*INFRASTRUKTURA I EKOLOGIA TERENÓW WIEJSKICH*
*INFRASTRUCTURE AND ECOLOGY OF RURAL AREAS*

Nr 2/2010, POLSKA AKADEMIA NAUK, Oddział w Krakowie, s. 65–74
Komisja Technicznej Infrastruktury Wsi

*Agnieszka Cupak, Andrzej Wałęga*

# WYKORZYSTANIE ZŁOŻA RUCHOMEGO DO OCZYSZCZANIA ŚCIEKÓW Z TERENÓW WIEJSKICH

# *TREATMENT OF RURAL SEWAGE WITH USE OF MOVING BED BIOFILM*

**Streszczenie**

Wybór technologii oczyszczania ścieków opiera się przede wszystkim na gwarancji uzyskania jakości ścieków oczyszczonych zgodnie z wymaganiami określonymi w przepisach prawnych, ale także pod kątem kosztów inwestycyjnych i eksploatacyjnych. W przypadku terenów wiejskich, zastosowana technologia oczyszczania powinna się charakteryzować elastycznością, czyli możliwością dostosowywania się układu technologicznego do zmieniającego się natężenia dopływających ścieków, tak aby nie pogorszyć jakości oczyszczanych ścieków.

W artykule określono możliwość wykorzystania hybrydowego przepływowego reaktora ze złożem ruchomym do oczyszczania ścieków pochodzących z terenów wiejskich. Objętość reaktora wyznaczono jako iloraz dopływających ładunków zanieczyszczeń organicznych i całkowitego obciążenia objętości komory ładunkiem zanieczyszczeń organicznych. Materiał źródłowy stanowiły wyniki analiz fizykochemicznych ścieków surowych i oczyszczonych, pochodzące z oczyszczalni ścieków w Węgrzcach Wielkich. Okres badawczy obejmował lata 2000–2007. Przeprowadzone badania wykazały, że przedmiotowa oczyszczalnia ścieków pracowała z obniżoną efektywnością w odniesieniu do $BZT_5$ i zawiesiny ogólnej. W przypadku substancji biogennych obserwowano redukcję fosforu ogólnego wynoszącą 32% i azotu amonowego na poziomie 54%. Przeprowadzone obliczenia objętości reaktora biologicznego wykazały, że wraz ze wzrostem stężenia osadu czynnego maleje objętość reaktora, a wzrost procentowego udziału wypełnienia w bioreaktorze wpływa korzystnie na redukcję jego objętości w stosunku do klasycznego osadu czynnego.

**Słowa kluczowe:** ścieki, złoże ruchome, osad czynny

***Summary***

*Choose the sewage treatment technology is based on warranty of treated sewage quality according to requirements define in law rules, but also taking into account with investment and exploitation costs. In case of rural areas, chosen treatment technology should be characterized by elasticity, in other words possibility of adapt a technological structure to changeable of inflowing sewage, so that not to worsen quality of treated sewage.*

*In the article was defined possibility of use hybrid flux reactor with moving biofilm to treatment sewage from rural areas. Volume of reactor was calculated as a quotient of inflowing organic contaminants load and total load of organic contaminants on volume of chamber. The source material was results of physical and chemical analysis raw and treated sewage from treatment plant in Węgrzce Wielkie. The analyzed period include year from 2000 to 2007. The calculation showed that the treatment plant worked with lower effectiveness in case of $BOD_5$ and total suspend solid. In case of biogenic compounds were observed reduction of total phosphorus in 32% and ammonium nitrogen in 54%. The calculations of volume biological reactor showed that along with increase of activated sludge concentration the volume of reactor decrease, and increase of percentage participation filler in bioreactor influence favorably on volume's reduction in relation to classical activated sludge.*

***Key words:*** *sewage, moving bed biofilm, activated sludge*

## WSTĘP

Wysokie tempo rozwoju wiejskich systemów zaopatrzenia w wodę, związane z sukcesywnym zwiększaniem się na wsi liczby mieszkańców oraz z coraz wyższym standardem wyposażenia w urządzenia sanitarne, powoduje stały wzrost ilości odprowadzanych ścieków z wiejskich jednostek osadniczych. Stwarza to konieczność modernizacji już istniejących lub budowy nowych systemów kanalizacji i oczyszczania ścieków na tych terenach. Zgodnie z zapisami w Traktacie Akcesyjnym, Polska do 31 grudnia 2015 r. musi spełnić wymogi dyrektywy unijnej dotyczące systemów zbierania oraz oczyszczania ścieków komunalnych, w odniesieniu do wszystkich aglomeracji. Szczegółowy zakres zadań, który umożliwi realizację postanowień Traktatu został określony w Krajowym Programie Oczyszczania Ścieków Komunalnych. Ustalenia tego programu zakładają, że do 2015 r. na terenie Polski powinno zostać zmodernizowanych, rozbudowanych lub/i wybudowanych około 1110 oczyszczalni ścieków [Błaszczyk, Gromiec 2006].

Ze względu na charakter ścieków odprowadzanych z ośrodków wiejskich występują znaczne trudności w utrzymaniu właściwego stopnia ich oczyszczania, głównie z uwagi na związki biogenne. Dlatego też, na tych obszarach preferowane są oczyszczalnie, charakteryzujące się znaczną odpornością na wahania przepływu i ładunku zanieczyszczeń w odprowadzanych ściekach, niską kapita-

łochłonnością, niezawodnością działania, wysokim stopniem oczyszczania oraz prostotą wykonania i eksploatacji [Krzanowski, Wałęga 2006]. Powszechnie przyjmuje się, że zastosowanie złoża ruchomego pozwala na utrzymanie wysokiej efektywności oczyszczania ścieków w warunkach zwiększonego ładunku związków organicznych w dopływie, przy tej samej objętości reaktora.

Celem pracy jest ocena możliwości wykorzystania złoża ruchomego do oczyszczania ścieków z terenów wiejskich. Uwaga autorów skupia się na możliwości ograniczenia objętości zbiorników w klasycznej oczyszczalni z osadem czynnym poprzez zastosowanie wypełnienia w postaci złoża ruchomego.

## MATERIAŁY ŹRÓDŁOWE I METODY OBLICZENIOWE

Materiał źródłowy stanowiły wyniki badań fizykochemicznych ścieków surowych i oczyszczonych pochodzące z oczyszczalni ścieków zlokalizowanej z miejscowości Węgrzce Wielkie, zaprojektowanej na podstawie szwedzkiej technologii TMB. Analizy wykonane zostały w laboratorium pomiarowo-badawczym w Myślenicach, w latach 2000–2007, i obejmowały następujące wskaźniki zanieczyszczeń: $BZT_5$, ChZT, zawiesinę ogólną, odczyn, azot azotanowy, azot amonowy, azot ogólny Kiejdahla, fosfor ogólny, fosforany. Dla wymienionych wskaźników, zarówno w ściekach surowych, jak i oczyszczonych, obliczono podstawowe charakterystyki statystyczne: wartość średnią, minimum, maksimum, odchylenie standardowe i współczynnik zmienności. Skuteczność pracy oczyszczalni oceniono z wykorzystaniem wskaźników ogólnej sprawności oczyszczalni i sprawności technologicznej oczyszczalni ($P_{SW}$) [Andraka, Dzienis 2003].

Wykorzystując objętość ścieków, ładunek oraz koncentrację zanieczyszczeń w ściekach surowych pochodzących z przedmiotowej oczyszczalni ścieków, opierając się na wytycznych ATV-A131P, dokonano obliczeń bioreaktora z osadem czynnym. Przyjęto, że w oczyszczalni realizowany będzie proces usuwania węgla organicznego i nitryfikacja azotu amonowego.

Objętość przepływowego hybrydowego reaktora ze złożem ruchomym wyznaczono jako iloraz ładunku zanieczyszczeń organicznych dopływających do reaktora biologicznego i całkowitego obciążenia objętości komory ładunkiem zanieczyszczeń organicznych, stanowiącego sumę obciążenia objętości osadu czynnego i obciążenia objętości złoża ruchomego, opierając się na metodyce podawanej przez Heidricha i in. [2008]:

**Obciążenie objętości osadu czynnego ładunkiem zanieczyszczeń organicznych.** Wartości założone:

– Stężenie osadu czynnego w reaktorze biologicznym $X_{SM}$ [ kg $s \cdot m^{-3}$]. Obliczenia wykonano dla $X_{SM} =$ 2,0; 2,5; 2,86; 3,0; 3,2; 3,5; kg$\cdot m^{-3}$

– Wiek osadu czynnego (WO) w zależności od wymagań stawianych ściekom oczyszczonym.

– Przyrost osadu czynnego w zależności od wartości (WO) oraz relacji pomiędzy stężeniem zawiesiny ogólnej i wartości $BZT_5$ ścieków dopływających do reaktora biologicznego.

Na podstawie założonych wielkości obliczono:

– Obciążenie osadu czynnego ładunkiem zanieczyszczeń organicznych:

$$A'_{OCz} = 1/\Delta m \cdot WO \quad [kgBZT_5 \cdot kg\ s.m.^{-1} \cdot d^{-1}] \tag{1}$$

gdzie:

$A'_{OCz}$ – obciążenie osadu czynnego ładunkiem zanieczyszczeń organicznych [$kgBZT_5 \cdot kg\ s.m.^{-1} \cdot d^{-1}$],

$\Delta m$ – przyrost osadu czynnego [kg s.m. $\cdot$ kg $BZT_5^{-1}$],

WO – wiek osadu czynnego [d].

– uwzględniając wyznaczoną wartość $A'_{OCz}$ oraz założoną wartość $X_{SM}$, określono obciążenie objętości osadu czynnego ładunkiem zanieczyszczeń organicznych:

$$A_{OC} = A'_{OC} \cdot X_{SM} \quad [kgBZT_5 \cdot m.^{-3} \cdot d^{-1}] \tag{2}$$

gdzie:

$A_{OC}$ – obciążenie objętości osadu czynnego ładunkiem zanieczyszczeń organicznych [$kgBZT_5 \cdot m.^{-3} \cdot d^{-1}$],

$X_{SM}$ – stężenie osadu czynnego w reaktorze biologicznym [$kg \cdot m^{-3}$].

**Obciążenie objętości złoża ruchomego ładunkiem zanieczyszczeń organicznych.** Wartości założone:

– Obciążenie powierzchni złoża ruchomego ładunkiem zanieczyszczeń organicznych ($BZT_5$) – $A_{FZR}$ w zależności od założonego calu oczyszczania ścieków.

– Czynna powierzchnia właściwa złoża Fw [$m^2 \cdot m^{-3}$]

– Procentowy udział objętości złoża ruchomego w reaktorze biologicznym $V_{\%}$ (0, 5, 10, 15, 20, 25, 30)

Na podstawie założonych wielkości obliczono:

– Rzeczywistą powierzchnię złoża – $F_{RZ}$, czyli powierzchnię elementów wypełnienia, wyrażoną w $m^2$, rozmieszczoną równomiernie w 1 $m^3$ komory reaktora biologicznego

$$F_{RZ} = F_w \cdot V_{\%} / 100 \quad [m^2 \cdot m^{-3}\ komory] \tag{3}$$

gdzie:

$F_{RZ}$ – rzeczywista powierzchnia złoża ruchomego [$m^2 \cdot m^{-3}$ komory],

$F_w$ – czynna powierzchnia złoża ruchomego [$m^2 \cdot m^{-3}$], przyjęto $F_w$=800 $m^2 \cdot m^{-3}$,

$V_{\%}$ – procentowy udział objętości złoża w reaktorze biologicznym [%].

– Uwzględniając założoną wartość $A_{FZR}$ oraz wyznaczoną wielkość $F_{RZ}$, określono obciążenie objętości złoża ładunkiem zanieczyszczeń organicznych:

$$A_{ZR} = A_{FZR} \cdot F_{RZ} / 1000 \quad [kgBZT_5 \cdot m.^{-3} \cdot d^{-1}] \tag{4}$$

gdzie:

$A_{ZR}$ – obciążenie objętości złoża ładunkiem zanieczyszczeń organicznych $[kgBZT_5 \cdot m.^{-3} \cdot d^{-1}]$

$A_{FZR}$ – obciążenie powierzchni złoża ruchomego ładunkiem zanieczyszczeń organicznych $[kgBZT_5 \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}]$

Objętość hybrydowego reaktora określono z zależności :

$$V_R = Ł_{BZT5} / A_C \quad [m^3] \tag{5}$$

– Ładunek związków organicznych dopływających do reaktora biologicznego – $Ł_{BZT5}$ – obliczono przy założeniu

$$A_C = A_{OC} + A_{ZR} \quad [kgBZT_5 \cdot m^{-3} \cdot d^{-1}] \tag{6}$$

gdzie:

$Ł_{BZT5}$ – ładunek związków organicznych dopływający do reaktora biologicznego $[kgBZT_5 \cdot d^{-1}]$

$A_C$ – całkowite obciążenie objętości reaktora ładunkiem zanieczyszczeń organicznych $[kgBZT_5 \cdot m^{-3} \cdot d^{-1}]$

## WYNIKI

Wartości $BZT_5$ w ściekach dopływających do oczyszczalni w Węgrzcach Wielkich zawierały się w przedziale 120,0 do 640,0 $mg \cdot dm^3$. Wartość średnia wskaźnika w ściekach surowych wyniosła 330,36 $mgO_2 \cdot dm^{-3}$, a w oczyszczonych 70,53 $mgO_2 \cdot dm^{-3}$ (tab. 1). Przeciętna redukcja wartości $BZT_5$ wyniosła 78,65%. Porównując wartości $BZT_5$ w ściekach oczyszczonych z wartością dopuszczalną wynoszącą $40mgO_2 \cdot dm^{-3}$ stwierdzono, że dla 50% próbek zostały spełnione wymagania, podczas gdy Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 24.07.2006 r. [Dz.U. Nr 137, poz. 984] dopuszcza tylko jeden wynik przekraczający wartość dopuszczalną.

Wartości ChZT w ściekach surowych zawierały się w przedziale 220 do 1116 $mgO_2 \cdot dm^{-3}$. Wartość średnia wskaźnika dla ścieków surowych wyniosła 585,75 $mgO_2 \cdot dm^{-3}$, natomiast dla oczyszczonych 136,02 $mgO_2 \cdot dm^{-3}$ (zakres zmienności wyniósł odpowiednio 896 do 260 $mgO_2 \cdot dm^{-3}$). Przeciętna redukcja ChZT wyniosła 76,78%. Po porównaniu zawartości ChZT w ściekach oczyszczonych z wartością normową wynoszącą 150 $mgO_2 \cdot dm^{-3}$ stwierdzono, że w jednej próbce nie zostały spełnione wymagania Rozporządzenia.

**Tabela 1.** Podstawowe charakterystyki statystyczne analizowanych wskaźników zanieczyszczeń
**Table 1.** Basic statistical characteristic of analyzed pollution indicators

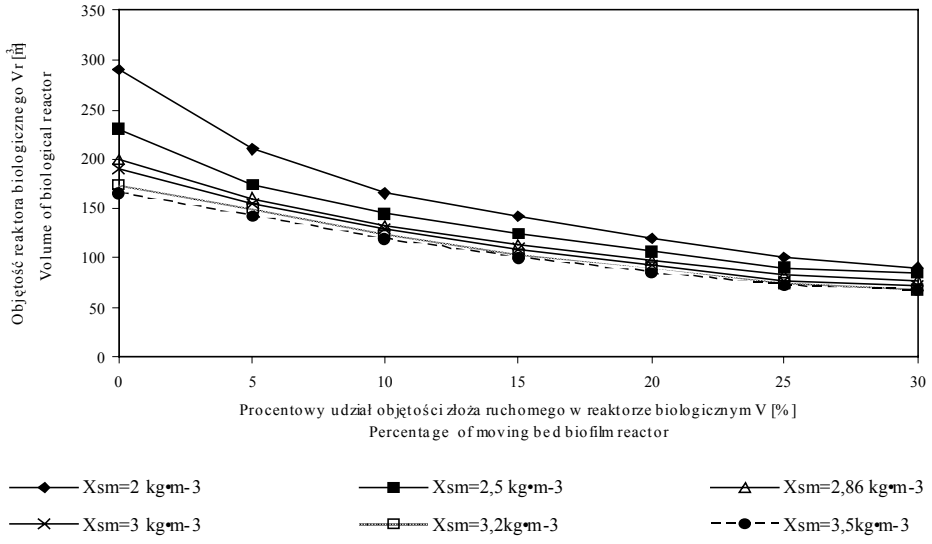
| | Średnia average | Minimum minimum | Maximum maximum | Odchylenie standardowe Standard deviation | Współczynnik Zmienności Variability coefficient |
|---|---|---|---|---|---|
| $BZT_5$ [$mgO_2 \cdot dm^{-3}$]/$BOD_5$ | | | | | |
| ść.surowe/ raw sewage | 330,36 | 120 | 640 | 172,72 | 0,52 |
| ść.oczyszczone/ treatment sewage | 70,53 | 21,6 | 140 | 42,76 | 0,6 |
| ChZT [$mgO_2 \cdot dm^{-3}$]/COD | | | | | |
| ść.surowe/ raw sewage | 585,75 | 220 | 1116 | 295,37 | 0,5 |
| ść.oczyszczone/ treatment sewage | 136,02 | 74 | 334 | 97,6 | 0,71 |
| Zawiesina ogólna [$mg \cdot dm^{-3}$]/total suspend solid | | | | | |
| ść.surowe/ raw sewage | 308 | 52 | 980 | 298,83 | 0,97 |
| ść.oczyszczone/ treatment sewage | 65,86 | 31 | 180 | 41,97 | 0,63 |
| Odczyn pH/reaction | | | | | |
| ść.surowe/ raw sewage | | 7 | 8,2 | | |
| ść.oczyszczone/ treatment sewage | | 7,1 | 8 | | |
| Azot azotanowy [$mgN_{NO3} \cdot dm^{-3}$]/nitrate nitrogen | | | | | |
| ść.surowe/ raw sewage | 1,91 | 0,1 | 3,6 | 1,34 | 0,7 |
| ść.oczyszczone/ treatment sewage | 2,78 | 0,5 | 10 | 3,04 | 1,09 |
| Azot amonowy [$mgN_{NH4} \cdot dm^{-3}$]/ ammonium nitrogen | | | | | |
| ść.surowe/ raw sewage | 69,46 | 29,9 | 154 | 30,68 | 0,44 |
| ść.oczyszczone/treatment sewage | 40,31 | 14,1 | 75,05 | 18,85 | 0,46 |
| Azot ogólny Kjeldahla [$mgN_{Kiej} \cdot dm^{-3}$]/total Kjeldahl nitrogen | | | | | |
| ść.surowe/ raw sewage | 32,97 | 11,7 | 69,7 | 18,63 | 0,56 |
| ść.oczyszczone/ treatment sewage | 12,17 | 4,01 | 28,06 | 6,77 | 0,55 |
| Fosfor ogólny [$mg \cdot dm^{-3}$]/total phosphorus | | | | | |
| ść.surowe/ raw sewage | 11,27 | 7,1 | 16,8 | 9,89 | 0,87 |
| ść.oczyszczone/ treatment sewage | 8,67 | 3,6 | 14,63 | 4,19 | 0,48 |
| Fosforany [$mg \cdot dm^{-3}$]/phosphate phosphorus | | | | | |
| ść.surowe/ raw sewage | 23,82 | 0,3 | 46 | 15,98 | 0,67 |
| ść.oczyszczone/ treatment sewage | 15,47 | 1,3 | 31 | 11,63 | 0,75 |
| Azot całkowity[$mgN \cdot dm^{-3}$]/total nitrogen | | | | | |
| ść.surowe/ raw sewage | 106,22 | 69,03 | 223,7 | 93,47 | 0,87 |
| ść.oczyszczone/ treatment sewage | 53,37 | 26,11 | 86,65 | 37,2 | 0,69 |

Średnia koncentracja zawiesiny ogólnej w ściekach surowych wyniosła 308 $mgO_2 \cdot dm^{-3}$, a w ściekach oczyszczonych 65,86 $mg \cdot dm^{-3}$ (tab. 1), przeciętna redukcja wskaźnika wyniosła 79,39 %. Odnosząc uzyskane wyniki stężenia za-

wiesiny ogólnej w ściekach oczyszczonych do wartości dopuszczalnej – 50 $mg \cdot dm^{-3}$ podanej w Rozporządzeniu Ministra Środowiska, stwierdzono, że w większości analizowanych próbek nie zostały spełnione wymagania. Odczyn pH ścieków warunkujący właściwy przebieg procesu nitryfikacji waha się w granicach 7,5–8,5, a denitryfikacji 6,5–7,5. W przypadku ścieków surowych, jak i oczyszczonych jego wartości mieściły się w optymalnych granicach potrzebnych do rozwoju mikroorganizmów w bioreaktorze. Stężenie azotu azotanowego w ściekach dopływających do badanej oczyszczalni nie przekraczało 4,0 $mgN_{NO3} \cdot dm^{-3}$ przy średniej wartości równej 1,91 $mgN_{NO3} \cdot dm^{-3}$. W wyniku procesów nitryfikacji na złożu biologicznym obserwuje się przyrost tej formy azotu w ściekach oczyszczonych. Decyduje o tym wyższa temperatura powietrza i ścieków, przy której intensywniej zachodzi proces nitryfikacji, a także odpowiednie stężenie tlenu. Najwyższa koncentracja azotu azotanowego w ściekach oczyszczonych wyniosła 10,0 $mgN_{NO3} \cdot dm^{-3}$, zaś średnia 2,78 $mgN_{NO3} \cdot dm^{-3}$. Przeciętna wartość stężenia azotu amonowego w ściekach surowych wyniosła 69,46 $mgN_{NH4} \cdot dm^{-3}$ (tab. 1), natomiast w ściekach oczyszczonych 40,31 $mgN_{NH4} \cdot dm^{-3}$. Redukcja tej formy azotu w okresie badawczym była równa 41,96%. Maksymalne stężenie azotu ogólnego Kjeldahla w ściekach surowych wyniosło 70 $mgN \cdot dm^{-3}$, natomiast w ściekach oczyszczonych 28,06 $mgN \cdot dm^{-3}$. Średnie stężenie wskaźnika w ściekach oczyszczonych wyniosło 12,17 $mgN \cdot dm^{-3}$ (tab. 1), a redukcja 63,09 %. Stężenia fosforu ogólnego w ściekach surowych charakteryzowały się niewielką zmiennością, z wyjątkiem jednego przypadku, kiedy jego koncentracja przekroczyła 16,8 $mgP \cdot dm^{-3}$. Ten incydentalny przypadek prawdopodobnie był spowodowany niekontrolowanym zrzutem ścieków do kanalizacji. Podobna sytuacja miała miejsce w przypadku ścieków oczyszczonych, w których najwyższe stężenie wyniosło 14,63 $mgP \cdot dm^{-3}$ (tab. 1). Przeciętna koncentracja analizowanego wskaźnika w ściekach oczyszczonych wyniosła 8,67 $mgP \cdot dm^{-3}$, a redukcja 23,07 %. Stężenia fosforanów w ściekach surowych, podobnie jak w przypadku fosforu ogólnego wykazywały niewielką zmienność, z wyjątkiem jednej próbki z 14.05.2001 r., kiedy koncentracja wskaźnika przekroczyła 46 $mgPO_4 \cdot dm^{-3}$. Ten przypadek prawdopodobnie był spowodowany niekontrolowanym zrzutem ścieków do kanalizacji. W przypadku ścieków oczyszczonych maksymalne stężenie fosforanów wyniosło 31 $mgPO_4 \cdot dm^{-3}$, zaś przeciętna koncentracja 15,47 $mgPO_4 \cdot dm^{-3}$ (tab. 1). Redukcja tej formy fosforu w okresie badawczym wyniosła 35,05 %. Obliczenia pokazały, że badana oczyszczalnia pracuje z najwyższą niezawodnością w przypadku ChZT. Wyznaczona wartość wskaźnika Psw dla ChZT była równa 85,71%. W przypadku zawiesiny ogólnej, oczyszczalnia pracuje z niższą efektywnością, na poziomie 62,5%, natomiast w odniesieniu do $BZT_5$ – 42,82%.

Dla analizowanej konfiguracji oczyszczalni oraz dla temperatury 12°C w komorze osadu czynnego, określono zależność objętości reaktora biologicznego od procentowego udziału objętości złoża ruchomego oraz stężenia osadu

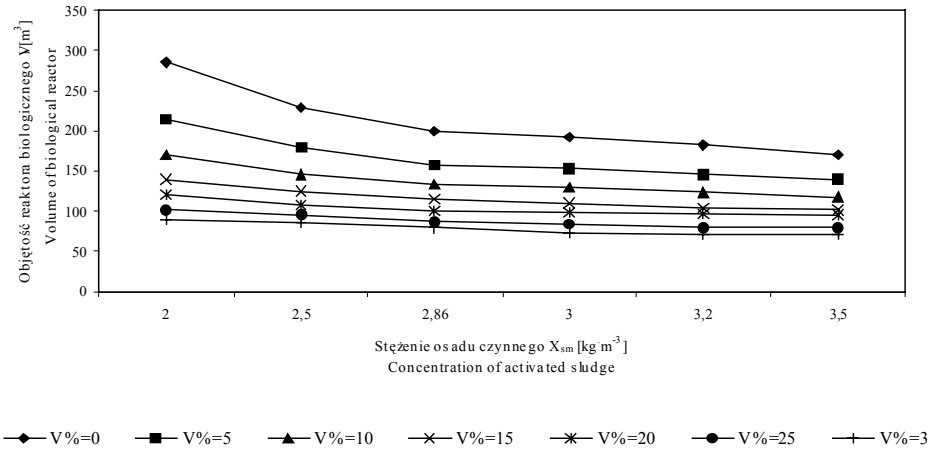
czynnego. Obliczenia miały na celu wybranie optymalnego rozwiązania, charakteryzującego się najniższą kubaturą reaktora biologicznego. Zależność objętości reaktora biologicznego od procentowego udziału wypełnienia złoża ruchomego w reaktorze biologicznym przy różnych stężeniach osadu czynnego przedstawiono na rysunku 1. Wraz ze wzrostem stężenia osadu czynnego maleje objętość reaktora biologicznego. Przy stężeniu osadu czynnego równym 2,0 $kg \cdot m^{-3}$ i 5% udziale wypełnienia, objętość reaktora wyniosła 210 $m^3$, a przy 30% wypełnieniu złożem – 91 $m^3$. Dla stężenia wynoszącego 2,86 $kg \cdot m^{-3}$ i 5% udziale wypełnienia objętość reaktora wzrosła do 160 $m^3$. W przypadku zastosowania klasycznego bioreaktora z osadem czynnym objętość ta byłaby równa 200 $m^3$. Wzrost procentowego udziału wypełnienia w bioreaktorze wpływa korzystnie na redukcję jego objętości w stosunku do klasycznego osadu czynnego. Przy 10% (dla $X_{sm}$ = 3,5 $kg \cdot m^{-3}$) wypełnieniu objętość bioreaktora zmniejszyła się do 133,24 $m^3$, a przy 30% - 79,96 $m^3$. Przy tym samym stężeniu osadu czynnego pojemność bioreaktora jest o 34% mniejsza od pojemności klasycznego bioreaktora z osadem czynnym.




**Rysunek 1.** Zależności objętości reaktora biologicznego od procentowego udziału objętości złoża ruchomego w reaktorze biologicznym przy różnych stężeniach osadu czynnego

**Figure 1.** Dependence of biological reactor volume from percentage of volume of moving bed biofilm in reactor with different concentration of activated sludge

Przebieg krzywych wyznaczonych dla poszczególnych stężeń osadu czynnego (rys. 2) wskazuje, że im większy procentowy udział złoża ruchomego, tym mniejszy wpływ na pojemność reaktora ma założona wartość Xsm. Przykładowo, przy objętości wypełnienia równym 10% objętość reaktora wyniosła 150 $m^3$ ($X_{sm}$ = 2,5 $kg \cdot m^{-3}$) i 140 $m^3$ dla $X_{sm}$ = 3,5 $kg \cdot m^{-3}$. Dla objętości wypełnienia równego 30% wielkość reaktora byłaby równa 75 $m^3$ ($X_{sm}$ = 2,5 $kg \cdot m^{-3}$) oraz 70 $m^3$ dla $X_{sm}$ = 3,5 $kg \cdot m^{-3}$.




**Rysunek 2.** Zależności objętości reaktora biologicznego od stężenia osadu czynnego przy różnych procentowych udziałach objętości złoża ruchomego
**Figure 2.** Dependence of biological reactor volume from concentration of activated sludge with different percentage of volume of moving bed biofilm reactor

## WNIOSKI

Na podstawie danych z pomiarów fizykochemicznych ścieków surowych i oczyszczonych w oczyszczalni w Węgrzcach Wielkich oraz przeprowadzonych obliczeń sformułowano następujące wnioski:

1. Wyniki analiz fizykochemicznych surowych i oczyszczonych ścieków wykazały obniżoną sprawność funkcjonowania oczyszczalni ścieków w Węgrzcach Wielkich.

2. W analizowanym okresie w odniesieniu do $BZT_5$ i zawiesiny ogólnej bazującej na niskoobciążonych złożach biologicznych obserwowano kilkukrotne przekroczenie dopuszczalnych wartości wskaźników zanieczyszczeń.

3. Oczyszczalnia funkcjonowała poprawnie w przypadku redukcji ChZT, którego wartości w całym okresie badawczym nie przekroczyły wartości dopuszczalnej – 150 mg $O_2 \cdot dm^{-3}$ .

4. Oczyszczalnia w Węgrzcach Wielkich redukowała fosfor ogólny w około 32% i azot amonowy w około 54%.

5. Przeprowadzone obliczenia reaktora biologicznego wykazały, iż wraz ze wzrostem stężenia osadu czynnego maleje objętość reaktora.

6. Wraz ze wzrostem procentowego udziału złoża ruchomego w reaktorze biologicznym zmniejszeniu ulega objętość bioreaktora oraz zmniejsza się wpływ stężenia suchej masy osadu czynnego na pojemność bioreaktora.

7. Wzrost procentowego udziału wypełnienia w bioreaktorze wpływa korzystnie na redukcję jego objętości w stosunku do klasycznego osadu czynnego.

## BIBLIOGRAFIA

Andraka D., Dzienis L. *Wymagany poziom niezawodności oczyszczalni ścieków w świetle przepisów polskich i europejskich.* 2003. Zesz. Nauk. Politechniki Białostockiej, seria Inżynieria Środowiska 16, s. 24–28.

Błaszczyk P., Gromiec M. *Krajowy Program Oczyszczania Ścieków komunalnych w odniesieniu do województwa mazowieckiego.* GWiTS, 2006, s. 17–18.

Heidrich Z., Żubrowska-Sudoł M., Czarkowska K., Krawczak M. *Wpływ złoża ruchomego na pojemność reaktorów biologicznych dla RLM<2000.* Gaz, Woda i Technika Sanitarna 9, 2008, s. 63–66.

Kayser R., Braunschweig. *Komentarz ATV-DVWK do A131P i do A210P; Wymiarowanie jednostopniowych oczyszczalni ścieków z osadem czynnym oraz sekwencyjnych reaktorów porcjowych SBR*. Seidel-Przywecki, Warszawa 2002.

Krajowy Program Oczyszczania Ścieków Komunalnych. Ministerstwo Środowiska. Warszawa 2003.

Krzanowski S., Wałęga A. *Wykorzystanie teorii niezawodności i statystycznej kontroli jakości do oceny eksploatacyjnej wiejskich oczyszczalni ścieków*. Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich , Kraków 2006, s. 17–37.

Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 24.07.2006r. w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi, oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowisk wodnego (Dz.U. Nr 137, poz. 984).

Dr inż. Agnieszka Cupak[1)]
Dr inż. Andrzej Wałęga[2)]
Katedra Inżynierii Sanitarnej i Gospodarki Wodnej
Uniwersytet Rolniczy w Krakowie
30-059 Kraków
al. Mickiewicza 24/28
e-mail[1)]: a.cupak@ur.krakow.pl
e-mail[2)]): a.walega@ur.krakow.pl

Recenzent: *Prof. dr hab. Jerzy Ratomski*