



## Wpływ stałego pola magnetycznego na przemiany związków azotu w biologicznym złożu tarczowym

*Joanna Rodziewicz, Urszula Filipkowska, Wojciech Janczukowicz,  
Izabella Kłodowska, Małgorzata Prażmo  
Uniwersytet Warmińsko-Mazurski, Olsztyn*

### 1. Wstęp

Procesy nitryfikacji i denitryfikacji są najbardziej rozpowszechnionymi i najlepiej poznanymi metodami biologicznego usuwania związków azotu ze ścieków. Bakterie nitryfikacyjne charakteryzują się niewielką szybkością wzrostu, tendencją do ich wymywania z reaktorów, co powoduje, że nitryfikacja jest czynnikiem ograniczającym przebieg całego procesu usuwania związków azotu. Dlatego konieczne jest utrzymanie dużej ilości biomasy nitryfikacyjnej w reaktorach w celu zapewnienia wydajności procesu utleniania związków azotu. Immobilizacja jest skuteczną metodą zatrzymania dużej ilości wolno rosnących mikroorganizmów w reaktorach. W urządzeniach z unieruchomioną błoną biologiczną proponowane są układy, w których na częściowo zanurzonych tarczach zachodzi nitryfikacja, podczas gdy na tarczach zanurzonych całkowicie – denitryfikacja [21, 25]. Innym rozwiązaniem jest wprowadzenie do biomasy błony biologicznej bakterii *Paracoccus denitrificans* (dawniej *Thiosphaera pantotropha*) zdolnej do symultanicznej heterotroficznej nitryfikacji i aerobowej denitryfikacji [3, 4]. Na biologicznych złożach tarczowych prowadzone są procesy Anammox (anaerobowe utlenianie azotu amonowego) [2, 6, 19] i CANON (całkowite autotroficzne usuwanie związków azotu przez azotyny) [2, 20, 27]. Hippen i wsp. [7], Helmer i Kunst [5] oraz Helmer i wsp. [6] udokumentowali występowanie aerobowej deamonifikacji w procesie wstępnego oczyszczania odcieków z wykorzystaniem biologicznych złóż tarczowych.

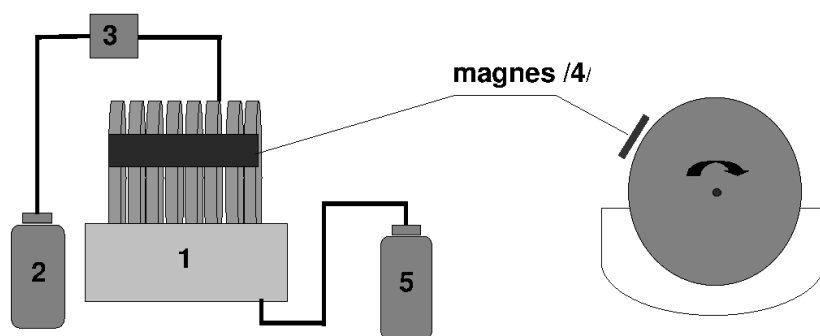
Coraz większe wymagania dotyczące jakości oczyszczonych ścieków powodują, że poszukuje się nowych metod zwiększających efektywność biologicznych procesów oczyszczania ścieków. Prowadzone są badania nad możliwością zastosowania elektrolitycznie wspomaganą denitryfikacji w reaktorach z unieruchomioną biomasą [12, 14–17]. Innym rozwiązaniem może być wykorzystanie do oczyszczania ścieków statycznego pola magnetycznego. Zrealizowane dotychczas badania pokazały, że pole magnetyczne może mieć wpływ na wzrost mikroorganizmów i ich zdolność do biodegradacji zanieczyszczeń [10, 13, 23]. Obserwuje się, że zastosowanie pola magnetycznego pobudza aktywność mikrobiologiczną, przyspiesza degradację związków organicznych [10, 13] oraz wpływa na wzrost szybkości nityfikacji [22, 23].

Celem pracy było określenie wpływu pola magnetycznego na efektywność usuwania związków organicznych oraz przemian związków azotu zachodzących w biomacie biologicznych złożów tarczowych.

## 2. Metodyka badań

### 2.1. Stanowisko badawcze

Badania prowadzono w warunkach laboratoryjnych w temperaturze 20°C na biologicznym jednostopniowym złożu tarczowym (rys. 1).



**Rys. 1.** Schemat stanowiska badawczego: 1 – biologiczne złożo tarczowe, 2 – zbiornik ścieków surowych, 3 – pompa perystaltyczna, 4 – magnes, 5 – zbiornik ścieków oczyszczonych

**Fig. 1.** The scheme of an experimental model: 1 – rotating biological contactor, 2 – raw wastewater tank, 3 – peristaltic pump, 4 – magnet, 5 – treated wastewater tank

Poszczególne sekcje złożone z pakietów tarcz o średnicy 0,22 m znajdowały się w półokrągłym zbiorniku o pojemności 2 L. Zanurzenie tarcz wynosiło 40%. Tarcze obracały się z prędkością 10 obr./min. Całkowita powierzchnia czynna złoża wynosiła 0,6 m<sup>2</sup>. Badania prowadzono w układzie kontrolnym oraz w warunkach oddziaływania pola magnetycznego o indukcji 60 mT, 120 mT oraz 180 mT.

## 2.2. Założenia technologiczne doświadczenia

Badania wpływu pola magnetycznego na przemiany związków azotu w biologicznym złożu tarczowym prowadzone były przez okres trzech miesięcy od wpracowania złoża. Parametry pracy złoża przedstawiono w tabeli 1.

**Tabela 1.** Parametry technologiczne

**Table 1.** Technological parameters

Parametr	Jednostka	Wartość
Czas zatrzymania w reaktorze	[h]	3
Natężenie przepływu	[L·d <sup>-1</sup> ]	64
Obciążenie hydrauliczne	[L·m <sup>-2</sup> ·d <sup>-1</sup> ]	107
Obciążenie złoża ładunkiem zanieczyszczeń ChZT	[g ChZT·m <sup>-2</sup> ·d <sup>-1</sup> ]	55,5
Obciążenie powierzchni właściwej złoża ładunkiem azotu ogólnego	[g N <sub>og</sub> ·m <sup>-2</sup> ·d <sup>-1</sup> ]	8,6
Indukcja pola magnetycznego	[mT]	(60; 120; 180)

## 2.3. Charakterystyka ścieków

Badania prowadzono na ściekach modelowych Weinbergera (PN-87/C – 04616/10). Wartości podstawowych wskaźników zanieczyszczeń ścieków przedstawiono w tabeli 2.

W ściekach surowych i oczyszczonych oznaczano następujące wskaźniki zanieczyszczeń:

- stężenie związków organicznych wyrażonych wartością ChZT metodą dwuchromianową PNISO6060:2006,
- stężenie azotu ogólnego Kjeldahla,
- stężenie azotu amonowego metodą kolorymetryczną,
- stężenie azotu azotanowego III metodą kolorymetryczną,
- stężenie azotu azotanowego V metodą kolorymetryczną,
- ortofosforany metodą kolorymetryczną z kwasem askorbinowym.

**Tabela 2.** Wskaźniki zanieczyszczeń w ściekach modelowych  
**Table 2.** Wastewater characteristic

Wskaźniki zanieczyszczeń	Jednostka	Wartość średnia
ChZT	[mg O <sub>2</sub> · L <sup>-1</sup> ]	520
Azot ogólny Kjeldahla	[mg N · L <sup>-1</sup> ]	100,5
Azot amonowy	[mg N-NH <sub>4</sub> · L <sup>-1</sup> ]	0,74
Azot azotanowy III	[mg N-NO <sub>2</sub> · L <sup>-1</sup> ]	0,02
Azot azotanowy V	[mg N-NO <sub>3</sub> · L <sup>-1</sup> ]	0,17
Fosfor ogólny	[mg P · L <sup>-1</sup> ]	13,4
Ortofosforany	[mg P-PO <sub>4</sub> · L <sup>-1</sup> ]	10,9

### 2.3. Metody obliczeniowe

Przy opracowywaniu wyników wykorzystano następujące formuły obliczeniowe:

- Stężenie azotu wykorzystanego na syntezę biomasy  $C_{N_{syn}}$ , [mg N · L<sup>-1</sup>]

$$C_{N_{syn}} = Y \cdot (C_{O,ChZT} - C_{e,ChZT}) \cdot F_N \quad (1)$$

gdzie:

$Y$  – współczynnik przyrostu biomasy [g sm · g<sup>-1</sup> ChZT],

$C_{O,ChZT}$  – stężenie substancji organicznych w ściekach surowych [mg ChZT · L<sup>-1</sup>],

$C_{e,ChZT}$  – stężenie substancji organicznych w ściekach oczyszczonych [mg ChZT · L<sup>-1</sup>],

$F_N$  – stężenie azotu w biomacie błony biologicznej [g N · g<sup>-1</sup>].

- Stężenie azotu amonowego utlenionego  $C_{N_{nutl}}$ , [mg N · L<sup>-1</sup>]

$$C_{N_{nutl}} = C_{O,Nog} - C_{e,N-NH_4} - C_{e,Norg} - C_{N_{syn}} \quad (2)$$

gdzie:

$C_{O,Nog}$  – stężenie azotu ogólnego w ściekach surowych [mg N<sub>og</sub> · L<sup>-1</sup>],

$C_{e,N-NH_4}$  – stężenie azotu amonowego w ściekach oczyszczonych [mg N-NH<sub>4</sub> · L<sup>-1</sup>],

$C_{e,Norg}$  – stężenie azotu organicznego w ściekach oczyszczonych [mg N<sub>org</sub> · L<sup>-1</sup>],

$C_{N_{syn}}$  – stężenie azotu wykorzystanego na syntezę biomasy [mg N · L<sup>-1</sup>].

- Stężenie azotu zredukowanego w wyniku denitryfikacji  $C_{N_{red}}$ , [mg N · L<sup>-1</sup>]

$$C_{Nred} = C_{Nnutl} - C_{e,N-NO_2} - C_{e,N-NO_3} \quad (3)$$

gdzie:

- $C_{Nnutl}$  – stężenie azotu amonowego utlenionego [ $\text{mg N} \cdot \text{dm}^{-3}$ ],
- $C_{e,N-NO_3}$  – stężenie azotu azotanowego (V) w ściekach oczyszczonych [ $\text{mg N-NO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ ],
- $C_{e,N-NO_2}$  – stężenie azotu azotanowego (III) w ściekach oczyszczonych [ $\text{mg N-NO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ ].

- Stężenie azotu usuniętego  $C_{Nus}$ , [ $\text{mg N} \cdot \text{L}^{-1}$ ]

$$C_{Nus} = C_{Nsyn} + C_{Nred} \quad (4)$$

gdzie:

- $C_{Nsyn}$  – stężenie azotu wykorzystanego na syntezę biomasy [ $\text{mg N} \cdot \text{L}^{-1}$ ],
- $C_{Nred}$  – stężenie azotu zredukowanego w wyniku denitryfikacji [ $\text{mg N} \cdot \text{L}^{-1}$ ].

- Sprawność nityfikacji  $\eta_N$ , [%]

$$\eta_N = \frac{C_{Nnutl}}{C_{O,Nog}} \cdot 100 \quad (5)$$

gdzie:

- $C_{Nnutl}$  – stężenie azotu amonowego utlenionego [ $\text{mg N} \cdot \text{L}^{-1}$ ],
- $C_{O,Nog}$  – stężenie azotu ogólnego w ściekach surowych [ $\text{mg N}_{og} \cdot \text{L}^{-1}$ ].

- Sprawność denitryfikacji  $\eta_D$ , [%]

$$\eta_D = \frac{C_{Nred}}{C_{Nnutl}} \cdot 100 \quad (6)$$

gdzie:

- $C_{Nred}$  – stężenie azotu zredukowanego w wyniku denitryfikacji [ $\text{mg N} \cdot \text{L}^{-1}$ ],
- $C_{Nnutl}$  – stężenie azotu amonowego utlenionego [ $\text{mg N} \cdot \text{L}^{-1}$ ].

- Sprawność usuwania azotu  $\eta_{Nus}$ , [%]

$$\eta_{Nus} = \frac{C_{Nus}}{C_{O,Nog}} \cdot 100 \quad (7)$$

gdzie:

- $C_{Nus}$  – stężenie azotu usuniętego [ $\text{mg N} \cdot \text{L}^{-1}$ ],
- $C_{O,Nog}$  – stężenie azotu ogólnego w ściekach surowych [ $\text{mg N}_{og} \cdot \text{L}^{-1}$ ].

## 2.4. Analiza statystyczna

Uzyskane dane eksperymentalne poddano analizie statystycznej przy pomocy programu STATISTICA.

Pierwszym etapem analizy było określenie normalności rozkładu badanych zmiennych. Jako hipotezę zerową przyjęto normalność rozkładu, zaś hipoteza alternatywna świadczyła o braku rozkładu normalnego. Uzyskane wyniki dały podstawę do przyjęcia hipotezy zerowej. W dalszych etapach analizy dokonano wyboru testu parametrycznego oraz przeprowadzono analizę jednorodności wariancji. Jako poziom istotności przyjęto  $\alpha = 0,05$ .

Przeprowadzona analiza statystyczna posłużyła sprawdzeniu, czy zastosowanie pola magnetycznego miało istotnie statystycznie wpływ na efektywność przemian związków azotu i usuwania związków organicznych.

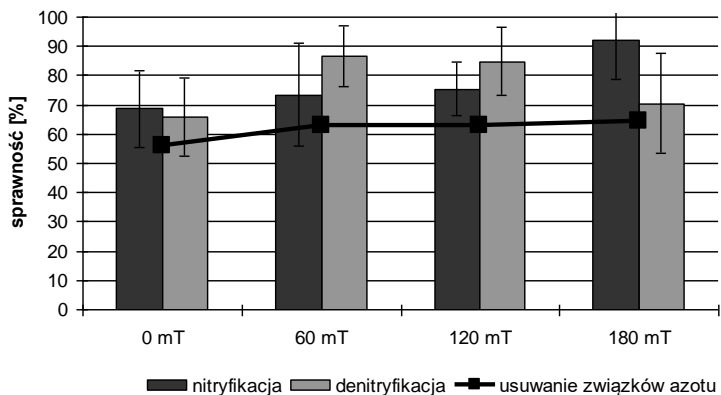
## 3. Wyniki badań i dyskusja

W ściekach dopływających do złóż azot występował przede wszystkim w formie azotu organicznego (tab. 2). Stwierdzono, że proces nityfikacji przebiegał z najwyższą, ponad 92% efektywnością, w układzie, na który oddziaływało pole magnetyczne o indukcji 180 mT (rys. 2). Niższe wartości uzyskano dla zarówno dla indukcji 60 mT jak i 120 mT odpowiednio 73,4% i 75,3%. Najniższą sprawność zaobserwowano w układzie kontrolnym (68,6%).

Wzrost efektywności procesu nityfikacji w warunkach oddziaływania pola magnetycznego potwierdziła przeprowadzona analiza statystyczna. Pole magnetyczne o indukcji 120 m T znacząco wpływało na proces utleniania związków azotu. Test Tukeya wykazał, że układ z polem magnetycznym o największej indukcji różnił się statystycznie od pozostałych układów (Tabela 3).

Proces denityfikacji z najniższą efektywnością zachodził w układzie kontrolnym – 65,7% (Rys. 2). W układzie wspomaganym polem magnetycznym o indukcji 60 mT uzyskano najwyższą – ponad 86% sprawność. Zastosowanie indukcji o wartości 120 mT wpłynęło na nieznacznie niższą efektywność denityfikacji (84,8%) niż w przypadku indukcji 60 mT. Zwiększenie indukcji do 180 mT spowodowało obniżenie sprawności do poziomu 70%. W przypadku najwyższej wartości indukcji pola magnetycznego, na niższą sprawność denityfikacji miał

wpływ fakt, że w tym układzie uzyskano najwyższe stężenie utlenionych form azotu (ponad 92% efektywność nityfikacji).



**Rys. 2.** Efektywność przemian związków azotu w zależności od indukcji pola magnetycznego

**Fig. 2.** Efficiency of nitrogen compounds transformations depending on magnetic flux density

**Tabela 3.** Wyniki testu Tukeya dla sprawności nityfikacji

**Table 3.** Tukey's test results for the efficiency of nitrification

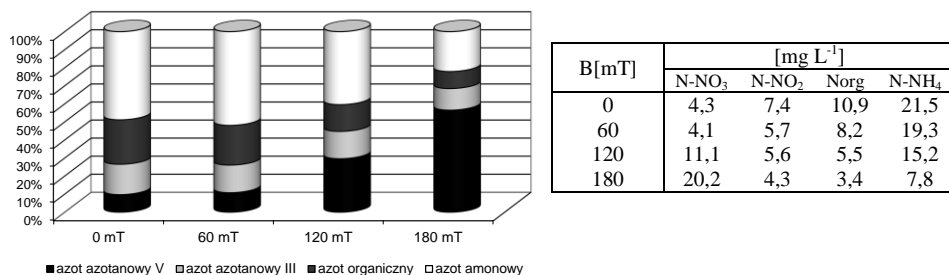
Zaznaczone różnice są istotne z prawdopodobieństwem  $p < 0,05000$

Indukcja pola magnetycznego [mT]	0	60	120	180
0		0,952	0,899	<b>0,001</b>
60	0,952		0,611	<b>0,000</b>
120	0,899	0,611		<b>0,015</b>
180	<b>0,001</b>	<b>0,000</b>	<b>0,015</b>	

Sprawność usuwania związków azotu zmieniała się od 56% dla układu kontrolnego do ponad 64% dla indukcji 180 mT (rys. 2). W układach wspomaganych polem magnetycznym o indukcji 60 i 120 mT obserwowano blisko 63% efektywność.

Na rysunku 3 przedstawiono procentowy udział azotu amonowego, organicznego, azotanowego III i azotanowego V w ściekach oczyszczonych. W układzie kontrolnym w odpływie pozostało 21,5 mg N-

$\text{NH}_4 \cdot \text{L}^{-1}$ ,  $7,4 \text{ mg N-NO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$  oraz  $4,3 \text{ mg N-NO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ . Azot azotanowy III i azotanowy V stanowił odpowiednio 16,8 i 9,7% azotu ogólnego w ściekach oczyszczonych. Stężenie azotu organicznego wynosiło  $10,9 \text{ Norg} \cdot \text{L}^{-1}$ . W układzie wspomaganym polem magnetycznym o indukcji 180 mT stężenie azotu amonowego wynosiło średnio  $7,8 \text{ mg N-NH}_4 \cdot \text{L}^{-1}$ , co stanowiło około 22,1% azotu ogólnego w ściekach oczyszczonych. Azot azotanowy III stanowił około  $4,3 \text{ mg N-NO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ , tj. średnio 12% azotu ogólnego, a azot azotanowy V około  $20,2 \text{ mg N-NO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ , czyli około 56,5%. Stężenie azotu organicznego wynosiło  $3,4 \text{ Norg} \cdot \text{L}^{-1}$ , czyli 9,4% azotu ogólnego. W układach o indukcji 60 mT i 120 mT uzyskano zbliżone wartości stężenia azotu ogólnego w odpływie. W pierwszym układzie stężenie azotu amonowego wynosiło  $19,3 \text{ mg N-NH}_4 \cdot \text{L}^{-1}$ , co stanowiło około 51,9% azotu ogólnego w ściekach oczyszczonych, a stężenie azotu azotanowego III i azotanowego V odpowiednio  $5,7 \text{ mg N-NO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$  i  $4,1 \text{ mg N-NO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ , tj. około 15,3 i 10,8% azotu ogólnego. W układzie wspomaganym polem magnetycznym o indukcji 120 mT w ściekach odpływających pozostało  $15,2 \text{ mg N-NH}_4 \cdot \text{L}^{-1}$ ,  $5,6 \text{ mg N-NO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$  oraz  $11,1 \text{ mg N-NO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ . Azot azotanowy III i azotanowy V stanowił odpowiednio 15,1 i 29,6% azotu ogólnego w ściekach oczyszczonych, a azot amonowy 40,4%.



**Rys. 3.** Procentowy udział azotu amonowego, organicznego, azotanowego III i azotanowego V w stężeniu azotu całkowitego w ściekach oczyszczonych  
**Fig. 3.** The percentage of ammonia nitrogen, organic, nitrite and nitrate in concentrations of total nitrogen in treated wastewater

Badania wykazały, że ekspozycja ścieków w polu magnetycznym nie spowodowała intensyfikacji usunięcia zanieczyszczeń organicznych. Stopień usunięcia ChZT co prawda zwiększał się wraz ze wzrostem



indukcji pola magnetycznego, ale był wysoki zarówno w układzie kontrolnym, jak i w pozostałych układach i utrzymywał się w zakresie od 84,5% (układ kontrolny) do 89,5% (pole magnetyczne o indukcji 180 mT).

Przeprowadzona analiza jednorodności wariancji za pomocą testu Levene'a oraz testu Browna-Forsythe'a pozwoliła stwierdzić, iż pole magnetyczne nie wpływa na proces usuwania związków organicznych. Test Tukeya wykazuje, że różnice statystyczne widoczne są tylko pomiędzy układem kontrolnym a układem z polem magnetycznym o największej indukcji (tabela 4).

**Tabela 4.** Wyniki testu Tukeya dla sprawności usuwania związków organicznych  
**Table 4.** Tukey's test results for the efficiency of organic compounds removal

Zaznaczone różnice są istotne z prawdopodobieństwem $p < 0,05000$				
Indukcja pola magnetycznego [mT]	0	60	120	180
0		0,659	0,087	<b>0,004</b>
60	0,659		0,628	0,116
120	0,087	0,628		0,724
180	<b>0,004</b>	0,116	0,724	

W pracy badano wpływ pola magnetycznego na efektywność przemian związków azotu oraz skuteczność usuwania związków organicznych. Proces biodegradacji związków organicznych przebiegał intensywnie we wszystkich układach, dlatego też nie udało się zaobserwować zasadniczych różnic w sprawności tego procesu. Podobne zależności zaobserwowały Janosz-Rajczyk i Tomska [8, 9, 22], które wykorzystywały pole magnetyczne o indukcji 20 mT, 40 mT i 180 mT oraz Tomska i Wolny [23]. Natomiast Łebkowska i in. [13] wykazali, że pole magnetyczne jest czynnikiem powodującym zdecydowany wzrost rozkładu substratów organicznych (o 26%) w procesie oczyszczania ścieków syntetycznych metodą osadu czynnego. Obniżenie wartości ChZT zaobserwowali również Krzemieniewski i in. [11] używając do oczyszczania ścieków pola elektromagnetycznego. Niewielki wpływ pola magnetycznego na wzrost efektywności usuwania ChZT ze ścieków drożdżowych z wykorzystaniem reakcji Fentona zanotowali w badaniach Dębowski i in. [1]. Taki efekt był widoczny jedynie w przypadku najniższej dawki reagentów chemicznych, gdzie skuteczność oczyszczania wzrosła w wyniku zastosowania pola magnetycznego o 15%.

Podczas prowadzonych badań stwierdzono, że pole magnetyczne powoduje wzrost efektywności procesu utleniania związków azotu. W układzie wspomaganym polem magnetycznym o indukcji 180 mT efektywność procesu nitryfikacji różniła się statystycznie od pozostałych układów.

Janosz-Rajczyk i Tomska [9, 22] oraz Wiśniowska i in. [26] również obserwowali korzystny wpływ pola magnetycznego na proces nitryfikacji. Stwierdzono, że wyższa szybkość procesu nitryfikacji występuje w układach, w których ścieki eksponowano w polu magnetycznym o indukcji 40 mT [9]. Jednak eksponowanie ścieków surowych w polu magnetycznym o indukcji 180 mT wpłynęło niekorzystnie na proces nitryfikacji. Stwierdzono, że szybkość nitryfikacji była mniejsza niż w układzie kontrolnym [8].

Tomska i Wolny [23] na podstawie analizy przemian związków azotowych wykazały, że usuwanie organicznych związków azotu charakteryzuje się wyższą skutecznością w układzie z polem magnetycznym. W polu magnetycznym azot ogólny Kjeldahla usuwany był ze sprawnością od 7 do 16% wyższą niż w układzie kontrolnym a efektywność usuwania utrzymywała się w przedziale od 91 do 97%. W badaniach własnych wykorzystano ścieki syntetyczne, w których azot występował przede wszystkim w formie organicznej (tabela 2). W układzie wspomaganym polem magnetycznym o indukcji 180 mT uzyskano podobną sprawność, równą 92%.

Wyższe sprawności utleniania związków azotu, uzyskane w układach eksponowanych w polu magnetycznym, można tłumaczyć jego korzystnym wpływem na rozwój i aktywność bakterii nitryfikacyjnych zasiedlających błonę biologiczną pokrywającą tarcze złoża. Potwierdzają do wyniki badań przeprowadzonych przez Yavuz i Çelebi [28], którzy przebadali wpływ pola magnetycznego i odczynu na aktywność osadu czynnego. Zaobserwowali, że biodegradacja zanieczyszczeń oraz wzrost mikroorganizmów osadu czynnego zależały od indukcji pola magnetycznego. Rutkowska-Narożniak i Pajor [18] wykazały, na podstawie analizy mikroskopowej, wpływ pola magnetycznego na liczebność organizmów w biocenozie osadu czynnego. W reaktorze eksponowanym w polu magnetycznym była ona na ogół wyższa niż w kontrolnym. Poza tym pole magnetyczne wpływało na bioróżnorodność organizmów w biocenozie osadu czynnego. W reaktorze eksponowanym w polu magnetycznym zanotowano 9 taksonów, w kontrolnym – 6. Podobne wyniki uzyskali Ji

i in. [10], którzy wykazali, że pole magnetyczne o indukcji do 20 mT pozytywnie wpływa na biodegradację ścieków, wzrost i aktywność bakterii osadu czynnego, w tym tlenowych bakterii nityfikacyjnych [24].

#### **4. Wnioski**

1. Na podstawie analizy jednorodności wariancji wykonanej przy pomocy testu Levene'a oraz Browna-Forsythe'a stwierdzono istotny statystycznie wpływ pola magnetycznego na sprawność procesów nityfikacji, denityfikacji oraz usuwania związków azotu na biologicznych złożach tarczowych.
2. Sprawność nityfikacji zwiększała się wraz ze wzrostem wartości indukcji pola magnetycznego. Różnica między efektywnością działania układu kontrolnego i układu z oddziaływaniem pola magnetycznego o największej indukcji wyniosła w przybliżeniu 24%.
3. Sprawność procesu denityfikacji była najwyższa w złożu, w którym na biomasę oddziaływało pole magnetyczne o indukcji 60 mT. Efektywność procesu malała wraz ze wzrostem indukcji pola magnetycznego.
4. Ekspozowanie ścieków w polu magnetycznym statystycznie nie wpłynęło na efektywność usuwania związków organicznych. Największy procent usunięcia tych związków (89,5%) zanotowano w złożu biologicznym poddanym oddziaływaniu pola magnetycznego o największej badanej indukcji.

#### **Literatura**

1. **Dębowski M., Krzemieniowski M., Jędrzejewska M.:** *Wykorzystanie stałego pola magnetycznego i reakcji Fentona w procesie oczyszczania ścieków pochodzących z produkcji drożdży.* Inżynieria i Ochrona Środowiska, 8, 2, 225–235 (2005).
2. **Egli K., Fanger U., Alvarez P.J. J., Siegrist H., Van der Meer J.R., Zehnder A.J.B.:** *Enrichment and characterization of an anammox bacterium from rotating biological contactor treating ammonium-rich leachate.* Arch. Microbiol. 175, 198–207 (2001).
3. **Gupta A.B., Gupta S.K.:** *Simultaneous carbon and nitrogen removal in a mixed culture aerobic RBC biofilm.* Wat. Res. 33, 555–561 (1999).
4. **Gupta A.B., Gupta S.K.:** *Simultaneous carbon and nitrogen removal from high strength domestic wastewater in an aerobic RBC biofilm.* Wat.Res. 35, 1714–1722 (2001).

5. **Helmer C., Kunst S.:** *Simultaneous nitrification/denitrification in an aerobic biofilm system.* Wat. Sci. Tech. 37, 183–187 (1998).
6. **Helmer C., Kunst S., Juretschko S., Schmid M.C., Schleifer C.F.:** *Nitrogen loss in a nitrifying biofilm system.* Wat. Sci. Tech. 39, 13–21 (1999).
7. **Hippen A., Rosenwinkel K.-H., Baumgarten G., Seyfried C.F.:** *Aerobic deammonification: a new experience in the treatment of wastewaters.* 35, 111–120 (1997).
8. **Janosz-Rajczyk M., Tomska A.:** *Wpływ pola magnetycznego na proces oczyszczania ścieków I. Przemiany związków organicznych i azotu w polu magnetycznym o indukcji 180 mT.* Archiwum Ochrony Środowiska, 28, 41–50 (2002).
9. **Janosz-Rajczyk M., Tomska A.:** *Wpływ pola magnetycznego na proces oczyszczania ścieków II. Przemiany związków organicznych i azotu w polu magnetycznym o indukcji 20 mT i 40 mT.* Archiwum Ochrony Środowiska, 28, 51–61 (2002).
10. **Ji Y., Wang Y., Sun J., Yan T., Li J., Zhao T., Yin X., Sun C.:** *Enhancement of biological treatment of wastewater by magnetic field.* Biore-source Technology, 101, 8535–8540 (2010).
11. **Krzemieniewski M., Pesta J., Janczukowicz W., Wysocka I.:** *Wpływ pola elektromagnetycznego na proces usuwania fosforu ze ścieków.* Zeszyty Naukowe Wydziału Budownictwa i Inżynierii Środowiska Nr 20, Seria Inżynieria Środowiska, 375–384 (2001).
12. **Krzemieniewski M., Rodziewicz J.:** *Nitrogen compounds removal in a rotating electrobiological contactor.* Environment Engineering Science. 22(6), 816–822 (2005).
13. **Łebkowska M., Rutkowska-Narożniak A., Pajor E., Pochanke Z.:** *Effect of a static magnetic field on formaldehyde biodegradation in wastewater by activated sludge.* Bioresource Technology, 102, 8777–8782 (2011).
14. **Rodziewicz J., Filipkowska U., Sominka K.:** *Elektrolitycznie wspomaganą denitryfikacją na czterostopniowym złożu biologicznym.* Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set th Environment Protection), 12, 835–846 (2010).
15. **Rodziewicz J., Filipkowska U., Janczukowicz W.:** *Zastosowanie tarczowych złóż biologicznych do oczyszczania ścieków z hodowli ryb.* Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set the Environment Protection), 13, 1233–1243 (2011).
16. **Rodziewicz J., Filipkowska U., Dziadkiewicz E.:** *Electrolytically aided denitrification on a rotating biological contactor.* Environmental Technology. 32 (1), 93–102 (2011).
17. **Rodziewicz J., Filipkowska U., Janczukowicz W., Kłodowska I.:** *Wpływ prądu elektrycznego na procesy nitryfikacji i denitryfikacji na czterostopniowym złożu tarczowym.* Inżynieria Ekologiczna, 24, 120–129 (2011).

18. **Rutkowska-Narożniak A., Pajor E.:** *Wpływ stałego pola magnetycznego 7 mT na organizmy osadu czynnego w procesie biodegradacji formaldehydu.* Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych, 49, 389–397 (2011).
19. **Siegrist H., Reithaar S., Lais P.:** *Nitrogen loss in a nitrifying rotating contactor treating ammonium rich leachate without organic carbon.* Wat. Sci. Tech. 37, 589–591 (1998).
20. **Sliemers A. O., Derwort N., Campos Gomez J. L., Strous M., Kuenen J. G., Jetten M. S. M.:** *Completely autotrophic nitrogen removal over nitrite.* Wat. Res. 36, 2475–2482 (2002).
21. **Teixeira P., Oliveira R.:** *Denitrification in closed rotating biological contactor: effect of disk submergence.* Process Biochemistry, 37, 345–349 (2001).
22. **Tomska A., Janosz-Rajczyk M.:** *The effect of magnetic field on wastewater treatment with activated sludge method.* Environ. Prot. Eng., 30, 155–160 (2004).
23. **Tomska A., Wolny L.:** *Enhancement of biological wastewater treatment by magnetic field exposure.* Desalination, 222, 368–373 (2008).
24. **Wang X.-H., Diao M.-H., Yang Y., Shi Y.-J., Gao M.-M., Wang S.-G.:** *Enhanced aerobic nitrifying granulation by static magnetic field.* Biore-source Technology, 110, 105–110 (2012).
25. **Watanabe Y., Bang D. Y., Itoh K., Matsui K.:** *Nitrogen removal from wastewaters by a bio-reactor with partially and fully submerged rotating biofilms.* Wat. Sci. Tech., 29, 431–438 (1994).
26. **Wiśniowska E., Nowak R., Szczypiorska J., Janosz-Rajczyk M., Włodarczyk-Makula M.:** *Badania wstępne nad wpływem stałego pola magnetycznego na usuwanie azotu amonowego w procesie osadu czynnego.* Archiwum Ochrony Środowiska, 26, 4, 33–43 (2000).
27. **Wyffels S., Pynaert K., Boeckx P., Verstraete W.:** *Identification and quantification of nitrogen removal in a rotating biological contactor by <sup>15</sup>N tracer techniques.* Wat. Res., 37, 1252–1259 (2003).
28. **Yavuz H., Celebi S.S.:** *Effects of magnetic field on activity of activated sludge in wastewater treatment.* Enzyme and Microbial Technology, 26, 22–27 (2000).

## **Impact of a Static Magnetic Field on Nitrogen Compounds Transformations in a Rotating Biological Contactor**

### **Abstract**

The processes of nitrification and denitrification are the most common and well-known methods of biological nitrogen removal from wastewater. Nitrifying bacteria are characterized by a low growth rate, a tendency to wash out from the reactors, which means that nitrification is the limiting factor in the course of the nitrogen compounds removal process. Therefore, it is necessary to keep a large amount of nitrifying biomass in reactors in order to ensure the proper level of nitrification efficiency. Previously performed researches have shown that the magnetic field can affect the growth of microorganisms and their ability to biodegrade contaminants. Application of a magnetic field enhances microbial activity, accelerates degradation of organic compounds and increases nitrification rate. Otherwise the magnetic field is beneficial for biomass biodiversity and abundance.

The aim of this study was to determine the effect of magnetic field on the efficiency of organic compounds removal and nitrogen compounds transformations taking place in the biomass of rotating biological contactor.

Investigations were carried out in a rotating biological contactor (RBC) working in a bench scale. Each section contained packets of disks with a diameter of 0.22 m submerged in a semi-circular tank with a capacity of 2 L. Submergence of the disks was 40%. Disks rotated with speed of 60 rpm. The study was carried out using four RBCs – the first one was called the control unit, next three were under the influence of the magnetic field of 60 mT, 120 mT and 180 mT induction.

Studies have shown that the efficiency of nitrification increased with growth of magnetic field induction. The magnetic field of 180 mT intensity increased nitrification efficiency significantly different, when compared with other systems, and was equal to 92%. Denitrification efficiency was the highest in the system, where the biomass was exposed to the magnetic field of 60 mT induction. Process efficiency decreased with increasing magnetic induction. Exposure of wastewaters and biofilm biomass in the magnetic field did not affect the statistical efficiency of the organic compounds removal. The highest percentage of COD biodegradation, on average 89.51%, was observed in a rotating biological contactor exposed to magnetic field of the highest tested induction.