

# Wpływ parametrów procesowych na usuwanie związków biogenych w laboratoryjnym reaktorze typu SBR

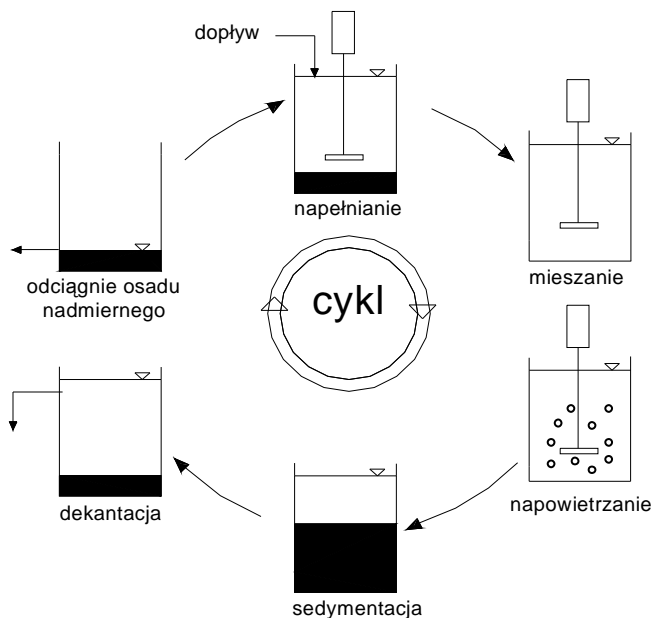
*Krzysztof Piaskowski  
Politechnika Koszalińska*

## 1. Wstęp

Technologia sekwencyjnych biologicznych reaktorów, w której jako pierwszej wdrożono proces osadu czynnego na długi okres czasu została wyparta przez systemy przepływowe [1]. W ostatnich latach oczyszczanie ścieków systemem SBR zdobywa jednak coraz większe uznanie, szczególnie od momentu wprowadzania w poszczególnych krajach wymagań dotyczących intensywniejszego usuwania ze ścieków związków biogenych. Sekwencyjne reaktory mogą być już stosowane nie tylko do oczyszczania niewielkich ilości ścieków z terenów turystycznych czy zakładów przetwórczych, ale również pochodzących z większych miast (np. dla 19 tys. m<sup>3</sup>/d w Chełmnie). Stosując w jednym urządzeniu wszystkie podstawowe procesy oczyszczania ścieków, tj. napowietrzanie, sedymentację i dekantację (rys. 1), reaktor sekwencyjny (SBR) daje duże możliwości prowadzenia zintegrowanego nie tylko biologicznego utlenienia organicznych związków węgla i amonifikacji, ale także procesów nitryfikacji, denitryfikacji oraz zwiększonego wewnątrz komórkowego magazynowania ortofosforanów [2,3]. Praca reaktorów sekwencyjnych jest na tyle elastyczna, iż pozwala na dokonywanie szybkich zmian parametrów operacyjnych w sposób prosty, w zależności od ilości i składu dopływających ścieków.

Analizując wyniki badań zawarte w raporcie EPA [4] dotyczące eksploatacji kilkunastu amerykańskich oczyszczalni wykorzystujących technologię SBR w zakresie usuwania azotu oraz fosforu, można potwierdzić możliwość zainicjowania denitryfikacji oraz defosfatacji do poziomu poniżej 1 mg P/dm<sup>3</sup> bez stosowania chemicznego strącania. Warunkiem jest prawidłowe zaprojektowanie cyklu pracy reaktora, gdyż sam proces biologicznego usuwania związków biogenych w reaktorach sekwencyjnych polega głównie na optymalizacji czasu trwania zmiennych warunków anaerobowych, anoksycznych i aerobowych [5]. Układ, kolejność i czas trwania poszczególnych faz cyklu pracy reaktora sekwencyjnego

oraz współczynnik dekantacji mogą być zróżnicowane, co ostatecznie wpływa na efekty oczyszczania ścieków i stabilność procesu osadu czynnego.



**Rys. 1.** Przebieg sekwencji faz procesowych podczas cyklu pracy reaktora sekwencyjnego (SBR)

**Fig. 1.** The course of sequent process phases of the working cycle of the Sequencing Batch Reactor (SBR)

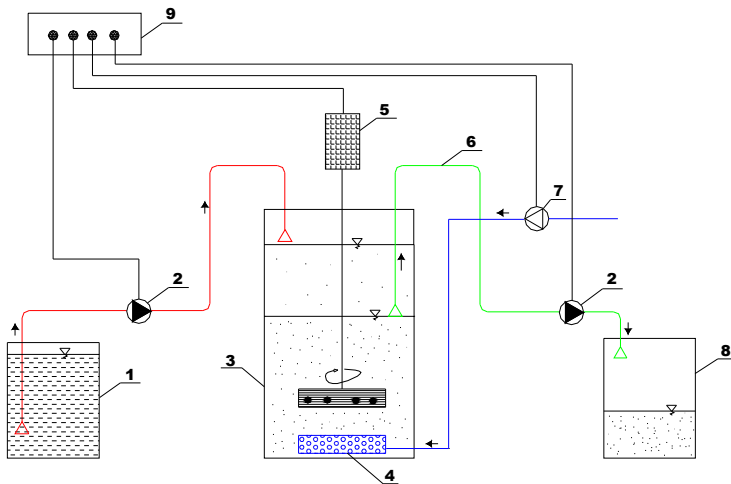
Bogate doświadczenia w zakresie eksploatacji oraz projektowania reaktorów sekwencyjnych (np. zbiór niemieckich wytycznych ATV-M 210 P) ułatwiają rozwiązywanie większości napotykaných trudności w optymalizacji ich pracy. Reaktory te są często stosowane w warunkach laboratoryjnych do badań oczyszczania ścieków w procesie osadu czynnego. Jednakże wieloletnia praktyka eksploatacji reaktorów typu SBR wykazuje, że obowiązujące zasady projektowania reaktorów sekwencyjnych nie zawsze umożliwiają optymalizację ich pracy. Na końcowy efekt oczyszczania wpływa wiele czynników technicznych i technologicznych, jakość oczyszczanych ścieków i wymagany stopień ich czystości. Reaktory mogą pracować w różnych układach faz procesowych i o zmiennym czasie ich trwania. Duża ilość czynników wpływających na końcowy efekt oczyszczania ścieków zmusza technologa do prowadzenia oprócz typowych obliczeń projektowych także badań procesowych lub korzystania z doświadczeń różnych zespołów badawczych.

Dlatego celem pracy jest przeprowadzenie oceny efektywności oczyszczania ścieków o stałym składzie w reaktorach sekwencyjnych, przy różnych wartościach wybranych parametrów procesowych oraz zobrazowanie zmian skuteczności jego pracy w ściśle określonych warunkach techniczno-technologicznych.

## 2. Metodyka badań

Badania procesowe prowadzono w reaktorach typu SBR zbudowanych ze szkła organicznego w kształcie walca o średnicy 144 mm, wysokości 300 mm oraz pojemności czynnej 3,0 dm<sup>3</sup> każdy, pracujących w systemie trzech ośmiogodzinnych cykli na dobę. W sekwencji jednego cyklu przewidziano kolejno następujące po sobie fazy procesowe:

- napełnianie,
- napowietrzanie,
- sedymentacja,
- dekantacja.



**Rys. 2.** Schemat stanowiska badawczego: 1 – zbiornik ścieków surowych, 2 – pompa perystaltyczna, 3 – SBR, 4 – dyfuzor, 5 – mieszadło, 6 – system dekantacyjny, 7 – aerator, 8 – zbiornik ścieków oczyszczonych, 9 – elektroniczny układ sterujący

**Fig. 2.** Diagram of investigation stand: 1 – raw sewage tank, 2 – peristaltic pump, 3 – SBR, 4 – diffuser, 5 – stirrer, 6 – decantation system, 7 – aerator, 8 – treated sewage tank, 9 – electronic controlling system

Ścieki syntetyczne tłoczone były do reaktorów za pomocą pompy perystaltycznej Ecoline VC-Ms/CA8-6. Każdy reaktor posiadał oddzielny system napełniania, mieszania, napowietrzania i dekantacji. Zawartość każdego zbiornika przez cały okres trwania faz anoksydacyjno-anaerobowej i aerobowej mieszana była z prędkością około 60 obr/min mieszadłami mechanicznymi typu CAT R-50. Sprężone powietrze w tlenowych fazach doprowadzano aeratorami Aqua El przez dyfuzory drobno pęcherzykowe umieszczone centralnie na dnie każdego zbiornika. Oczyszczone ścieki odprowadzano pompą perystaltyczną Ecoline VC-Ms/CA8-6 przewodami dekantacyjnymi, usytuowanymi na wysokości zapewniającej przyjętą w danym etapie badań wartość współczynnika dekantacji  $f$  (33, 50, 67%). Czas pracy poszczególnych operacji technologicznych regulowany był programatorami czasowymi PCm.08 firmy Metron.

W celu kontroli procesu osadu czynnego zastosowano niemieckie wycieczne ATV-M 210 P dotyczące sekwencyjnych reaktorów porcjowych. Ze względu na skrajnie różne wymagania dotyczące wieku osadu dla procesów nityfikacji, denityfikacji oraz defosfatacji, przyjęto prowadzenie procesu dla wieku osadu  $WO = 10$  d. Parametr ten odniesiono do faz, podczas których zachodzą reakcje biologiczne, a mianowicie do czasu fazy reakcji (WO) lub też do czasu trwania fazy napowietrzania (aerobowy wiek osadu  $WO_A$ ). Czas trwania fazy reakcji przyjęto jako czas trwania cyklu pomniejszony o czas sedymentacji i dekantacji. Kontrola wieku osadu polegała na usuwaniu z reaktora raz na dobę pod koniec fazy napowietrzania, mieszaniny ścieków i osadu czynnego w ilościach określonych poniższym wzorem:

$$Q_n = \frac{V}{WO} \cdot \frac{t_R}{t_Z} \text{ [dm}^3\text{/d]}$$

gdzie:

$V$  – objętość reaktora,  $\text{dm}^3$

$t_Z$  – czas trwania cyklu, h

$t_R$  – czas trwania fazy reakcji biologicznej, h

W badaniach zastosowano ścieki syntetyczne przygotowywane z wody wodociągowej oraz składników wyszczególnionych w tabeli 1 (na podstawie normy PN-72/C-04550.09), dzięki czemu wyeliminowano zakłócenia spowodowane zbyt zróżnicowaną jakością ścieków miejskich oraz umożliwiono modelowanie ich składu, w celu zachowania odpowiednich proporcji między związkami C, N i P.

Charakterystykę jakościową przedstawiono w tabeli 2, natomiast uzyskane proporcje między C, N i P wyniosły:

$$\begin{aligned} \text{ChZT/BZT}_5 &= 1,2 && \text{(zalecane poniżej 2)} \\ \text{BZT}_5/\text{N}_{\text{og}} &= 6,1 && \text{(zalecane powyżej 3 - 4)} \\ \text{BZT}_5/\text{P}_{\text{og}} &= 29,6 && \text{(zalecane powyżej 20)} \end{aligned}$$

Przed badaniami oczyszczania ścieków przeprowadzono hodowlę i adaptację osadu czynnego do pracy wg technologii SBR. Zaszczepem był osad czynny pobrany z komory napowietrzania konwencjonalnej oczyszczalni ścieków „Jamno” miasta Koszalin. Czas hodowli z adaptacją przyjęto do ustalenia się stałych warunków i wynosił 4 tygodnie.

**Tabela 1.** Składniki ścieków syntetycznych

**Table 1.** Components of synthetic sewage

Składnik	Ilość, mg/dm <sup>3</sup>
Pepton kazeinowy	226,0
Bulion suchy odżywczy	152,0
Chlorek amonu	20,0
Chlorek sodu	7,0
Chlorek wapnia	7,5
Siarczan magnezu	2,0
Fosforan potasu jednozasadowy	16,0
Fosforan potasu dwuzasadowy	40,0

**Tabela 2.** Parametry jakościowe ścieków syntetycznych

**Table 2.** Qualitative parameters of synthetic sewage

Parametr	Jednostka	Wartość
pH	-	7,2
Zasadowość ogólna	mval/dm <sup>3</sup>	3,2
ChZTcr	mg O <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup>	387
BZT <sub>5</sub>	mg O <sub>2</sub> /dm <sup>3</sup>	320
Azot organiczny	mg/dm <sup>3</sup>	44,96
Azot ogólny	mg/dm <sup>3</sup>	52,2
Azot amonowy	mg/dm <sup>3</sup>	7,29
Fosfor ogólny	mg/dm <sup>3</sup>	10,80
Ortofosforany	mg/dm <sup>3</sup>	33,07

Zmiennymi procesowymi parametrami założonymi w badaniach był współczynnik dekantacji  $f = 33\%$ ,  $50\%$  i  $67\%$  oraz czas trwania faz procesowych, których układ w zależności od etapu badań przedstawiono w tabeli 3. Współczynnik  $f$  zdefiniowany został jako procentowy stosunek objętości ścieków odprowadzanych z reaktora porcjowego w ciągu cyklu do objętości tego reaktora przy pełnym jego napełnieniu.

**Tabela 3.** Układ pracy SBR podczas trwania poszczególnych faz procesowych  
**Table 3.** System of SBR work during individual process phases

Faza procesu	Czas trwania fazy [h]		
	Etap 1	Etap 2	Etap 3
Napełnianie i mieszanie	3,0	2,0	1,0
Napowietrzanie	3,5	4,5	5,5
Sedymentacja	1,0	1,0	1,0
Dekantacja	0,5	0,5	0,5

Dla każdej przyjętej wartości współczynnika  $f$  wykonano w 3 etapach badania wpływu zmian czasu trwania napełniania w zakresie 1÷3 h. Po każdej zmianie wartości parametru technologicznego osad czynny był adaptowany do nowych warunków pracy. Poszczególne parametry technologiczne pracy reaktora przy zmiennym współczynniku  $f$  oraz różnych czasach faz procesowych podano w tabeli 4.

**Tabela 4.** Parametry technologiczne pracy SBR dla poszczególnych wartości współczynnika dekantacji oraz zmiennych czasów trwania faz procesowych

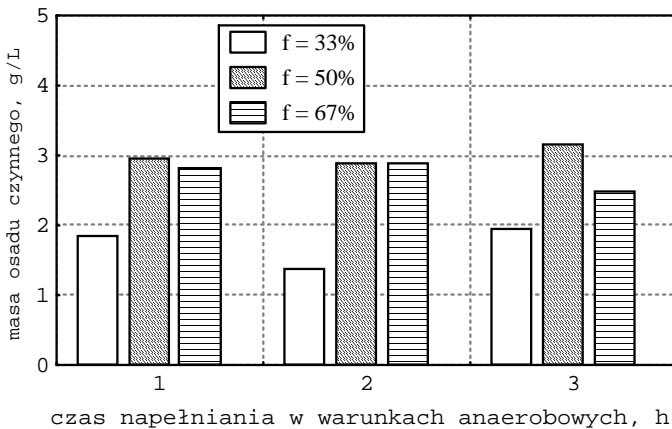
**Table 4.** Technological parameters of SBR work for individual values of decantation coefficient as well as durations of process phases

Parametr	Jednostka	Współczynnik dekantacji $f$ , [%]								
		33			50			67		
		Etap 1	Etap 2	Etap 3	Etap 1	Etap 2	Etap 3	Etap 1	Etap 2	Etap 3
Obc. reaktora ładunkiem na cykl	g BZT <sub>5</sub> /dm <sup>3</sup>	0,13			0,20			0,26		
Przepływ	dm <sup>3</sup> /d	3,0			4,5			6,0		
Czas trwania cyklu	h	8,0								
Czas trwania fazy reakcji	h	6,5								
Czas trwania fazy aerobowej	h	3,5	4,5	5,5	3,5	4,5	5,5	3,5	4,5	5,5
Hydrauliczny czas zatrzymania ścieków	h	24			16			12		
Wiek osadu całkowity	d	10,0								
Wiek osadu aerobowy	d	5,4	6,9	8,4	5,4	6,9	8,4	5,4	6,9	8,4

### 3. Opis wyników badań

#### 3.1. Wpływ zmian procesowych na osad czynny

W biologicznym oczyszczaniu ścieków zasadniczą rolę w procesach usuwania zanieczyszczeń mają mikroorganizmy występujące w postaci skupisk zooglealnych tworzących osad czynny. Ponieważ ich stan, forma, charakterystyka składu i ilości oraz zdolności sedimentacyjnej odgrywają kluczową rolę, stąd w badaniach określono dla wszystkich etapów masę osadu czynnego (rys. 3), indeks objętościowy osadu IO (rys. 4) oraz przeprowadzono obserwacje mikroskopowe określające morfologię oraz skład kłaczków.

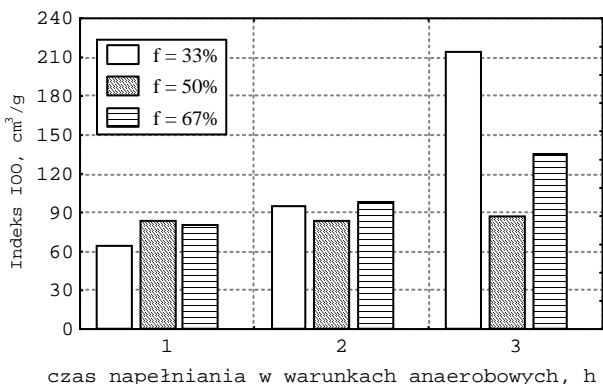


**Rys. 3.** Wpływ czasu trwania napełniania i mieszania ścieków w SBR na wartość masy osadu czynnego w zależności od współczynnika dekantacji

**Fig. 3.** Influence of filling and mixing duration of SBR on value of activated sludge mass depending on decantation coefficient

Przeprowadzone badania wykazały wpływ przeprowadzanych zmian w pracy reaktora na charakterystykę osadu czynnego. Zdecydowanie niższe wartości masy osadu występowały przy  $f = 33\%$ , co wynikało bezpośrednio z niższego ładunku doprowadzanego do reaktora. Wysoki poziom natleniania ścieków (powyżej  $6 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ ) i ilość dostępnej substancji organicznej limitował wzrost mikroorganizmów, który w sekwencyjnych biologicznych reaktorach kształtuje się zgodnie ze zmianami zachodzącymi w zamkniętym zbiorniku. Po początkowym dynamicznym przyroście osadu następuje faza stagnacji, a następnie wraz ze zmniejszaniem się pożywienia obumieranie mikroorganizmów. W reaktorach pracujących przy współczynniku  $f = 50$  i  $67\%$  różnice

w ilości masy osadu w zależności od czasu napełniania nie były znaczące, a średnie stężenie osadu wyniosło około  $3 \text{ g/dm}^3$ .



**Rys. 4.** Wpływ czasu trwania beztlenowego napełniania i mieszania w 8-godzinny cykl pracy SBR na wartość indeksu IO w zależności od poziomu dekantacji  
**Fig. 4.** Influence of filling and mixing duration in the 8 hour working cycle of SBR on the value of sludge index in dependence on decantation level

Wydłużanie czasu napełniania wpływało bezpośrednio na sedimentację osadu, powodując wzrost wartości indeksu IO. Przy dekantacji 50% zmiany te były minimalne – wartość indeksu wzrastała od  $84$  do  $87 \text{ cm}^3/\text{g}$ , wykazując bardzo stabilne warunki pracy reaktora. Największy wzrost wartości tego parametru zaobserwowano w reaktorze przy  $f = 33\%$ . Po fazie napełniania wynoszącej 3 godziny indeks osadu przekraczał wartość  $210 \text{ cm}^3/\text{g}$ , co spowodowane było masowym rozwojem bakterii nitkowatych. Pogorszenie sedimentacji wynikało również ze zdyspergowania kłaczków (deflokulacji) w wyniku doprowadzania małej ilości substancji organicznej do reaktora w ciągu jego cyklu [6]. Zaobserwowano również przetlenienie osadu, które pomimo występowania podczas wszystkich etapów badań, w reaktorze przy 33% poziomie dekantacji negatywnie wpływało na sedimentację. W przypadku osadu pobranego z reaktorów pracujących przy  $f = 50$  i  $60\%$  bakterie nitkowate występujące w ilościach równoważnych zapewniały stabilizację kłaczków oraz polepszały ich konglomerację.

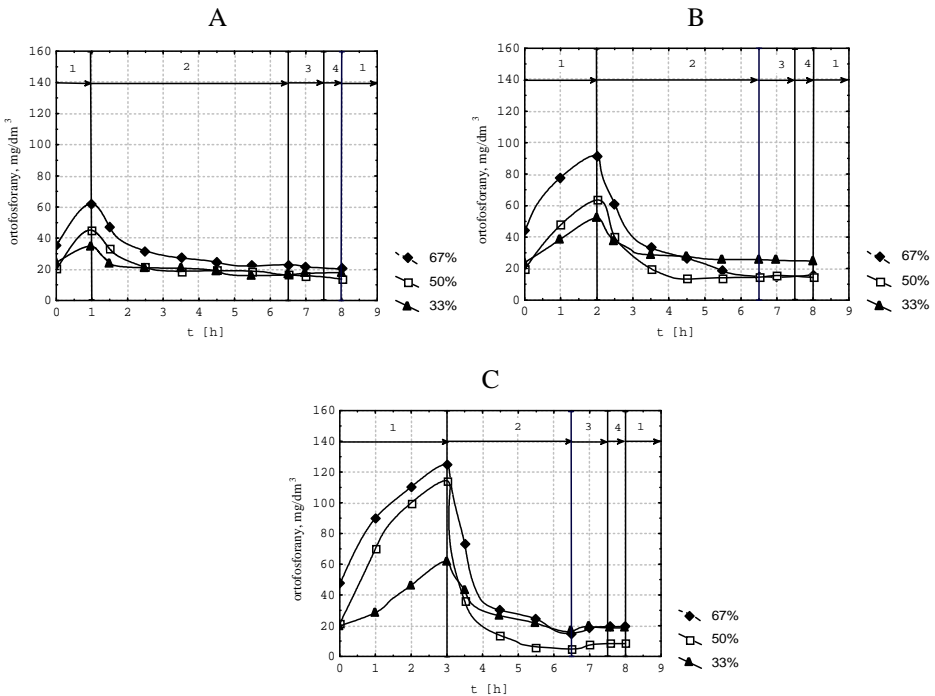
Przeprowadzone obserwacje mikroskopowe wykazały, iż w reaktorze przy 33% dekantacji uzyskano bardzo dobre warunki do rozwoju mikroorganizmów charakteryzujących się dużymi wymaganiami tlenowymi i niską ilością substancji organicznej. Były to wrotki z rodzaju *Habrotrocha bidens* oraz *Philodina sp.* Przy współczynniku dekantacji 67% osad wykazywał obecność organi-



zmów wskaźnikowych charakterystycznych dla układów przeciążonych (orzęski pęłające *Aspidisca costata*, wolnopływak *Paramaecium sp.*, *Lionotus sp.*), choć występowały również w dużej ilości wrotki, natomiast przy  $f = 50\%$  organizmami dominującymi były orzęski osiadłe *Vorticella sp.* oraz *Epistylis sp.*, które z punktu widzenia pracy osadu czynnego są wskaźnikiem stabilności osadu oraz zapewniając efektywne usuwanie zanieczyszczeń.

### 3.2. Dynamika przemian azotu i fosforu podczas cyklu pracy SBR

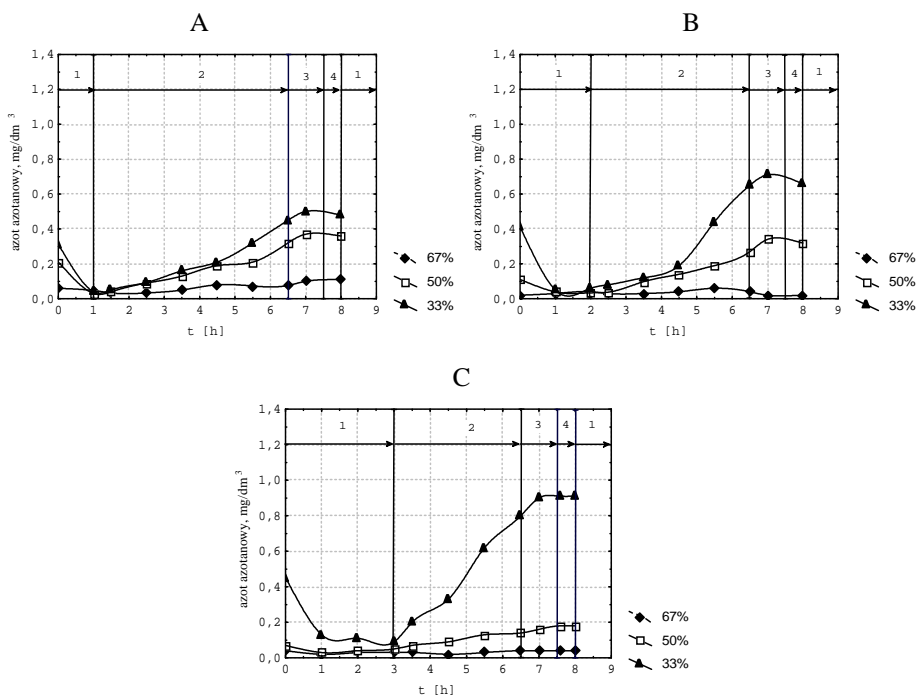
Specyfiką reaktorów porcjowych jest zmienność procesów w każdym cyklu oczyszczania. Dlatego istotne było określenie dynamiki zmian wartości parametrów w poszczególnych fazach procesowych reaktora, w przyjętym układzie badań.



**Rys. 5A-C.** Dynamika zmian stężenia ortofosforanów podczas pełnego cyklu pracy SBR przy zmiennym współczynniku dekantacji oraz czasu trwania faz procesowych: 1 – napełnianie, 2 – aeracja, 3 – sedimentacja, 4 – dekantacja

**Fig. 5A-C.** Changes of value of orthophosphates during full cycle of SBR work by changing decantation coefficient as well as duration of process phases: 1 – filling, 2 – aeration, 3 – sedimentation, 4 – decantation

Zestawione wyniki badań na rysunkach 5÷7 wskazują na wartości parametrów operacyjnych SBR na przebieg procesu biologicznej defosfatacji, nityfikacji, oraz denityfikacji. Wraz ze zwiększaniem współczynnika dekantacji z 33% do 67% oraz wydłużaniem czasu trwania fazy anoksyczoanaerobowej od 1 do 3 godzin następował wzrost uwalniania przez bakterie ortofosforanów w ilościach kilkukrotnie przekraczających wartość mierzoną na początku fazy (rys. 5A-C).



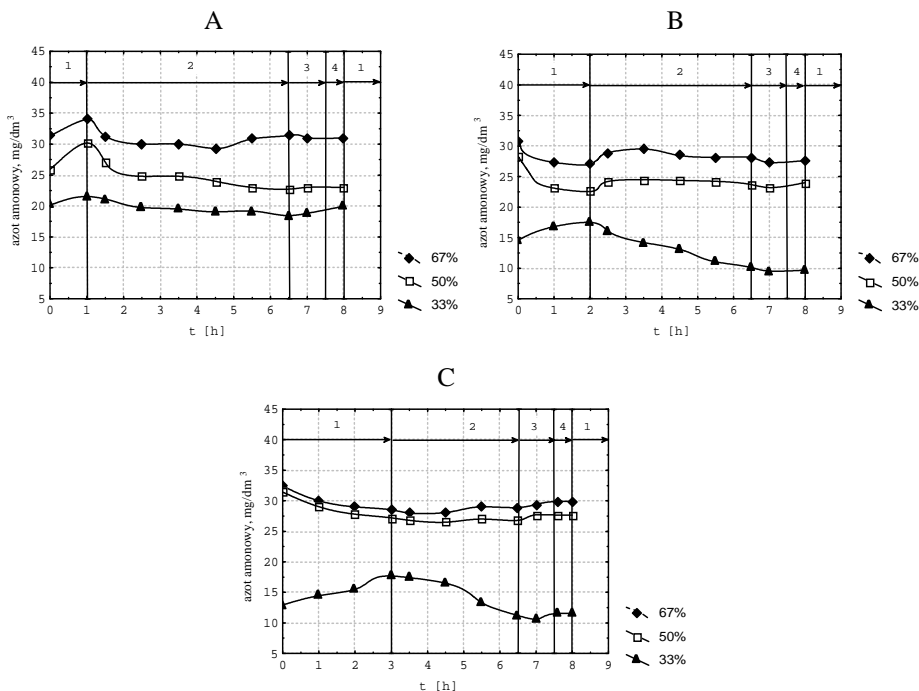
**Rys. 6A-C.** Dynamika zmian stężenia azotanów podczas pełnego cyklu pracy SBR przy zmiennym współczynniku dekantacji oraz czasu trwania faz procesowych  
**Fig. 6A-C.** Changes of value of nitrates transformations during full cycle of SBR work by changing decantation coefficient as well as duration of process phases

Analizując uzyskane wyniki można stwierdzić, że nie tylko ilość dopływającego ładunku organicznego była stymulatorem mechanizmu uwalniania ortofosforanów, ale czas trwania fazy beztlenowej. Bakterie pobierają bowiem substancje łatwo rozkładalne w postaci LKT szybciej niż zostaną one wytworzone. Dostarczenie podczas kolejnej fazy (napowietrzania) tlenu do reaktora zainicjowało intensywny pobór przez bakterie ortofosforanów i akumulowanie

ich w postaci polifosforanów. We wszystkich analizowanych przypadkach najbardziej dynamiczny spadek stężenia ortofosforanów notowano w ciągu pierwszej godziny napowietrzania. Trzeba jednak zauważyć, że nie potwierdziła się zależność wzrostu defosfatacji wraz ze wzrostem stężenia ortofosforanów w fazie anaerobowej. Na zjawisko takie zwracali uwagę Komorowska i Majcherek [7], podkreślając, że zbyt duże stężenie LKT w fazie anaerobowej zmniejsza efektywność poboru ortofosforanów. Dokładna analiza tej zależności przeprowadzona zostanie jednak przy omawianiu parametrów ścieków oczyszczonych w dalszej części artykułu.

Proces defosfatacji nie był zakłócany w znaczącym stopniu wysokim stężeniem azotu azotanowego, ze względu na niską efektywność nityfikacji. W większości analizowanych przypadków w ciągu 1 godziny trwania warunków anoksyczo-anaerobowych następowała całkowita redukcja azotu azotanowego do azotu gazowego w procesie denityfikacji (rys. 6A-C). Nityfikację z kolei można określić dwoma zależnościami. Wzrostu intensywności utleniania azotu wraz ze zmniejszeniem wartości współczynnika dekantacji oraz ze wzrostem czasu fazy beztlenowej, jednakże tylko dla przypadku  $f = 50$  i  $67\%$ . Dla reaktora z  $f = 33\%$  obserwowano wzrost stężenia azotanów wraz z wydłużaniem czasu fazy anaerobowej.

Dynamika przemian azotanów wiązała się ze stężeniem azotu amonowego (rys. 7A-C), charakteryzując się jego spadkiem ze wzrostem stężenia azotanów. Przy najniższej dekantacji obserwowano typowe zmiany, wynikające ze wzrostu  $\text{NH}_4$  w fazie beztlenowej (amonifikacja) oraz spadku podczas napowietrzania (nityfikacja). Dla reaktorów pracujących przy  $50$  i  $67\%$  dekantacji przebieg zmian stężenia azotu amonowego był bardzo zbliżony. Różnica zmniejszała się wraz ze wzrostem czasu napełniania beztlenowego, podczas trwania którego następował spadek stężenia azotu amonowego (dla  $2$  i  $3\text{h}$ ), co mogło świadczyć o przewadze asymilacji nad prędkością amonifikacji.



**Rys. 7A-C.** Dynamika zmian stężenia azotu amonowego podczas pełnego cyklu pracy SBR przy zmiennym współczynniku dekantacji oraz czasu trwania faz procesowych

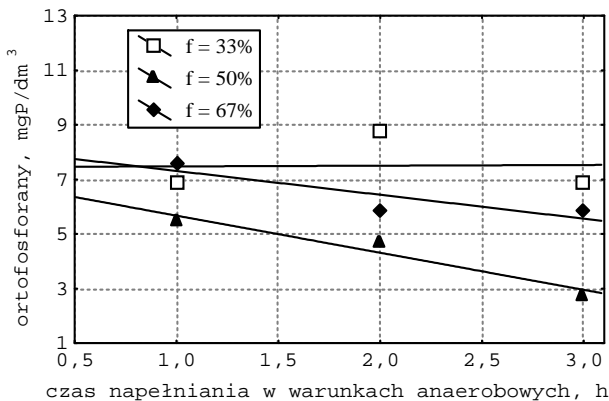
**Fig. 7A-C.** Changes of value of ammonia nitrogen transformations during full cycle of SBR work by changing decantation coefficient as well as duration of process phases

### 3.3. Charakterystyka jakościowa ścieków oczyszczonych

Wprowadzane zmiany operacyjne w SBR wpływające na pracę osadu czynnego oraz dynamikę przemian zachodzących w ściekach podczas trwania faz procesowych, jako efekt ostateczny określają jakość oczyszczonych ścieków, mierzoną ilością zawartych w nich związków biogenych.

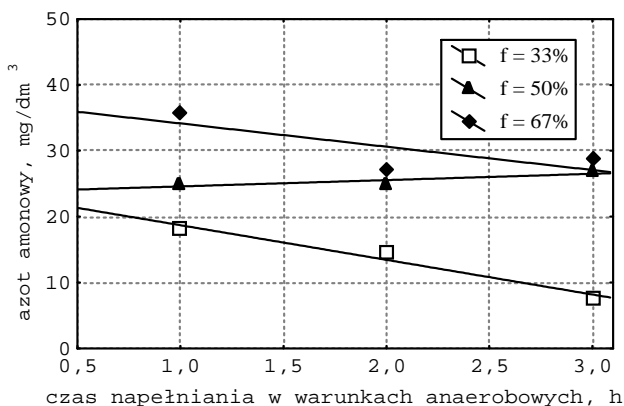
Usuwanie ortofosforanów ze ścieków (rys. 8) przebiegało najbardziej efektywnie przy  $f = 50\%$ , wówczas występowały korzystne właściwości osadu czynnego. Uzyskano zmniejszenie stężenia ortofosforanów z  $5,47$  do  $2,75$   $\text{mg}/\text{dm}^3$  ze wzrostem czasu trwania napełniania odpowiednio od  $1$ h do  $3$ h. Podobna zależność wystąpiła przy  $67\%$  dekantacji, jednakże poziom usunięcia analizowanych jonów był zdecydowanie mniejszy, uzyskując stężenie w granicach od  $5,83$  do  $7,58$   $\text{mg P}/\text{dm}^3$  dla podanych powyżej przedziałów czasowych. Przy najniższych wartościach współczynnika dekantacji stężenie ortofosforanów w ściekach było największe, bez zależ-

ności wpływu czasu napełniania. Wynika to ze zbyt niskiego ładunku organicznego doprowadzanego do reaktora charakteryzującego się brakiem wystarczającej ilości łatwo przyswajalnych substratów (LKT) oraz przebiegających procesów nityfikacji, mogących zakłócać biologiczną defosfatację.



**Rys. 8.** Wpływ czasu trwania napełniania na średnią wartość stężenia ortofosforanów w ściekach oczyszczonych w zależności od współczynnika  $f$

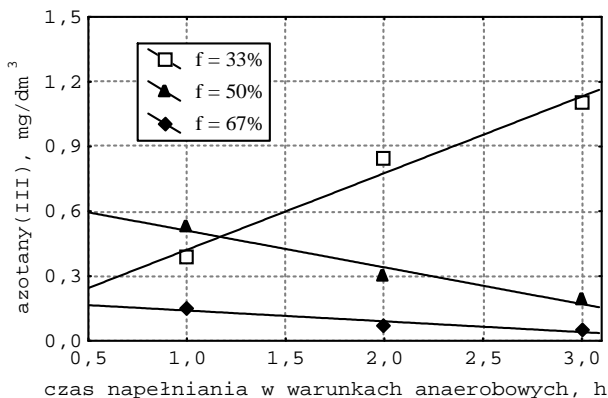
**Fig. 8.** Influence of filling duration on average value of orthophosphates concentration in treated sewage depending on  $f$  coefficient



**Rys. 9.** Wpływ czasu trwania napełniania i współczynnika  $f$  na średnią wartość stężenia azotu amonowego w ściekach oczyszczonych.

**Fig. 9.** Influence of filling duration and  $f$  coefficient on average value of ammonia concentration in treated sewage.

Stężenie azotu amonowego w ściekach oczyszczonych było w dużej mierze pochodną efektywności zachodzącego procesu nityfikacji (rys. 9). Wraz ze wzrostem poziomu dekantacji następował wzrost średniego stężenia jonów amonowych wskazując na wpływ obciążenia ładunkiem organicznym na intensywność procesu. W przypadku  $f = 33\%$  uzyskano najniższe wartości analizowanego jonu, a obciążenie reaktora wyniosło  $0,13 \text{ g BZT}_5/\text{dm}^3$ . Natomiast przy najwyższym poziomie dekantacji (67%) wartość ta była dwukrotnie większa, dlatego uzyskano również odpowiednio wyższe stężenie azotu amonowego. Wpływ czasu trwania napełniania realizowanego w warunkach anoksyczo-anaerobowych stwierdzono przy dekantacji 33 i 67%. Wydłużanie czasu wpływało na obniżenie stężenia  $\text{NH}_4^+$  głównie poprzez asymilację przez mikroorganizmy osadu czynnego oraz utlenienie jonów amonowych do azotanów. Przy  $f = 50\%$  wartość azotu amonowego utrzymywała się na stałym poziomie.



**Rys. 10.** Wpływ czasu trwania napełniania i współczynnika  $f$  na średnią wartość stężenia azotanów w ściekach oczyszczonych.

**Fig. 10.** Influence of filling duration and  $f$  coefficient on average value of nitrates concentration in treated sewage.

Stężenie azotanów w ściekach oczyszczonych było niewielkie, co wynikało z mało intensywnej nityfikacji zachodzącej w reaktorach. W badaniach nad dekantacją przy  $f = 50$  i  $67\%$  stwierdzono zmniejszenie stężenia azotu azotanowego wraz ze wzrostem czasu napełniania, czyli zmniejszania czasu trwania fazy napowietrzania. Jedynie przy  $33\%$  dekantacji obserwowano zależność odwrotną, a więc wzrost stężenia azotanów (III) wraz ze wzrostem czasu trwania napełniania. W przypadku najwyższego poziomu dekantacji (67%) proces nityfikacji praktycznie nie zachodził, a uzyskane wartości stężenia azotanów (III) były bliskie zeru.

#### 4. Podsumowanie i wnioski

W laboratoryjnych badaniach procesu biologicznego oczyszczania ścieków, które często są badaniami rozpoznawczymi poprzedzającymi wprowadzanie nowych rozwiązań na skalę techniczną istotne jest określenie stabilnych warunków pracy układu, w celu zmniejszenia wpływu czynników zakłócających zdefiniowanie zachodzących procesów. Reaktor sekwencyjny ze względu na łatwość obsługi oraz kontroli najważniejszych parametrów technologicznych jest bardzo często wykorzystywany w tych badaniach, jednakże uzyskanie stabilnej pracy osadu czynnego wymaga wielu tygodni adaptacji oraz optymalizacji parametrów operacyjnych. Przeprowadzone badania wpływu zmian współczynnika dekantacji oraz czasu trwania napełniania na efektywność usuwania związków azotu oraz fosforu ze ścieków syntetycznych nie stanowią nowości w szeroko poznanej i przebadanej problematyce technologii SBR, jednakże mogą ułatwić dochodzenie do wymaganej efektywności pracy reaktora. Dlatego też w oparciu o uzyskane wyniki badań sformułowano najistotniejsze wnioski:

- reaktor pracujący przy 33% i 67% dekantacji wykazywał tendencje do puchnięcia osadu ze wzrostem czasu fazy anaerobowej,
- najkorzystniejsze i stabilne właściwości sedymentacyjne osadu czynnego uzyskano dla  $f = 50\%$ ,
- skrócenie fazy beztlenowej zwiększyło intensywność nityfikacji dla  $f = 50$  i 60% dekantacji (wzrasta wiek aerobowy osadu), dla 33% zależność określona została odwrotnie,
- ze wzrostem wartości dekantacji oraz czasu trwania fazy anoksyczno-anaerobowej rosło stężenie ortofosforanów uwalnianych przez bakterie w warunkach beztlenowych,
- przy 30% dekantacji nie nastąpiło uruchomienie mechanizmu biologicznej defosfatacji,
- w reaktorze o wartości  $f = 50$  i 67% ze wzrostem czasu fazy anoksyczno-anaerobowej od 1h do 3h malało stężenie ortofosforanów w ściekach oczyszczonych,
- największe usunięcie ortofosforanów uzyskano przy 50% dekantacji oraz 3-godzinnej fazie beztlenowego napełniania.

## Literatura

1. **Styka W., Banaś J.** *Rozwój technologii SBR w ostatnim 20-leciu*, Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska PAN, vol.12, 2002.
2. **Wilderer P., Irvine R., Goronszy M.** *Sequencing batch reactor technology*, Scientific and Technical Report No. 10, IWA Publishing, 2001.
3. **Danesh S., Sears K.J., Oleszkiewicz J. A., Barnard J. L.** *Biologiczne usuwanie związków biogenych w cyklicznych systemach SBR*, Mat. Konf. Usuwanie związków biogenych ze ścieków. Kraków, 1997.
4. **EPA** *Sequencing batch reactors for nitrification and nutrient removal*. EPA 832-R-92-002. Office of Water Enforcement and Compliance, Waszyngton, USA, 1992.
5. **Rim Y., Yang H., Yoon C., i in.** *A full scale test of a biological nutrients removal system using the sequencing batch reactor activated sludge process*, Wat. Sci. Technology, vol. 35, No. 1, 1997.
6. **Eikelboom D.H., van Buijsen H.J.J.** *Podręcznik mikroskopowego badania osadu czynnego*, Wyd. Seidel-Przywecki, Warszawa, 1999.
7. **Komorowska M., Majcherek H.** *Wpływ zewnętrznego źródła węgla na proces biologicznego usuwania fosforu ze ścieków*, Gaz, Woda i Technika Sanitarna nr 6, 2003.

## The Influence of Operating Parameters on Biogenic Compounds Removal in the Laboratory Sequencing Batch Reactors

### Abstract

The sequencing batch reactors (SBR) allow executing integrated process of carbon, nitrogen and phosphorus compounds removal on the basis of optimal planning of SBR duty cycle. Obtaining high effects of biological removal of biogenic compounds is practically only a matter of optimization the duration time of variable oxygen conditions: anaerobic, anoxic and aerobic, in which result the process of denitrification and dephosphatation happens on the level of efficiency required by the standards which determine the quality of treated sewage.

The rich experience in the range of exploitation as well as designing of SBR, which results for example as the set of German guidelines ATV-M 210 P, makes easier resolving the majority of encountered difficulties in optimization of SBR work. These reactors however are often used under laboratory conditions to investigate sewage treatment in the process of activated sludge. For the sake of long culture, adaptation and optimization periods of SBR work, which can last even several months, large facilitation of conducting investigations may be experience in the range of influence of selected operating parameters on efficiency of the biological removal of nitrogen and phosphorus compounds from synthetic sewage, which make up the aim of this paper.



In the paper author introduced possibilities of SBR work optimization in range of operating parameters: decantation coefficient  $f$  and duration of individual process phases – the anaerobic filling and aeration on possibilities of biological removal of biogenic compounds. The tests were conducted on laboratory SBR system stand working in 8 hour cycle in range of  $f = 33, 50$  and  $67\%$  and filling phases from 1 to 3 hours for each decantation coefficient. The dynamics of course of nitrogen and phosphorus compounds changes for all variables was also determined in sequential process phases of the full SBR cycle.

During laboratory investigations of biological sewage treatment, which often are diagnostic tests preceding application of new solutions on technical scale it is essential to determine stable conditions of system's work, to decrease the influence of factors disturbing defining of processes. SBR for the sake of operation and control of the most important technological parameters easiness is very often used in these investigations, but to obtain the stable work of activated sludge requires many weeks of adaptation and optimization of operating parameters. Conducted investigations on influence of decantation coefficient changes and filling duration on efficiency of nitrogen and phosphorus compounds removal from synthetic sewage are not new in widely known and tested problems of SBR technology, but they can facilitate reaching required efficiency of reactor work. Therefore basing on obtained results of investigations most essential conclusions are:

- the sludge index increases along with increase of anaerobic filling phase duration, particularly above 2 hours,
- reactor with  $33\%$  and  $67\%$  of decantation shows tendencies for sludge swelling by longer times of anaerobic phase than by  $50\%$  of decantation, the most stable on that score,
- shortening anaerobic phase enlarges intensity of nitrification for  $f = 50$  and  $60\%$  of decantation (aerobic age sludge increases), for  $33\%$  dependence was determined inversely,
- along with increase of decantation level and the anaerobic phase time increases the quantity of orthophosphates freed by phosphorous bacteria,
- mechanism of biological dephosphatation does not activate by  $30\%$  of decantation,
- in systems with  $f = 50$  and  $67\%$  along with increase of time of anaerobic phase decreases concentration of orthophosphates in treated sewage,
- the biggest removal of orthophosphates was obtained by  $50\%$  of decantation and 3 hours of anaerobic filling phase.

Obtained results show, that the most optimal conditions for tested system with regard on parameters of the activated sludge and results of dephosphatation were gained for reactor with  $50\%$  of decantation and 3 hours of anaerobic filling phase. During conducted investigations integrated C, N and P was not obtained, but gained results allow to guide further investigations in the direction of laboratory SBR work cycle optimization.