

WPLYW CZASU NAPOWIETRZANIA NA PRACĘ REAKTORA SBR i SBBR

Małgorzata Makowska, Ewa Maciejewska

Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu

Streszczenie. W pracy przedstawiono efekty oczyszczania małych ilości ścieków w bio-reaktorach porcjowych. Przebadano dwa równolegle pracujące reaktory, z czego jeden był klasycznym systemem SBR, a drugi to reaktor SBBR ze złożem ruchomym. Obydwa ciągi technologiczne oczyszczały taką samą ilość ścieków bytowych wstępnie podczyszczonych w piaskowniku. Trzy kolejne serie badań różniły się długością napowietrzania. Porównano pracę reaktorów w kolejnych seriach oraz analizowano wyniki uzyskane w obu systemach. Największą skuteczność usuwania związków węgla organicznego (jako ChZT) i azotu (jako N-NH₄) uzyskano w reaktorze SBBR w trzeciej serii badań (średnio odpowiednio 90 i 62%). Reaktor SBBR pracował bardziej stabilnie oraz usuwał na drodze biologicznej fosfor z największą średnią skutecznością 83% w serii trzeciej. Ścieki oczyszczone w tym reaktorze charakteryzowały się mniejszym stężeniem zawiesiny, co świadczy o skuteczniejszej pracy reaktora z wypełnieniem w fazie sedimentacji.

Słowa kluczowe: ścieki bytowe, oczyszczalnie przydomowe, zmienne napowietrzanie, reaktor hybrydowy

WSTĘP

Reaktor biologiczny pracujący w systemie porcjowym (SBR – *sequencing batch reactor*) jest jednym ze sposobów, obok systemu przepływowego, wykorzystania technologii osadu czynnego do oczyszczania ścieków. Cykl pracy takiego reaktora, trwający z reguły kilka lub kilkanaście godzin, składa się z kilku faz. Najczęściej są to fazy: napełniania, napowietrzania, anoksydacyjna faza mieszania, faza napowietrzania końcowego, sedimentacji, dekantacji i oczekiwania. W poszczególnych fazach zachodzą kolejno procesy jednostkowe usuwania zanieczyszczeń ze ścieków, charakterystyczne dla zmiennych warunków tlenowych [Sadecka 2010]. W warunkach tlenowych i anoksydacyjnych odbywa się usuwanie azotu na drodze nityfikacji i denityfikacji; w warunkach tlenowych nastę-

Adres do korespondencji – Corresponding author: dr hab. inż. Małgorzata Makowska, Katedra Inżynierii Wodnej i Sanitarnej, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu, ul. Piątkowska 94A, 60-649 Poznań, e-mail: mmak@up.poznan.pl

© Copyright by Wydawnictwo Uniwersytetu Rolniczego w Krakowie, Kraków 2016

puje utlenianie związków organicznych i pobieranie związków fosforu, a w warunkach beztlenowych (faza oczekiwania i napełniania) następuje pobieranie energii i uwalnianie fosforu przez bakterie defosfatujące. W celu dostarczenia bakteriom denitryfikacyjnym odpowiedniej ilości węgla organicznego, w trakcie cyklu następuje ponowne dawkowanie ścieków surowych lub, jak w systemach najmniejszych, ścieki dopływają sukcesywnie przez okres całego cyklu pracy reaktora. Ścieki dopływające do reaktora sekwencyjnego powinny być oczyszczone mechanicznie przez zastosowanie osadnika lub sitopiaskownika. Jeżeli w objętości bioreaktora umieszczone będzie dodatkowo złożo ruchome w postaci kształtek z tworzywa sztucznego, można mówić o reaktorze hybrydowym (SBBR – *sequencing biofilm batch reactor*). Przy takim rozwiązaniu biomasa mikroorganizmów znajduje się jednocześnie w formie zawieszonyj w ściekach w całej objętości reaktora oraz w formie utwardzonej na powierzchni nośnika [Makowska 2010]. System SBBR pozwala na zintensyfikowanie procesu nityfikacji oraz na stosowanie większych obciążeń ładunkiem zanieczyszczeń niż w przypadku klasycznego osadu czynnego. Może być stosowany w oczyszczalniach różnej wielkości, zarówno nowo projektowanych, jak i modernizowanych.

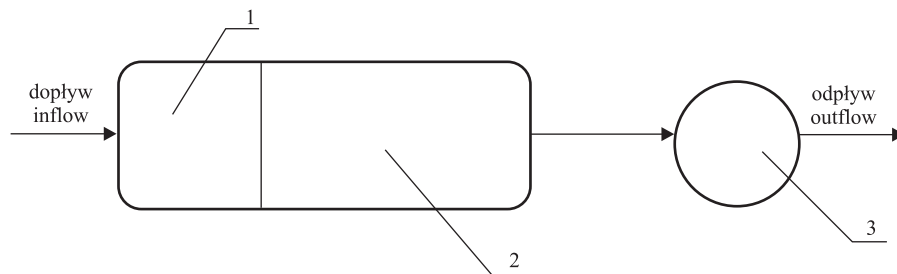
Bardzo ważnym elementem każdego bioreaktora z osadem czynnym jest sposób jego napowietrzania, gdyż tlen warunkuje prawidłowy przebieg procesów biochemicznych. Napowietrzanie odbywa się z reguły poprzez umieszczone na dnie zbiornika dyfuzory rurowe lub dyskowe. Czas napowietrzania jest uwarunkowany składem ścieków, kondycją osadu czynnego oraz wymaganą skutecznością oczyszczania. Dobre efekty uzyskuje się przez zastosowanie napowietrzania przemiennego, tak aby w zmiennych warunkach tlenowych mogły przebiegać procesy jednostkowe. Taka metoda pozwala na zastosowanie jednego reaktora, w którym procesy oczyszczania mogą zachodzić symultanicznie również przy ciągłym dopływie ścieków [Witkowska 2006, Makowska 2010]. Napowietrzaniem reaktora można sterować poprzez pomiar stężenia tlenu rozpuszczonego lub potencjału utleniająco-redukcyjnego. W reaktorach można sterować ilością doprowadzanego tlenu tak, aby przeprowadzić skróconą nityfikację (nitritację), po czym skróconą denitryfikację (denitritację). Dodatkowym efektem jest o ok. 40% niższe zapotrzebowanie na tlen do utleniania azotu amonowego, co pośrednio może wpływać na oszczędność energii zużywanej przez urządzenia napowietrzające [Cecil 2003, Corominas Tabares 2006].

Celem pracy była ocena wpływu reżimu napowietrzania bioreaktora na skuteczność usuwania związków węgla i azotu w dwóch pracujących równolegle systemach SBR i SBBR. Założono, że odpowiednio dobrane fazy tlenowe i beztlenowe pozwolą na uzyskanie skutecznej nityfikacji i denitryfikacji. Zwrócono również uwagę na skuteczność usuwania fosforu, aby uzyskać kompletne informacje dotyczące usuwania biogenów w badanym systemie. Jako element wspomagający zastosowano złożo ruchome w postaci kształtek polietylenowych.

CHARAKTERYSTYKA OBIEKTU BADAŃ

Obiektem badań były dwie przydomowe oczyszczalnie ścieków (POŚ), zainstalowane na terenie Miejskiej Oczyszczalni Ścieków w Grodzisku Wielkopolskim. Obiekt udostępniła do celów badawczych firma HABA RL. Są to oczyszczalnie mechaniczno-

-biologiczne, składające się z osadnika wstępnego, reaktora biologicznego typu SBR i studni chłonnej, wyposażone w system sterowania (ryc. 1).



Ryc. 1. Schemat POŚ w Grodzisku Wielkopolskim: 1 – osadnik wstępny, 2 – reaktor SBR, 3 – studnia chłonna

Fig. 1. Scheme of small wastewater treatment plants in Grodzisk Wielkopolski: 1 – primary settling tank, 2 – reactor SBR, 3 – well absorbent

Reaktor biologiczny jednej z oczyszczalni (POŚ2) został dodatkowo wyposażony w złożo ruchome wykonane z cylindrycznych, karbowanych kształtek o powierzchni właściwej $320 \text{ m}^2 \cdot \text{m}^{-3}$, w ilości ok. 20% objętości reaktora, mieszanych powietrzem z aeratora; w ten sposób powstał tzw. reaktor hybrydowy (SBRR) (tab. 1).

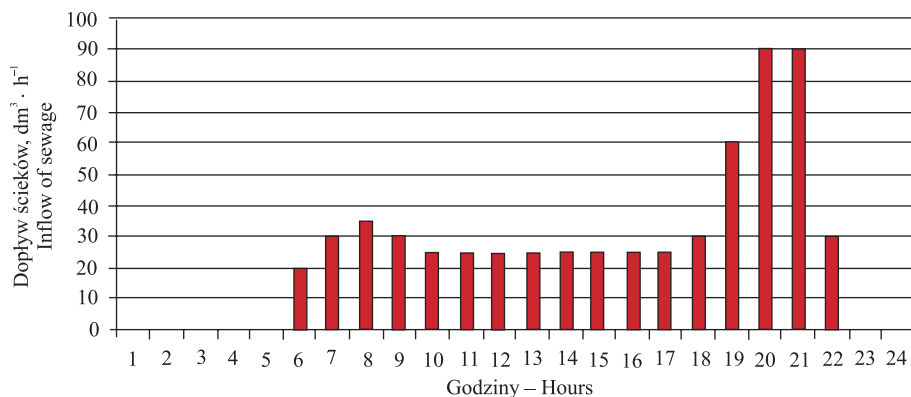
Tabela 1. Parametry technologiczne badanych oczyszczalni ścieków

Table 1. Technological parameters of investigated sewage treatment plants

Typ oczyszczalni /Parameter Type of sewage treatment plant/ Parameter	Objętość OWst Volume of the settler m^3	Objętość reaktora SBR Volume of SBR reactor m^3	Średni dopływ ścieków Average inflow of sewage $\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$	Ładunek zanieczyszczeń w ściekach dopływających The pollution load in sewage influent $\text{g BZT}_5 \cdot \text{d}^{-1}$ $\text{g BOD}_5 \cdot \text{d}^{-1}$	Współczynnik wymiany objętości Coefficient of volume change	Hydrauliczny czas zatrzymania Hydraulic retention time h	Złożo ruchome Moving bed
SBR (POŚ1)	1,0	2,0	0,615	235,9	0,31	78	nie not
SBRR (POŚ2)	1,0	2,0	0,615				tak yes

Oba systemy pracowały przy takim samym dobowym obciążeniu hydraulicznym i dobowym ładunku zanieczyszczeń. Ścieki doprowadzane do obu pracujących równoległe ciągów oczyszczalni pochodziły z miejskiej sieci kanalizacyjnej w Grodzisku i były wstępnie podczyszczone w piaskowniku oczyszczalni komunalnej. Dopływały zgodnie z ustalonym hydrogramem dobowym (ryc. 2), z uwzględnieniem godzin maksymalnego

zrzutu ścieków i przerwy nocnej, zbliżonym do charakterystyki rzeczywistego dopływu do oczyszczalni przydomowej. Pompy dawkuje ścieki pracowały z wydajnością $Q = 0,5 \text{ dm}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, co dawało $615 \text{ dm}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ na każdy ciąg oczyszczający.



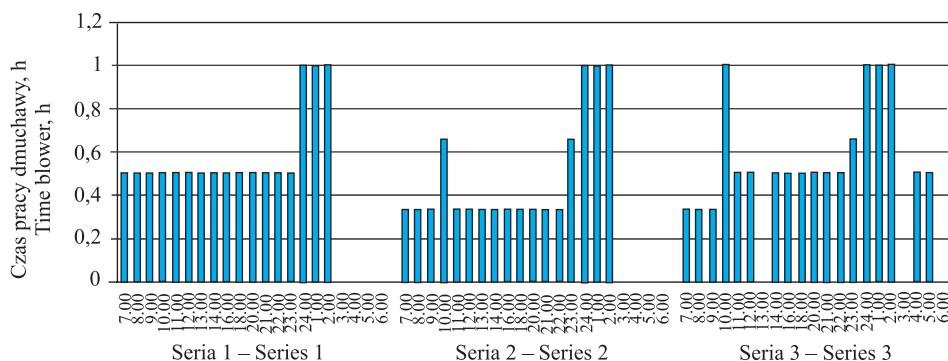
Ryc. 2. Dobowy hydrogram dopływu ścieków do badanych systemów oczyszczania
Fig. 2. Sewage daily inflow hydrograph to investigational treatment systems

Napowietrzanie reaktorów odbywało się naprzemiennie, w różnych konfiguracjach dostosowanych do hydrogramu dopływu ścieków, między godz. 4 lub 7 rano jednego dnia, a 3 rano następnego dnia. W godzinach nocnych następowała sedymentacja osadu czynnego, a o godz. 3.40 dekantacja ścieków oczyszczonych. Cały cykl pracy reaktora trwał 24 godziny (tab. 2). Badania prowadzono kolejno przy trzech różnych reżimach pracy dmuchawy, takich samych dla obu ciągów technologicznych (ryc. 3).

Tabela 2. Czas trwania faz pracy reaktorów, h
Table 2. Phase time of the reactor work, h

Faza Phase	Seria 1 Series 1	Seria 2 Series 2	Seria 3 Series 3
Napowietrzanie Aeration	10	8,5	10
Mieszanie Mixing	12	13,5	12
Sedymentacja Sedimentation	2/3	2/3	2/3
Dekantacja decanting	1/3	1/3	1/3
Oczekiwanie Wait	1	1	1

Sposób napowietrzania w kolejnych seriach badań różnił się sumarycznym czasem doprowadzania powietrza, który wynosił 10 lub 8,5 godziny, oraz godzinami, w których pracowała dmuchawa.



Ryc. 3. Czas pracy dmuchawy w kolejnych seriach badań
Fig. 3. Blower working time in the next series of studies

Serie badań przeprowadzano w taki sposób, aby stworzyć dogodne warunki dla procesów usuwania ze ścieków związków organicznych oraz związków azotu (nityfikacji i denityfikacji), z uwzględnieniem nierównomierności dopływu ścieków. Mimo fazy beztlenowej między godziną 4 a 6 rano nie zakładano wysokiej skuteczności defosfatacji ze względu na charakter systemu oczyszczania i hydrogram dopływu.

METODYKA BADAŃ

Badania wykonano w trzech seriach związanych ze zmianą reżimu napowietrzania. Serie badań po wpracowaniu reaktorów trwały kolejno: 6, 4 i 5 tygodni (tab. 3).

Tabela 3. Charakterystyka przeprowadzonych serii badań
Table 3. Characteristic of series of studium performed

Seria badań Series of tests	1	2	3
Czas trwania, tyg. Duration, weeks	6	4	5
Czas napowietrzania w cyklu, h Aeration time in the cycle, h	10	8,5	10
Liczba próbek, szt. Amount of samples, pcs.	6	4	5

Próbki ścieków do badań pobierano na dopływie do osadników wstępnych, na odpływie z osadników wstępnych oraz na odpływie z bioreaktora. Próbki osadu czynnego pobierano z komory reaktora. Podczas trwania badań pobrano 15-krotnie próbki ścieków, w których oznaczono: zawiesinę ogólną i zawiesinę organiczną (metodą wagową bezpośrednią), BZT₅ (metodą respirometryczną), ChZT, azot amonowy, azotynowy i azotanowy oraz fosforany (metodą spektrofotometryczną). Oznaczano również zawie-

sinę ogólną i organiczną w osadzie czynnym [Maciejewska 2014]. Obliczono stopień usuwania zanieczyszczeń w osadniku wstępnym i w bioreaktorze oraz porównano wyniki uzyskane dla różnych serii, aby stwierdzić, czy zmiany reżimu napowietrzania mają wpływ na skuteczność działania systemu w zakresie usuwania związków organicznych i azotu. Ponieważ jeden z reaktorów był dodatkowo wyposażony w złoże ruchome, analizowano wpływ tego elementu na efekt pracy systemu. Do analizy statystycznej wyników wykorzystano analizę wariancji (poprzedzoną analizą normalności rozkładu) oraz test istotności różnicy średnich Tukeya [Łomnicki 2011].

WYNIKI BADAŃ

Dla ścieków dopływających do badanych POŚ oraz wstępnie podczyszczonych w osadnikach tych oczyszczalni określono ich podatność na oczyszczanie biologiczne (tab. 4). Iloraz $ChZT/BZT_5 < 1,8$ w ściekach dopływających do oczyszczalni oraz odpływających z osadników świadczy o stosunkowo dużej zawartości związków łatwo rozkładalnych, a częściowo – związków wolno rozkładalnych ($ChZT/BZT_5 < 2,5$). Wysokie wartości $ChZT/TKN$ i BZT_5/TKN świadczą o dużej ilości węgla organicznego w porównaniu z zawartością azotu, ale jednocześnie o wzrastającym obciążeniu biomasy ładunkiem organicznym, co skutkuje mniejszym udziałem nityfikatorów w biomase [Miksch i Sikora 2010].

Tabela 4. Podatność ścieków na oczyszczanie biologiczne (wartości średnie)
Table 4. Wastewater susceptibility to biological treatment (average values)

Typ oczyszczalni Wskaźnik Type of treatment plant / Indicator	ChZT/BZT ₅ COD/BOD ₅		ChZT/TKN COD/TKN		BZT ₅ /TKN BOD ₅ /TKN	
	ścieki surowe raw sewage	ścieki po osadniku after the settler	ścieki surowe raw sewage	ścieki po osadniku after the settler	ścieki surowe raw sewage	ścieki po osadniku after the settler
SBR (POŚ1)		1,42		13,20		11,11
	1,41		14,65		10,44	
SBBR (POŚ2)		1,41		11,67		9,86

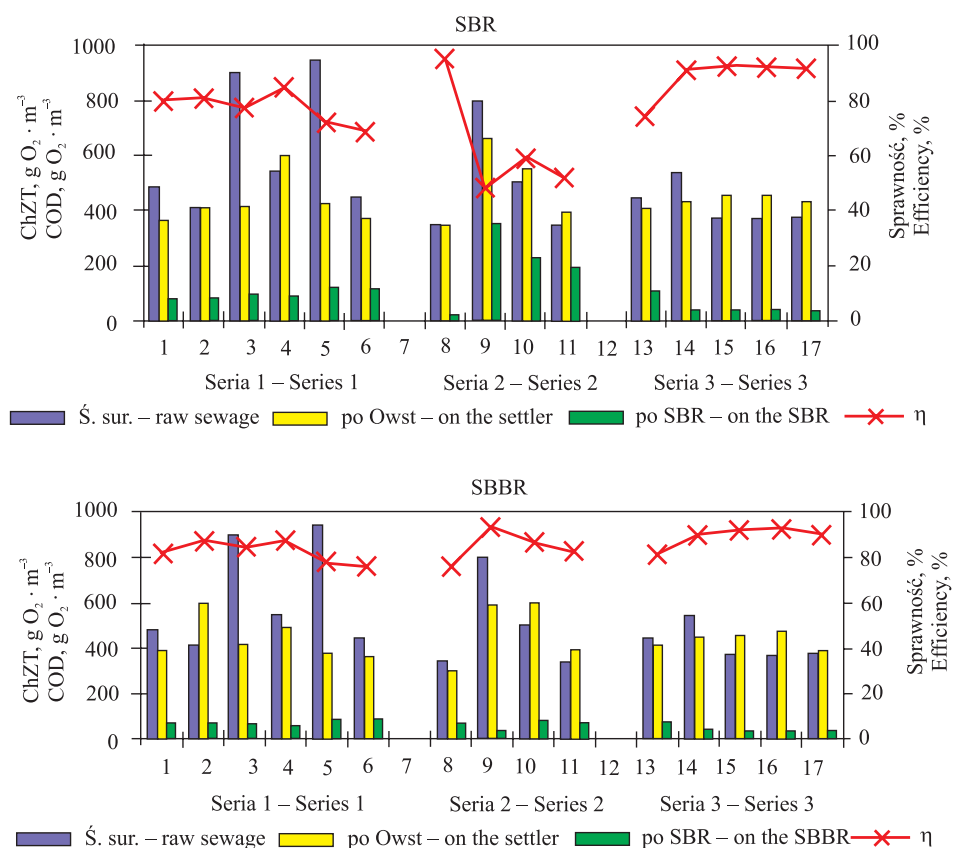
Oba reaktory pracowały jako niskoobciążone, przy średnim obciążeniu $0,12 \text{ g BZT}_5 \cdot (\text{g}_{\text{sm}} \cdot \text{d})^{-1}$. Zmiany wybranych wskaźników zanieczyszczeń w badanych systemach oczyszczania ścieków wraz ze skutecznością ich usuwania przedstawiono na ryc. 4–6. Średnie skuteczności usuwania zanieczyszczeń w bioreaktorach zamieszczono w tabeli 5.

Związki organiczne były usuwane ze ścieków z zadowalającą skutecznością w obu reaktorach. Zawartość związków organicznych oznaczonych jako ChZT w ściekach oczyszczonych w większości przypadków mieściła się w granicach przyjętych dla oczyszczalni poniżej 2000 RLM (ryc. 4). Najniższe wartości ChZT, poniżej $40 \text{ g O}_2 \cdot \text{m}^{-3}$, i jednocześnie największą skuteczność usuwania zanieczyszczeń organicznych (podobnie, jak dla BZT₅), uzyskano w 3 serii badań. Okresowe załamanie sprawności w ciągu

Tabela 5. Skuteczność usuwania zanieczyszczeń ze ścieków w kolejnych seriach badań (wartości średnie), %

Table 5. The efficiency of pollutants removal from wastewater in the next series of tests (average values), %

Wskaźnik zanieczyszczenia Pollution index	Serie 1 Series 1		Serie 2 Series 2		Serie 3 Series 3	
	SBR	SBRR	SBR	SBRR	SBR	SBRR
ChZT – COD	77	83	63	85	88	90
BZT ₅ – BOD ₅	92	98	71	98	97	96
N-NH ₄	40	44	31	45	24	62
P-PO ₄	43	66	18	81	63	83
Zaw.og. – TS	24	80	50	70	84	83



Ryc. 4. Zmiany wartości ChZT w ściekach z badanych oczyszczalni

Fig. 4. Organic compounds as COD in the wastewater from the investigated treatment

nr 1 było związane z nagłym dopływem bardziej stężonych ścieków oraz z mniejszym sumarycznym czasem napowietrzania zastosowanym w drugiej serii badań. Ciąg nr 2, w którym pracował reaktor SBBR, był mniej wrażliwy na chwilowe wahania jakości dopływu i charakteryzował się bardziej stabilną efektywnością oczyszczania. Analiza wariancji dla uzyskanych wyników wykazała, że na skuteczność usuwania związków organicznych wyrażonych jako ChZT w badanych reaktorach okresowych miał istotny wpływ sposób napowietrzania oraz obecność złoża ruchomego (tab. 6). Na podstawie testu Tukeya stwierdzono istotną interakcję pomiędzy rodzajem systemu oraz sposobem napowietrzania.

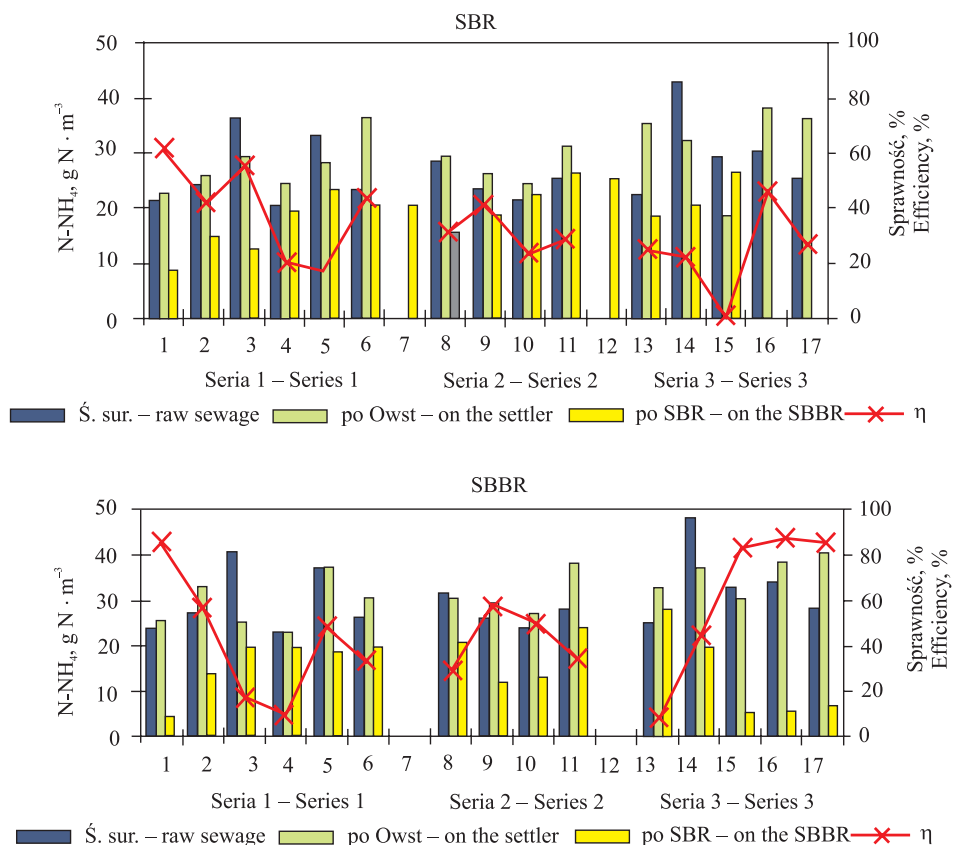
Tabela 6. Analiza wariancji dla średnich; „+” – wpływ statystycznie istotny, „-” – wpływ statystycznie nieistotny

Table 6. Analysis of variance for averages; „+” – significant impact, „-” – insignificant impact

Seria Series	ChZT COD	N-NH ₄	P-PO ₄	Zaw.og. TS
Porównanie między reaktorami – wpływ kształtek Comparison between the reactors – impact of carriers				
1	+	-	+	+
2	+	+	+	+
3	+	+	+	-
Porównanie między seriami – wpływ napowietrzania Comparison between series – impact of aeration				
Reaktor Reactor				
SBR	+	+	-	+
SBBR	+	+	+	-

Skuteczność usuwania związków azotu ze ścieków na przykładzie azotu amonowego przedstawiono na ryc. 5 Przedstawione dane wskazują na zależność skuteczności usuwania azotu amonowego od sposobu napowietrzania oraz bardziej stabilną pracę reaktora SBBR. Średnie stężenia azotynów i azotanów w ściekach oczyszczonych w reaktorze SBR wynosiły odpowiednio 0,17 i 0,79 g N · m⁻³, a w reaktorze SBBR 1,17 i 1,37 g N · m⁻³. Złoże biologiczne jest w bioreaktorze elementem, który sprzyja rozwojowi bakterii nityfikacyjnych o długim czasie namnażania oraz zapobiega wypłukiwaniu biomasy, stąd bardziej stabilna praca reaktora SBBR. Analiza wariancji wykazała, że stężenia azotu amonowego w ściekach uzyskane w kolejnych seriach badań były istotnie zależne od sposobu napowietrzania oraz od obecności złoża ruchomego w 2 i 3 serii badań (tab. 6). Istotną interakcję między rodzajem reaktora i sposobem napowietrzania potwierdził test Tukeya. Niewielka zawartość azotynów i azotanów w ściekach oczyszczonych, zwłaszcza w reaktorze SBBR, świadczy o przebiegającej denitryfikacji.

W systemie z reaktorem SBBR z dużą skutecznością – maksymalnie do 83% – były usuwane fosforany (ryc. 6, tab. 5). Efektu takiego nie zakładano w badaniach, gdyż w oczyszczalniach przydomowych zwykle fosforany są usuwane na drodze biologicznej w znacznie mniejszym stopniu, tym bardziej że wszystkie procesy jednostkowe zachodzą

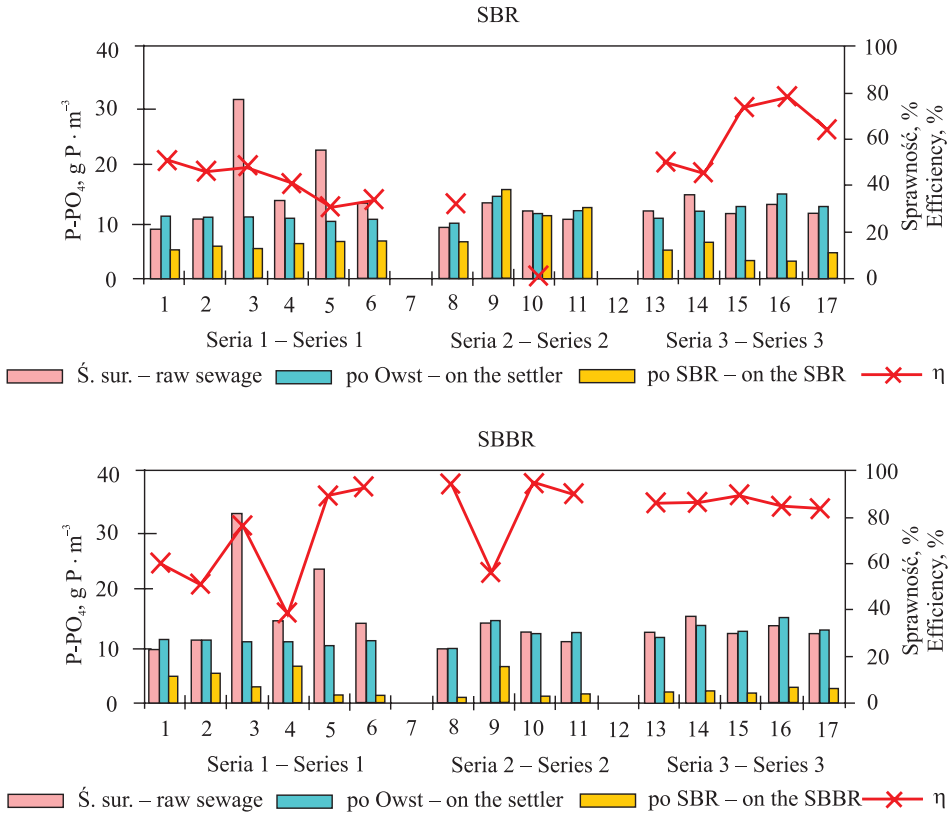


Ryc. 5. Zawartość azotu amonowego w ściekach z badanych oczyszczalni

Fig. 5. Ammonium nitrogen content in the wastewater from the investigated treatment

w jednym reaktorze, a więc są tam obecne azotany, utrudniające bakteriom defosfatacyjnym korzystanie z łatwo przyswajalnych związków organicznych jako źródła energii. Przypuszcza się, że na tak wysoki stopień usuwania fosforanów na drodze biologicznej miała wpływ obecność złoża ruchomego. Wewnątrz kształtek tworzyły się warunki beztlenowe – zwłaszcza w czasie nocnej przerwy w napowietrzaniu – gdzie po zakończonej już denitryfikacji były dogodne warunki dla organizmów defosfatacyjnych. Wraz z ponownym rozpoczęciem fazy napowietrzania pobierały one zwiększone ilości fosforu. Istotną różnicę skuteczności usuwania fosforu w badanych reaktorach wykazała analiza wariancji (tab. 6).

Ścieki oczyszczone w reaktorze SBBR charakteryzowały się mniejszą zawartością zawiesiny – średnio 50 g·m⁻³ przy 94 g·m⁻³ w reaktorze SBR, co świadczy o lepszej sedymentacji osadu w reaktorze z wypełnieniem kształtkami. Skuteczność usuwania zawiesiny była wyrównana w czasie całego okresu badań, natomiast w reaktorze SBR zdecydowana poprawa nastąpiła w serii 3 (tab. 5). Analiza wariancji wykazała, że różnica między kolejnymi seriami dla tego reaktora była statystycznie istotna, co świadczy o wpływie reżimu napowietrzania na skuteczność usuwania zawiesiny ogólnej.



Ryc. 6. Zmiany stężenia fosforanów w ściekach z badanych oczyszczalni

Fig. 6. Phosphates content in the wastewater from the SBBR treatment

Wysoką skuteczność oczyszczania ścieków w przydomowych systemach SBR uzyskuje się również w skali technicznej. Sowinska i Makowska [2014] przeprowadziły badania reaktora SBR ze zmiennym napowietrzaniem, odbierającego ścieki z gospodarstwa domowego zamieszkiwanego przez 5 osób. Stopień usuwania związków organicznych przekraczał 95%, a redukcja azotu amonowego 80%. Cecil [2003] uzyskał stężenie azotu ogólnego w ściekach oczyszczonych poniżej $5 \text{ g N} \cdot \text{m}^{-3}$ w wyniku naprzemiennej nityfikacji i denityfikacji w reaktorze ze zmiennym napowietrzaniem. Bugajski i in. [2015] stwierdzili, że duży wpływ na efekt usuwania azotu ze ścieków mają wahania jakości ścieków surowych, wpływając niekorzystnie na metabolizm mikroorganizmów. Bugajski i Wałęga [2010] proponują zastosowanie reaktora hybrydowego w celu poprawy skuteczności i stabilności pracy przydomowej oczyszczalni ścieków z osadem czynnym. Korzystny wpływ zmiennego napowietrzania małych ilości ścieków przy sekwencji warunków tlenowych i anoksydacyjnych 30/30 oraz 15/15 minut na usuwanie związków węgla i azotu wykazała również Makowska [2010] w trakcie badań bioreaktorów hybrydowych w skali laboratoryjnej. Hanhan i in. [2005] analizowali proces usuwania azotu przy zmiennym napowietrzaniu za pomocą modelu matematycznego. Jako parametr

zmienny przyjęli stosunek czasu napowietrzania do czasu trwania cyklu i pracy reaktora i uzyskali różne stężenia związków azotu w ściekach oczyszczonych w zależności od długości cyklu napowietrzania. Witkowska [2006], na podstawie badań przeprowadzonych w skali laboratoryjnej, zauważyła wpływ długości cyklu pracy reaktora oraz sposobu i reżimu napowietrzania na skuteczność usuwania zanieczyszczeń ze ścieków. Czynniki te wpływają na dynamikę wykorzystania tlenu przez mikroorganizmy oraz na szybkość reakcji, która zależy m.in. od warunków panujących w reaktorze.

PODSUMOWANIE

Z badań przeprowadzonych w dwóch równoległych indywidualnych systemach oczyszczania wynika, że reaktory okresowe mogą być stosowane do oczyszczania małych ilości ścieków. Ze względu na dużą nierównomierność dopływu ścieków oraz wahania obciążenia ładunkiem zanieczyszczeń, bardzo istotne jest odpowiednie ustalenie parametrów eksploatacyjnych, w tym ilości oraz częstotliwości doprowadzania powietrza. Analiza wyników badań dowiodła istotną zależność pomiędzy reżimem napowietrzania ustalonym w czasie trwania cyklu pracy reaktora, a skutecznością usuwania związków węgla (jako ChZT) i azotu (jako N-NH₄) ze ścieków (maksymalna średnia 90 i 62%). Elementem korzystnie wpływającym na efekt pracy bioreaktora było złożo ruchome, umieszczone w jednym z systemów (reaktor SBBR). W reaktorze tym stwierdzono znacznie wyższy stopień usuwania związków fosforu – średnio 83% przy 63% w reaktorze SBR. Stwierdzono istotną różnicę efektów oczyszczania w reaktorze SBR i SBBR. Złożo ruchome powodowało również mniejszą zawartość zawiesiny w ściekach oczyszczonych. Reaktor hybrydowy SBBR pracował bardziej stabilnie niż klasyczny reaktor SBR.

PIŚMIENNICTWO

- Bugajski, P., Kaczor G., Bergel T. (2015). Niezawodność usuwania azotu ze ścieków w zbiorczej oczyszczalni z sekwencyjnym reaktorem biologicznym. *Acta Sci. Pol., Formatio Circumiectus*, 14(3), 19–27.
- Bugajski, P., Wałęga A. (2010). Ocena niezawodności działania przydomowej oczyszczalni ścieków. *Infrast. Ekol. Ter. Wiej.*, 2, 45–53.
- Cecil, D. (2003). Controlling nitrogen removal using redox and ammonium sensors. *Wat. Sci. Tech.*, 47(11), 109–114.
- Corominas Tabares, L. (2006). Control and optimization of an SBR for nitrogen removal: from model calibration to plant operation. PhD thesis. Universitat de Girona
- Hanhan, O., Artan, N., Orhon, D., Yagci, N.O., Insl, G. (2005). Mechanism and design of intermittent aeration activated sludge process for nitrogen removal. IWA Specialised Conference Nutrient Management in Wastewater Treatment Process and Recycle Streams. LEMTECH Consulting, Kraków, 69–78.
- Lomnicki, A. (2011). Wprowadzenie do statystyki dla przyrodników. Wyd. Naukowe PWN, Warszawa.
- Maciejewska, E. (2014). Wpływ długości cyklu napowietrzania na pracę sekwencyjnego reaktora biologicznego. Maszynopis. UP, Poznań.

- Makowska, M. (2010). Symultaniczne usuwanie związków węgla i azotu ze ścieków bytowych w reaktorach hybrydowych. *Rozprawy naukowe*, 413. Wyd. UP, Poznań.
- Miksch, K., Sikora, J. (2010). *Biotechnologia ścieków*. Wyd. Naukowe PWN, Warszawa.
- Sadecka, Z. (2010). *Podstawy biologicznego oczyszczania ścieków*. Wyd. Seidel Przywecki, Warszawa.
- Sowinska, A., Makowska, M. (2014). Wykorzystanie reaktora porcjowego (SBR) w indywidualnym systemie oczyszczania ścieków. *Nauka Przyn. Technol.*, 8(3), 1–19.
- Witkowska, E. (2006). Wstępne badania wpływu natleniania na działanie reaktora SBR. *Inżyn. Ekol.*, 14, 30–40.

EFFECT OF AERATION TIME ON THE OPERATION OF SBR AND SBBR REACTOR

Abstract. This paper presents the effects of the treatment the small wastewater volume in the sequencing batch reactor. Two parallel operating reactors in the pilot scale the authors were investigated. The first was a classical system of SBR and the other was a moving bed reactor SBBR. Both technological lines were treated the same volume of pre-treated domestic wastewater. Three series of experimental studies differed with each other in the length of the aeration cycle. The operation of reactors and the obtained results in both systems was statistically analyzed. It was found a high efficiency of carbon and nitrogen removal (respectively 90 and 62%). The SBBR reactor worked much stable and obtained a higher degree of nitrogen compounds removal. The phosphorus removal efficiency in series 3 was about 83%. Wastewater treated in this reactor characterized by lower content of the suspended solids. It provides a better operation of the hybrid reactor in sedimentation phase.

Key words: domestic wastewater, household treatment plant, intermittent aeration, hybrid reactor

Zaakceptowano do druku – Accepted for print: 20.06.2016

Do cytowań – For citation: Makowska, M., Maciejewska, E. (2016). Wpływ czasu napowietrzania na pracę reaktora SBR i SBBR. *Acta. Sci. Pol., Formatio Circumiecetus*, 15(2), 105–116.