

RAFAŁ NOWAK, MARIA WŁODARCZYK-MAKUŁA *

**WYKORZYSTANIE ZŁÓŻ TARCZOWYCH
DO USUWANIA AZOTU AMONOWEGO
W WARUNKACH OGRANICZONEGO DOSTĘPU TLENU**

Streszczenie

W artykule przedstawiono wyniki badań dotyczące skuteczności usuwania azotu amonowego na złożach tarczowych w warunkach deficytu tlenowego. Badania prowadzono z wykorzystaniem ścieków syntetycznych przy dwóch różnych stężeniach azotu amonowego (średnio 250 i 500 mg N-NH₄⁺/dm³) na złożach tarczowych. Utilenianie azotu amonowego zawartego w ściekach prowadzono w dwóch układach: pracującym w warunkach tlenowych (układ kontrolny) oraz w warunkach ograniczonego dostępu tlenu (układ badawczy). Wykazano, że w warunkach deficytu tlenowego efektywność usuwania azotu amonowego z oczyszczanych ścieków sięgała 85%.

Słowa kluczowe: azot amonowy, niskie stężenie tlenu, złoża tarczowe

WPROWADZENIE

Według danych Głównego Urzędu Statystycznego obecnie na terenie województwa śląskiego funkcjonuje ponad 200 oczyszczalni ścieków komunalnych, z czego ponad połowa znajduje się w aglomeracjach miejskich. 95% stanowią biologiczne oczyszczalnie ścieków oraz oczyszczalnie z podwyższonym usuwaniem biogenów, pozostałe 5% to oczyszczalnie mechaniczne [GUS 2015]. W związku z rosnącymi cenami wody oraz kosztami oczyszczania ścieków obserwuje się tendencję systematycznie malejącego zużycia wody przez mieszkańców. W wyniku tego, do oczyszczalni dopływa mniejsza ilość ścieków, które charakteryzują się zwiększonym ładunkiem zanieczyszczeń organicznych oraz biogenych, w tym także azotu amonowego [Anielak 2006].

W znowelizowanych i obecnie obowiązujących przepisach prawnych dotyczących warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód

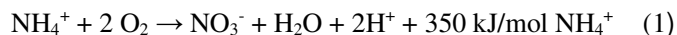
* Wydział Inżynierii Środowiska i Biotechnologii, Politechnika Częstochowska

lub do ziemi oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego, zostały zmienione graniczne wartości dopuszczalnego stężenia azotu ogólnego w ściekach oczyszczonych [Dz.U. 2014, poz. 1800]. Większość średnich i dużych oczyszczalni o równoważnej liczbie mieszkańców $2000 \leq \text{RLM} \leq 99999$ i $\text{RLM} \geq 100000$, dla których dopuszczalne stężenie azotu ogólnego w ściekach oczyszczonych określono na poziomie odpowiednio 15 mg N/dm^3 i 10 mg N/dm^3 , ma trudność w spełnieniu tego warunku.

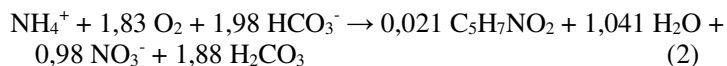
Z opublikowanych doniesień naukowych wynika, że istnieje możliwość prowadzenia procesu nityfikacji zarówno w warunkach tlenowych, jak i anoksyicznych [Janosz-Rajczyk 2004, Klimiuk i Łebkowska 2004, Łomotowski i Szpindor 2002, Szewczyk 2005]. W niekorzystnych warunkach tlenowych i długim czasie izolacji (nawet po 30-dniowym) nityfikanty zdolne są do prowadzenia procesu nityfikacji, co jest wynikiem fizjologicznej adaptacji mikroorganizmów nityfikacyjnych do wykorzystywania innego, niż tlen akceptora elektronów [Janosz-Rajczyk 2004].

Spośród nityfikantów najbardziej poznanymi są *Nitrosomonas europaea* oraz *Nitrobacter winogradskyi* odgrywające odpowiednio największą rolę w I i II etapie procesu [Miksch i Sikora 2010].

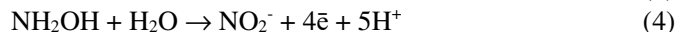
Sumaryczne równanie przebiegu obu etapów nityfikacji można przedstawić za pomocą równania (1):



Uwzględniając przyrost biomasy, utlenianie azotu amonowego do azotu azotanowego V można przedstawić za pomocą reakcji (2):



Zapotrzebowanie na tlen rozpuszczony wyliczone na podstawie tego równania wynosi około $4,57 \text{ mg O}_2$ na 1 mg N-NH_4^+ . Zużycie zasadowości natomiast, w przeliczeniu na węglan wapnia, jest na poziomie $7,14 \text{ g}$ w odniesieniu do 1 g utlenianego azotu amonowego. Ze względu na to, że podczas utleniania azotu amonowego monooksygenaza amonowa katalizuje proces powstawania produktu pośredniego jakim jest hydroksyloamina, która następnie jest utleniana w obecności oksydoreduktazy hydroksyloaminowej, przebieg procesu można zapisać równaniami (3) i (4):



Uwzględniając fakt, że azot hydroksyloaminy jest utleniany z wykorzystaniem tlenu pochodzącego z cząsteczki wody (a nie tlenu rozpuszczonego) można stwierdzić, że proces nitryfikacji może przebiegać także przy mniejszym zapotrzebowaniu tlenu niż podano powyżej. Ponadto inne jest także (większe) zużycie zasadowości. Wynika to z tego, że ilość wydzielanych jonów wodorowych jest w tym przypadku 3 krotnie większa w porównaniu z zapisem procesu nitryfikacji równaniem (1) [Janosz-Rajczyk 2004, Sadecka 2010].

Badania nad wpływem stężenia tlenu rozpuszczonego na metabolizm bakterii nitryfikacyjnych podczas usuwania N-NH_4^+ z udziałem *Nitrosomonas europaea* oraz *Nitrosomonas europaea*, pokazują, że końcowym produktem oprócz N-NO_2^- , mogą być tlenki azotu i/ lub azot gazowy a nitryfikacja jest możliwa przy stężeniu tlenu $0,05 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ [Janosz-Rajczyk 2004]. Inne badania prowadzone przez Berneta i in. [2001] dowodzą, że w warunkach anoksycznych (średnio $0,5 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$) możliwe jest utlenianie azotu amonowego w ściekach syntetycznych przy wykorzystaniu reaktora fluidalnego i w reaktorach SBR. Wyniki innych badań także potwierdzają tę możliwość i przykładowo przy stężeniu tlenu w zakresie $0,2-0,7 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ efektywność usuwania azotu amonowego sięgała 99% [Henze i in. 2002].

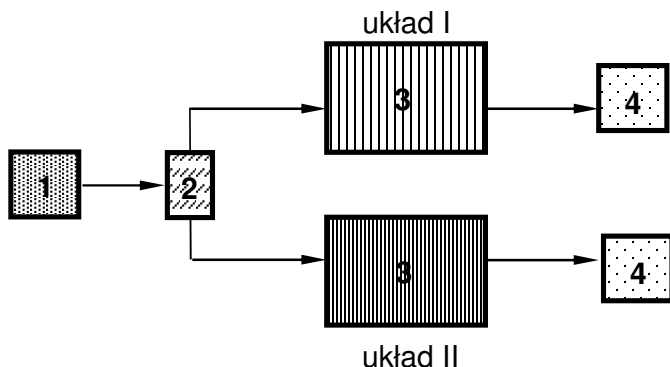
Uwzględniając fakt, że napowietrzanie ścieków jest jednym z najbardziej energochłonnych, a co za tym idzie kosztownych, procesów oczyszczania, uznaje się za celowe prowadzenie badań nad możliwością usuwania związków azotu przy jednoczesnym obniżeniu kosztów. Istotne jest wyznaczenie wartości parametrów technologicznych, przy których jest możliwe wysokoefektywne utlenianie azotu amonowego. Jednym z parametrów jest stężenie tlenu rozpuszczonego. Dlatego celem badań było sprawdzenie możliwości wykorzystania złóż tarczowych do usuwania azotu amonowego ze ścieków syntetycznych w warunkach deficytu tlenowego.

METODYKA BADAŃ

Stanowisko badawcze

Badania technologiczne nad usuwaniem azotu amonowego ze ścieków prowadzono w skali laboratoryjnej przy wykorzystaniu złóż tarczowych. W doświadczeniu wykorzystano dwa układy badawcze: kontrolny (I), pracujący w warunkach tlenowych oraz pomiarowy (II), pracujący w warunkach ograniczonego dostępu tlenu. W celu ograniczenia dostępu tlenu układ II owinięto folią PCV. Schemat stanowiska badawczego przedstawiono na rys. 1. Pojedyncze złożo zbudowane było z 22 tarcz o średnicy $0,26 \text{ m}$ i łącznej powierzchni czynnej (część zanurzana) $2,18 \text{ m}^2$. Tarcze obracały się z prędkością 45 obrotów na godzinę i zanurzone były w zbiorniku o objętości $0,0039 \text{ m}^3$. Badania

prowadzono w temperaturze pokojowej, a czas zatrzymania ścieków w układach wynosił ok. 1 d.



Rys. 1. Schemat stanowiska badawczego; 1 - zbiornik ścieków surowych; 2 - pompa perystaltyczna; 3 - tarczowe złożo biologiczne; 4 - zbiornik ścieków oczyszczonych
 Fig. 1. Scheme of laboratory installation: 1 - influent tank; 2 - peristaltic pump; 3 - rotator contactor; 4 - effluent tank

Przebieg badań

Badania prowadzono z wykorzystaniem ścieków syntetycznych o składzie zgodnym z PN-72/C-04550 ark.0.9: (50 mg K_2HPO_4 ; 20 mg KH_2PO_4 ; 7,5 mg $CaCl_2 \cdot 6H_2O$; 7 mg $NaCl$; 2 mg $MgSO_4 \cdot 7H_2O$ oraz NH_4Cl). W celu wpracowania błony biologicznej i zasiedlenia jej bakteriami nitryfikacyjnymi złoża były zasilane przez okres 30 dni.

Następnie rozpoczęto badania technologiczne polegające na wprowadzaniu zwiększonej ilości chlorku amonowego. Stężenie azotu amonowego w ściekach zwiększano od 240 (etap I) do 515 (etap II) i 750 mg $N-NH_4^+/dm^3$ (etap III), wprowadzając odpowiednią ilość roztworu NH_4Cl . W celu zapewnienia odpowiedniej zasadowości wprowadzano dodatkowo $NaHCO_3$ (potrzebną ilość soli wyliczano z zależności 7,14 mg $CaCO_3/mg N-NH_4^+$). Wymienione składniki rozpuszczano w 1 dm^3 wody wodociągowej. Ścieki syntetyczne przygotowywano codziennie, a badania prowadzono przez okres 36 dób. Czas zatrzymania był relatywnie długi i wynosił 1 dobę.

Zakres badań obejmował:

- zasiedlanie złoża bakteriami nitryfikacyjnymi i wpracowanie złoża w warunkach tlenowych,
- badania nitryfikacji równolegle w warunkach tlenowych (układ I) i ograniczonego dostępu tlenu (układ II).

Przebieg procesu nityfikacji kontrolowano poprzez wykonanie oznaczeń takich jak: azot amonowy, azot azotynowy, azot azotanowy, pH, zasadowość, twardość oraz ChZT. Dokonywano także pomiaru stężenia tlenu bezpośrednio w reaktorach kontrolnym i badawczym oraz wrywkowo w ściekach surowych, zgodnie z ogólnie stosowaną metodyką [Dojlido i in. 2010].

WYNIKI BADAŃ

Etap I

W pierwszym etapie badań do obu układów (kontrolnego i badawczego) dawkowano ścieki surowe o identycznym składzie (tabela 1). Stężenie tlenu rozpuszczonego zmieniało się w zakresie od 4,8 do 5,8 mg/dm³, wartość pH wahała się od 7,8 do 8,1 a zasadowość od 23 do 32 mval/dm³. Stężenie azotu amonowego wahało się od 240 do 283 mg/dm³, stężenie azotu azotanowego III było małe i nie przekraczało 2,8 mg/dm³, a azotu azotanowego V – 35,9 mg/dm³. Obecność związków organicznych oznaczanych jako ChZT określono na poziomie średnio 115 mg/dm³, a twardość wahała się od 0,9 do 1,4 mval/dm³. Eksperyment w ramach tego etapu prowadzono przez 20 dób.

Tab. 1. Charakterystyka ścieków surowych zasilających złoża tarczowe w I etapie badań

Tab. 1. Characteristic of raw wastewater – stage I

Oznaczenie Parameter	Jednostka Unit	Wartość Value		
		min. min.	maks. max.	średnia average
pH	-	7,8	8,1	-
Zasadowość Alkalinity	mval/dm ³	23,0	32,0	-
Tlen Oxygen	mg/dm ³	5,0	6,1	5,6
N-NH ₄ ⁺	mg/dm ³	240	283	259
N-NO ₂ ⁻	mg/dm ³	<0,1	2,8	0,6
N-NO ₃ ⁻	mg/dm ³	1,3	35,9	7,5
ChZT	mg/dm ³	68	212	115
Twardość Hardness	mval/dm ³	0,9	1,4	1,0

Skład ścieków wpływających z układu kontrolnego i badanego przedstawiono w tabeli 2. W ściekach oczyszczonych w układzie kontrolnym wartość pH zmieniała się w zakresie od 5,6 do 8,0 a zasadowość od 0,4 do 9,5 mval/dm³. Stężenie azotu amonowego nie przekraczało 36 mg/dm³, azotu azotanowego III wynosiło średnio 2,0 mg/dm³, a azotu azotanowego V zmieniało

się od 231 do 258 mg/dm³. Wartość ChZT wynosiła średnio 218 mg/dm³, a twardość nie przekraczała 1,3 mval/dm³. Stężenie tlenu rozpuszczonego zmierzone w komorze reakcji wahało się od 4,8 do 5,8 mg/dm³. Przez cały okres prowadzenia badań, proces nityfikacji przebiegał bez zakłóceń, a efektywność utleniania azotu amonowego wynosiła średnio 91%.

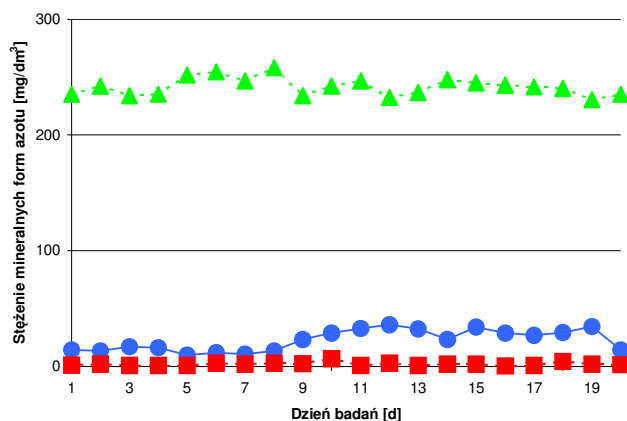
W porównaniu do układu kontrolnego stężenie tlenu w komorze reakcji układu pracującego w warunkach ograniczonego dostępu tlenu wynosiło średnio 2,3 mg/dm³ i było o połowę mniejsze, niż ilość tlenu wynikająca ze stechiometrycznego przebiegu procesu klasycznej nityfikacji. Wartość pH w ściekach oczyszczonych w układzie badawczym zmieniała się od 5,6 do 7,1 a zasadowość oscylowała w granicach od 0,3 do 2,0 mval/dm³. W odniesieniu do układu kontrolnego stężenie azotu amonowego było wyższe i wahało się od 15,8 do 61,0 mg/dm³. Azot azotanowy III występował w stężeniu średnio 1,3 mg/dm³, a azot azotanowy V zmieniał się od 159 do 287 mg/dm³. Stężenie związków organicznych oznaczanych jako ChZT wynosiło od 108 do 716 mg/dm³, natomiast twardość ścieków nie przekraczała 0,9 mval/dm³.

Tab. 2. Charakterystyka ścieków oczyszczonych w układzie kontrolnym i badawczym – I etap badań

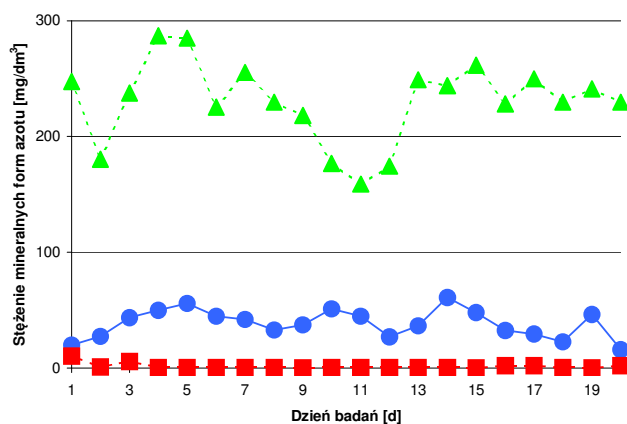
Tab. 2. Characteristic of treated effluent – stage I

Oznaczenie Parameter	Jednostka a Unit	Układ kontrolny Control unit			Układ badany Research unit		
		Wartość Value					
		min. min.	maks. max.	średnia average	min. min.	maks. max.	średnia average
pH	-	5,6	8,0	-	5,6	7,1	-
Zasadowość Alkalinity	mval/d m ³	0,4	9,5	-	0,3	2,0	-
Tlen Oxygen	mg/dm ³	4,8	5,8	5,3	1,2	3,1	2,3
N-NH ₄ ⁺	mg/dm ³	10	36	22,6	15,8	61,0	38,3
N-NO ₂ ⁻	mg/dm ³	0,2	6,8	2,0	<0,1	10,1	1,3
N-NO ₃ ⁻	mg/dm ³	231	258	242	159	287	230
ChZT	mg/dm ³	179	316	218	108	716	184
Twardość Hardness	mval/d m ³	0,8	1,8	1,3	0,8	1,2	0,9
usunięcie N- NH ₄ ⁺ removal of N- NH ₄ ⁺	%	86	96	91	76	94	85

Zmiany mineralnych form azotu w ściekach oczyszczanych w układzie złóż tarczowych, pracujących w warunkach tlenowych przedstawiono na rys. 2. oraz rys. 3 odpowiednio w układzie kontrolnym i badawczym.



Rys. 2. Zmiany mineralnych form azotu w odpływie z układu kontrolnego w I etapie badań, gdzie: ● - $N-NH_4^+$, ■ - $N-NO_2^-$, ▲ - $N-NO_3^-$.
Fig. 2. Changes of mineral forms of nitrogen in treated effluent from control unit - stage I



Rys. 3. Zmiany mineralnych form azotu w odpływie z układu badawczego w I etapie badań, gdzie: ● - $N-NH_4^+$, ■ - $N-NO_2^-$, ▲ - $N-NO_3^-$.
Fig. 3. Changes of mineral forms of nitrogen in treated effluent from research unit - stage I

Porównując przebieg nityfikacji w układzie badawczym z przebiegiem tego procesu w układzie kontrolnym, można zaobserwować, że w warunkach ograniczonego dostępu tlenu proces nityfikacji był niestabilny. Od dziesiątego do dwunastego dnia badań zaobserwowano zjawisko określane w literaturze jako ucieczkę azotu [Janosz-Rajczyk 2004]. Jednak w czasie prowadzenia eksperymentu usunięcie azotu amonowego w warunkach ograniczonego dostępu tlenu było wysokie i wynosiło średnio 85%.

Etap II

W drugim etapie badań, trwającym 11 dób, stężenie $N-NH_4^+$ zwiększono dwukrotnie. Do obu układów wprowadzano ścieki surowe, w których stężenie tlenu rozpuszczonego zmieniało się w zakresie od 5,8 do 6,2 mg/dm^3 , wartość pH wynosiła od 8,0 do 8,2 a zasadowość zmieniała się od 53 do 59 $mval/dm^3$. Stężenie azotu amonowego wahało się od 462 do 515 mg/dm^3 , azotu azotanowego III było małe i nie przekraczało 0,3 mg/dm^3 , a azotu azotanowego V – 4,7 mg/dm^3 . Średnie stężenie związków oznaczanych jako ChZT wynosiło 289 mg/dm^3 , a twardość nie przekraczała 0,9 $mval/dm^3$. Charakterystykę ścieków surowych zasilających układy w II etapie badań przedstawiono w tabeli 3.

Tab. 3. Charakterystyka ścieków surowych zasilających złoża tarczowe w II etapie badań

Tab. 3. Characteristic of raw wastewater – stage II

Oznaczenie Parameter	Jednostka Unit	Wartość Value		
		min. min.	maks. max.	średnia average
pH	-	8,0	8,2	-
Zasadowość Alkalinity	$mval/dm^3$	53	59	-
Tlen Oxygen	mg/dm^3	5,8	6,2	6,0
$N-NH_4^+$	mg/dm^3	462	515	495
$N-NO_2^-$	mg/dm^3	<0,1	0,3	0,2
$N-NO_3^-$	mg/dm^3	4,3	5,8	4,7
ChZT	mg/dm^3	126	346	289
Twardość Hardness	$mval/dm^3$	0,8	1,0	0,9

W ściekach odprowadzanych z układu kontrolnego wartość pH wynosiła od 5,1 do 8,8 a zasadowość od 0,5 do 17,0 $mval/dm^3$. Stężenie azotu amonowego nie przekraczało 81 mg/dm^3 , azotu azotanowego III było małe i wynosiło śred-

nio 16,1 mg/dm³, a azotu azotanowego V zmieniało się od 255 do 473 mg/dm³. Efektywność utleniania azotu amonowego wynosiła średnio 87%. Wartość ChZT wynosiła średnio 311 mg/dm³, a twardość nie przekraczała 0,9 mval/dm³. Stężenie tlenu rozpuszczonego zmierzone w komorze reakcji wahało się od 4,7 do 5,3 mg/dm³.

W układzie badawczym stężenie tlenu wynosiło średnio 0,7 mg/dm³ i było ponad pięciokrotnie mniejsze, niż w układzie kontrolnym. Wartość pH w ściekach wypływających z układu II zmieniała się od 6,1 do 8,7 a zasadowość 0,2 do 15,5 mval/dm³. Stężenie azotu amonowego było w zakresie od 31 do 112 mg/dm³. Azot azotanowy III, podobnie jak w układzie kontrolnym, występował w niewielkich ilościach (średnio 1,8 mg/dm³), a stężenie azotu azotanowego V zmieniało się od 230 do 443 mg/dm³. Wartości ChZT zmieniały się w przedziale od 121 do 400 mg/dm³, natomiast twardość ścieków nie przekraczała 0,8 mval/dm³. Skład ścieków odprowadzanych z układu kontrolnego i oraz pracującego w warunkach ograniczonego dostępu tlenu w II etapie badań przedstawiono w tabeli 4.

Tab. 4. Charakterystyka ścieków oczyszczonych w układzie kontrolnym i badanym – II etap badań

Tab. 4. Characteristic of treated effluent – stage II

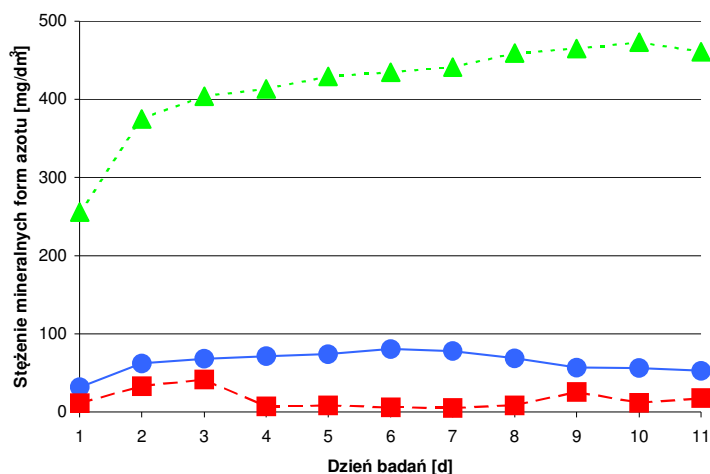
Oznaczenie Parameter	Jednostka Unit	Układ kontrolny Control unit			Układ badany Research unit		
		Wartość Value					
		min. min.	maks. max.	średnia average	min. min.	maks. max.	średnia average
pH	-	5,1	8,8	-	6,1	8,7	-
Zasadowość Alkalinity	mval/dm ³	0,5	17,0	-	0,2	15,5	-
Tlen Oxygen	mg/dm ³	4,7	5,3	5,0	0,3	1,5	0,7
N-NH₄⁺	mg/dm³	32	81	64	31	112	73
N-NO ₂ ⁻	mg/dm ³	5,5	42	16,1	0,7	3,6	1,8
N-NO ₃ ⁻	mg/dm ³	255	473	419	230	443	390
ChZT	mg/dm ³	215	408	311	121	400	260
Twardość	mval/dm ³	0,8	1,0	0,9	0,7	0,9	0,8
usunięcie N- NH ₄ ⁺ removal of N- NH ₄ ⁺	%	84	93	87	77	94	85

Zmiany mineralnych form azotu w ściekach wypływających z układu pracującego w warunkach tlenowych przedstawiono na rys. 4.

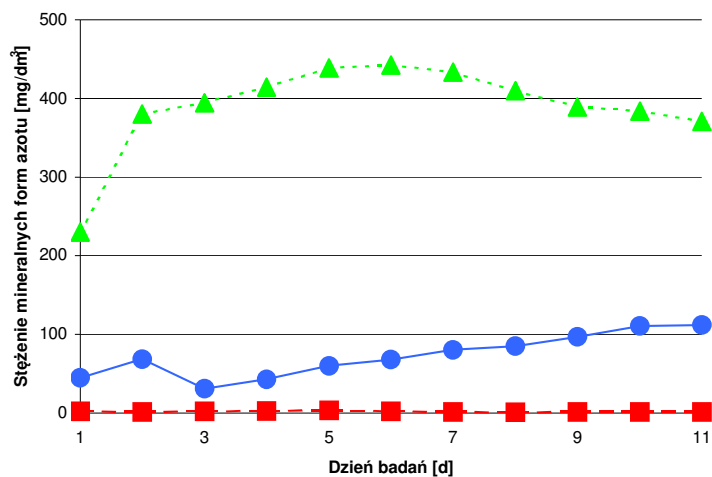
Podobnie jak w etapie I, także i w etapie II w układzie kontrolnym, nityfikacja przebiegała bez zakłóceń a utlenienie $N-NH_4^+$ wynosiło średnio 87%. Natomiast w układzie badawczym usunięcie $N-NH_4^+$ wynosiło średnio 85%.

Porównując efektywność usunięcia azotu amonowego ze ścieków wypływających z układów I i II można stwierdzić, że stężenie tlenu rozpuszczonego nie miało istotnego wpływu na sprawność procesu. Wyniki tych badań są zbieżne z doniesieniami literaturowymi odnośnie możliwości przebiegu procesu nityfikacji przy mniejszej wartości zapotrzebowania na tlen w porównaniu do klasycznego podejścia do procesu nityfikacji [Janosz-Rajczyk 2004].

Zmiany stężeń mineralnych form azotu w ściekach oczyszczonych w układzie badanym przedstawiono na rys. 5.



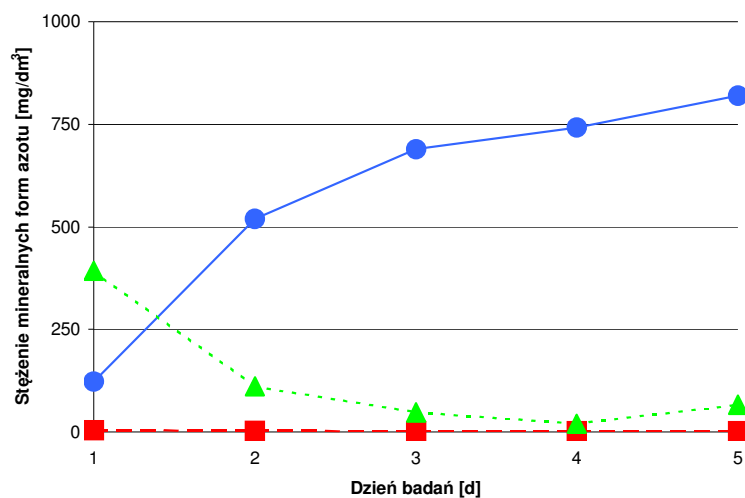
Rys. 4. Zmiany mineralnych form azotu w odpływie z układu kontrolnego – II etap badań, gdzie: ● - $N-NH_4^+$, ■ - $N-NO_2^-$, ▲ - $N-NO_3^-$
 Fig. 4. Changes of mineral forms of nitrogen in treated effluent from control unit – stage II



Rys. 5. Zmiany mineralnych form azotu w odpływie z układu badawczego – II etap badań, gdzie: ● - $N-NH_4^+$, ■ - $N-NO_2^-$, ▲ - $N-NO_3^-$
Fig. 5. Changes of mineral forms of nitrogen in treated effluent from research unit – stage II

Etap III

Po upływie 31 dób (etap I oraz etap II) w układzie badawczym zwiększono stężenie $N-NH_4^+$ do 750 mg/dm^3 . Przy tym stężeniu azotu amonowego odnotowano nagły spadek tlenu rozpuszczonego w reaktorze do $0,1 \text{ mg/dm}^3$. Wartości badanych wskaźników wskazały, że w tym czasie nastąpiło załamanie procesu utleniania $N-NH_4^+$ (rys. 6). Ponadto po upływie 5 dób zaobserwowano wizualnie masowe obumieranie biomasy, a efektywność usuwania azotu amonowego spadła do zera.



Rys. 6. Zmiany mineralnych form azotu w odpływie z układu badawczego – III etap badań, gdzie: ● - $N-NH_4^+$, ■ - $N-NO_2^-$, ▲ - $N-NO_3^-$.

Fig. 6. Changes of mineral forms of nitrogen in treated effluent from research unit – stage III

WNIOSKI

Na podstawie uzyskanych wyników badań przeprowadzonych w przyjętych warunkach można sformułować następujące wnioski:

- Możliwe jest prowadzenie procesu usuwania azotu amonowego w ściekach syntetycznych na złożach tarczowych w warunkach ograniczonego dostępu tlenu.
- Przy stężeniu azotu amonowego wynoszącym ok. 250 mg $N-NH_4^+/dm^3$ i 500 mg $N-NH_4^+/dm^3$, efektywność usunięcia azotu amonowego w układzie kontrolnym wynosiła odpowiednio 91 i 87%, natomiast w układzie badawczym (przy ograniczonej ilości tlenu) zarówno w etapie I, jak i II wynosiła 85%.
- Zwiększenie stężenia azotu amonowego do 750 mg $N-NH_4^+/dm^3$ przyczyniło się do załamania procesu nityfikacji w układzie badawczym, spadku stężenia tlenu rozpuszczonego i obumierania biomasy złoża.

LITERATURA

1. ANIELAK A.M.; 2006. Niekonwencjonalne metody usuwania substancji biogenych w bioreaktorach sekwencyjnych, *Gaz, Woda i Technika Sanitarna*, Nr 2, 23-27.
2. BERNET N., DANGCONG P., DELGENS J.P., MOLETTA P.; 2001. Nitrification at low oxygen concentration in biofilm reactor, *Journal of Environmental Engineering*, Nr 3, 266-271.
3. DOJLIDO J., DOŻAŃSKA W., HERMANOWICZ W., KOZIOROWSKI B., ZERBE J.; 2010. Fizyczno-chemiczne badanie wody i ścieków. Wydawnictwo Arkady, Warszawa.
4. Dz.U. 2014 poz. 1800; 2014. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 18 listopada 2014 r. w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi, oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego
5. GŁÓWNY URZĄD STATYSTYCZNY; 2015. Mały rocznik statystyczny Polski, Zakład wydawnictw statystycznych. Warszawa.
6. HENZE M., HARREMOËS P., JANSEN J.-C., ARVIN E.; 2002. Oczyszczanie ścieków. Procesy biologiczne i chemiczne. Wydawnictwo Politechniki Świętokrzyskiej, Kielce.
7. JANOSZ-RAJCZYK M.; 2004. Biologiczne metody usuwania azotu z wybranych wód odpadowych, Wydawnictwo Politechniki Częstochowskiej, Częstochowa.
8. KLIMIUK E., ŁEBKOWSKA M.; 2004. Biotechnologia w ochronie środowiska. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
9. ŁOMOTOWSKI J., SZPINDOR A.; 2002. Nowoczesne systemy oczyszczania ścieków, Wydawnictwo Arkady, Warszawa.
10. MIKSCH K., SIKORA J.; 2010. Biotechnologia ścieków. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
11. SADECKA Z.; 2010. Podstawy biologicznego oczyszczania ścieków. Wydawnictwo Seidel-Przywecki Sp. z o.o.
12. SZEWCZYK K. W.; 2005. Biologiczne metody usuwania związków azotu ze ścieków. Oficyna Wydawnicza Politechniki Warszawskiej, Warszawa.

REMOVAL OF AMMONIUM NITROGEN UNDER LOW OXYGEN CONCENTRATION USING ROTATING CONTACTOR

S u m m a r y

The article presents results of research on ammonia nitrogen removal efficiency under low oxygen concentration using rotating contractor. Synthetic wastewater with an increasing level of ammonium nitrogen (250 and 500 mg N-NH₄⁺/dm³) and rotating contactors inhabited by nitrifying bacteria were used during the study. Ammonium nitrogen oxidation was carried out in two simultaneously working laboratory installations: under aerobic conditions (control system) and under low oxygen concentration (research system). The experiment showed that despite the oxygen deficit it was possible to achieve more than 85% ammonium nitrogen removal from the treated wastewater.

Key words: ammonium nitrogen, low oxygen concentration, rotating contactor