

Profil zmian stężenia ortofosforanów podczas oczyszczania ścieków i przeróbki osadów ściekowych

*Krzysztof Piaskowski, Marta Ćwikalowska
Politechnika Koszalińska*

1. Wstęp

Wykorzystanie znajomości profilu zmian stężenia związków biogenych w oczyszczalniach ścieków stanowi istotny warunek ich projektowania. Wykorzystywanie zintegrowanych układów do usuwania ze ścieków związków azotu oraz fosforu wprowadziło znaczące zmiany w projektowaniu i eksploatacji tzw. gospodarki osadowej oczyszczalni.

Dane statystyczne wskazują, że na 207 ankietowanych polskich oczyszczalni ścieków blisko 83% stosuje proces osadu czynnego i 80% z tych obiektów pracuje w systemie pełnego lub częściowego biologicznego usuwania związków biogenych – tzw. układy wysokoefektywnego usuwania fosforu (*enhanced biological phosphorus removal*) [1]. Uzyskując wyższą skuteczność oczyszczania ścieków, jednocześnie zwiększa się ilość osadów kierowanych do unieszkodliwiania oraz zmienia ich parametry jakościowe, wynikające m.in. z dużej akumulacji fosforu w komórkach bakterii. Podczas unieszkodliwiania osadów w warunkach beztlenowych (fermentacja metanowa), nawet 60% fosforu usuniętego ze ścieków może zostać wtórnie uwolniona podczas hydrolizy polifosforanów do cieczy osadowej. Stężenie fosforu wzrasta w bardzo szerokim zakresie, na co ma wpływ duża zmienność jakościowa osadów oraz problemy z utrzymaniem stabilności procesów ich unieszkodliwiania. Przykładowy zakres stężenia fosforu w oczyszczalni ścieków w Białymstoku wynosił od 20 do 435 mg P_{og}/L w cieczy osadowej z zagęszczaczy grawitacyjnych, natomiast z komór fermentacji od 18 do 590 mg P_{og}/dm^3 [2÷3]. Ciecz osadowa ponadto charakteryzuje się wysoką zawartością związków organicznych, zawiesin ogólnych trudno opadających i koloidalnych, gazów rozpuszczonych (metan, amo-

niak, CO₂, H₂S), metali ciężkich i tłuszczów oraz amoniaku, którego stężenie może osiągnąć nawet kilkaset gramów na metr sześcienny. W cieczy pofermentacyjnej stwierdza się ponadto duże stężenia lotnych kwasów tłuszczowych (LKT), węglanów oraz kationów potasu i magnezu [4÷5]. Rosnąca ilość uwalnianego fosforu w cieczy osadowej, przy równie dużym stężeniu azotu amonowego oraz udziale jonów magnezu stanowi także źródło wytrącającego się twardego osadu fosforanu amonowo-magnezowego MgNH₄PO₄·6H₂O, czyli struwitu [6].

Powszechnym sposobem oczyszczania cieczy osadowej, powstającej podczas przeróbki osadów jest jej zawracanie do oczyszczalni ścieków. Pod względem ilościowym wody osadowe stanowią jedynie kilkuprocentowy udział w ogólnym bilansie ilościowym ścieków. Jednakże ładunek zanieczyszczeń, szczególnie związków biogenych, jaki jest w ten sposób zawracany może dochodzić nawet do kilkudziesięciu procent ogólnego ładunku dopływającego do oczyszczalni. Nieregularne, okresowe oraz zmienne jakościowo dopływy, wynikające z cykliczności oraz różnej efektywności pracy urządzeń gospodarki osadowej mogą stanowić problem dla stabilności pracy oczyszczalni oraz jej eksploatacji. Szczególnie ujawnia się to przy braku monitoringu związków fosforu podczas poszczególnych faz oczyszczania ścieków i przeróbki osadów [7].

W prezentowanym artykule autorzy przedstawili profil zmian stężenia ortofosforanów podczas oczyszczania ścieków oraz unieszkodliwiania osadów ściekowych miejskiej oczyszczalni „Jamno”, ze szczególnym uwzględnieniem wód osadowych.

2. Charakterystyka oczyszczalni ścieków „Jamno”

Oczyszczalnia ścieków dla miasta Koszalina została oddana do użytku w 1995 roku, jako oczyszczalnia mechaniczno-biologiczna, pracująca początkowo w układzie technologicznym A/O. W kolejnych latach (2000÷2003) obiekt zmodernizowano do technologii układu A₂O, zapewniającego wysokosprawne usuwanie związków azotu i fosforu. Projektowana przepustowość oczyszczalni określona została na poziomie **40 000 m³/d**, która to wielkość zmieniła się w wyniku postępujących zmian społeczno-gospodarczych w kraju na początku lat 90-tych. W roku 2005 średnia ilość ścieków doprowadzanych systemem kanalizacji z Koszalina i wsi Jamno oraz dowożonych taborem asenizacyjnym z terenów nieskanalizowanych (0,2% Q_{całk}) wyniosła zaledwie **29 790 m³/d**.

Wraz ze zmianami ilościowymi obserwowano również zmiany jakościowe ścieków. Porównując wartości wybranych parametrów jakości ścieków z założeń projektowych (lat 1997÷1999) oraz z roku 2005, zaobserwowano duży wzrost wartości poszczególnych stężeń zanieczyszczeń, od 14% (azot amonowy) do nawet 90% (zawiesiny ogólne) (tabela 1). Pomimo to, podatność

ścieków na biologiczny rozkład utrzymała się na korzystnym poziomie ($\text{ChZT}/\text{BZT}_5 = 1,8$), natomiast wartość ilorazu BZT_5/P wzrosła w 2005 roku do poziomu 33,8, bardziej korzystnego dla biologicznej defosfatacji.

Tabela 1. Charakterystyka jakości ścieków surowych

Table 1. Qualitative characteristics of sewage

Parametr	Stężenie [mg/dm^3]		
	2005	1997/1999	wg założeń proj.
BZT_5	635	369	380
ChZT	1169	695	690
Zawiesina og.	555	284	290
Azot og.	84,6	65,9	70
Azot amonowy	42,4	35,0	37
Fosfor og.	18,8	12,8	14
ChZT/BZT_5	1,8	1,9	1,8
BZT_5/P	33,8	28,8	27,1

Odbiornikiem ścieków oczyszczonych jest rzeka Dzieręcinka, która w odległości 3,5 km od wlotu ścieków wpływa do Jeziora Jamno - jednego z największych pod względem powierzchni jezior w Polsce (2240 ha). Ze względu na znaczną degradację jeziora oraz postępującą eutrofizację, odprowadzanie ścieków oczyszczonych stanowiło przez wiele lat duże obciążenie dla odbiornika. Aktualne pozwolenie wodno-prawne dopuszcza maksymalne stężenia zanieczyszczeń w ściekach oczyszczonych:

- BZT_5 15 $\text{mg O}_2/\text{dm}^3$
- Zawiesiny og. 25 mg/dm^3
- P_{og} 1,0 mg/dm^3
- N_{og} 10 mg/dm^3

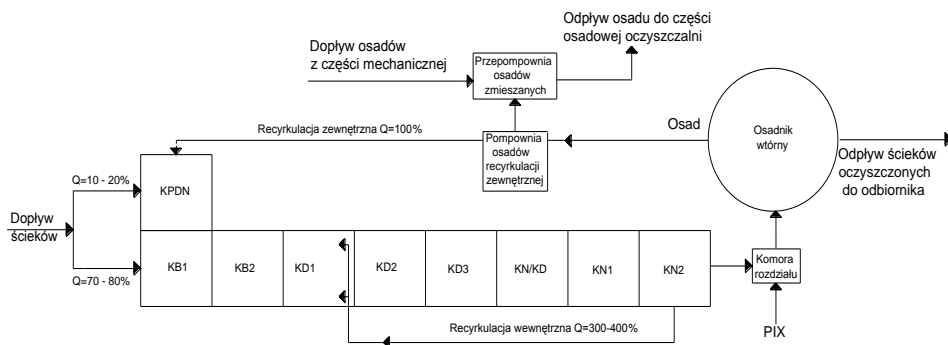
Oczyszczalnia ścieków „Jamno” składa się z trzech integralnych części:

- mechanicznej z instalacją wstępnego chemicznego strącania,
- biologicznej z instalacją strącania końcowego,
- przeróbki osadów ściekowych z instalacją chemicznego kondycjonowania.

Ścieki dopływają do oczyszczalni oraz przepływają przez poszczególne obiekty i urządzenia - grawitacyjnie, dzięki czemu uniknięto budowy pośrednich pompowni. Część mechaniczna oczyszczalni składa się kolejno z kraty ręcznej o prześwicie 5 cm, krat gęstych schodkowych o prześwicie 3 mm, piaskownika o przepływie poziomym, przed którym do ścieków dozowany jest koagulant PIX-113 ($35 \div 50 \text{ g PIX}/\text{m}^3$) oraz osadników wstępnych prostokątnych podłużnych. Przed osadnikami koagulacja jest wspomagana polimerem anio-

nowym, dawkowanym w ilości proporcjonalnej do objętości przepływających ścieków (stężenie $0,06 \div 0,09 \text{ g/m}^3$ PRAESTOL 2530).

Po wstępnym oczyszczeniu, ścieki przepływają do dwóch równoległe pracujących układów wielofazowych reaktorów biologicznych. Procesy denitryfikacji, defosfatacji i nityfikacji oraz biodegradacji węgla zachodzą w poszczególnych komorach osadu czynnego (rysunek 1). Część ścieków surowych (20%) po osadniku wstępnym kierowana jest do komory predenitryfikacji (recyrkulacji zewnętrznej), pozostała ilość przepływa bezpośrednio do komory beztlenowej (KB1, następnie KB2). Proces denitryfikacji prowadzony jest w trzech następujących po sobie komorach z recyrkulacją wewnętrzną, prowadzoną z ostatniej komory nityfikacyjnej do pierwszej komory denitryfikacyjnej. Wielkość recyrkulacji wewnętrznej jest uzależniona od stężenia azotanów (V). W dalszej kolejności ścieki są napowietrzane drobnopełcherzykowo w komorach nityfikacji (KN). Przed osadnikami wtórnymi radialnymi do komory rozdziału dawkowany jest koagulant PIX-113 (15 g PIX/m^3), przeciwdziałający wtórnemu uwalnianiu się fosforu z komórek bakterii osadu czynnego. Recyrkulacja zewnętrzna osadu z osadnika kierowana jest do komory predenitryfikacji (KPDN) na poziomie $100\%Q$, zapewniając wiek osadu $WO = 38$ dni. Oczyszczone ścieki przepływają kanałem do odbiornika.



Rys. 1. Schemat blokowy części biologicznej oczyszczalni ścieków „Jamno”

Fig. 1. Block diagram of biological part of sewage treatment plant “Jamno”

Osad wstępny oraz nadmierny - po wymieszaniu w przepompowni, kierowany jest do obiektów gospodarki osadowej, bazującej na procesie fermentacji metanowej. Do przepompowni jest periodicznie doprowadzane przez ruszt sprężone powietrze ze stacji dmuchaw, w celu zmniejszenia uwalniania fosforu w zagęszczaczach grawitacyjnych. Przed zagęszczeniem osady są dodatkowo kondycjonowane koagulantem PIX-113 ($600 \div 850 \text{ g/m}^3$) oraz polielektrolitem kationowym PRAESTOL 855^{BS} ($0,5 \div 0,6 \text{ g/m}^3$). Średnia ilość osadów kierowa-

nych do zagęszczaczy wynosi: 400 m³/d osadu nadmiernego o uwodnieniu 98,8% oraz 400 m³/d osadu wstępnego o uwodnieniu 99,1%. Proces fermentacji metanowej (około 100 dni) odbywa się w otwartej komorze WKF_o. Po przefermentowaniu osad kierowany jest do wirówek sedymentacyjnych, do których doprowadzany jest również PRAESTOL 855^{BS} (3,87 g/kg_{sm}). Odwodniony osad jest składowany na placu oraz transportowany na składowisko odpadów.

Podczas procesów przeróbki osadów ściekowych zostają wydzielone:

- ciecz osadowa z zagęszczaczy
- odcieki z wirówek
- ciecz osadowa z reaktora chemicznego

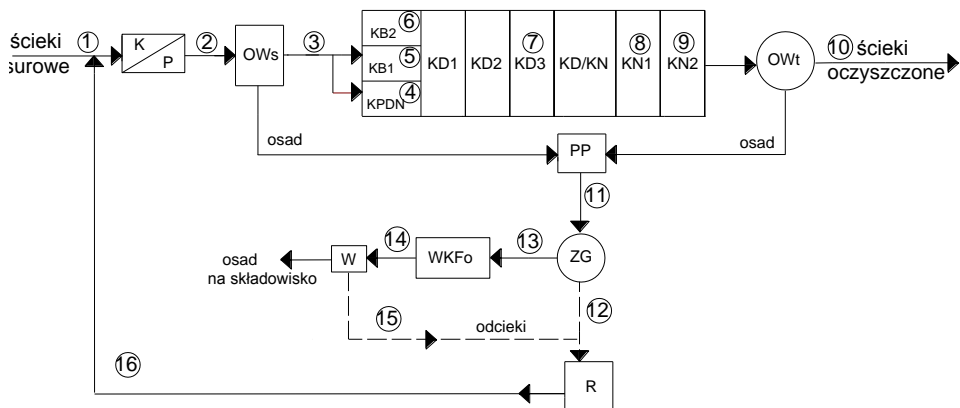
Ze względu na brak opomiarowania poszczególnych elementów obiektów bloku osadowego oczyszczalni, określenie ilości powstających wód osadowych jest jedynie przybliżone. Ciecz osadowa z zagęszczacza, w ilości około 800 m³/d oraz odcieki z wirówek kierowane są przez koryta przelewowe do reaktora chemicznego – akcelatora, w którym jest prowadzone chemiczne strącanie fosforu koagulantem PIX-113 (180÷230 g PIX/m³). Osad chemiczny powstały w reaktorze kierowany jest do odwodnienia na wydzieloną wirówkę. Ciecz nadosadowa z akcelatora zawracana jest przez przepompownię na początek układu oczyszczania ścieków.

3. Metodyka badań

Określenie profilu zmian stężenia ortofosforanów dla części ściekowej oraz osadowej analizowanego obiektu przeprowadzono na podstawie analizy stężenia jonów ortofosforanów w ściekach, osadzie i wodach osadowych. Próbkę pobierano w okresie sześciu miesięcy w wyznaczonych punktach poboru, charakterystycznych dla każdego etapu oczyszczania ścieków i przeróbki osadów ściekowych. Przyjęto 10 punktów poboru próbek dla części ściekowej oraz 6 dla części osadowej, rozmieszczonych zgodnie ze schematem przedstawionym na rysunku 2.

Oznaczenie stężenia ortofosforanów w ściekach wykonywano w filtracie po przesączeniu przez sącdek twardy, natomiast dla mieszaniny ścieków i osadów analizę przeprowadzono po wcześniejszej mineralizacji metodą kolorymetryczną z molibdenianem. Stężenie zawiesin ogólnych analizowano metodą wagową bezpośrednią.

Punktem odniesienia do interpretacji uzyskanych wyników dla poszczególnych punktów części ściekowej było stężenie i ładunek ortofosforanów dopływający w ściekach surowych.



Rys. 2. Punkty poboru próbek

Fig. 2. Sampling points

Opis oznaczeń: K – krata, P – piaskownik, OWs – osadnik wstępny, KP DN – komora predenitryfikacji, KB_{1,2} – komora defosfatacji, KD_{1,2,3} – komora denitryfikacji, KD/KN – komora denitryfikacji/nitryfikacji, KN_{1,2} – komora nitryfikacji, OWt – osadnik wtórny, PP – przepompownia, ZG – zagęszczacz grawitacyjny, WKFo – wydzielona komora fermentacyjna otwarta, W – wirówka sedymentacyjna, R – akcelerator.

4. Profil stężenia ortofosforanów w części ściekowej oczyszczalni

Zmiany stężenia jonów ortofosforanowych w części mechanicznej oczyszczalni ścieków wynikały głównie z intensywności prowadzenia procesu chemicznego strącania koagulantem PIX-113. Reagent jest dozowany do ścieków przed piaskownikiem, ale właściwa koagulacja zachodzi w osadniku (przed którym do ścieków dodawany jest wspomagający flokulację anionowy polielektrolit PRAESTOL). Uzyskane w ten sposób zmniejszenie ładunku ortofosforanów wyniosło sumarycznie 42%. Średnie stężenie jonów PO_4^{3-} w ściekach po części mechanicznej oczyszczalni zmniejszyło się do $7,75 \text{ mg P/dm}^3$ i dalsze usuwanie prowadzono w układzie wielofazowych reaktorów biologicznych (rysunek 3).

Stężenie jonów ortofosforanowych uwalnianych z komórek bakterii w komorach predenitryfikacji oraz beztlenowych rosło do wartości maksymalnego stężenia $26,70 \text{ mg P/dm}^3$ (wzrost o 245% w odniesieniu do stężenia w ściekach po osadniku wstępnym), będącego w dużej mierze wypadkową obecności LKT w ściekach. Wysoka wartość stosunku BZT_5/P powyżej 30 umożliwiała zainicjowanie biologicznej defosfatacji, której kolejny etap obserwowano już w komorze anoksydacyjnej (denitryfikacji – pkt. 7 rysunek 3). Pomimo warunków niedotlenionych obserwowano pobór ortofosforanów, będący efektem możliwości wykorzystywania przez bakterie PAOs (*phosphorus accumulating organi-*

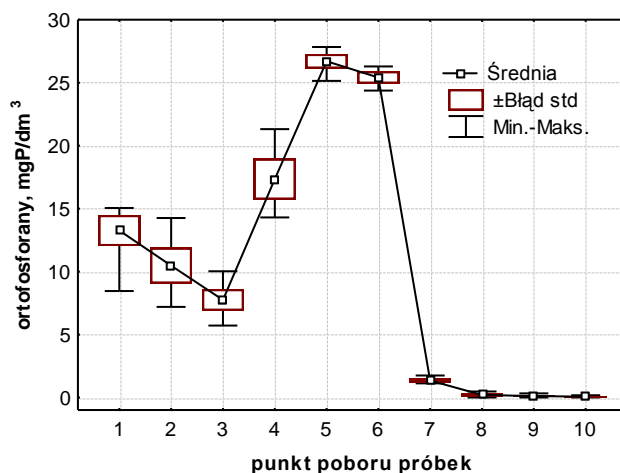
sms) jako akceptora elektronów nie tylko tlenu rozpuszczonego, ale również azotanów (III lub V). Część bakterii fosforanowych (60÷70%) jest zdolna do wykorzystania azotanów lub tlenu (tzw. DNPAOs – *denitrifying phosphate accumulating organisms*) podczas poboru fosforanów i utleniania zmagazynowanego w komórkach kwasu PHB (*poly-β-hydroksymaślan*), natomiast pozostałe bakterie wykorzystują wyłącznie tlen.

Tabela 2. Wyniki pomiarów stężenia jonów ortofosforanowych w wybranych punktach części ściekowej oczyszczalni „Jamno”

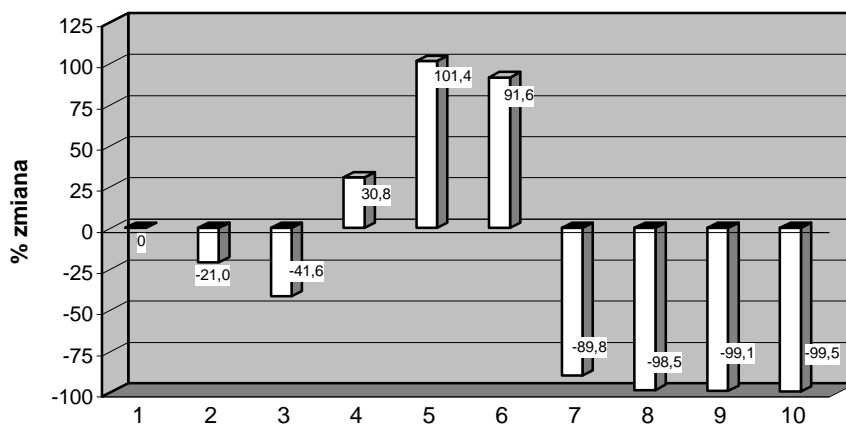
Table 2. Results of orthophosphates concentrations measurements in selected point of sewage treatment plant “Jamno”

Punkt poboru próbki		Stężenie [mg P/dm ³]			Ładunek [kg P/d]	
		min	max	średnia	średnia	% zmiana
1	po kratkach	8,5	15,1	13,3	369,8	0
2	po piaskowniku	7,2	14,3	10,5	293,2	-20,7
3	po osad. wstępnym	5,7	10,0	7,8	215,2	-41,8
4	KPDN	14,5	21,3	17,4	481,7	+30,3
5	KB1	25,2	27,8	26,7	745,8	+101,7
6	KB2	24,4	26,3	25,4	704,2	+90,4
7	KD3	1,1	1,8	1,4	37,5	-89,9
8	KN1	0	0,5	0,2	5,6	-98,5
9	KN2	0	0,3	0,1	3,3	-99,1
10	po osad. wtórnym	0	0,2	0,1	1,8	-99,5

Stężenie jonów ortofosforanowych w komorze denitryfikacji wyniosło 1,35 mgP/dm³, tym samym ich ładunek zmniejszył się o 90%. W praktyce oczyszczania ścieków, biologiczne usuwanie fosforu jest często połączone z denitryfikacją, właśnie dzięki obecności denitryfikacyjnych bakterii akumulujących fosfor. Anoksydacyjne pobieranie fosforu jest uzależnione w dużym stopniu od dostępności azotanów, gdyż zbyt małe stężenie może powodować szybką denitryfikację i powstawanie warunków beztlenowych, a w następstwie uwalnianie, a nie pobór ortofosforanów. To co w warunkach beztlenowych jest dla procesu defosfatacji barierą (stężenie azotanów w osadzie recykulowanym powyżej 5 mg/dm³ powoduje inhibicję procesu, ze względu na wykorzystanie przez bakterie denitryfikacyjne dużej części substratu organicznego), w komorze anoksydacyjnej okazało się zaletą [8÷12].



Rys. 3. Profil zmian stężenia jonów PO_4^{3-} w poszczególnych punktach poboru próbek
Fig. 3. Profile of orthophosphates concentration change in individual sampling points



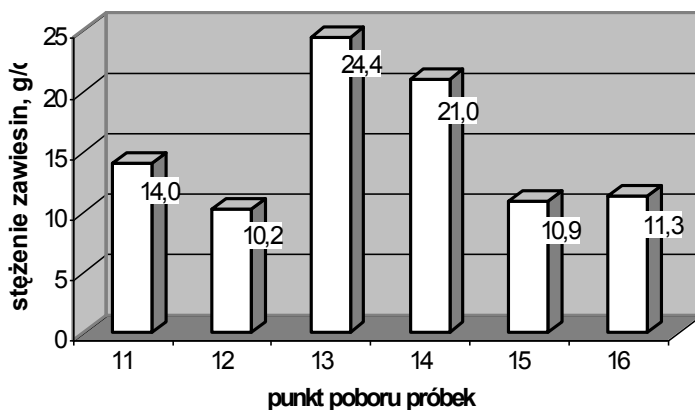
Rys. 4. Zmiany procentowe stężenia ortofosforanów w poszczególnych punktach poboru próbek w odniesieniu do stężenia początkowego w ściekach surowych
Fig. 4. Percentage changes of orthophosphates in selected sampling points with reference to the initial concentration raw sewage

Dalszy pobór jonów ortofosforanowych w komorze nityfikacji spowodował nieznacznie zwiększenie skuteczności usunięcia jonów do 99% ($<1 \text{ mg P/dm}^3$). Stężenie w ściekach odprowadzanych z reaktora biologicznego wyniosło $0,12 \text{ mg P/dm}^3$. Po osadniku wtórnym, w wyniku dozowania do komory rozdziału koagulantu PIX-113, uzyskano ostatecznie w ściekach oczyszczonych 99,5% zmniejszenie ładunku ortofosforanów w odniesieniu do ładunku początkowego (rysunek 4).

4. Bilans fosforu ciągu osadowego

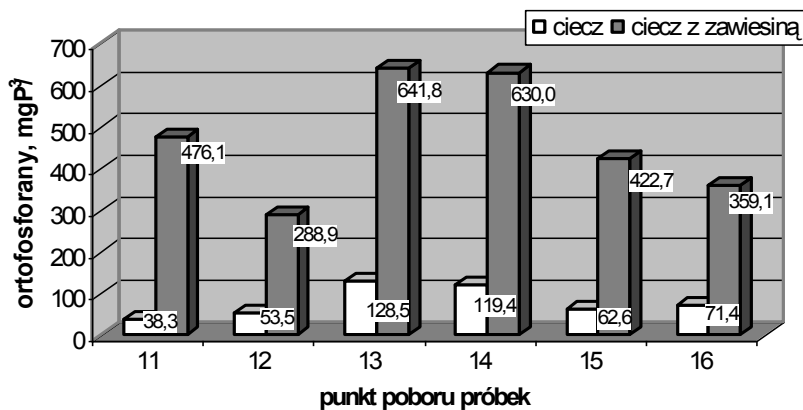
Usunięte w procesach oczyszczania ścieków ortofosforany zostały przede wszystkim zakumulowane w komórkach bakterii oraz chemicznie wytrącone w postaci osadu. Przeróbka i unieszkodliwianie osadów ściekowych wiąże się jednak z ryzykiem uwalniania dużej ilości fosforu z komórek bakterii do cieczy osadowej. Przeprowadzone badania określiły stężenie fosforu w samym osadzie nadmiernym na poziomie średnio $40,8 \text{ mgP/g}_{\text{sm}}$ – czyli 4% masy osadu, przy jego stężeniu w zakresie $6,8\div 9,2 \text{ g/dm}^3$ [13]. Największy jednak problem przy eksploatacji urządzeń części osadowej oczyszczalni nie wynikał z uwalniania jonów ortofosforanowych, ale z powodu obecności zawiesin w cieczy osadowej po poszczególnych procesach przeróbki (rysunek 5). W cieczy nadosadowej z zagęszczacza wyniosła ona $10,2 \text{ g/dm}^3$, podobnie w odcieku z wirówek ($10,9 \text{ g/dm}^3$), co było spowodowane uzyskiwaniem niskiego współczynnika rozdziału równego 50%. Skłoniło to eksploatatorów do wymiany wirówek na nowe, których praca nie została jednak jeszcze objęta prezentowanymi badaniami.

Duże ilości zawiesin w cieczy osadowej kierowanej do reaktora chemicznego obniżały w konsekwencji skuteczność chemicznego strącania związków fosforu. Ciecz osadowa zawracana do głównego ciągu oczyszczania ścieków (rysunek 5 pkt. 16) zawierała średnio $11,3 \text{ g/dm}^3$ zawiesiny zasobnej w jony ortofosforanowe. Z tego też względu stężenie zawiesin og. w cieczy osadowej determinowało wielkość ładunku powrotnego fosforu. Potwierdzają to badania stężenia jonów PO_4^{3-} w cieczy osadowej oraz sumaryczne w cieczy i osadzie (rysunek 6). Wartości te pokrywają się z trendem obserwowanym na rysunku 5. Największe stężenie zawiesin og. notowano w nadawie osadu z zagęszczacza do komory fermentacji równe $24,4 \text{ g/dm}^3$ (pkt. 13) i tam też sumaryczne stężenie ortofosforanów wynosiło $641,82 \text{ mg P/dm}^3$.



Rys. 5. Stężenie zawiesin og. w poszczególnych punktach poboru: 11 – nadawa do zagęszczaczy, 12 – ciecz osadowa z zagęszczacza do reaktora chemicznego, 13 – nadawa z zagęszczacza do WKFo, 14 – osad z WKFo do wirówek, 15 – odciek z wirówek do reaktora chemicznego, 16 – ciecz osadowa z reaktora chemicznego do oczyszczalni

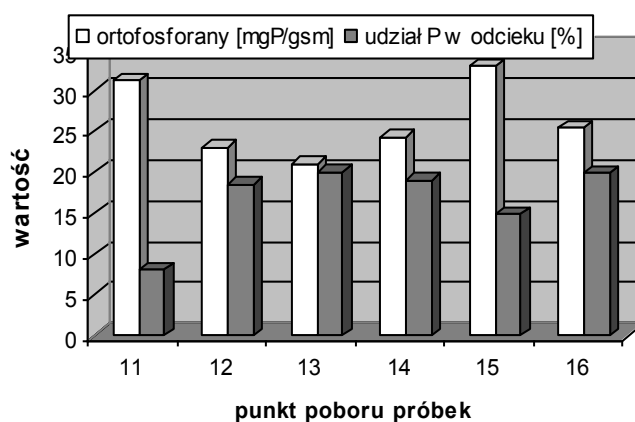
Fig. 5. Concentration of suspended solids in individual sampling points: 11 – inflow to thickener, 12 – sedimentation water from thickener to chemical reactor, 13 – outflow from thickener to sludge digester, 14 – sludge from digester to centrifuge, 15 – water from centrifuge to chemical reactor, 16 – sedimentation water from chemical reactor recycle to wastewater treatment



Rys. 6. Rozkład stężenia ortofosforanów w cieczy osadowej i zawieszinie

Fig. 6. Distribution of orthophosphates concentration in sedimentation water and suspended solids

Stosunkowo niewielkie stężenie jonów ortofosforanowych obserwowano w fazie ciekłej; od $38,3 \text{ mg P/dm}^3$ w nadawie do zagęszczaczy, co wskazuje na rozpoczęcie uwalniania jonów PO_4^{3-} już w pompowniach osadu. Maksymalną wartość zaobserwowano dla nadawy osadu z zagęszczaczy oraz z komory fermentacji – od 119 do 128 mg P/dm^3 . Procentowy udział ortofosforanów w cieczy w odniesieniu do sumarycznego stężenia (ciecz z zawiesiną osadu) nie przekroczył 20% i był powiązany ze stężeniem jonów ortofosforanowych w samym osadzie (rysunek 7). Stężenie ortofosforanów przypadający na jeden gram osadu wykazywało przy tym niewielkie zróżnicowanie, zależne od punktu poboru próbki, w zakresie od 33 do $21 \text{ mg P/g}_{\text{sm}}$.



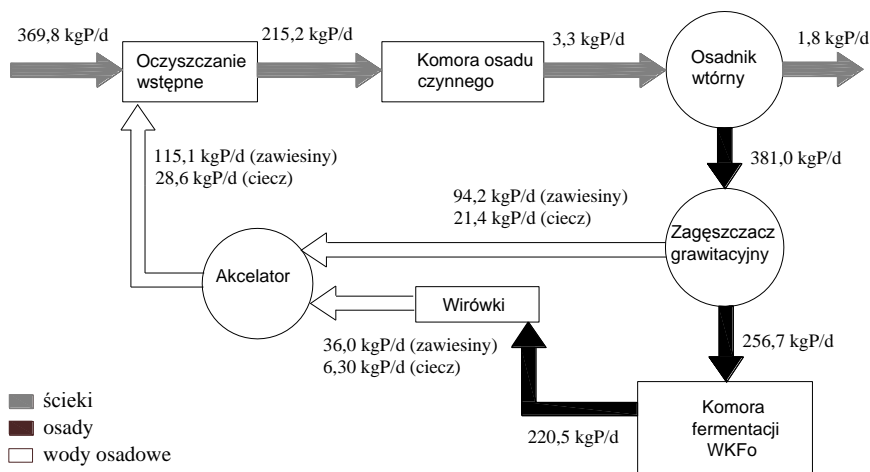
Rys. 7. Stężenie ortofosforanów w osadzie oraz procentowy udział w cieczy osadowej
Fig. 7. Orthophosphates concentration in sludge and percentage share in sedimentation water

Tabela 2. Wyniki badań stężenia jonów ortofosforanowych w części osadowej oczyszczalni
Table 2. Orthophosphates ions concentration in the sludge part of treatment plant

Punkt poboru próbki	Q [m ³ /d]	Wartości średnie							
		Stężenie zawiesin, [g/dm ³]	Osad [mg P/g _{sm}]	Ciecz osadowa [mg P/dm ³]	% udział P w cieczy	Ładunek [kg P/d]			
						ciecz	zawiesiny	ogólny	
11	Przed zagęszczaczem	800	14,0	31,28	38,30	8,1	30,6	350,4	381,0
12	Ciecz z zagęszczacza	400	10,2	23,07	53,54	18,5	21,4	94,2	115,6
13	Osad z zagęszczacza	400	24,4	21,04	128,50	20,0	51,4	205,3	256,7
14	Osad z WKF	350	21,0	24,30	119,40	19,0	41,8	178,7	220,5
15	Odciek z wirówek	100	10,9	33,05	62,60	14,8	6,3	36,0	42,3
16	Ciecz z reaktora	400	11,3	25,46	71,40	19,9	28,6	115,1	143,7

Przeprowadzone badania pozwoliły na kompleksowe określenie orientacyjnego profilu ortofosforanów – ich stężenia, a przede wszystkim ładunku, w części ściekowej oraz osadowej oczyszczalni (rysunek 8). Analiza uzyskanych wyników wskazuje na znaczący wpływ pracy zagęszczaczy oraz wirówek na wielkość ładunku powrotnego jonów ortofosforanowych. Wysokie stężenie zawiesin og. w cieczy osadowej z zagęszczacza oraz w wodach odciekowych z wirówek stanowiło podstawowy problem uzyskania zmniejszenia ładunku w akceleratorze. Pomimo dozowania koagulantu uzyskano niewielką skuteczność procesu strącania, tym samym duży ładunek zawiesin, a wraz z nimi jonów ortofosforanowych, zwracano do części ściekowej oczyszczalni.

Ładunek ortofosforanów w cieczy osadowej z akceleratora zwracany do oczyszczania wstępnego stanowił jedynie 7÷8% ładunku dopływającego w ściekach surowych. Jednakże biorąc pod uwagę również stężenie ortofosforanów w zawiesinach, sumaryczna wartość ładunku wzrosła już do 40%.



Rys. 8. Przepływ ładunku ortofosforanów w części ściekowej i osadowej oczyszczalni
Fig. 8. Flow of orthophosphates load in sewage treatment part and sludge part of plant

Przeprowadzone badania dają także podstawę do określenia procesów przeróbki osadów jako procesów niskiej stabilności, będącej miernikiem utrzymania określonej efektywności w danym przedziale czasowym. Duża zmienność uzyskiwanych wyników wymagała określenia wartości średnich, ułatwiających interpretację danych. Analiza pracy części osadowej oczyszczalni ścieków wskazuje na wzajemne oddziaływanie części ściekowej oraz przeróbki osadów na zasadzie naczyń połączonych. Problemy z osadem czynnym w reaktorze biologicznym oraz w osadniku wtórnym, zwiększenie usuwania osadu

nadmiernego lub jego puchnięcie oddziałują na skuteczność pracy urządzeń przeróbki osadów. W mniejszym stopniu dotyczy to pracy wirówek, ale zdecydowanie w większym zagęszczaczy, z których do akcelatora kierowany był prawie 3-krotnie większy ładunek fosforu. Pogorszenie jakości cieczy osadowej zawracanej do oczyszczania w tak znaczącym stopniu może przyczyniać się do intensyfikacji chemicznego wspomaganie usuwania związków fosforu w części ściekowej, szczególnie podczas cyklicznego zrzutu wód osadowych, powodując tym samym wzrost kosztów eksploatacyjnych.

4. Podsumowanie

Oczyszczalnia ścieków „Jamno” pracująca w układzie mechaniczno-biologicznym wspomaganym wstępnym oraz końcowym chemicznym strącaniem usuwa jony ortofosforanowe w 98÷99%. W znaczącym stopniu (90% usunięcia) osiągane jest to wskutek defosfatacji i denitryfikacji, gdzie bakterie akumulujące fosfor pobierają tlen z procesu redukcji azotanów (V).

Wody osadowe, zawracane do głównego ciągu oczyszczania ścieków, stanowią jedynie około 1,4% całkowitej ilości ścieków kierowanych do oczyszczalni ścieków „Jamno”. Jednakże ich zmienna jakość, niesprecyzowana ilość, wysokie stężenie zawiesin ogólnych i związków biogenych (w 80% skumulowanych w zawiesinach), oraz nieregularność dopływu może zwiększać obciążenie oczyszczalni ładunkiem zanieczyszczeń. W przypadku jonów ortofosforanowych nawet o 40%, w odniesieniu do ładunku dopływającego ze ściekami. Dlatego usprawnienie pracy zagęszczaczy, a szczególnie wymiana wirówek pozwoli na zmniejszenie ładunku powrotnego ortofosforanów, a tym samym na poprawę pracy oczyszczalni oraz zmniejszenie zużycia środków chemicznych (koagulantów).

Przeprowadzone badania wykazały, że w sytuacji coraz bardziej powszechnego wykorzystania układów wysokosprawnego oczyszczania ścieków, znajomość obiegu związków fosforu jest niezbędnym i skutecznym narzędziem eksploatatorów do kontroli oraz optymalizacji funkcjonowania oczyszczalni. Aktualnie problem wpływu ładunków powrotnych z gospodarki osadowej jest już coraz częściej dostrzegany. Należy spodziewać się, że kierunek jego rozwiązania będzie koncentrowany na zmniejszaniu ilości zanieczyszczeń w cieczy osadowej, przed skierowaniem jej do głównego ciągu oczyszczania. Działania te pozwolą na ścisłą kontrolę obiegu związków fosforu, a tym samym na usprawnienie i zwiększenie stabilności procesu biologicznego usuwania związków biogenych.

Literatura

1. **Dymaczewski Z., Sozański M.M.** *Wodociągi i kanalizacja w Polsce – tradycja i współczesność*, PFOZW, Poznań – Bydgoszcz 2002.
2. **Ho-Jae Hwang, Euiso Choi** *Nutrient control with other sludges in anaerobic digestions of BPR sludge*, Water Science and Technology, 1998, Vol. 38, No. 1, pp. 295-302.
3. **Boruszko D., Simson G., Wierzbicki T.L.** *Próby bilansowania wód osadowych powstających podczas przeróbki osadów na przykładzie oczyszczalni ścieków w Białymstoku*, Mat. konf. „Osady ściekowe w praktyce”, Politechnika Częstochowska, Częstochowa-Ustroń 1998, ss. 103-110.
4. **Pitman A.R.** *Management of biological nutrient removal plant sludges – change the paradigms?* Water Research, 1999, Vol. 33, No. 5, pp. 1141-1146.
5. **Poepel H.J., Jardin N.** *Influence of enhanced biological phosphorus removal on sludge treatment*, Water Science Technology, 1993, Vol.28, No. 1, pp. 263-271.
6. **Battistoni P., Pavan P., Prisciandaro M., Cecchi F.** *Struvite crystallization: a feasible and reliable way to fix phosphorus in anaerobic supernatants*, Water Research, 2000, Vol. 34, No. 11, pp. 3033-3041.
7. **Boruszko D., Dąbrowski W.** *Obieg związków biogenych w miejskich oczyszczalniach ścieków*. Wydawnictwo Politechniki Białostockiej. Białystok 2003.
8. **Yong-Zhen Peng, Xiao-Lian Wang, Bai-Kun Li** *Anoxic biological phosphorus uptake and the effect of excessive aeration on biological phosphorus removal in the A2O process*, Desalination, 2006, Vol. 189, No. 1-3, pp. 155-164.
9. **Akin Beril S., Aysenur Ugurlu** *The effect of an anoxic zone on biological phosphorus removal by a sequential batch reactor*, Bioresource Technology, 2004, Vol. 94, No. 1, pp. 1-7.
10. **Hoi-Ping Shi, Chi-Mei Lee** *Combining anoxic denitrifying ability with aerobic-anoxic phosphorus-removal examinations to screen denitrifying phosphorus-removing bacteria*, International Biodeterioration & Biodegradation, 2006, Vol. 57, No. 2, pp. 121-128.
11. **Hu Z.R., Wentzel M.C., Ekama G.A.** *Anoxic growth of phosphate-accumulating organisms (PAOs) in biological nutrient removal activated sludge systems*, Water Research, 2002, Vol. 36, No. 19, pp. 4927-4937.
12. **Anielak A.M.** *Niekonwencjonalne metody usuwania substancji biogenych w bioreaktorach sekwencyjnych*. Gaz, Woda i Technika Sanitarna, 2006, nr 2, ss. 23-27.
13. **Piaskowski K.** *Wykorzystanie osadów z uzdatniania wody podziemnej do zmniejszenia uwalniania fosforu podczas przeróbki osadów ściekowych*, Gaz, Woda i Technika Sanitarna, 2005, nr 12, ss. 19-24.