

Izabella KŁODOWSKA, Joanna RODZIEWICZ, Paula SZYMCZYK,
Kamila OSTROWSKA*

WPLYW ODDZIAŁYWANIA PRĄDU ELEKTRYCZNEGO NA PROCES AUTOTROFICZNEJ DENITRYFIKACJI W REAKTORZE BIO-ELEKTROCHEMICZNYM Z UNIERUCHOMIONĄ BIOMASĄ

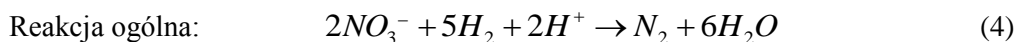
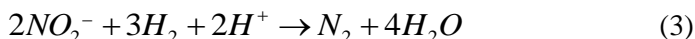
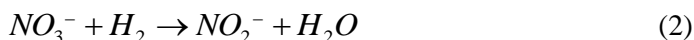
W pracy przedstawiono wpływ zmiennej gęstości przepływającego prądu elektrycznego oraz zmiennego czasu jego oddziaływania, na odczyn ścieków i efektywność hydrogenotroficznej denitryfikacji zachodzącej w reaktorze wielo-katodowym. Przeprowadzone badania pokazały, iż o ile wzrost gęstości prądu elektrycznego oraz hydraulicznego czasu zatrzymania ścieków w układach wpłynął na zmniejszenie stężenia azotanów(V), to nie zapewniał całkowitego przebiegu procesu denitryfikacji. Zwiększanie wartości parametrów technologicznych powodowało wzrost odczynu ścieków oraz akumulację azotanów(III) w ściekach oczyszczonych. Najwyższą efektywność usuwania azotanów(V) wynoszącą $59,5 \pm 2,86\%$ uzyskano po 24 godzinnym oddziaływaniu prądu elektrycznego, przy gęstości równej $0,09 \text{ mA} \cdot \text{cm}^{-1}$. pH ścieków wzrosło do wartości 9,3, a stężenie azotanów(III) stanowiło $10,1 \pm 1,9 \text{ mg}_{\text{NNO}_2} \cdot \text{l}^{-1}$.

1. WPROWADZENIE

Podnoszenie standardów dotyczących odprowadzania oczyszczonych ścieków do zbiorników wodnych sprawia, iż konwencjonalne metody zastępuje się ulepszonymi rozwiązaniami technologicznymi. Należą do nich także te, które łączą procesy biologiczne z elektrochemicznymi w celu zwiększenia efektywności usuwania azotu ze ścieków [13, 14, 23, 24, 25]. Działania te są zasadne, ponieważ klasyczne metody biologiczne, przy braku organicznego źródła węgla, charakteryzują się niewielką sprawnością procesu denitryfikacji. A doprowadzanie organicznego substratu powoduje wtórne zanieczyszczenie ścieków pozostałym, niewykorzystanym węglem organicznym i toksycznymi produktami

*Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie, ul. Oczapowskiego 2, 10-719 Olsztyn,
izabella.klodowska@uwm.edu.pl

ubocznymi. Wiąże się to także z dodatkowym przyrostem biomasy i późniejszym problemem z unieszkodliwianiem osadów [7, 32]. Efektywność biologicznego usuwania azotu można zwiększyć poprzez wewnętrzną produkcję wodorowego donora, generowanego na powierzchni katody w procesie elektrolizy wody, w wyniku przepływu prądu elektrycznego. Hydrogenotroficzna denitryfikacja przebiega według reakcji (1–4) [29]:



Proces autotroficzny wiąże się z mniejszym przyrostem biomasy [22, 28]. A wykorzystanie wodoru przez mikroorganizmy denitryfikacyjne do redukcji azotanów(V), jest korzystne ze względu na niskie koszty źródła elektronów, nieszkodliwość, niską rozpuszczalność w wodzie (1,6 mg/L/bar w 20°C) oraz brak konieczności usuwania jego nadmiaru i produktów ubocznych [20].

Zastosowano w niniejszych badaniach układ z immobilizowaną biomasą, ponieważ zapewnia bezpośredni kontakt z potencjalnym źródłem elektronów. Pozwala w prosty sposób kontrolować ilość produkowanego wodoru poprzez regulowanie natężenia prądu elektrycznego. Ponadto umożliwia lepszą stabilność oczyszczania, dzięki większej powierzchni do rozwoju mikroorganizmów, wyższym obciążeniom hydraulicznym, mniejszej wrażliwości na substancje toksyczne [17] oraz wyeliminowaniu procesu sedymentacji [2]. Jak również immobilizacja zmniejsza ryzyko utraty biomasy i stwarza warunki do wydłużenia wieku osadu [1, 31].

Istotnymi czynnikami wpływającymi na proces biologicznej denitryfikacji, poza parametrami technologicznymi, są czynniki środowiskowe m.in. pH. Liczne publikacje podają, iż jego zakres powinien mieścić się: od 6,5 do 7,0 pH [5], od 6,5 do 8,0 pH [19], od 6,0 do 9,0 pH [6] lub od 7,6 do 8,6 [8, 10, 18]. Mook i in., [19] twierdzą, iż pH powyżej 8,6 może wpłynąć na akumulację azotanów(III) i zmniejszyć szybkości usuwania azotanów(V), jak również poniżej 7,0 pH, powodując rozkład jonów węglanowych i uwalnianie dwutlenku węgla. Z tego względu, w licznych publikacjach można spotkać się z badaniami skoncentrowanymi na przebiegu procesu hydrogenotroficznej denitryfikacji w ściśle określonym zakresie pH [8, 10, 11, 16]. Parametr ten regulowano kwasem fosforanowym [7], dwuwęglanem [7], wodorowęglanem [9] lub stosowano anodę węglową na powierzchni której wydzielany, pod wpływem prądu, dwutlenek węgla neutralizował odczyn oraz zapewniał odpowiednie warunki beztlenowe dla wzrostu błony biologicznej [32, 34].

Skloniło to autorów niniejszej pracy do zbadania przebiegu procesu elektrolitycznej wspomaganą denitryfikacji, w warunkach nekorygowanego odczynu. W celu określenia

w jakim stopniu, zmienna gęstość przepływającego prądu elektrycznego oraz zmienny czas jego oddziaływania, wpłynie na odczyn ścieków i na efektywność hydrogenotroficznej denitryfikacji w układzie wielo-katodowym z immobilizowaną błoną biologiczną.

2. METODYKA BADAŃ

W doświadczeniu wykorzystano zmodyfikowane ścieki syntetyczne sporządzone wg Weinbergera (PN-87/C-04616/10). Ścieki charakteryzowały się wskaźnikami zanieczyszczeń podanymi w tabeli 1. Układy badawcze pracowały zgodnie z przyjętymi założeniami technologicznymi przedstawionymi w tabeli 2.

Tabela 1. Wskaźniki zanieczyszczeń w ściekach syntetycznych

Wskaźnik	Jednostka	Wartość średnia
Azot azotanowy(V)	[mgN _{NO₃} ·L ⁻¹]	102,7
ChZT _{Cr}	[mgO ₂ ·L ⁻¹]	26,0
Przewodnictwo elektrolityczne	[mS·cm ⁻¹]	1,3
Potencjał oksydoredukcyjny	[mV]	224,1
pH	[-]	7,45
Temperatura	[C]	21,5

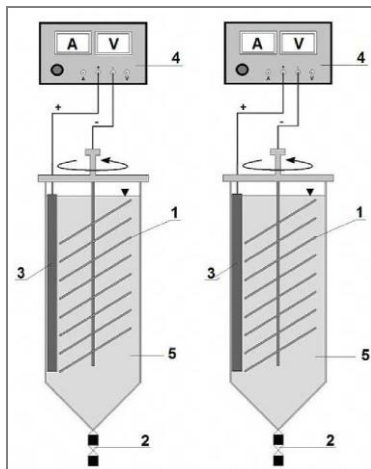
Tabela 2. Założenia technologiczne pracy reaktorów

Parametr	Jednostka	Wartość
Hydrauliczny czas zatrzymania	[h]	24
Obciążenie hydrauliczne	[L·m ⁻² ·d ⁻¹]	2,10
Obciążenie ładunkiem ChZT	[g·m ⁻² ·d ⁻¹]	0,055
Obciążenie ładunkiem N-NO ₃ ⁻	[g·m ⁻² ·d ⁻¹]	0,216

2.1. UKŁAD BADAWCZY

Badania prowadzono w 2 reaktorach o objętości 5,0 L każdy z immobilizowaną biomasą na powierzchni nośnika obrotowego w postaci tarcz (rys.1). W pojedynczym reaktorze znajdował się pakiet 8 tarcz ze stali nierdzewnej o średnicy 0,10 m i powierzchni całkowitej 1000 cm². Tarcze zamocowane współosiowo na pionowym wale obracały się z prędkością 10 obr./min, a ich zanurzenie wynosiło 100%. Katodę stanowiły tarcze z unieruchomioną błoną biologiczną, zaś anodę – elektroda aluminiowa o powierzchni całkowitej 900 cm², zamontowana w reaktorach. Elektrody przewoda-

mi izolowanymi były podłączone do zasilacza laboratoryjnego, w celu utrzymania wymaganego natężenia prądu elektrycznego tj. 60 mA i 90 mA. W trakcie cyklu nie korygowano odczynu ścieków w reaktorach.



Rys. 1. Schemat stanowiska badawczego: (1) katoda – tarcze z unieruchomioną błoną biologiczną, (2) spust, (3) anoda, (4) źródło prądu elektrycznego, (5) reaktor

2.2. METODY ANALITYCZNE

Analizom fizyko-chemicznych były poddawane ścieki doprowadzane i odprowadzane z reaktorów. Zakres analiz obejmował:

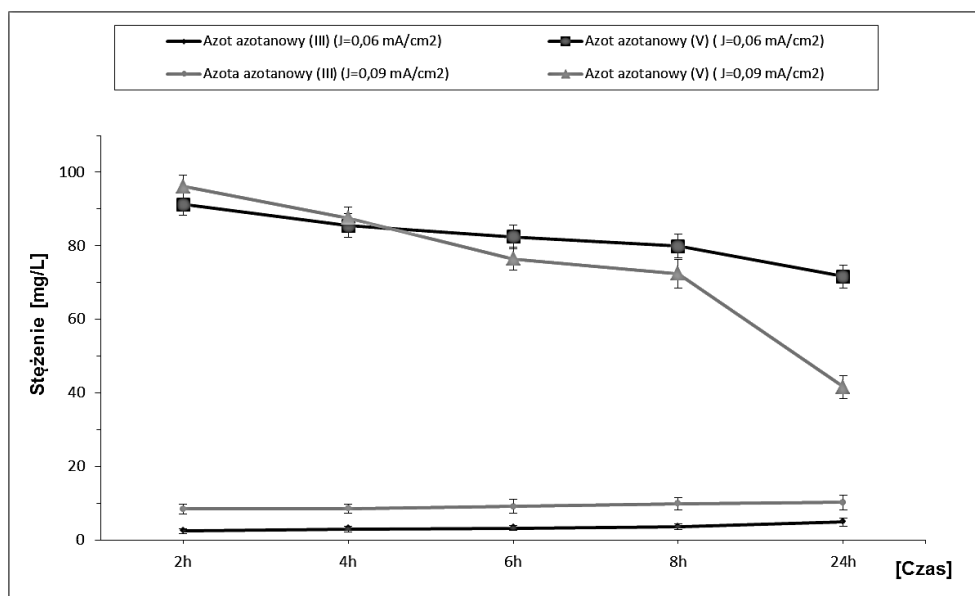
- azot azotanowy (V) metodą kolorymetryczną [ISO 7890-3:1988],
- azot azotanowy (III) metodą kolorymetryczną [ISO 6777:1984],
- związki organiczne (ChZT) metodą dwuchromianową [ISO 6060:1989],
- odczyn i temperaturę miernikiem pH HI 123 Hanna Instruments,
- potencjał oksydoredukcyjny miernikiem pH 211 Hanna Instruments,
- przewodnictwo elektrolityczne Conductivity meter: OK-102/1.

3. WYNIKI BADAŃ I DYSKUSJA

W pracy przedstawiono wpływ gęstości prądu elektrycznego i czasu jego oddziaływania na odczyn ścieków i stężenie mineralnych form azotu w odpływie z bioelektrochemicznego reaktora z immobilizowaną błoną biologiczną.

Przeprowadzone badania pokazały, iż wydłużanie czasu przepływu prądu elektrycznego oraz wzrost jego gęstości, wpływa na zwiększenie efektywności usuwania azotanów(V) ze ścieków (rys. 2). Z początkowego stężenia wynoszącego $102,7 \text{ mgN}_{\text{NO}_3} \cdot \text{L}^{-1}$ uzyskano po upływie doby, obniżenie stężenia do poziomu $41,6 \pm 3,13 \text{ mgN}_{\text{NO}_3} \cdot \text{L}^{-1}$ dla wyższej gęstości prądu elektrycznego $0,09 \text{ mA} \cdot \text{cm}^{-1}$. Natomiast przy zmniejszonej produkcji H_2 na powierzchni katody wynikającej z niższej gęstością prądu $0,06 \text{ mA} \cdot \text{cm}^{-1}$, zanotowano wyższą koncentrację azotanów(V) w ściekach oczyszczonych równą $71,6 \pm 3,08 \text{ mgN}_{\text{NO}_3} \cdot \text{L}^{-1}$.

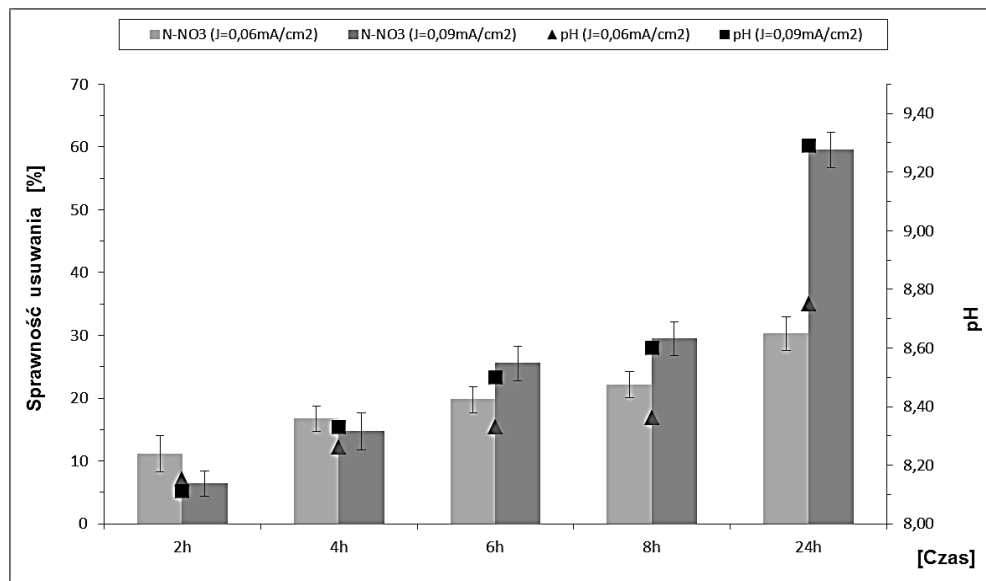
Efektywność procesu denitryfikacji w znacznym stopniu była uzależniona od warunków środowiskowych panujących w układach.



Rys. 2. Zmiana stężenia utlenionych form azotu w zależności od czasu oddziaływania prądu elektrycznego

W obu reaktorach w czasie cyklu wzrastała alkaliczność ścieków. Zjawisko to było rezultatem jednocześnie zachodzących procesów, elektrolizy wody i denitryfikacji (rys. 3). Odnotowano, iż przy gęstości równej $0,06 \text{ mA} \cdot \text{cm}^{-1}$ odczyn z początkowej wartości $7,45 \text{ pH}$ (tab. 1) wzrósł po 2h do $8,1 \text{ pH}$, a po 24h do $8,7 \text{ pH}$. I był niższy, w porównaniu z wartościami obserwowanymi dla wyższej gęstości prądu elektrycznego $0,09 \text{ mA} \cdot \text{cm}^{-1}$ (wzrost od $8,2$ do $9,3 \text{ pH}$) (rys. 3). Według większości badaczy, optymalne pH dla przebiegu procesu denitryfikacji powinno się mieścić w zakresie $7,6-8,6$ [8,10,18]. Aczkolwiek Ghafari i in., [10] twierdzą, iż różnorodność gatunkowa mikroorganizmów tworzących błonę biologiczną stwarza trudność jednoznacznego określenia tolerancyjnego zakresu pH dla wszystkich szczepów bakterii denitryfika-

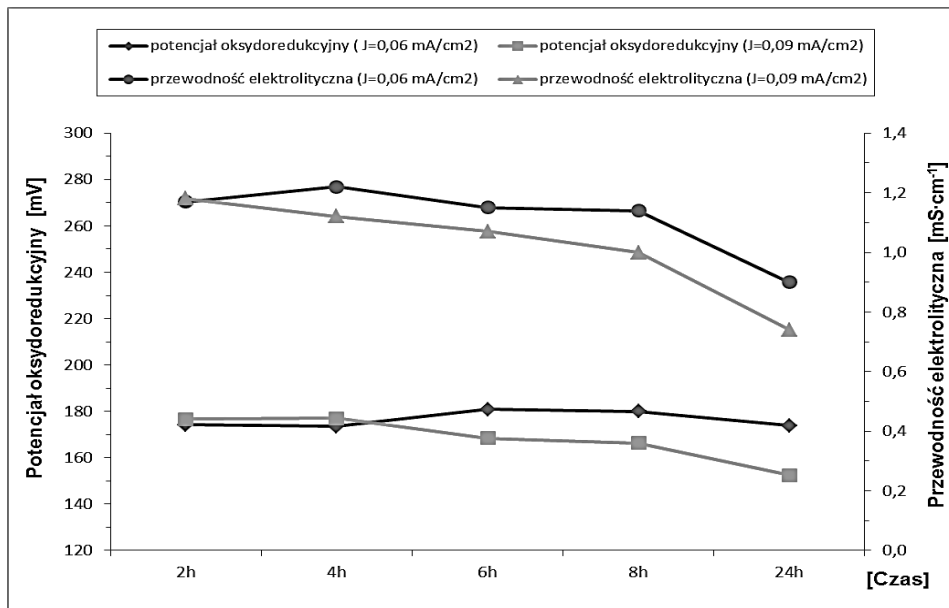
cyjnych. A niewłaściwy odczyn może prowadzić do częściowej denitryfikacji i akumulacji azotanów(III) [11,19] oraz wpłynąć na zmniejszenie aktywności biologicznej bakterii [3, 16]. Podwyższona koncentracja tej niekorzystnej formy azotu w środowisku mieszanych populacji bakterii może oddziaływać na wzrost tych gatunków, dla których stanowią one akceptory elektronów, co jednoznacznie zmniejszy usuwanie azotanów(V) [4]. Zwiększająca się zasadowość w głównej mierze przyczyniła się do częściowego przebiegu procesu denitryfikacji. Utrudniła wytwarzanie wodoru, co wpłynęło na zmniejszenie sprawności procesu usuwania azotanów(V) i gromadzenie azotanów(III) w obu reaktorach. Przez cały okres badań najwyższą koncentrację azotanów(III) zaobserwowano dla wyższej gęstości prądu – $0,09 \text{ mA}\cdot\text{cm}^{-1}$. Średnio wyniosła ona od $8,4\pm 1,3 \text{ mgN}_{\text{NO}_2}\cdot\text{L}^{-1}$ po 2h do $10,1\pm 1,9 \text{ mgN}_{\text{NO}_2}\cdot\text{L}^{-1}$ po upływie doby. Azotany(III) nie oddziaływały toksycznie na mikroorganizmy denitryfikacyjne, o czym świadczy wzrastająca sprawność procesu (rys. 3). Według Wang i in., [30] hamujący wpływ azotanów(III) obserwowany jest powyżej stężenia $15 \text{ mgN}_{\text{NO}_2}\cdot\text{L}^{-1}$. Niższą po 24h efektywność elektrolitycznie wspomaganą denitryfikacji wynoszącą $30,3\pm 2,71\%$ zanotowano dla gęstości $0,06 \text{ mA}\cdot\text{cm}^{-1}$, natomiast wyższą przy gęstości równej $0,09 \text{ mA}\cdot\text{cm}^{-1}$ – $59,5\pm 2,86\%$. Dla pierwszej gęstości prądu sprawność procesu mieściła się w zakresie od $11,16\pm 2,85\%$ (2h) do $30,3\pm 2,71\%$ (24h). W przypadku wyższej gęstości, wartości te wyniosły odpowiednio $6,41\pm 2,05\%$ i $59,5\pm 2,86\%$. Można zakładać, iż przeprowadzenie procesu w warunkach stabilnego i optymalnego pH, zapewniłoby uzyskanie wyższej wydajności.



Rys. 3. Wpływ czasu oddziaływania prądu elektrycznego na pH i sprawność usuwania azotanów(V)

Osiągnięcie wysokiego stopnia usuwania azotanów (V) w procesie denitryfikacji autotroficznej, wymaga również odpowiedniego czasu zatrzymania ścieków (HRT) w kładzie [15], co potwierdzają niniejsze badania (rys. 3). Krótszy HRT może spowodować, iż wodorowy donor nie zostanie w całości wykorzystany. A dłuższy czas oddziaływania prądu i jego wyższe natężenie mogą przyczynić się do nadmiernej produkcji wodoru w błonie biologicznej oraz wzrostu pH poprzez zwiększone stężenie jonów hydroksylogowych i hamowanie procesu przez akumulację azotanów(III) [27]. Kluczowe znaczenie ma również ilość zastosowanych w układzie katod. Potwierdzają to wyniki uzyskane przez Zhao i in., [33], którzy prowadząc badania w 12,0 l reaktorze z 1 katodą w postaci drutu ze stali nierdzewnej i 8 prętów węglowych jako anoda, dla początkowego stężenia wynoszącego $50,55 \text{ mgN}_{\text{NO}_3} \cdot \text{L}^{-1}$ i natężenia równego 60 mA oraz HRT = 8h, uzyskali maksymalną efektywność równą $6,8 \pm 0,2\%$. Jest ona znacznie niższa, od wyników uzyskanych w trakcie niniejszych badań. Przy takich samych parametrach technologicznych i początkowej koncentracji azotanów(V) równej $102,7 \text{ mgN}_{\text{NO}_3} \cdot \text{L}^{-1}$, osiągnięto efektywność stanowiącą $22,2 \pm 2,09\%$ (rys. 3), co było wynikiem zastosowania układu wielo-katodowego z unieruchomioną biomasa. Zastosowanie 8 katod ze stali nierdzewnej i 1 anody aluminiowej zwiększyło powierzchnię immobilizacji mikroorganizmów, wyrównało dystrybucję wodorowego donora oraz zmniejszyło odległość transportu substratów ze ścieków do błony biologicznej i elektronów z katody do potencjalnych biorców (bakterii). Zaproponowane przez nielicznych badaczy [21, 27, 34] układy z multi-elektrodami oraz z elektrodami trójwymiarowymi potwierdzają skuteczność takich rozwiązań technologicznych.

Zgodnie z doniesieniami Islama i Suidana, [12] oraz Sakakibary i in., [26] wzrost produkcji H_2 na powierzchni katody w powiązaniu z wydłużeniem hydraulicznego czasu zatrzymania ścieków i zwiększaniem gęstości przepływającego prądu elektrycznego przez układ, wpłynął na obniżenie stężenia azotanów(V) i wartość potencjału oksydoredukcyjnego (rys. 2 i 4). Potwierdza to redukcyjny charakter środowiska w układach. Z początkowej wartości 224,1 mV, potencjał obniżył się po 24h do 173,8 mV dla niższej gęstości, zaś dla wyższej gęstości do 152,4 mV. Obniżająca się równolegle wartość przewodności elektrolitycznej obrazuje zwiększanie stopnia oczyszczania ścieków z zanieczyszczeń mineralnych i wykorzystywania gazowego wodoru przez mikroorganizmy w procesie biosyntezy (rys. 4). Obniżaniu się stężenia azotanów(V) wraz ze wzrostem HRT towarzyszył spadek wartości omawianego parametru. W przypadku wyższej gęstości prądu z $1,3 \text{ mS} \cdot \text{cm}^{-1}$ do $0,7 \text{ mS} \cdot \text{cm}^{-1}$ po 24h. Natomiast wyższa koncentracja utlenionej formy azotu zanotowana dla niższej gęstości prądu wiązała się z wyższą wartością przewodności elektrolitycznej, wynoszącą po upływie doby $0,9 \text{ mS} \cdot \text{cm}^{-1}$.



Rys. 4. Zmiana przewodności elektrolitycznej i potencjału oksydoredukcyjnego w zależności od czasu oddziaływania prądu elektrycznego

Wykorzystanie reaktora wielo-katodowego do usuwania związków azotu ze ścieków charakteryzujących się niskim stężeniem substancji organicznych i brakiem potencjalnego źródła węgla organicznego, może być obiecującym i przyszłościowym rozwiązaniem technologicznym przeznaczonym do oczyszczania ścieków o takiej właśnie charakterystyce. Zadowolające rezultaty można uzyskać nawet przy niskich gęstościach przepływającego prądu elektrycznego, co jest atrakcyjne z technologicznego, energetycznego i środowiskowego punktu widzenia.

4. WNIOSKI

Z przeprowadzonych badań wynikają następujące wnioski:

1. Efektywność procesu hydrogenotroficznej denitryfikacji zależała od hydraulicznego czasu zatrzymania, gęstości prądu elektrycznego i pH ścieków.
2. Najwyższą skuteczność usuwania azotanów (V), zanotowano dla wyższej gęstości prądu elektrycznego i najdłuższego czasu jego oddziaływania.
3. Wydłużanie czasu oddziaływania prądu oraz jego gęstości wpływało na wzrost alkaliczności ścieków, co mogło utrudnić wytwarzanie wodorowego donora i wzrost azotanów (III) w ściekach oczyszczonych.

4. Uzyskane efektywności procesu denitryfikacji autotroficznej w warunkach nie-regulowanego odczynu wskazują, iż korygowanie parametru środowiskowego może nie być warunkiem koniecznym dla zapewnienia całkowitej denitryfikacji.
5. Zwiększenie ilości katod, zmniejszenie natężenia przepływającego prądu elektrycznego oraz wydłużenie czasu jego oddziaływania, może przeciwdziałać wzrostowi pH i akumulacji azotanów(III). Ta sugestia będzie tezą przyszłych badań.

LITERATURA

- [1] ANDREOTTOLA G., FOLADORI P., RAGAZZI M., TATANDO F. *Experimental comparison between MBBR and activated sludge system for the treatment of municipal wastewater*. Water Science Technology, 2000, Vol. 41, No. 4-5, 375-382.
- [2] ARNZ P., ESTERL S., NERGER C., DELGADO A., WILDERER P. A. *Simultaneous loading and draining as a means to enhance efficacy of sequencing biofilm batch reactors*. Water Research, 2000, Vol. 34, No. 5, 1763-1766.
- [3] ARVIN E., KRISTENSEN G.H. *Effect of denitrification on the pH in biofilms*. Water Science Technology, 1982, Vol. 14, 833-848.
- [4] BEAUBIEN A., HU Y., BELLAHCEN D., URBAIN V., CHANG J. *Monitoring metabolic activity of denitrification processes using gas production measurements*. Water Research, 1995, Vol. 29, 2269-2274.
- [5] CAST K.L., FLORA J.R.V. *An evaluation of two cathode materials and the impact of copper on bio-electrochemical denitrification*. Water Research, 1998, Vol. 32, No. 1, 63-70.
- [6] ERBANOVA E., PALARČÍK J., SLEZÁK M., MIKULÁŠEK P. *Removing of nitrates from wastewater by using pond culture*. Procedia Engineering, 2012, Vol. 42, 1552-1560.
- [7] GHAFARI S., HASAN M., AROUA M.K. *Effect of carbon dioxide and bicarbonate as inorganic carbon sources on growth and adaptation of autohydrogenotrophic denitrifying bacteria*. Journal of Hazardous Materials, 2009, Vol. 162, 1507-1513.
- [8] GHAFARI S., HASAN M., AROUA M.K. *Improvement of autohydrogenotrophic nitrite reduction rate through optimization of pH and bicarbonate dose in a batch experiments*. Journal Bioscience Bioengineering, 2009a, Vol. 107, 275-280.
- [9] GHAFARI S., HASAN M., AROUA M.K. *Nitrate remediation in a novel upflow bio-electrochemical reactor (UBER) using palm shell activated carbon as cathode material*. Electrochimica Acta, 2009b, Vol. 54, 4164-4171.
- [10] GHAFARI S., HASAN M., AROUA M.K. *A kinetic study of autohydrogenotrophic denitrification at the optimum pH and sodium bicarbonate dose*. Bioresource Technology, 2010, Vol. 101, 2236-2242.
- [11] GLASS C., SILVERSTEIN J. *Denitrification kinetics of high nitrate concentration water: pH effect on inhibition and nitrite accumulation*. Water Research, 1998, Vol. 32, 831-839.
- [12] ISLAM S., SUIDAN M.T. *Electrolytic denitrification: long term performance and effect of current intensity*. Water Research, 1998, Vol. 32, 528-536.
- [13] KŁODOWSKA I., RODZIEWICZ J., JANCZUKOWICZ W., FILIPKOWSKA U. *Effect of electrochemical process on the concentration of total nitrogen and orthophosphates in the outflow from the reactor with immobilized biofilm*. Annual Environmental Protection, 2013, Vol. 15, 1952-1964.

- [14] KRZEMIENIEWSKI M., RODZIEWICZ J. *Nitrogen compounds removal in a rotating electrobiological contactor*. Environmental Engineering Science, 2005, Vol. 22, No 6, 816–822.
- [15] LEE J.W., LEE K.H., PARK K.Y., MAENG S.K. *Hydrogenotrophic denitrification in a packed bed reactor: effects of hydrogen-to-water flow rate ratio*. Bioresource Technology, 2010, Vol. 101, No. 11, 3940–3946.
- [16] LEE K.C., RITTMANN B.E. *Effects of pH and precipitation on autohydrogenotrophic denitrification using the hollow-fiber membrane-biofilm reactor*. Water Research, 2003, Vol. 37, 1551–1556.
- [17] LI T.W., PENG Y.Z., WANG Y.Y., ZHU G.B., CHI W.Q., GU G.W. *Experimental study on sequencing batch biofilm reactor with biological filtration for wastewater treatment*. Water Science Technology, 2003, Vol. 48 No 11-12, 299-307.
- [18] LU C.X., GU P. *Hydrogenotrophic denitrification for the removal of nitrate in drinking water*. Environmental Science, 2008, Vol. 29, 671–676.
- [19] MOOK W.T., CHAKRABARTI M.H., AROUA M.K., KHAN G.M.A., ALI B.S., ISLAM M.S., ABU HASSAN M.A. *Removal of total ammonia nitrogen (TAN), nitrate and total organic carbon (TOC) from aquaculture wastewater using electrochemical technology: A review*. Desalination, 2012, Vol. 285, 21–13.
- [20] MOUSAVI S., IBRAHIM S., AROUA M.K., GHAFARI S. *Development of nitrate elimination by autohydrogenotrophic bacteria in bio-electrochemical reactors – A review*. Biochemical Engineering Journal, 2012, Vol. 67, 251–264.
- [21] PROSNANSKY M., SAKAKIBARA Y., KURODA M. *High-rate denitrification and SS rejection by biofilm–electrode reactor (BER) combined with microfiltration*. Water Research, 2002, Vol. 36, 4801–4810.
- [22] RIJN J. V., TAL Y., SCHREIER H.J. *Denitrification in recirculating systems: theory and applications*. Aquaculture Engineering, 2006, Vol. 34, No 3, 364–376.
- [23] RODZIEWICZ J., FILIPKOWSKA U., DZIADKIEWICZ E. *Electrolytically-aided denitrification on a rotating biological contactor*. Environmental Technology, 2011, Vol. 32, No. 1, 93-102.
- [24] RODZIEWICZ J., FILIPKOWSKA U., JANCZUKOWICZ W. *Application of rotating biological contactor for treatment of wastewaters from fish breeding*. Annual Environmental Protection, 2011, Vol. 13, No. 1, 1173-1183.
- [25] RODZIEWICZ J., FILIPKOWSKA U., SOMINKA K. *Research on the electrolytically-aided denitrification on the four-stage rotating biological contactor*. Annual Environmental Protection, 2011, Vol. 12, No. 1, 835-846.
- [26] SAKAKIBARA Y., ARAKI K., TANAKA T., WATANABE T., KURODA M. *Denitrification and neutralization with an electrochemical and biological reactor*. Water Science Technology, 1994, Vol. 30, 151–155.
- [27] SAKAKIBARA Y., NAKAYAMA T. *A novel multi-electrode system for electrolytic and biological water treatments: electric charge transfer and application to denitrification*. Water Research, 2001, Vol. 35, 768–778.
- [28] SHRIMALI M., SINGH K.P. *New methods of nitrate removal from water*. Environmental Pollution, 2001, Vol. 112, No. 3, 351–359.
- [29] SZEKERES S., KISS I., TUVIA T. BEJERANO, M. INEÃ SM. SOARES. *Hydrogen-dependent denitrification in a two-reactor bio-electrochemical system*. Water Research, 2001, Vol. 35, No. 3, 715-719.
- [30] WANG J.H., BALTZIS B.C., LEWANDOWSKI G.A. *Fundamental denitrification kinetic studies with Pseudomonas denitrificans*. Biotechnology Bioengineering, 1995, Vol. 47, 26-41.
- [31] WELANDER U., HENRYSSON S., WELANDER T. *Biological nitrogen removal from municipal landfill leachate in a pilot scale suspended carrier biofilm process*. Water Research, 1998, Vol. 32, No. 5, 1564-1570.

- [32] ZHAO Y., FENG C., WANG Q., YANG Y., ZHANG Z., SUGIURA N. *Nitrate removal from groundwater by cooperating heterotrophic with autotrophic denitrification in a biofilm–electrode reactor*. Journal of Hazardous Materials, 2011, Vol. 192, 1033–1039.
- [33] ZHAO Y., ZHANG B., FENG CH., HUANG F., ZHANG P., ZHANG Z., YANG Y., SUGIURA N. *Behavior of autotrophic denitrification and heterotrophic denitrification in an intensified biofilm–electrode reactor for nitrate-contaminated drinking water treatment*. Bioresource Technology, 2012, Vol. 107, 159–165.
- [34] ZHOU M., FU W., GU H., LEI L. *Nitrate removal from groundwater by a novel three-dimensional electrode biofilm reactor*. Electrochimica Acta, 2007, Vol. 52, 6052–6059.

EFFECT OF ELECTRIC CURRENT ON AUTOTROPHIC DENITRIFICATION PROCESS IN BIO-ELECTROCHEMICAL REACTOR WITH IMMOBILIZED BIOFILM

The effect of variable time and electric current density on wastewater pH and the hydrogenotrophic denitrification efficiency in rotating multi-disc reactor was investigated. The research showed that increase of electric current density and hydraulic retention time caused decrease in the nitrates concentration, but did not assure complete denitrification process. Increasing technological parameters resulted in increase of wastewater pH and nitrites accumulation. The highest removal efficiency of nitrates – $59.5 \pm 2.86\%$ was obtained after 24 hours electric current passage at density of $0.09 \text{ mA} \cdot \text{cm}^{-1}$. During the process of pH increasing to 9.3 and concentration of nitrites to $10.1 \pm 1.9 \text{ mgN}_{\text{NO}_2} \cdot \text{L}^{-1}$.