wody. Podstawy teoretyczne procesów*. Politechnika Wrocławska, Wrocław 1990.
17. Koziorowski B.: *Oczyszczanie ścieków przemysłowych*. Wyd. Naukowo-Techniczne, Warszawa 1982.
18. Maciejowska M.: *Mikroorganizmy rozkładające węglowodory w środowisku morskim*. Instytut Kształtowania Środowiska, Warszawa 1980, s. 8-10, 13-20, 21-24.
19. Mensah K.A., Forster CH.F.: *An examination of the effects of detergents on anaerobic digestion*. Bioresource Technology, nr 90, 2003, s. 133-138.
20. Murphy E.M., Zachara J.M.: *The role of sorbed humic substances on the distribution of organic and inorganic contaminants in groundwater*. Geoderma, nr 67, 1995, s. 103-124.
21. Olszanowski A., Sozański M., Urbaniak A., Voelkel A.: *Remediacja i bioremediacja zanieczyszczonych wód i gruntów oraz wykorzystanie modelowania i technik informatycznych w inżynierii*. Wyd. Politechniki Poznańskiej, Poznań 2004.
22. Orshansky F., Narkis N.: *Characteristics of organics removal by PACT simultaneous adsorption and biodegradation*. Wat. Res., nr 13(3), 1979, s. 391-398.
23. Papciak D., Kaleta J., Granops M., Zamorska J.: *Clinoptylolite as bio-filter fillers*. V International Scientific and Technical Conference „Water supply and water quality”. PZiTS O/Wielkopolski, Gdańsk 2002, s. 355-364.
24. Remde A., Debus R.: *Biodegradability of fluorinated surfactants under aerobic and anaerobic conditions*. Chemosphere, nr 32, 1996, s. 1563-1574.
25. Rybicki S.A.: *Tendencje w uzdatnianiu wody dla wybranych miast we Francji i Niemczech*. International Conference „Municipal and Rural Water Supply and Water Quality”, t. I, Poznań 1996, s. 289-301.

26. Sadecka Z., Myszograj S.: *Toksyczność i rozkład fenitrotonu w procesie fermentacji metanowej osadów ściekowych*. Annual Set the Environment Protection, t. 6, Koszalin 2004, s. 171-186.
27. Samanta S.K., Singh O.V., Jain R.K.: *Polycyclic aromatic hydrocarbons: environmental pollution and bioremediation*. TRENDS in Biotechnology, nr 20(6), 2002, s. 243-248.
28. Sozański M.M., Olańczuk-Neyman K.: *Stan wiedzy i perspektywy rozwojowe technologii uzdatniania wody jako współczesnej dyscypliny nauki*. Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska PAN, t. 10, Lublin 2002, s. 115-1172.
29. Wagner S., Schink B.: *Anaerobic degradation of nonionic and ionic surfactants in enriched cultures and fix bed reactors*. Wat. Res., nr 21, 1987, s. 615-622.
30. Yuan S.Y., Wei S.H., Chang B.V.: *Biodegradation of polycyclic hydrocarbons by a mixed culture*. Chemosphere, nr 41, 2000, s. 1463-1468.
31. Zamorska J., Papciak D.: *Wybrane zagrożenia z biotechnologii środowiskowej*. Oficyna Wydawnicza Politechniki Rzeszowskiej, Rzeszów 2001.
32. Zheng Z., Obbard J.P.: *Removal of surfactant solubilized polycyclic aromatic hydrocarbons by *Phanerochaete chrysosporium* in a rotating biological contactor reactor*. Journal of Biotechnology, nr 96, 2002, s. 241-249.

## **APPLICATION OF BIODEGRADATION PROCESS FOR REMOVING OF SELECTED ORGANIC POLLUTANTS FROM WATER, WASTE-WATERS AND WASTE-WATER SEDIMENTS**

### **S u m m a r y**

The paper presents potential possibilities of application of biodegradation process for removing selected organic pollutants, such as: humus substances, detergents, pesticides, polycyclic aromatic hydrocarbons and oil pollutants. The efficiency of these processes in wastewater treatment, wastewater sludge treatment and water conditioning was assessed on the basis of a review

of relevant literature. The effectiveness of biodegradation of organic pollutants depended on their character and chemical structure, concentration and pH of purified solution, as well as process conditions (temperature, reaction time, degree of oxidization, type(s) of microorganisms taking part in the process, accessibility of nutrients, as well as presence of harmful and toxic substances).

*Złożono w Oficynie Wydawniczej w kwietniu 2009 r.*