

Agnieszka TOMSKA

Politechnika Częstochowska, Wydział Inżynierii i Ochrony Środowiska
Instytut Inżynierii Środowiska, ul. Brzeźnicka 60A, 42-200 Częstochowa
tel. 34 325 73 34, fax 34 372 13 04
e-mail: atomska@is.pcz.czyst.pl

Wspomaganie biologicznego oczyszczania ścieków polem magnetycznym

W pracy przedstawiono wyniki badań wpływu pola magnetycznego o indukcji 40 mT na usuwanie związków organicznych, przemiany związków azotu oraz aktywność oddechową mikroorganizmów nityfikacyjnych podczas oczyszczania ścieków metodą osadu czynnego. Badania realizowano dla dwóch temperatur: w serii I dla $22 \pm 2^\circ\text{C}$ i w serii II dla $14 \pm 1^\circ\text{C}$. W obu seriach badania prowadzono w dwóch równoległe pracujących układach laboratoryjnych do hodowli osadu czynnego. W jednym z układów na przewodzie przeznaczonym do recyrkulacji osadu czynnego z osadnika wtórnego do komory napowietrzania zainstalowano jedną parę magnesów stałych, a drugi stanowił układ kontrolny. Badania wykazały, że okresowe ekspozycje osadu czynnego w polu magnetycznym o indukcji 40 mT z wykorzystaniem magnesów stałych nie intensyfikowało eliminacji związków organicznych ze ścieków. Analiza przemian związków azotowych wykazała natomiast, że eliminacja azotu organicznego i Kjeldahla przebiegała efektywniej w układach, w których osad czynny okresowo ekspozycjonowano w polu magnetycznym. Potwierdzeniem intensywniejszych przemian związków azotu w układach, w których zainstalowano magnesy, jest również wyższa szybkość nityfikacji. Badania nad aktywnością oddechową mikroorganizmów osadu czynnego pokazują, że okresowe ekspozycje osadu czynnego w polu magnetycznym o indukcji 40 mT intensyfikowało aktywność oddechową nityfikantów II fazy.

Słowa kluczowe: pole magnetyczne, osad czynny, biodegradacja, nityfikacja

Wstęp

W literaturze naukowej niewiele jest publikacji dotyczących możliwości zastosowania pola magnetycznego (PM) do wspomagania biologicznych procesów oczyszczania ścieków, a informacje dotyczące przemian związków azotowych ograniczają się do kilku pozycji. Nadal nierozwiązane zagadnienie to wielkość PM, jaką należy zastosować, aby usprawnić proces oczyszczania. Zakres indukcji PM podawany przez badaczy jest szeroki i mieści się w granicach od 5 do 600 mT (tab. 1).

W literaturze spotyka się różnorodne doniesienia wskazujące zarówno na pozytywny, jak i negatywny wpływ PM na biodegradację związków obecnych w ściekach oraz na brak działania PM na proces oczyszczania ścieków (tab. 1).

Należy nadmienić, iż konstrukcje urządzeń wykorzystujących magnesy nie są skomplikowane i nie wymagają zasilania jakiegokolwiek formą energii.

Dotychczasowe badania nie wskazują również jednoznacznie na miejsce założenia magnesów stałych w ciągu technologicznym w oczyszczalni ścieków. W literaturze spotyka się propozycje zainstalowania urządzenia magnetostaticznego na komorze napowietrzania. Takie umiejscowienie magnesów stałych wydaje się jednak sprawą technicznie trudną do realizacji. Korzystniejsze wydaje się szukanie takich punktów w ciągu technologicznym, w których usytuowanie urządzeń magnetycznych jest wygodne i proste, jak na przykład na kanałach oraz przewodach rurowych transportujących ścieki lub osad czynny. Z miejscem założenia magnesów wiąże się również problem czasu działania. W przypadku komory napowietrzania jest to działanie ciągłe, natomiast w przypadku przewodów doprowadzających ścieki surowe lub osad recykulowany jest to odpowiednio działanie chwilowe lub okresowe.

Celem pracy było określenie efektywności oczyszczania ścieków syntetycznych o składzie zbliżonym do ścieków bytowo-gospodarczych w temperaturach $22 \pm 2^\circ\text{C}$ oraz $14 \pm 1^\circ\text{C}$ przy okresowym oddziaływaniu na osad czynny recykulowany PM o indukcji 40 mT z wykorzystaniem magnesów stałych.

Tabela 1

Wpływ pola magnetycznego na biodegradację wybranych substratów

Substrat	Indukcja magnetyczna, mT	Efekty działania pola magnetycznego		Źródło	
ścieki	310	brak oddziaływania		[1]	
	5÷140	wyższy spadek wartości ChZT		[2]	
	5÷22,5	intensyfikacja	eliminacji związków organicznych (spadek wartości ChZT)		
	7,5		eliminacji związków organicznych		
	7		eliminacji związków organicznych oraz przemian związków azotu	[3]	
	17,8		szybkości usuwania glukozy o 40%	[4]	
	400		przemian związków azotu	[5]	
	400÷600		eliminacji związków organicznych, azotu i fosforu	[6]	
	140	zahamowanie	eliminacji związków organicznych	[2]	
	46,6		szybkości usuwania glukozy	[4]	
o-toluidyna	7,5÷100	brak oddziaływania		[2]	
oranż polifalanowy	7,5	biodegradacji o 47%			
anilina	7,5	biodegradacji o 16%			
p-nitroanilina	7	biodegradacji o 23÷26%			[3]
fenol	22	intensyfikacja	biodegradacji		[7]
	150 i 350^s		biodegradacji (150 mT - wartość optymalna)		[8]
	490^s		biodegradacji		[9]
	490ⁿ		biodegradacji		
anilina	140÷190	zahamowanie biodegradacji			[2]

^{s)} - przy zastosowaniu jednobiegunowego południowego PM

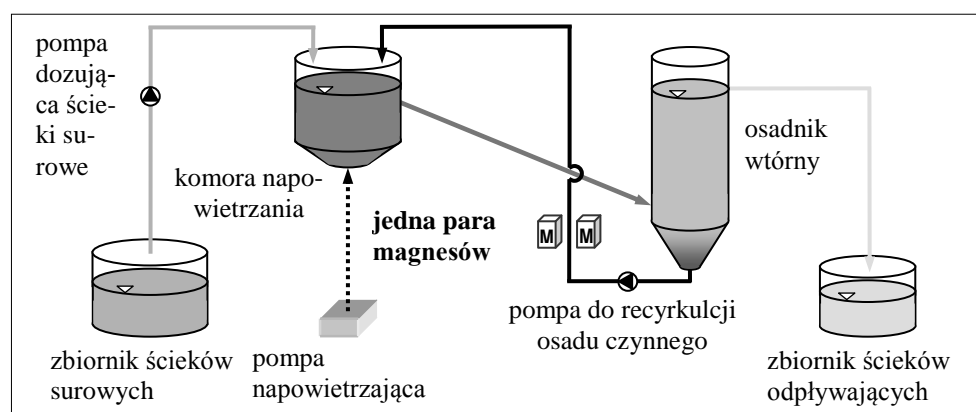
ⁿ⁾ - przy zastosowaniu jednobiegunowego północnego PM

1. Materiały i metody

Proces biodegradacji realizowano w temperaturze $22 \pm 2^\circ\text{C}$ w serii I oraz $14 \pm 1^\circ\text{C}$ w serii II. Badania prowadzono w dwóch równoległe pracujących laboratoryjnych układach przeznaczonych do hodowli osadu czynnego. W układach dalej oznaczonych symbolem M (seria I) i *M (seria II) zainstalowano jedną parę magnesów na przewodzie przeznaczonym do recyrkulacji osadu czynnego. Magnesy zamontowano tak, aby PM oddziaływało jedynie na osad czynny recyrkulowany. Pozostałe elementy niezbędne do funkcjonowania pozostałych układów znajdowały się poza wpływem PM.

Schemat laboratoryjnego układu badawczego z uwzględnieniem miejsca zainstalowania na przewodzie do recyrkulacji osadu czynnego magnesów stałych przedstawiono na rysunku 1. Całkowita pojemność pojedynczego laboratoryjnego układu wynosiła $5,8 \text{ dm}^3$, w tym pojemność komory napowietrzania równa była $3,7 \text{ dm}^3$. Układy bez magnesów, oznaczane dalej symbolami K (seria I) oraz *K (seria II), były układami kontrolnymi.

W badaniach wykorzystywano ceramiczne magnesy firmy „Maksor”. Magnesy te były usytuowane względem siebie tak, aby maksymalna indukcja PM wzdłuż osi przewodu przeznaczonego do recyrkulacji osadu czynnego wynosiła 40 mT. Pomiędzy magnesami umieszczony był centrycznie szklany przewód o średnicy 18 mm, co pozwoliło na okresowe ekspozycje osadu czynnego w PM w czasie 3,3 min/d. Urządzenie z magnesami zostało wyskalowane (z dokładnością pomiaru $\pm 5\%$) za pomocą gausometru firmy Magnetic Instrumentation Inc. (USA) - model 912.



Rys. 1. Schemat laboratoryjnego układu badawczego z uwzględnieniem miejsca zainstalowania jednej pary magnesów stałych na przewodzie do recyrkulacji osadu czynnego

Okresowy czas ekspozycji wyliczono, uwzględniając objętość ekspozycjonowanego w PM osadu czynnego ($12,7 \text{ cm}^3$), całkowitą pojemność układu badawczego ($5,8 \text{ dm}^3$), przepływ ekspozycjonowanego w PM osadu recyrkulowanego (równy $16,1 \text{ dm}^3/\text{d}$ w serii I oraz $17,1 \text{ dm}^3/\text{d}$ w serii II) oraz dobowy przepływ ścieków (równy $17 \text{ dm}^3/\text{d}$ w serii I oraz $17,8 \text{ dm}^3/\text{d}$ w serii II).

W badaniach korzystano z osadu czynnego pochodzącego z miejskiej oczyszczalni ścieków w Częstochowie. Oczyszczaniu poddawano ścieki syntetyczne o następującym składzie: pepton, bulion, K_2HPO_4 , NaCl, $CaCl_2 \cdot 2H_2O$, $MgSO_4 \cdot 7H_2O$, $CO(NH_2)_2$, NH_4Cl .

Dla ścieków dopływających i odpływających wykonywano oznaczenia: ChZT, azotu azotynowego, azotu azotanowego, azotu ogólnego Kjeldahla i azotu amonowego. Badania osadu czynnego obejmowały oznaczenie zawartości zawiesin ogólnych oraz stężenia tlenu rozpuszczonego [10, 11].

Proces biodegradacji kontrolowano również na podstawie pomiaru aktywności oddechowej mikroorganizmów II fazy nitrifikacji. Metoda ta polegała na oznaczeniu szybkości zużycia tlenu przez mikroorganizmy osadu czynnego bez i wobec kolejno wprowadzanych inhibitorów w ilościach zapewniających całkowite zahamowanie poszczególnych faz nitrifikacji. Aktywność oddechową nitrifikantów II fazy wyznaczono z różnicy między całkowitym zużyciem tlenu a zużyciem tlenu wobec chloranu sodu, który dodawano jako inhibitor II fazy nitrifikacji. Wyniki aktywności oddechowej bakterii nitryfikacyjnych II fazy podawano jako jednostkowe zużycie tlenu w ciągu godziny [12].

Badania prowadzono, utrzymując wiek osadu korzystny dla procesu nitrifikacji, w serii I od 15 do 10 dni, a w serii II od 13 do 12 dni. Pozostałe parametry procesu oraz stężenie zanieczyszczeń w ściekach surowych podano w tabeli 2.

Tabela 2

Parametry procesu oczyszczania ścieków oraz wskaźniki zanieczyszczeń w ściekach dopływających

Parametr	Seria I	Seria II	Wskaźnik	Seria I	Seria II
Czas napowietrzania osadu, h	5,2	5	ChZT, mgO_2/dm^3	193÷845	223÷536
Wiek osadu, d	15÷10	13÷12	Azot organiczny mgN_{org}/dm^3	18,1÷87,5	22,4÷53,8
Stężenie osadu czynnego w komorze napowietrzania g/dm^3	1,69÷3,85	2,36÷3,87	Azot Kjeldahla mgN_{Kj}/dm^3	49,5÷118	37,3÷67,9
Obciążenie substratowe komory napowietrzania $gChZT/m^3 \cdot d$	860÷3810	1070÷3810	Azot amonowy $mgN-NH_4^+/dm^3$	20,4÷47,1	10,2÷25,5
Obciążenie substratowe osadu czynnego $gChZT/g \text{ s.m.} \cdot d$	0,46÷1,18	0,43÷0,78	Azot azotynowy $mgN-NO_2^-/dm^3$	0,02÷1,23	0,86÷3,15
Stężenie tlenu rozpuszczonego w komorze mgO_2/dm^3	powyżej 2		Azot azotanowy $mgN-NO_3^-/dm^3$	0,08÷1,3	1,86÷7,4

2. Omówienie wyników badań

Badania wykazały, że okresowe ekspozycje w PM o indukcji 40 mT osadu czynnego nie spowodowały intensyfikacji usunięcia zanieczyszczeń organicznych

określonych sumarycznie w postaci wskaźnika ChZT. Obserwowano, że spadek ChZT był wysoki zarówno dla układów, w których okresowo ekspozowano w PM osad czynny, jak i w układach kontrolnych. Dla badań prowadzonych w temperaturze $22 \pm 2^\circ\text{C}$ (seria I) utrzymywał się od 77 do 91%, natomiast w temperaturze $14 \pm 1^\circ\text{C}$ (seria II) od 79 do 88%. Prace innych autorów wykorzystujących PM w zakresie od 5 do 460 mT wskazują na to, iż PM było czynnikiem intensyfikującym rozkład substratu organicznego. Badania te dotyczą jednak biodegradacji ścieków przemysłowych [2, 3, 7-9].

Proces oczyszczania ścieków w zakresie przemian związków azotu prowadzony zarówno w temperaturze $22 \pm 2^\circ\text{C}$, jak i $14 \pm 1^\circ\text{C}$ przebiegał efektywniej w układach, w których osad czynny okresowo ekspozowano w PM w porównaniu z układami kontrolnymi. Stopień usunięcia dla azotu organicznego był wyższy w porównaniu z kontrolą w serii I o 2 do około 7%, a w serii II o 4 do 16%, natomiast dla azotu Kjeldahla kolejno w serii I i II o 2 do około 5% i o 5 do 12% (tab. 3).

Tabela 3

Zmiany stopnia usuwania wybranych form związków azotu w procesie oczyszczania ścieków

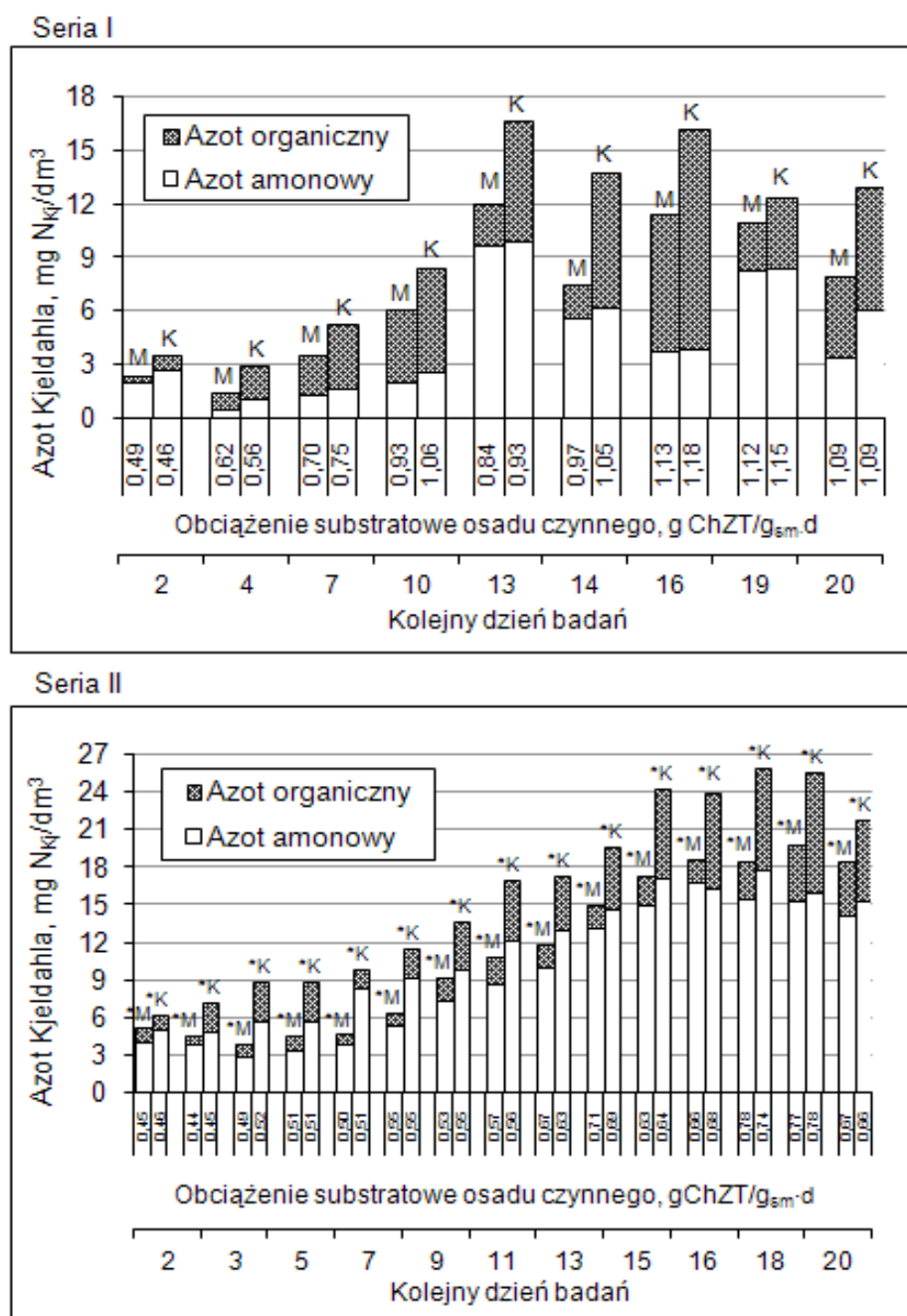
Wskaźnik, %	Seria	Układ	Kolejny dzień badań													
			2	3	4	5	7	9	10	13	14	15	16	18	19	20
Azot organiczny	I	M	99	no	96	no	95	no	94	97	98	no	89	no	97	94
		K	96	no	92	no	92	no	91	91	91	no	82	no	95	92
	II	*M	96	97	96	95	96	96	93	95	95	93	95	93	92	91
		*K	92	90	87	86	93	90	83	88	85	77	79	83	82	87
Azot Kjeldahla	I	M	95	no	97	no	95	no	94	88	93	no	90	no	90	93
		K	93	no	95	no	93	no	91	84	88	no	86	no	88	89
	II	*M	87	88	90	89	89	86	80	78	74	69	69	72	71	71
		*K	81	81	78	78	76	75	71	68	65	57	60	60	62	66

no - nie oznaczano

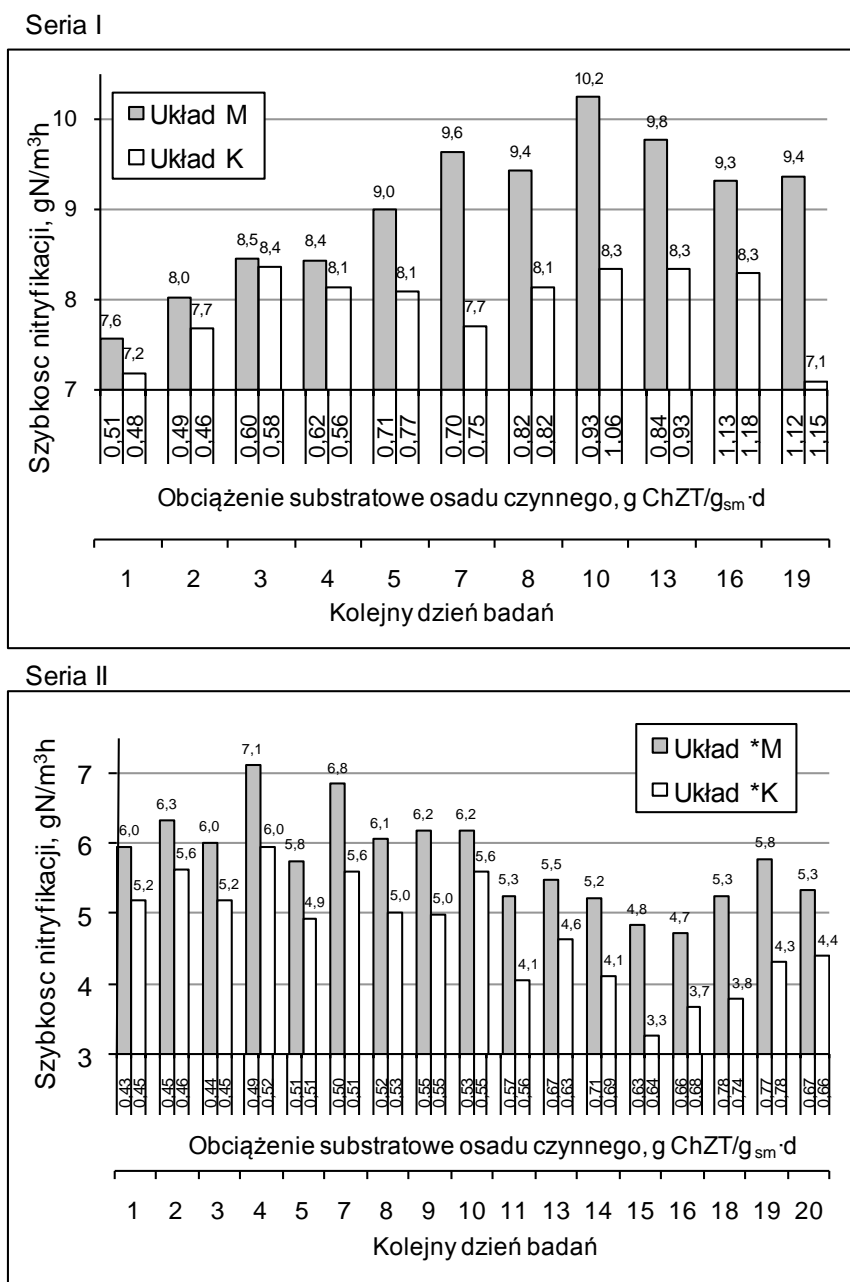
W każdym kolejnym dniu pomiarowym odnotowano niższe wartości azotu organicznego. Jego stężenie było niższe w układach z magnezami o 1,5 do 4 razy w zestawieniu z układami kontrolnymi zarówno w serii I, jak i II (rys. 2).

Potwierdzeniem intensywniejszych przemian związków azotu w układzie, w którym zainstalowano magnesy, jest również wyższa szybkość nityfikacji, którą wyrażono jako sumę ilości azotu azotynowego i azotanowego powstającego w procesie biodegradacji w odniesieniu do czasu napowietrzania ścieków. Zmiany w ten

sposób wyliczonej szybkości nityfikacji w odniesieniu do obciążenia substratowego osadu pokazano na rysunku 3.



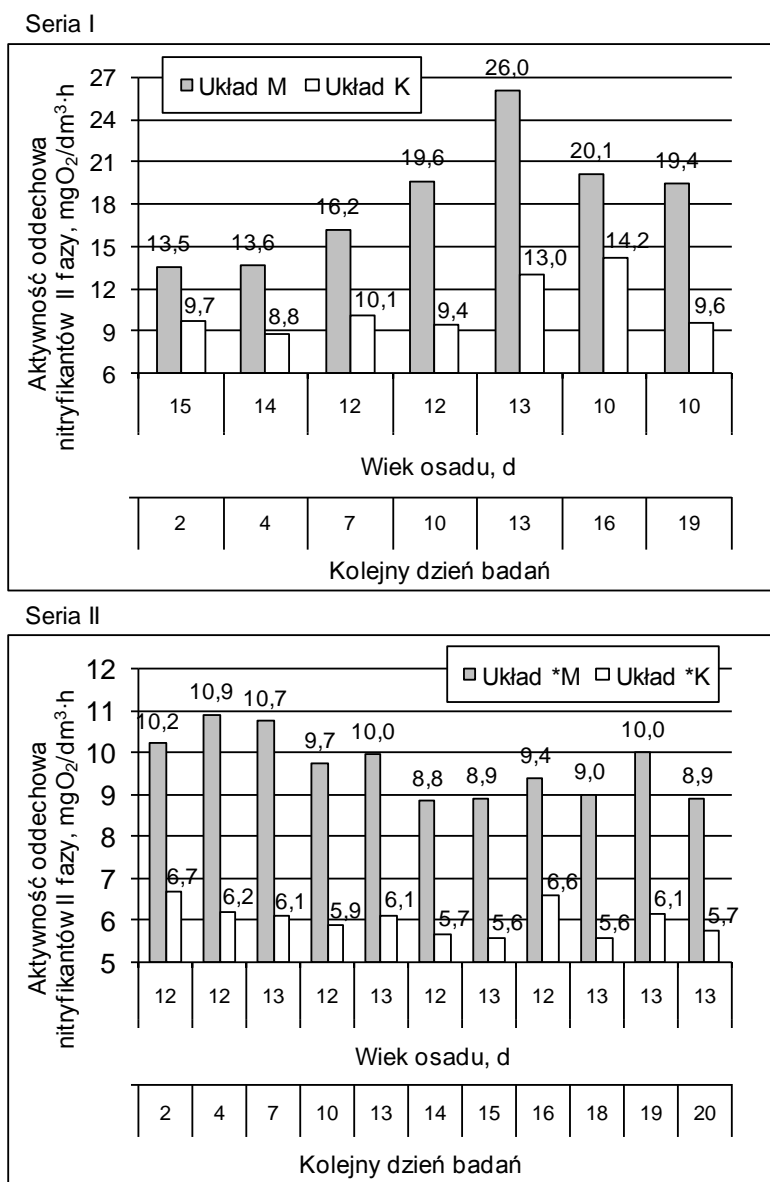
Rys. 2. Zmiany stężeń azotu Kjeldahla w zestawieniu z obciążeniem substratowym osadu czynnego w kolejnych dniach badań



Rys. 3. Szybkość nityfikacji w zestawieniu z obciążeniem substratowym osadu czynnego w kolejnych dniach badań

Badania nad aktywnością oddechową mikroorganizmów osadu czynnego wskazują również na to, że proces nityfikacji zachodził wydajniej w układach z magnesami. Aktywność nityfikantów II fazy w każdym kolejnym dniu pomia-

rowym była wyższa w układach z magnezami w porównaniu z układami kontrolnymi zarówno w serii I, jak i serii II (rys. 4).



Rys. 4. Aktywność oddechowa nityfikantów II fazy w zestawieniu z wiekiem osadu w kolejnych dniach badań

Obserwowano również, że proces oczyszczania ścieków w zakresie przemian związków azotu prowadzony w temperaturze $22 \pm 2^\circ\text{C}$ bez udziału PM (seria I) i w $14 \pm 1^\circ\text{C}$ wspomagany PM (seria II) przebiegał ze zbliżoną efektywnością. Na-

leży zaznaczyć, że procesy te realizowano przy podobnym obciążeniu substratowym osadu czynnego wzrastającym od około 0,4 do 0,8 gChZT/g s.m.d oraz wieku osadu utrzymującym się na poziomie od 15 do 11 dni.

Stwierdzono, że obniżenie temperatury procesu biodegradacji o około 8°C nie spowodowało obniżenia stopnia eliminacji azotu organicznego. Odnotowano wysoki stopień usunięcia azotu organicznego - powyżej 90% zarówno w temperaturze $22 \pm 2^\circ\text{C}$ dla układu, który był poza zasięgiem PM, jak i w temperaturze $14 \pm 1^\circ\text{C}$ w układzie, w którym osad czynny poddawano działaniu PM. Prowadząc proces biodegradacji w temperaturze $14 \pm 1^\circ\text{C}$ przy obciążeniu 0,4 do 0,6 gChZT/g s.m.d (do 13 dnia badań w serii II) w układzie, w którym osad czynny eksponowano w PM, obserwowano również, że usunięcie azotu Kjeldahla było wysokie i osiągało wartości zbliżone do uzyskiwanych w temperaturze o około 8°C wyższej w układzie, który był poza zasięgiem PM (tab. 4).

Potwierdzeniem tego, że proces nityfikacji w temperaturze $14 \pm 1^\circ\text{C}$ i przy okresowym eksponowaniu osadu czynnego w PM może przebiegać z podobną intensywnością, jaką można obserwować w temperaturze $22 \pm 2^\circ\text{C}$, są badania aktywności oddechowej nityfikatorów II fazy. Stwierdzono, że aktywność oddechowa nityfikatorów II fazy osiągała podobne wartości, mimo iż temperatury procesu były różne (rys. 4).

Wszystkie te spostrzeżenia potwierdzają, że PM może być czynnikiem wspomagającym proces nityfikacji - szczególnie wtedy, kiedy obserwuje się (w związku ze zmianą pór roku) obniżanie się temperatury podczas prowadzenia procesu biodegradacji.

Wnioski

- Okresowe eksponowanie osadu czynnego w polu magnetycznym o indukcji 40 mT z wykorzystaniem magnesów stałych nie intensyfikowało eliminacji związków organicznych ze ścieków o składzie zbliżonym do bytowo-gospodarczego.
- Przemiany związków azotu zarówno w temperaturze $22 \pm 2^\circ\text{C}$, jak i $14 \pm 1^\circ\text{C}$ przebiegały efektywniej w układach, w których osad czynny okresowo eksponowano w polu magnetycznym o indukcji 40 mT w porównaniu z układem kontrolnym.
- Okresowe eksponowanie osadu czynnego w polu magnetycznym o indukcji 40 mT intensyfikowało aktywność oddechową nityfikatorów II fazy.

Literatura

- [1] Grünwald A., Vliv magnetického pole na aktivacni process, Vodni hospodářství, řada B, 1984, 10, 271-274.
- [2] Łebkowska M., Wpływ stałego pola magnetycznego na biodegradację związków organicznych, Prace Naukowe PW, Inżynieria Sanitarna i Wodna, z. 13, Warszawa 1991.

- [3] Rutkowska-Narożniak A., Zastosowanie stałego pola magnetycznego do intensyfikacji biodegradacji zanieczyszczeń w ściekach, Praca doktorska, Warszawa 1997.
- [4] Yavuz H., Çelebi S.S., Effects of magnetic field on activity of activated sludge in wastewater treatment, *Enzyme and Microbial Technology* 2000, 26, 22-27.
- [5] Wiśniowska E., Nowak R., Janosz-Rajczyk M., Szczypiorowska J., Włodarczyk-Makuła M., Kościel J., Badania wstępne nad wpływem stałego pola magnetycznego na usuwanie azotu amonowego w procesie osadu czynnego, *Archiwum Ochrony Środowiska* 2000, 26, 4, 33-43.
- [6] Krzemieniewski M., Dębowski M., Janczukowicz W., Pesta J., Effect of the constant magnetic field on the composition of dairy wastewater and domestic sewage, *Pol. J. Environ. Stud.* 2004, 13, 1, 45-53.
- [7] Raja Rao T.B.M.L., Sonoliker R.L., Pentu Saheb S., Influence of magnetic field on the performance of bubble columns and airlift bioreactor with submersed microorganisms, *Chem. Eng. Sci.* 1997, 52, 21/22, 4155-4160.
- [8] Jung J.T., Sofer S., Enhancement of phenol biodegradation by south magnetic field exposure, *J. Chem. Technol. Biotechnol* 1997, 70, 229-303.
- [9] Jung J.T., Sanji B., Godbole S., Sofer S., Biodegradation of phenol: a comparative study with and without applying magnetic fields, *J. Chem. Technol. Biotechnol.* 1993, 56, 73-76.
- [10] Hermanowicz W., Dojlido J., Dożańska W., Koziorowski B., Zerbe J., Fizyczno-chemiczne badanie wody i ścieków, Arkady, Warszawa 1999.
- [11] Spectrofotometer handbook, DR/4000, HACH Comp., USA 1997.
- [12] Surmacz-Górska J., Wykorzystanie pomiaru zużycia tlenu na poszczególne fazy nitrifikacji do kontroli procesu osadu czynnego, Praca doktorska, Pol. Śl. WIŚiE, Gliwice 1994.

Enhancement of Biological Wastewater Treatment by Magnetic Field Exposure

In recent years increasing attention has been directed to the possibility of improvement of waste water treatment by static magnetic field. In this paper the results of investigations on the effect of magnetic field at induction 40 mT on organic compounds removal were presented. Moreover, the transformation of nitrogen compounds and the oxygen uptake rate of nitrifying microorganism in activated sludge wastewater treatment process was determined. The research was carried out at two temperatures - $22 \pm 2^\circ\text{C}$ (series I) and $14 \pm 1^\circ\text{C}$ (series II). The experiments were performed in two simultaneously operating laboratory activated sludge units. In one of the units a pair of permanent magnets was installed on the pipe used to recycle of activated sludge from the secondary clarifier to the aeration vessel. The second one was a control unit.

The process was realized keeping beneficial sludge age for nitrification process in the range from 15 d to 10 d (series I) and from 13 d to 12 d (series II). The dissolved oxygen concentration in the aeration vessel was kept at the level above $2 \text{ mgO}_2/\text{dm}^3$.

The data show that the activated sludge exposure to magnetic field did not affect on the organic pollution removal. However, the analysis of nitrogen compounds transformations shows that elimination of organic and Kjeldahl nitrogen was more effective for the unit where activated sludge was exposed to magnetic field. The elimination of organic nitrogen for the unit with magnets was higher from 2 to 7% in the first series and from 4 to 16% in the second series as compared with the control unit. The studies on oxygen uptake rate of activated sludge microorganisms show also that the nitrification process was more effective for unit where magnets were installed. In every measuring day the oxygen uptake rate of the nitrification was higher for unit with magnets as compared with the control unit. The results show that magnetic field could be an improving factor for nitrification of domestic wastewater by activated sludge.

Keywords: magnetic field, activated sludge, biodegradation, nitrification