

Lucyna PRZYWARA¹ i Anna ADAMIEC¹

ZMIANY SKŁADU MATERII ORGANICZNEJ PODCZAS OCZYSZCZANIA ŚCIEKÓW KOMUNALNYCH

CHANGES IN ORGANIC MATTER COMPOSITION DURING MUNICIPAL SEWAGE TREATMENT

Abstrakt: Efektywność oczyszczania ścieków zależy nie tylko od zastosowanej technologii dostosowanej do jakości dopływających ścieków surowych, ale również od problemów eksploatacyjnych czy gospodarki wodami osadowymi. Obecnie oczyszczalnie nie stosują metod wydzielonego oczyszczania odcieków powstających w trakcie przeróbki osadów i są zwracane na początek ciągu technologicznego oczyszczalni. Wody osadowe ze względu na zawartość substancji organicznej niepodatnej na biodegradację mogą wpływać na efektywność realizowanych procesów oczyszczania. Dlatego też ważne jest nie tylko określenie ogólnej zawartości związków organicznych w ściekach, ale również dokonanie szczegółowej charakterystyki substancji organicznych przez wyznaczenie frakcji ChZT. W niniejszych badaniach przeanalizowano przemiany materii organicznej podczas oczyszczania ścieków w kolejnych etapach mechaniczno-biologicznego oczyszczania ścieków, dokonując analizy składu frakcyjnego materii organicznej. Badania prowadzono na ściekach pochodzących z oczyszczalni pracującej w technologii zintegrowanego usuwania związków organicznych i biogennych. Wykazano m.in., że cyrkulacja odcieków powstających podczas odwadniania osadów powodowała wzrost stężenia trudno rozkładalnej substancji organicznej. Podczas mechaniczno-biologicznego procesu oczyszczania całkowicie uległy zmianie proporcje frakcji Si, Ss, Xi, Xs. Dominującą frakcją w ściekach oczyszczonych była frakcja związków rozpuszczonych nieulegających biologicznemu rozkładowi przez mikroorganizmy - Si. Łącznie frakcje inertne (Si i Xi) w ściekach oczyszczonych stanowiły 76,4% całkowitego ChZT. Udział frakcji Xi na poziomie 16,3% całkowitego ChZT w ściekach oczyszczonych pozwala stwierdzić, że zachodzące procesy oczyszczania działają z dużą efektywnością, na które nie mają wpływu doprowadzane wody osadowe.

Słowa kluczowe: materia organiczna, frakcje ChZT, wody odpadowe z przeróbki osadów (odcieki)

Wprowadzenie

Wdrażanie w Polsce dyrektywy ściekowej, ukierunkowanej na intensyfikację usuwania związków biogennych spowodowało zastosowanie na oczyszczalniach rozwiązań i modyfikacji procesów oczyszczania w celu zapewnienia zaostrożonych wymagań odnośnie do jakości ścieków. Na eksploatację wysokoefektywnych oczyszczalni ścieków z usuwaniem związków biogennych istotnie wpływa rozwiązanie układu przeróbki osadów ściekowych, bowiem intensyfikacja przeróbki osadów przyczynia się do wzrostu oddziaływania linii przeróbki osadów na pracę linii technologicznej oczyszczania ścieków. Związane jest to z koniecznością nie tylko zagospodarowania większej ilości wód osadowych z odwadniania osadów, ale również z podwyższonym stopniem zanieczyszczenia tych wód wskutek stosowania procesów intensywnego wstępnego rozkładu komórek [1].

W typowym układzie technologicznym dużej oczyszczalni ścieków przeróbka osadów ściekowych realizowana jest w procesach: zagęszczania, oddzielnego dla osadu wstępnego

¹ Wydział Inżynierii Materiałów, Budownictwa i Środowiska, Instytut Ochrony i Inżynierii Środowiska, Akademia Techniczno-Humanistyczna w Bielsku-Białej, ul. Willowa 2, 43-309 Bielsko-Biała, tel. 33 827 91 57, email: l.przywara@ath.bielsko.pl

Praca była prezentowana podczas konferencji ECOpole' 17, Polanica Zdrój, 4-7.10.2017

(zagęszczanie grawitacyjne) i nadmiernego (zagęszczanie mechaniczne), stabilizacji, głównie na drodze biologicznej, beztlenowej w wydzielonych komorach fermentacyjnych, odwadniania osadu ustabilizowanego, higienizacji wapnem. Taki układ procesowy determinuje powstawanie trzech odrębnych strumieni wód osadowych, różniących się zarówno wielkością niesionego ładunku zanieczyszczeń, jak i jego strukturą [2].

Obecnie na większości oczyszczalni stosowane jest zawracanie całości nieoczyszczonych wód powstających w trakcie przeróbki osadów na początek ciągu technologicznego lub do części biologicznej oczyszczalni ścieków. Taki sposób postępowania wpływa niekorzystnie na warunki pracy reaktorów biologicznych poprzez zwiększenie obciążenia ładunkiem zanieczyszczeń ciągu oczyszczania ścieków, niekorzystne proporcje pomiędzy biologicznie rozkładalnymi związkami organicznymi a zawartością substancji biogennych [3].

Udział wód osadowych w strumieniu ścieków surowych dopływających do oczyszczalni wynosi od 0,4 do 7,1% [4-6], od 3,6 do 12% , a nawet 20% [7, 8].

Jakość wód osadowych zawracanych charakteryzuje się dużą zmiennością i jest zależna od charakterystyki osadów oraz zastosowanych metod przeróbki [6, 8-18]. Ocieki z zagęszczania grawitacyjnego osadu wstępnego charakteryzują się wysokim stężeniem rozpuszczonej rozkładalnej frakcji S_s powyżej 20% całkowitego ChZT [2, 19, 20], natomiast ocieki z wirówki zagęszczającej znacznym udziałem frakcji nieulegającej biodegradacji w zakresie od 69 do 87% [21, 22].

Zmienna jakość wód osadowych, czasem nawet niesprecyzowana ilość, wysokie stężenie zawiesin ogólnych i związków biogennych, niskie stężenie związków organicznych oraz nieregularność dopływu mogą wpływać na przebieg i efektywność biologicznego procesu oczyszczania ścieków.

Niekorzystny wpływ wprowadzania wód osadowych do ciągu technologicznego powoduje zmianę relacji świadczących o podatności ścieków na biochemiczny rozkład tzn. ChZT/BZT₅, BZT₅/Nog i BZT₅/Pog. Ponadto do ciągu technologicznego są zawracane duże ładunki trudno rozkładalnej substancji organicznej w postaci zawiesiny. Stężenie zawiesiny ogólnej w odciekach może być nawet trzykrotnie większe w porównaniu ze stężeniem zawiesiny ogólnej w surowych ściekach [5].

Niezbędnym warunkiem przebiegu procesów defosfatacji biologicznej oraz denitryfikacji jest odpowiednia zawartość związków organicznych w ściekach, których stężenie decyduje o skuteczności tych procesów. O powodzeniu tych procesów decyduje stężenie rozkładalnych związków organicznych dopływających po mechanicznym oczyszczaniu ścieków do reaktorów biologicznych, określanych jako chemiczne zapotrzebowanie tlenu (ChZT), biochemiczne zapotrzebowanie tlenu (BZT₅) oraz zawartość ogólnego węgla organicznego (OWO). Chemiczne zapotrzebowanie tlenu składa się z frakcji nierozkładalnych, które nie odgrywają żadnej roli w procesie biologicznego oczyszczania ścieków i frakcji biodegradowalnych. Istotne znaczenie mają wyłącznie frakcje ulegające biodegradacji, które stanowią zazwyczaj od 50 do 90% całkowitego ChZT w ściekach bytowo-gospodarczych [23-27]. Pod względem własności fizykochemicznych ChZT można podzielić na frakcje cząstkowe składające się z cząstek opadających i koloidalnych, które można łatwo usunąć w trakcie mechanicznego oczyszczania ścieków oraz cząstek rozpuszczonych. Według IAWQ (Międzynarodowego Stowarzyszenia na rzecz Jakości Wody), rozpuszczone składniki są oznaczone symbolem

S, a nierozpuszczone symbolem X [28]. W zależności od postaci związków całkowite ChZT będzie sumą frakcji rozkładalnej biologicznie (biodegradowalnej) i frakcji nierozkładalnej biologicznie (niebiodegradowalnej) [29-34].

Celem przeprowadzonych badań była ocena przemian materii organicznej na podstawie analizy wartości wskaźników związków organicznych określonych jako ChZT i BZT₅ oraz frakcji ChZT w poszczególnych fazach procesu oczyszczania.

Ponadto oceniono również wpływ zwracanych wód osadowych z przeróbki osadów na zmiany zawartości związków organicznych w ściekach oraz na przebieg i efektywność pracy ciągu technologicznego oczyszczalni.

Metodyka i obiekt badań

Badania przemian materii organicznej podczas oczyszczania ścieków komunalnych przeprowadzono dla oczyszczalni o Równoważnej Liczbie Mieszkańców (RLM) równej 53 952, położonej w województwie śląskim. Ścieki surowe dopływające na oczyszczalnię są ściekami komunalnymi z niewielką ilością ścieków poprodukcyjnych pochodzących z lokalnego przemysłu. Udział ścieków przemysłowych wynosi 1% ilości dopływających ścieków. Część ścieków z terenów nieskanalizowanych, średnio w ilości 1280 m³/mies., dowożona jest wozami asenizacyjnymi. Pierwotna zakładana przepustowość oczyszczalni wynosiła 8300 m³/d, natomiast po modernizacji wynosi 10 252 m³/d. Obecny średni przepływ dobowy kształtuje się na poziomie około 5802 m³/d. Jest to obiekt nowoczesny o wysoko zaawansowanej technologii zintegrowanego usuwania związków biogenych, tj. związków azotu i fosforu. Zastosowana technologia oczyszczania ścieków składa się z procesów o charakterze mechanicznym oraz oczyszczania biologicznego. Oczyszczanie mechaniczne obejmuje: cedzenie ścieków na kratkach wstępnych, cedzenie na kratkach gęstych i eliminowanie zawiesiny mineralnej za pomocą piaskownika poziomego. Oczyszczanie biologiczne obejmuje usuwanie związków węgla, azotu i fosforu w odpowiednio dopasowanych komorach o ustalonej objętości (defosfatacji, denitryfikacji i nitryfikacji), odpowiednio 1050, 2130 i 2880 m³, oraz sedymentację zawiesiny w radialnym osadniku wtórnym o objętości 3050 m³.

Na oczyszczalni ścieków działającej w oparciu o technologię osadu czynnego powstają dwa strumienie osadów, tj. wstępny oraz nadmierny. Ciąg technologiczny przeróbki osadów ściekowych rozpoczyna się mechanicznym zagęszczaniem osadów nadmiernych oraz grawitacyjnym zagęszczaniem osadów wstępnych pochodzących z osadników wstępnych. Następnie zagęszczony mechanicznie osad nadmierny, zagęszczony grawitacyjnie osad surowy, zatrzymany w piaskowniku napowietrzanym tłuszcz poddaje się procesowi fermentacji metanowej. Po procesie fermentacji osad przefermentowany odwadnia się na taśmowych prasach filtracyjnych, poddaje procesowi higienizacji wapnem palonym i wywozi na składowisko lub przeznaczają się do przyrodniczego wykorzystania. Natomiast wody osadowe powstające podczas przeróbki osadów kierowane są do zbiornika odcieków, a następnie zwracane są do ciągu technologicznego oczyszczalni do komory defosfatacji. Zbiornik odcieków zabezpiecza oczyszczalnię przed dużą nierównomiernością dopływu wód osadowych i zapewnia uśrednienie ładunku zanieczyszczeń w nich zawartych.

W celu dokonania oceny zmian materii organicznej podczas oczyszczania ścieków komunalnych wykonano sześć serii badawczych. Uśrednione próbki ścieków pobierano w następujących miejscach ciągu technologicznego:

1. na dopływie do oczyszczalni (ścieki surowe)
2. po części mechanicznej
3. po komorze defosfatacji
4. po komorze denitryfikacji
5. po komorze nityfikacji
6. na odpływie (ścieki oczyszczone)

W pobranych próbkach analizowano stężenia substancji organicznych wyrażonych jako BZT₅ i ChZT. Dodatkowo w próbkach ścieków określono frakcje ChZT.

Oznaczenia ChZT dokonywano metodą dwuchromianową wg: PN-74/C-04578.03 [35], PN -ISO 6060:2006 [36], natomiast BZT₅ metodą nanometryczną za pomocą systemu OxiTop Control OC110 firmy WTW. Wszystkie oznaczenia wykonano w trzech powtórzeniach. Metodyka wyznaczania frakcji ChZT została opracowana w oparciu o wytyczne ATV-DVWK-A 131 [28, 37]. W badaniach wyznaczono następujące frakcje: rozpuszczone substancje organiczne, biologicznie nierozkładalne Si, rozpuszczone substancje organiczne, biologicznie łatwo rozkładalne Ss, substancje organiczne w zawieszynie, biologicznie wolno rozkładalne Xs oraz substancje organiczne w zawieszynie, biologicznie trudno rozkładalne Xi.

Wyniki badań i ich dyskusja

Ścieki dopływające do oczyszczalni charakteryzowały się zmiennymi wartościami zarówno ChZT, jak i BZT₅. Zakres wartości ChZT w ściekach surowych wynosił od 705 do 899 mg O₂/dm³, ze średnią wartością na poziomie 790 mg O₂/dm³. Natomiast wartości BZT₅ były w zakresie od 350 do 405 mg O₂/dm³, średnio 375 mg O₂/dm³. Wartości te korespondują z wartościami uzyskanymi przez Sadecką i in. [38] oraz Płuciennik-Koropczuk i in. [32] i są niższe od wartości podanych przez autorów prac [24, 31]. Zakres wartości ChZT i BZT₅ uzyskanych podczas badań w ściekach pobranych z kolejnych etapów oczyszczania ścieków przedstawiono w tabeli 1. W tabeli tej również podano średnie wartości analizowanych parametrów.

Zakres i średnie wartości ChZT i BZT₅ w ściekach podczas procesu oczyszczania

Tabela 1

Range and average value of COD and BOD in wastewater during treatment process

Table 1

Punkt poboru	ChZT [mg O ₂ /dm ³]		BZT ₅ [mg O ₂ /dm ³]	
	Zakres	Średnia	Zakres	Średnia
1	705-899	790	350-405	375
2	550-830	672	242-352	309
3	235-1180	675	185-295	227
4	250-1500	681	56-394	230
5	150-272	214	26-73	44
6	105-170	130	20-42	27

Wyznaczony średni stosunek $BZT_5/ChZT$ dla ścieków surowych dla analizowanej oczyszczalni wyniósł 0,47. Taka wartość świadczy o obecności w ściekach substancji organicznych o średniej podatności na procesy biologicznego rozkładu. Stężenie związków organicznych wyrażonych jako ChZT i BZT_5 w ściekach pobranych po mechanicznym oczyszczaniu ulega zmniejszeniu. Średnia efektywność zmniejszenia wartości ChZT wyniosła 15%, a dla BZT_5 18%. Uzyskana efektywność usuwania związków organicznych wpływa w bardzo niewielkim stopniu na zmianę stosunku $BZT_5/ChZT$, bowiem uzyskano wartość na poziomie 0,46, która również świadczy o zawartości związków organicznych o średniej podatności na rozkład biologiczny.

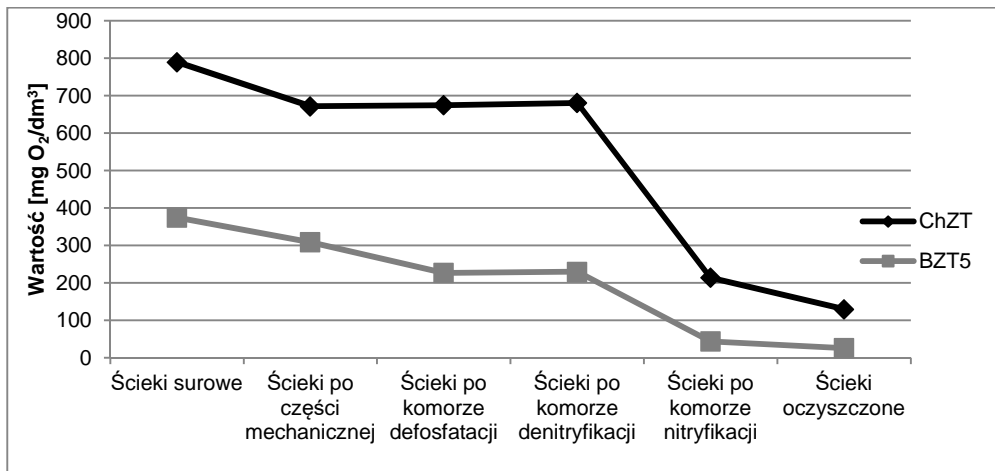
Przeprowadzone badania ukazały różnice w wartościach i stężeniach analizowanych parametrów w ściekach pobranych z części biologicznej. Choć średnie wartości ChZT dla ścieków pobranych z procesów defosfatacji, denitryfikacji były na zbliżonym poziomie, odpowiednio od 675 i 681 $mg\ O_2/dm^3$, to uzyskane wartości maksymalne były większe od wartości uzyskanych dla ścieków surowych i po mechanicznym oczyszczaniu. Na podstawie oznaczenia wartości ChZT w próbkach sączonych i niesączonych i znacznej różnicy ich wartości stwierdzono, że substancja organiczna występuje w postaci zawiesiny. Wyższe wartości ChZT w ściekach pobranych z tych procesów wynikają z jednej strony z udziału biomasy osadu czynnego w komorach, a z drugiej z zawracania wód odciekowych do ciągu technologicznego.

Wody osadowe na analizowanej oczyszczalni stanowią układ cieczy odprowadzanych z zagęszczaczy oraz pras taśmowych filtracyjnych służących do odwadniania osadu po procesie fermentacji. Usrednione wody osadowe z przeróbki osadów odprowadzane do zbiornika na odcieki charakteryzowały się dużą zmiennością. Wyniki analiz próbek wód osadowych wykazywały dużą rozpiętość wartości stężeń związków organicznych wyrażonych jako ChZT, od 2520 do 9860 $mg\ O_2/dm^3$, czy BZT_5 , od 800 do 2900 $mg\ O_2/dm^3$, oraz zawiesiny ogólnej od 840 do 3600 mg/dm^3 i były znacznie wyższe od wartości uzyskanych dla ścieków surowych doprowadzanych do oczyszczalni. Uzyskane wartości są dużo wyższe od danych literaturowych [7], w których analizowane odcieki charakteryzowały się niskim stężeniem materii organicznej, wartość BZT_5 zmieniała się od 132 do 185 $mg\ O_2/dm^3$, natomiast ChZT od 154 do 224 $mg\ O_2/dm^3$. Zatem wpływ ładunku zanieczyszczeń odcieków w ładunku ścieków surowych jest niski w odniesieniu do substancji organicznej wyrażonej w BZT_5 . W analizowanej oczyszczalni wody osadowe w zależności od charakteru zawracane do ciągu technologicznego oczyszczalni wpływają na nieznaczny wzrost wartości BZT_5 , maksymalnie do 400 $mg\ O_2/dm^3$, ale znacznie podwyższają wartość ChZT, nawet do wartości 1500 $mg\ O_2/dm^3$, co powoduje zmniejszenie relacji $BZT_5/ChZT$ do wartości 0,26.

Analizując parametry wód osadowych, należy zwrócić uwagę na ich podatność na procesy biologicznego oczyszczania, czyli wartość $BZT_5/ChZT$. Dla charakterystyki wód osadowych w analizowanej oczyszczalni w rezultacie uzyskuje się średni iloraz $BZT_5/ChZT$ powyżej 0,3. Taka wartość ilorazu wskazuje na obecność wolno rozkładalnej substancji organicznej. Podane wartości zbliżone są do wyników prezentowanych w literaturze [2, 5]. Ładunek ChZT wód osadowych jest zwykle związany w dużym stopniu z obecnością związków refrakcyjnych i zawiesiny (ChZT zawieszane, nierozkładalne biologicznie).

Przeprowadzone badania wskazują na niewielkie prawdopodobieństwo wystąpienia problemów eksploatacyjnych oczyszczalni ścieków w zakresie dopływu wód osadowych. Pomimo że wody osadowe charakteryzuje wartość $BZT_5/ChZT$ średnio na poziomie 0,3, to w komorach podczas biologicznego oczyszczania ścieków uzyskano wartość $BZT_5/ChZT$ w większości przypadków w zakresie od 0,4 do 0,5 oraz powyżej 0,5. Takie wartości świadczą o zawartości w ściekach substancji średnio i łatwo rozkładalnych.

W kolejnych etapach biologicznego oczyszczania ścieków (nityfikacja) uzyskano dalsze zmniejszanie zawartości związków organicznych określonych jako ChZT i BZT_5 . Średnia wartość ChZT i BZT_5 w ściekach oczyszczonych wynosiła odpowiednio 130 i 27 $mg\ O_2/dm^3$. Średnie wartości związków organicznych po kolejnych procesach oczyszczania przedstawiono na rysunku 1.



Rys. 1. Profil zmian ChZT i BZT_5 w ściekach podczas procesu oczyszczania

Fig. 1. Changes of COD and BOD in wastewater during treatment process

Substancje organiczne na drodze od miejsca ich wprowadzenia do cyklu technologicznego do miejsca ich zrzutu do odbiornika ulegają znacznym transformacjom, których znajomość jest bardzo ważna do zrozumienia zagadnień związanych z intensyfikacją biologicznych procesów oczyszczania ścieków. Wiedza o zawartości biodegradowalnych form związków organicznych w ściekach pozwoli na podejmowanie racjonalnych decyzji przy wyborze technologii oczyszczania ścieków i wód osadowych. Dlatego też w dalszej części określono strukturę zawartości różnych form ChZT w ściekach w kolejnych procesach oczyszczania ścieków. Średni procentowy udział frakcji ChZT w poszczególnych etapach oczyszczania przedstawiono w tabeli 2. W tabeli tej również podano zakres wyznaczonych frakcji ChZT.

W badanych ściekach dopływających do oczyszczalni frakcje biologicznie rozkładalne w całkowitym ChZT stanowiły średnio 78,1%, co potwierdzają doniesienia literaturowe [25, 28], z czego na frakcje rozpuszczonych związków organicznych biologicznie łatwo rozkładalnych przypadało aż 62,3%, co koresponduje z wynikami uzyskanymi przez

miedzy innymi Makowską i in. [25]. Analizowane ścieki charakteryzowały się udziałem frakcji nieulegającej biodegradacji wynoszącej 21,8%, przy czym 5,2% przypadało na frakcje w postaci zawiesiny, natomiast 16,6% w postaci rozpuszczonej.

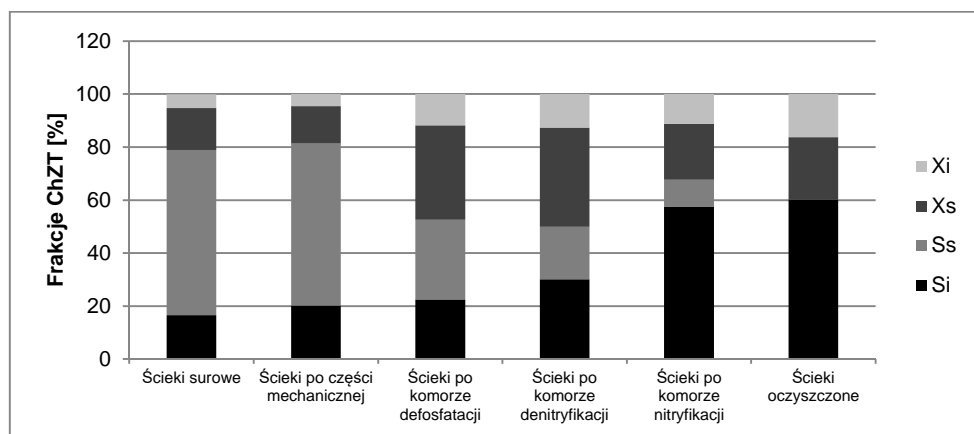
Tabela 2

Zakres i średni procentowy udział frakcji ChZT w ściekach po kolejnych etapach oczyszczania

Table 2

Range and average percentage of COD fraction in wastewater after subsequent stages of treatment

Punkty poboru	Frakcje ChZT							
	Si [%]		Ss [%]		Xi [%]		Xs [%]	
	Zakres	Średnia	Zakres	Średnia	Zakres	Średnia	Zakres	Średnia
1	10,5-20,5	16,6	53,6-76,0	62,3	0,8-9,0	5,2	2,4-27,1	15,8
2	10,9-25,6	20,2	52,5-70,4	61,1	1,5-9,2	4,6	4,6-27,5	14,1
3	17,7-29,2	22,5	4,4-57,0	30,1	3,5-18,5	11,8	10,3-55,6	35,6
4	14,6-59,2	30,1	0,4-30,3	19,8	2,6-20,8	12,6	7,9-62,3	37,5
5	47,2-74,7	57,4	1,2-15,4	10,3	6,3-13,2	11,2	18,6-33,6	21,1
6	49,5-70,4	60,1	0,0-0,0	0,0	9,5-24,5	16,3	15,7-29,2	23,6



Rys. 2. Zmiany udziału procentowego frakcji ChZT w ściekach po kolejnych stopniach oczyszczania

Fig. 2. Changes of average percentage of COD fraction in wastewater after subsequent stages of treatment

Wprowadzenie do biologicznej części ciągu technologicznego oczyszczalni wód osadowych spowodowało zmiany stężenia związków organicznych, co wpłynęło na zmiany w udziale frakcji rozpuszczonych i w zawieszynie (rys. 2). Wartości procentowego udziału frakcji Ss w ściekach pobranych z kolejnych komór (defosfatacji, denitryfikacji, nityfikacji) zmalało, podczas gdy wartości pozostałych frakcji Si, Xs i Xi wzrosły w stosunku do ich udziału w ściekach surowych i po mechanicznym oczyszczaniu. Podczas biologicznego oczyszczania ścieków wartości udziału frakcji Ss, Si i Xs ulegały zmianie, odpowiednio od 30,1 do 10,3% dla frakcji Ss, od 22,5 do 57,4% dla frakcji Si i od 35,6%, poprzez wartość 37,5% do wartości 21,1% dla frakcji Xs, natomiast udział frakcji Xi zmieniał się w nieznaczącym zakresie od 11,2 do 12,6%. Wartości frakcji Ss i Xs

w komorze defosfatacji i denitryfikacji na poziomie odpowiednio 49,9 oraz 73,1% wskazują na wysoką biodostępność związków organicznych występujących w reaktorach biologicznych. W ściekach pobranych po procesie nitrifikacji wartość frakcji Si zdecydowanie wzrasta do wartości 57,4%, a wartości frakcji Ss i Xs ulega zmniejszeniu na tym etapie oczyszczania. Charakter ścieków dopływających do oczyszczalni i po mechanicznym oczyszczaniu charakteryzuje się bardzo wysoką zawartością łatwo przyswajalnych biologicznie związków organicznych, co powoduje, że wprowadzenie wód osadowych do ciągu technologicznego nie wpływa na efektywność procesów biologicznego oczyszczania (defosfatacji, denitryfikacji, nitrifikacji). Zmiany udziału procentowego frakcji ChZT w ściekach po kolejnych stopniach oczyszczania przedstawiono na rysunku 2.

Wnioski

Wyniki badań pozwoliły na sformułowanie następujących wniosków:

1. Badania jakości ścieków w trakcie przepływu przez ciąg technologiczny wykazały obniżenie zawartości związków organicznych wyrażonych jako ChZT i BZT₅ średnio o 84% dla ChZT i 93% dla BZT₅.
2. Wprowadzanie wód osadowych o średniej wartości stosunku BZT₅/ChZT równej 0,3 do biologicznej części ciągu technologicznego oczyszczania ścieków w analizowanej oczyszczalni nie wpływa w znaczący sposób na zmianę relacji świadczących o podatności ścieków na biochemiczny rozkład, tzn. BZT₅/ChZT.
3. Największy wzrost udziału frakcji Si z wartości 16,6 do 60,1% zaobserwowano podczas kolejnych procesów oczyszczania w analizowanej oczyszczalni.

Literatura

- [1] Styka W, Beńko P. Wdrażanie dobrych praktyk w gospodarce osadami ściekowymi. *Inż Ochr Środ.* 2014;17(2):165-184. <http://yadda.icm.edu.pl/baztech/element/bwmeta1.element.baztech-9ce296d4-1143-446b-bdd6-6f041c5f3f2b?q=bwmeta1.element.baztech-0bab14a3-77b9-4be4-a316-6dcf89ee0735;1&qt=CHILDREN-STATELESS>.
- [2] Styka W, Beńko P. Wpływ gospodarowania wodami osadowymi na usuwanie związków biogenych ze ścieków miejskich. *Gaz, Woda Techn Sanit.* 2007;9:16-20. https://yadda.icm.edu.pl/baztech/element/bwmeta1.element.baztech-volume-0016-5352-gaz_woda_i_teknika_sanitarna-2007-nr_9.
- [3] Torà JA, Lafuente J, Garcia-Belinchón C, Bouchy L, Carrera J, Baeza JA. High-throughput nitrification of reject water with a novel ammonium control loop: Stable effluent generation for anammox or heterotrophic denitrification. *Chem Eng J.* 2014;243:265-271. DOI: 10.1016/j.cej.2013.11.056.
- [4] Rzyzińska J. Problem wód osadowych i możliwości ich oczyszczania w Polsce. *Gaz, Woda Techn Sanit.* 2006;7-8:58-62. http://yadda.icm.edu.pl/baztech/element/bwmeta1.element.baztech-volume-0016-5352-gaz_woda_i_teknika_sanitarna-2006-nr_7-8.
- [5] Gajewska M, Obarska-Pempkowiak H. Wpływ zwracania odcieków z odwadniania osadów ściekowych na prace oczyszczalni ścieków. *Przem Chem.* 2008;87(5):448-451. http://yadda.icm.edu.pl/baztech/element/bwmeta1.element.baztech-volume-0033-2496-przemysl_chemiczny-2008-t__87_nr_5.
- [6] Guo CH, Stabnikov V, Ivanov V. The removal of nitrogen and phosphorus from reject water of municipal wastewater treatment plant using ferric and nitrate bioreductions. *Bioresour Technol.* 2010;101(11):3992-3999. DOI: 10.1016/j.biortech.2010.01.023.
- [7] Dąbrowski W. A study of the digestion process of sewage sludge from dairy WWTP to determine the composition and load of reject water. *Water Pract Technol.* 2014;9(1):71-78. DOI: 10.2166/wpt.2014.008.
- [8] Morales N, Val del Río A, Vázquez-Padín JR, Méndez R, Mosquera-Corral A, Campos JL. Integration of the Anammox process to the rejection water and mainstream lines of WWTPs. *Chemosphere.* 2015;140:99-105. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2015.03.058.

- [9] Li Z, Ma Y, Hira D, Fujii T, Furukawa K. Factors affecting the treatment of reject water by the anammox process. *Bioresour Technol.* 2011;102(10):5702-5708. DOI: 10.1016/j.biortech.2011.03.001.
- [10] Erdirencelebi D, Küçükhemek M. Diagnosis of the anaerobic reject water effects on WWTP operational characteristics as a precursor of bulking and foaming. *Water Sci Technol.* 2015;71(4):572-579. DOI: 10.2166/wst.2014.528.
- [11] Ćwikła J, Konieczny K. Możliwości zastosowania procesu odwróconej osmozy do ograniczenia ładunku biogenów w wodach osadowych z procesów odwadniania osadów ściekowych. *Forum Eksploatatora.* 2009;6(45):62-66. [http://yadda.icm.edu.pl/yadda/element/bwmeta1.element.baztech-article-BPC1-0010-0043?q=6b787a1e-c7ed-4f92-aa36-16369ede7f01\\$1&qt=IN_PAGE](http://yadda.icm.edu.pl/yadda/element/bwmeta1.element.baztech-article-BPC1-0010-0043?q=6b787a1e-c7ed-4f92-aa36-16369ede7f01$1&qt=IN_PAGE).
- [12] Gajewska M, Obarska-Pempkowiak H. The role of SSVF and SSHF beds in concentrated wastewater treatment, design recommendation. *Water Sci Technol.* 2011;64(28): 431-439. DOI: 10.2166/wst.2011.619.
- [13] Wäger-Baumann F, Fuchs W. Process variant for the treatment of anaerobic digester effluent with a membrane bioreactor. *Environ Eng Sci.* 2011;28(9):611-627. DOI: 10.1089/ees.2010.0153.
- [14] Wett B, Podmirseg SB, Gomez-Brandon M, Hell M, Nyhuis G, Bott C, et al. Expanding DEMON sidestream deammonification technology towards mainstream application. *Water Environ Res.* 2015;87(12):2084-2089. DOI: 10.2175/106143015X14362865227319.
- [15] Karwowska B, Sparczyńska E, Wiśniowska E. Characteristics of reject waters and condensates generated during drying of sewage sludge from selected wastewater treatment plants. *Desal Water Treat.* 2016;57:1176-1183. DOI: 10.1080/19443994.2014.989633.
- [16] Xinyung Z. Biofilm characteristics in natural ventilation trickling filters (NVTf) for municipal wastewater treatment: Comparison of three kinds of biofilm carriers. *Biochem Eng J.* 2016;106:87-96. DOI: 10.1016/j.bej.2015.11.009.
- [17] Dąbrowski W, Karolinczak B, Gajewska M, Wojciechowska E. Application of subsurface vertical flow constructed wetlands to reject water treatment in dairy wastewater treatment plant. *Environ Technol.* 2017;38:175-182. DOI: 10.1080/09593330.2016.1262459.
- [18] Hocaoglu SM, Insel G, Cokgor EU, Baban A, Orhon D. COD fractionation and biodegradation kinetics of segregated domestic wastewater: black and grey water fractions. *J Chem Technol Biot.* 2010;85(9):1241-1249. DOI: 10.1002/jctb.2423.
- [19] Yu H, Song Y, Liu R, Pan H, Xiang L, Qian F. Identifying changes in dissolved organic matter content and characteristics by fluorescence spectroscopy coupled with self-organizing map and classification and regression tree analysis during wastewater treatment. *Chemosphere.* 2014;113:79-86. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2014.04.020.
- [20] Murat Hocaoglu S, Insel G, Ubay Cokgor E, Baban A, Orhon D. COD fractionation and biodegradation kinetics of segregated domestic wastewater: black and grey water fractions. *J Chem Technol Biotechnol.* 2010;85:1241-1249. DOI: 10.1002/jctb.2423.
- [21] Szaja A, Aguilar JA, Łagód G. Chemical oxygen demand fractionation of reject water from municipal wastewater treatment plant. *Proc ECOPE.* 2014;8(2):449-452. DOI: 10.2429/proc.2014.8(2)051.
- [22] Szaja A, Aguilar JA, Łagód G. Estimation of chemical oxygen demand fractions of municipal wastewater by respirometric method - case study. *Annual Set Environ Protect.* 2015;17:289-299. [http://yadda.icm.edu.pl/yadda/element/bwmeta1.element.baztech-d5698e3a-1691-47ff-8d2f-829435dd829f?q=da75cb55-27b0-4439-aba8-d830960aeb1\\$2&qt=IN_PAGE](http://yadda.icm.edu.pl/yadda/element/bwmeta1.element.baztech-d5698e3a-1691-47ff-8d2f-829435dd829f?q=da75cb55-27b0-4439-aba8-d830960aeb1$2&qt=IN_PAGE).
- [23] Pasztor I, Thury P, Pulai J. Chemical oxygen demand fractions of municipal wastewater for modeling of wastewater treatment. *Int J Environ Sci Technol.* 2009; 6(1):51-56. DOI: 10.1007/BF03326059.
- [24] Qteishat O, Myszograj S, Suchowska-Kisielewicz M. Change of wastewater characteristic during transport in sewers. *WSEAS Trans Environ Develop.* 2011;7:349-358. <https://www.researchgate.net/publication/236329917>.
- [25] Makowska M, Spychała M. Organic compounds fractionation for domestic wastewater treatment modeling. *Pol J Environ Stud.* 2014;23(1):131-137. [http://yadda.icm.edu.pl/yadda/element/bwmeta1.element.agro-3388bc79-1f97-477e-9c80-259cfe01f669?q=38a611d4-ef02-4ac7-b9d1-f45de7b2feef\\$1&qt](http://yadda.icm.edu.pl/yadda/element/bwmeta1.element.agro-3388bc79-1f97-477e-9c80-259cfe01f669?q=38a611d4-ef02-4ac7-b9d1-f45de7b2feef$1&qt).
- [26] Mikosz J. Determination of permissible industrial pollution load at municipal wastewater treatment plant. *J Environ Sci Tech.* 2015;12:827-836. <https://link.springer.com/article/10.1007/s13762-013-0472-0>.
- [27] Yun-Young Ch, Seung-Ryong B, Jae-In K, Jeong-Woo Ch, Jin H, Tae-UL, et al. Characteristics and biodegradability of wastewater organic matter in municipal wastewater treatment plants collecting domestic wastewater and industrial discharge. *Water.* 2017;9(6):409 DOI: 10.3390/w9060409.

- [28] Myszograj S, Pluciennik-Koropczuk E, Jakubaszek A. COD fractions - methods of measurement and use in wastewater treatment technology. *Civil Environ Eng Reports*. 2017;24(1):195-206. DOI: 10.1515/ceer-2017-0014.
- [29] Gatti, MN, García-Usach F, Seco A, Ferrer J. Wastewater COD characterization: analysis of respirometric and physical-chemical methods for determining biodegradable organic matter fractions. *J Chem Technol Biotechnol*. 2010;85(4):536-544. DOI: 10.1002/jctb.2325.
- [30] Jun W, Gang Y, Guojing Z, Ting X. Wastewater COD biodegradability fractionated by simple physical-chemical analysis. *Chem Eng J*. 2014;258:450-459. DOI: 10.1016/j.cej.2014.07.106.
- [31] Struk-Sokołowska J, Wiater J, Rdziewicz J. Charakterystyka związków organicznych w ściekach na podstawie frakcji ChZT. *Gaz, Woda Techn Sanit*. 2016;3:92-98. DOI: 10.15199/17.2016.3.3.
- [32] Pluciennik-Koropczuk E, Jakubaszek A, Myszograj S, Uszakiewicz S. COD fractions in mechanical-biological wastewater treatment plant. *Civil Environ Eng Reports*. 2017;24(1):207-217. DOI: 10.1515/ceer-2017-0015.
- [33] El-Fadel M, Matar F, Hashisho J. Combined coagulation-flocculation and sequencing batch reactor with phosphorus adjustment for the treatment of high-strength landfill leachate: Experimental kinetics and chemical oxygen demand fractionation. *J Air Waste Manage Assoc*. 2013;63:591-604. DOI: 10.1080/10962247.2013.775086.
- [34] El-Fadel M, Abi-Esber L, Salem N. Chemical oxygen demand fractionation and kinetic parameters for sequencing batch reactors treating paper mill wastewater. *Environ Eng Sci*. 2012;29(3):161-73. DOI: 10.1089/ees.2011.0067.
- [35] PN-74/C-04578.03. Woda i ścieki. Badanie zapotrzebowania tlenu i zawartości węgla organicznego. Oznaczenie biochemicznego zapotrzebowania tlenu (ChZT) metodą dwuchromianową. <http://www.narzedziownie.pl/?t=k&i=173&n=16489>.
- [36] P-EN-ISO 6060:2006. Water - Dichromate method for the determination of chemical oxygen demand. <http://sklep.pkn.pl/pn-iso-6060-2006p.html>.
- [37] Wytoczne ATV- 131. Wymiarowanie jednostopniowych oczyszczalni ścieków z osadem czynnym. Warszawa: Wydawnictwo Seidel-Przywecki; 2000. ISBN: 3-935669-32-1.
- [38] Sadecka Z, Jędrzak A, Pluciennik-Koropczuk E, Myszograj S, Suchowska-Kisielewicz M. COD fractions in sewage flowing into Polish sewage treatment plants. *Chem Biochem Eng Q*. 2013;27:85-195. <https://www.researchgate.net/publication/249968109>.

CHANGES IN ORGANIC MATTER COMPOSITION DURING MUNICIPAL SEWAGE TREATMENT

Faculty of Materials, Civil and Environmental Engineering, University of Bielsko-Biala, Bielsko-Biala

Abstract: Efficiency of wastewater treatment depends not only on the applied technology of wastewater treated, but also on processing problems and management of reject water. Currently, treatment plants do not use methods of separate treatment of reject water generated during the processing of sludge and such residues are returned to the beginning of technological process of treatment. Reject water due to the content of non-biodegradable organic matter can affect the efficiency of the purification process. Therefore, it is important not only to determine the overall content of organic compounds in wastewater, but also the specific characteristics of organic substances, by determining of COD fractions. In this study, fractional composition of organic matter during wastewater treatment in the subsequent stages of mechanical and biological wastewater treatment was analyzed. The wastewater used originated from the plant using integrated removal of organic and biogenic compounds. The circulation of reject water formed during dewatering of sediments, resulted in an increase in the concentration of the hardly-biodegradable organic matter. During mechanical/biological phase of wastewater treatment, the proportions of Si, Ss, Xi, Xs fractions were completely changed. The dominant fraction in purified effluents was a fraction of dissolved and non-biodegradable compounds Si. In total, Si and Xi inert fractions in purified effluent accounted for 76% of the total COD. The fraction of Xi, in purified effluent, in case of processes not influenced by recirculated reject water, amounted for 16% of the total COD. This shows that the cleaning processes occurs with high effectiveness.

Keywords: organic matter, COD fractions, reject water