



POLSKA AKADEMIA NAUK
Instytut Badań Systemowych

BADANIA SYSTEMOWE
Inżynieria Środowiska

**KOMPUTEROWA SYMULACJA
I OPTYMALIZACJA MODELU
OCZYSZCZALNI ŚCIEKÓW**

Marcin Stachura

Warszawa 2008



**KOMPUTEROWA SYMULACJA
I OPTYMALIZACJA MODELU
OCZYSZCZALNI ŚCIEKÓW**

**POLSKA AKADEMIA NAUK
INSTYTUT BADAŃ SYSTEMOWYCH**

Seria: BADANIA SYSTEMOWE, tom 59

Redaktor naukowy: prof. Jakub Gutenbaum

Podseria: Inżynieria Środowiska

Warszawa 2008

**KOMPUTEROWA SYMULACJA
I OPTYMALIZACJA MODELU
OCZYSZCZALNI ŚCIEKÓW**

Marcin Stachura

Publikacja wydana ze środków projektu badawczego MINISTERSTWA NAUKI i SZKOLNICTWA WYŻSZEGO: nr R11 001 01.

W pracy omówiono sposób konstruowania modelu matematycznego dla oczyszczalni ścieków z osadem czynnym z wykorzystaniem bilansowych równań różniczkowych zwyczajnych, wynikających z zasad zachowania masy i podstawowych zależności kinetycznych i stechiometrycznych zachodzących przemian i procesów fizycznych w obiektach technicznych oczyszczalni. Równania różniczkowe opisują dynamikę procesu a występujące w równaniach współczynniki mają interpretację fizyczną. Koncepcja przedstawionego sposobu konstrukcji modelu matematycznego polega na opracowaniu modelu mogącego być pożytecznym narzędziem wspomagającym pracę operatora procesu technologicznego. Wobec tego opracowywany model opisuje konkretną i ograniczoną grupę obiektów a proces modelowania uwzględnia również kalibrację modelu na podstawie rzeczywistych pomiarów. Dzięki takiemu podejściu utworzony model matematyczny staje się przybliżeniem konkretnego obiektu i może być użyty do jego badania, co jest niewątpliwie celem nadrzędnym modelowania matematycznego. Praca ma również na celu prezentację techniki */fast--prototyping/*, czyli szybkiego prototypowania przy pomocy komputera wielowymiarowych procesów przemysłowych na przykładzie procesów zachodzących w mechaniczno--biologicznych oczyszczalniach ścieków. Pod pojęciem modelowania w pracy rozumie się zespół czynności obejmujących takie zagadnienia, jak: opracowanie modelu procesu w postaci układu równań różniczkowych (model fizyczny), implementację modelu w odpowiednim algorytmie komputerowym, kalibrację wraz z optymalizacją nieznanymi współczynników występujących w równaniach opisujących proces oraz analizę otrzymanych wyników.

Recenzenci:

Prof. dr hab. inż. Krzysztof Janiszowski
Dr hab. inż. Janusz Łomotowski

Semi
Bibl. podręczna

45905

Komputerowa edycja tekstu: Anna Gostyńska

© Instytut Badań Systemowych PAN, Warszawa 2008

Instytut Badań Systemowych PAN
Newelska 6, PL 01-447 Warsaw

Sekcja Informacji Naukowej i Wydawnictw IBS PAN
e-mail: biblioteka@ibspan.waw.pl

ISBN 978-83-89475-15-2

ISSN 0208-8029

Druk i oprawa: ARTPRESS, tel. 052 354 95 10

2. Model matematyczny oczyszczalni zastosowany w obliczeniach

2.1. Proces mechaniczno – biologicznego oczyszczania ścieków

Współczesna oczyszczalnia ścieków realizuje oczyszczanie mechaniczno-biologiczne, przy czym zwykle w oddzielnych zbiornikach oczyszczalni połączonych szeregowo zachodzą różne procesy technologiczne oczyszczania.

Oczyszczanie mechaniczne polega na osadzaniu się na dnie zbiorników oczyszczalni stałych cząstek mineralnych i organicznych, które znajdują się w ściekach tworząc w nich zawiesinę. Powstały osad traktuje się jako odpad i po odpowiednim przetworzeniu usuwa się go z oczyszczalni. Sam proces oczyszczania mechanicznego nazywa się *sedymentacją* (Studziński, 2004).

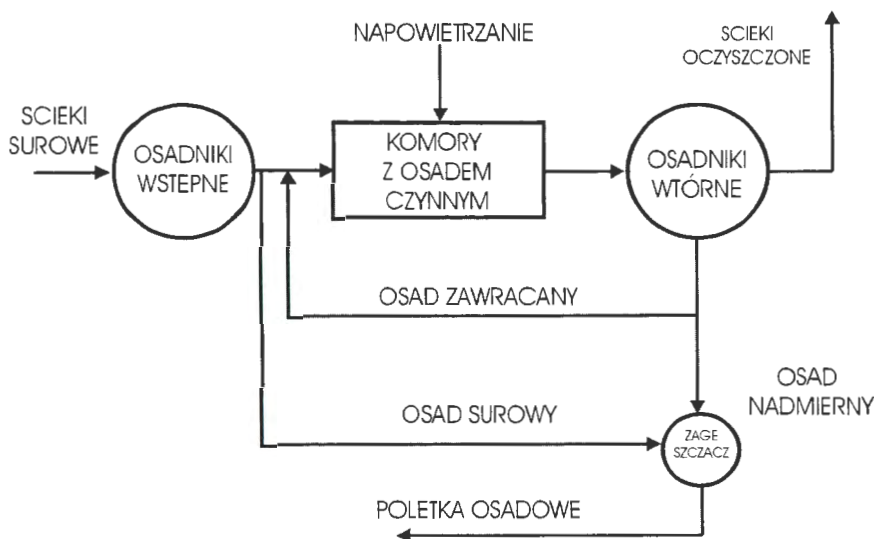
Oczyszczanie biologiczne oznacza kilka procesów biochemicznych, które zachodzą pod wpływem różnych kultur mikroorganizmów i bakterii występujących w ściekach i wytwarzających tzw. *osad czynny*. Procesy te, przy pełnym oczyszczaniu biologicznym, prowadzą do dekompozycji i redukcji zawartych w ściekach związków organicznych, azotowych, fosforowych, i do powstania zawiesiny, która ulega sedymentacji. *Związki organiczne* są związkami węgla organicznego, *związki azotowe* występują w postaci amoniaku, azotanów i azotanów, a *związki fosforowe* w postaci fosforanów (Grady, Daigger, Lim, 1999; Mara, 2003).

Badana oczyszczalnia ścieków w Rzeszowie jest to oczyszczalnia o nominalnej przepustowości hydraulicznej 62.000 m³/d.

Realizowany w oczyszczalni proces technologiczny składa się z następujących elementów: dopływu ścieków surowych dostarczanych do oczyszczalni cyklicznie z pompowni ścieków, piaskowników, osadników wstępnych, aerobowych komór z osadem czynnym, osadników wtórnych, układu recyrkulacji osadu, odpływu ścieków oczyszczonych, systemu gospodarki osadowej.

Jest to dwustopniowy proces oczyszczania ścieków, przy czym pierwszy stopień oczyszczania mechanicznego zachodzi w piaskownikach i osadnikach wstępnych, natomiast drugi stopień oczyszczania biologicznego zachodzi w komorach z osadem czynnym. Ścieki w komorach są utleniane za pomocą systemu napowietrzania drobno pęcherzykowego. W komorach panują warunki aerobowe (charakteryzujące się dużym stężeniem tlenu w ściekach), dlatego zachodzące w nich procesy, to utlenia-

nie związków węgla i nityfikacja (redukcja związków azotowych w postaci amoniaku i azotynów (Schlegel, 2000; Lettermann, 1999)). Zmieniając stężenie tlenu w komorach oraz ilość i wiek znajdującego się w nich osadu poprzez zmianę stężenia recyrkulacji zewnętrznej, można wpływać na skład osadu czynnego i w konsekwencji na procesy redukcji związków organicznych i nityfikacji, do zatrzymania nityfikacji włącznie. Schemat oczyszczalni ścieków w Rzeszowie został przedstawiony na rysunku 2.1.



Rysunek 2.1. Schemat badanej oczyszczalni ścieków w Rzeszowie

2.2. Frakcje zanieczyszczeń

Współczesna oczyszczalnia ścieków realizuje oczyszczanie mechaniczno-biologiczne, przy czym zwykle w oddzielnych zbiornikach oczyszczalni połączonych szeregowo zachodzą różne procesy technologiczne oczyszczania.

Przy tworzeniu modeli matematycznych procesów oczyszczania ścieków zawarte w nich zanieczyszczenia dzieli się na *frakcje*, w zależności formy występowania oraz znaczenia w przemianach lub procesach zachodzących w poszczególnych urządzeniach technologicznych. Ogólnie zanieczyszczenia dzieli się na frakcje *rozpuszczone* i frakcje *nie rozpuszczone* pozostające w ściekach w formie zawiesin (Wiesmann, Choi, Dąbrowski, 2007).

Przy opracowywaniu modelu uwzględniono następujące frakcje zanieczyszczeń:

- zawiesina organiczna, biologicznie łatwo rozkładalna x_1 ,
- zawiesina organiczna wolno rozkładalna x_5 ,

- zawiesina biologicznie łatwo rozkładalna zawierająca azot organiczny x_{ND} ,
- zawiesina mineralna x_{min} ,
- rozpuszczone związki organiczne, biologicznie łatwo rozkładalne s_s ,
- rozpuszczone związki organiczne, biologicznie nierozkładalne s_l ,
- rozpuszczony azot organiczny, biologicznie łatwo rozkładalny s_{ND} ,
- azot amonowy (amoniak) s_{NH} ,
- azotyny i azotany s_{NO} ,
- zasadowość (stężenie pH) s_{alk} ,
- biomasa heterotroficzna x_H ,
- biomasa autotroficzna x_A ,
- frakcja powstająca z obumierania biomasy x_P ,
- tlen rozpuszczony w ściekach s_O .

Wykonane na obiekcie pomiary obejmują (Studziński, 2004):

- stężenie tlenu s_O ,
- pięciodniowe biochemiczne zapotrzebowanie tlenu BZT_5 ,
- zawiesina ogólna x_{og} ,
- zawiesina mineralna x_{min} ,
- azot ogólny N_{og} ,
- azot amonowy s_{NH} ,

Przeliczenie wartości mierzonych na wartości modelowane odbywa się na podstawie bilansów związków organicznych i azotowych i są one następujące:

$$s_s = BZT_{5we} \quad (2.1)$$

$$s_l = ChZT_{wy} - 1,47BZT_{5wy} \quad (2.2)$$

$$x_s = 0,47BZT_5 \quad (2.3)$$

$$x_l = ChZT_{we} - 1,47 BZT_5 - s_l \quad (2.4)$$

$$N_{org} = N_{og} - s_{NH} \quad (2.5)$$

$$s_{ND} = N_{org} * s_s / ChZT_{we} \quad (2.6)$$

$$x_{ND} = N_{org} * x_s / ChZT_{we} \quad (2.7)$$

przy czym indeksami we i wy oznaczono we wzorach pomiary BZT_5 i $ChZT$ wykonane w ściekach odpowiednio surowych i oczyszczonych.

Przeliczenie odwrotne, tzn. wartości modelowanych na wartości mierzone, jest następujące:

$$ChZT = x_S + s_S + x_I + s_I \quad (2.8)$$

$$BZT_5 = 0.68 \cdot (x_S + s_S) \quad (2.9)$$

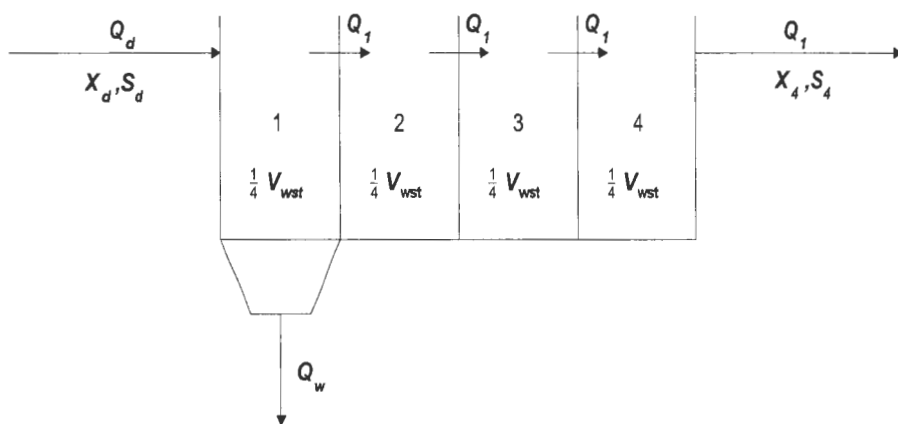
$$N_{og} = N_{org} + s_{NH} \quad (2.10)$$

2.3. Model osadnika wstępnego

Zastosowanie osadników wstępnych ma istotny wpływ na przebieg procesów biochemicznych zachodzących w części biologicznej oczyszczalni (White, 1987). Wskutek usuwania zawieszin zmniejsza się ładunek zanieczyszczeń dopływających do komór osadu czynnego. Osadniki wstępne charakteryzują się reaktorami o niedoskonałym przepływie tłokowym (Adamski, 2002). Właściwości dynamiczne osadników wstępnych wpływają na przesunięcie fazowe stężeń obserwowanych na wejściu i wyjściu. Przesunięcie fazowe natężenia przepływu jest niewielkie z uwagi na niewielkie wahania poziomu ścieków w osadnikach.

Jako model osadnika wstępnego przyjmuje się najczęściej model komórkowy. Jest to ogólnie przyjęty sposób uwzględniania występującej przy przepływie dyspersji wzdłużnej. W modelu uwzględnia się występowanie stref martwych. Czasami uwzględnia się wahania objętości osadnika spowodowane zmianami spiętrzenia na przelewach przy zmiennym natężeniu dopływu ścieków.

Na rysunku 2.2. przedstawiono schemat modelu komórkowego czy komorowego osadnika wstępnego.



Rysunek 2.2. Schemat modelu osadnika wstępnego

Model zmian stężeń zawiesin obejmuje równania:

- dla komórki 1

$$\frac{dx_i}{dt} = \frac{4}{V_{wst}} Q_d (x_d - x_i) - Ax_i^B \quad (2.11)$$

- dla komórek $i = 2, 3, 4$

$$\frac{dx_i}{dt} = \frac{4}{V_{wst}} Q_1 (x_{i-1} - x_i) - Ax_i^B \quad (2.12)$$

Model zmian stężeń zanieczyszczeń rozpuszczonych obejmuje równania:

- dla komórki 1

$$\frac{ds_i}{dt} = \frac{4}{V_{wst}} Q_{wst} (s_d - s_i) \quad (2.13)$$

- dla komórek $i = 2, 3, 4$

$$\frac{ds_i}{dt} = \frac{4}{V_{wst}} Q_1 (s_{i-1} - s_i) \quad (2.14)$$

gdzie:

x - stężenie wybranej frakcji zanieczyszczeń w zawiesinie w g/m^3

s - stężenie wybranej frakcji zanieczyszczeń rozpuszczonych w g/m^3

Q_d - dopływ ścieków do osadnika w m^3/d

Q_1 - odpływ ścieków z osadnika wstępnego w m^3/d

Q_w - odpływ osadu z osadnika wstępnego w m^3/d

A - szybkość usuwania zawiesin w osadniku wstępnym w g/d

B - wykładnik funkcji,

V_{wst} - objętość czynna osadnika wstępnego w m^3/d .

Przy uwzględnianiu wahań objętości osadnika wprowadza się dodatkowe równania:

$$\frac{dV_{wst}}{dt} = Q_d - Q_w - Q_1 \quad (2.15)$$

$$Q_1 = c_w h^{3/2} \quad (2.16)$$

$$h = H_o - \frac{V_{wst}}{A_{wst}} \quad (2.17)$$

gdzie: h - wysokość warstwy przelewowej na odpływie w m,
 H_o - wysokość osadnika wstępnego (do korony przelewu) w m,
 A_{wst} - powierzchnia rzutu poziomego osadnika wstępnego w m²,
 c_w - współczynnik wydatku przelewu w m^{3/2}/d.

2.4. Model przemian związków organicznych i azotu w komorach napowietrzania

Model procesu osadu czynnego obejmuje opis przemian poszczególnych frakcji zanieczyszczeń w kolejnych komorach układu (rys. 2.3) z uwzględnieniem warunków w nich panujących. Równania modelu dla kolejnych frakcji mają następującą postać ogólną (Buraczewski, 1994; Lorek, 1987):

$$\frac{dc_i}{dt} = \frac{1}{V_{K,i}} (L_{d,c,i} - Q_{e,i} c_i + R_{c,i}) \quad (2.18)$$

$$L_{d,c,i} = Q_{d,i} c_d + Q_{e,i-1} c_{i-1} + Q_{p,i} c_p + \sum_{j=i+1}^n Q_{r,j,i} c_{r,j,i} \quad (2.19)$$

$$Q_{e,i} = Q_{d,i} + Q_{e,i-1} + Q_{p,i} + \sum_{j=i+1}^n Q_{r,j,i} \quad (2.20)$$

gdzie:

$L_{d,c,i}$ - sumaryczny ładunek frakcji c dopływający do i -tej komory w g/d,

V_K - objętość komory osadu czynnego w m³,

Q - natężenie przepływu w m³/d,

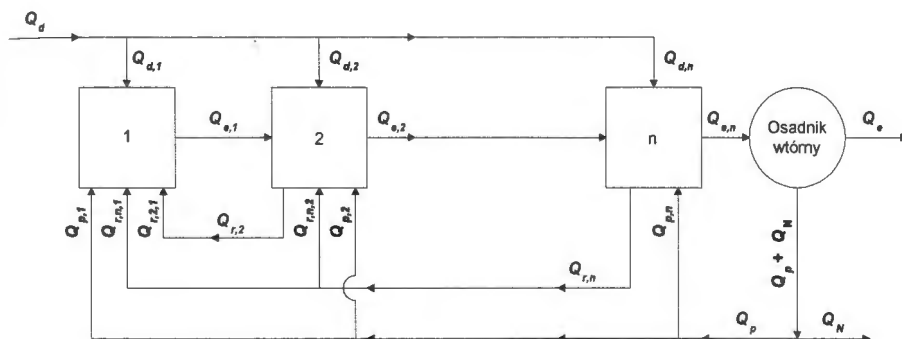
c - stężenie frakcji zanieczyszczeń w g/m³,

R_C - wypadkowa szybkość reakcji dla frakcji zanieczyszczeń w g/m³ d,

i - numer komory osadu czynnego,

d - dotyczy dopływu ścieków,

- e - dotyczy odpływu ścieków,
 p - dotyczy osadu powrotnego,
 r - dotyczy strumieni recyrkulacji wewnętrznej.



Rysunek 2.3. Schemat modelu osadu czynnego: 1,2,...,n - kolejne komory o pełnym wymieszaniu

Związki organiczne rozpuszczone biologicznie nierozkładalne (s_l)

Frakcje s_l związków organicznych nie podlegają przemianom, dlatego w komorach osadu czynnego szybkość reakcji R_C w równaniu (2.18) jest zerowa.

Zawiesiny organiczne biologicznie nierozkładalne (x_l)

Podobnie jak z s_l jest z frakcją x_l , która nie ulega przemianom biologicznym a jedynie jest usidlana w kłaczkach osadu czynnego i opuszcza układ z osadem nadmiernym.

Zawiesiny mineralne (x_{min})

Zawiesiny mineralne nie ulegają przemianom biochemicznym podobnie jak s_l i x_l , a model zmian ich stężenia jest analogiczny do modelu dla frakcji x_l . Szybkość reakcji w równaniu (3.8) jest zerowa ($R_{x_{min},i} = 0$).

Związki organiczne biologicznie łatwo rozkładalne (s_s)

Frakcja s_s to związki organiczne łatwo rozkładalne, które są przyswajane przez bakterie heterotroficzne (x_{BH}) i utleniane z wykorzystaniem tlenu rozpuszczonego (s_o) lub azotanów (s_{NO}).

Równoległe bieżą produkcja tych związków w wyniku hydrolizy frakcji wolno rozkładalnej (x_s). Odpowiednie szybkości reakcji (w g ChZT/m³ d) wyrażają się wzorami:

Szybkość reakcji związana z przyswajaniem amoniaku przy wykorzystaniu tlenu

$$R_{s,j}^{(1)} = -\frac{\hat{\mu}_H}{Y_H} \frac{s_{s,j}}{K_s + s_{s,j}} \frac{s_{o,j}}{K_{OH} + s_{o,j}} \frac{s_{NH,j}}{K_N + s_{NH,j}} x_{BH,j} \quad (2.21)$$

Szybkość reakcji związana z przyswajaniem azotynów i azotanów

$$R_{s,j}^{(2)} = -\frac{\hat{\mu}_H}{Y_H} \frac{s_{s,j}}{K_s + s_{s,j}} \frac{s_{NO,j}}{K_N + s_{NO,j}} \frac{s_{NH,j}}{K_N + s_{NH,j}} \frac{K_{OH}}{K_{OH} + s_{o,j}} x_{BH,j} \eta_g \quad (2.22)$$

Szybkość reakcji związana z hydrolizą

$$R_{s,j}^{(3)} = b_h \frac{x_{s,j}/x_{BH,j}}{K_x + x_{s,j}/x_{BH,j}} \left(\frac{s_{o,j}}{K_{OH} + s_{o,j}} + \eta_h \frac{K_{OH}}{K_{OH} + s_{o,j}} \frac{s_{NO,j}}{K_N + s_{NO,j}} \right) x_{BH,j} \quad (2.23)$$

gdzie:

- μ_H - maksimum stałej szybkości przyrostu heterotrofów w 1/d,
- Y_H - współczynnik wydajności przyrostu heterotrofów w g ChZT/g ChZT
- K_s - stała saturacji w g ChZT/m³,
- K_{OH} - stała saturacji w g O₂/m³,
- K_N - stała saturacji w g N/m³,
- x_{BH} - stężenie biomasy heterotroficznej w g ChZT/m³,
- b_h - stała szybkości hydrolizy x_s w g ChZT/g ChZT d,
- K_x - stała saturacji w g ChZT/g ChZT,
- η_g - współczynnik szybkości przyrostu heterotrofów w warunkach anoksycznych
- η_h - współczynnik szybkości hydrolizy w warunkach anoksycznych.

Związki organiczne wolno rozkładalne (x_s)

Substraty organiczne wolno rozkładalne x_s po doprowadzeniu do komory są bardzo szybko usidlane w kłaczkach osadu czynnego a następnie adsorbowane przez heterotrofy, które prowadzą ich hydrolizę do produktów łatwo rozkładalnych (s_s). Jednocześnie następuje produkcja frakcji x_s w wyniku obumierania biomasy heterotro-

ficznej i autotroficznej. Odpowiednie szybkości reakcji (w g ChZT/m³ d) wyrażają się wzorami:

Szybkość reakcji związana z reakcją hydrolizy

$$R_{x_{s,i}}^{(1)} = -b_h \frac{x_{s,i}/x_{BH,i}}{K_x + x_{s,i}/x_{BH,i}} \left(\frac{s_{o,i}}{K_{OH} + s_{o,i}} + \eta_h \frac{K_{OH}}{K_{OH} + s_{o,i}} \frac{s_{NO,i}}{K_N + s_{NO,i}} \right) x_{BH,i} \quad (2.24)$$

Szybkość reakcji związana z obumieraniem heterotrofów

$$R_{x_{s,i}}^{(2)} = (1 - f_p) b_H x_{BH,i} \quad (2.25)$$

Szybkość reakcji związana z obumieraniem autotrofów

$$R_{x_{s,i}}^{(3)} = (1 - f_p) b_A x_{BA,i} \quad (2.26)$$

gdzie: f_p - ułamek frakcji nierozkładalnych z obumierania biomasy,

b_H - stała szybkości obumierania heterotrofów w 1/d,

b_A - stała szybkości obumierania autotrofów w 1/d.

Azot organiczny rozpuszczony biologicznie rozkładalny (s_{ND})

Biologicznie rozkładalny rozpuszczony azot organiczny s_{ND} ulega amonifikacji. Proces ten prowadzą bakterie heterotroficzne. Równolegle biegnie produkcja tej formy azotu w procesie hydrolizy frakcji x_{ND} . Odpowiednie szybkości reakcji (g N/m³ d) wyrażają się wzorami:

Szybkość reakcji związana z amonifikacją

$$R_{s_{ND,i}}^{(1)} = -b_a s_{ND,i} x_{BH,i} \quad (2.27)$$

Szybkość reakcji związana z hydrolizą

$$R_{s_{ND,i}}^{(2)} = -\frac{x_{ND,i}}{x_{s,i}} R_{x_{s,i}}^{(1)} \quad (2.28)$$

Azot organiczny biologicznie rozkładalny w zawieszynie (x_{ND})

Azot biologicznie rozkładalny w zawieszynie x_{ND} ulega na drodze przemian biologicznych transformacji do form rozpuszczonych (s_{ND}), a jednocześnie następuje jego produkcja w wyniku obumierania biomasy. Odpowiednie szybkości reakcji (g N/m³ d) wyrażają się wzorami:

Szybkość reakcji związana z hydrolizą

$$R_{x_{ND,i}}^{(1)} = \frac{x_{ND,i}}{x_{s,i}} R_{x_{s,i}}^{(1)} \quad (2.29)$$

Szybkość reakcji związana z obumieraniem heterotrofów

$$R_{x_{ND,i}}^{(2)} = i_{XN} (1 - f_p) b_H x_{BH,i} \quad (2.30)$$

Szybkość reakcji związana z obumieraniem autotrofów

$$R_{x_{ND,i}}^{(3)} = i_{XN} (1 - f_p) b_A x_{BA,i} \quad (2.31)$$

gdzie i_{XN} - udział azotu w biomacie w g N/g ChZT.

Azot amonowy (s_{NH})

W obecności tlenu rozpuszczonego bakterie nityfikacyjne (x_{BA}) utleniają azot amonowy s_{NH} do azotynów i azotanów. Jednocześnie trwają: asymilacja amoniaku przez przyrastającą biomasę oraz amonifikacja azotu organicznego (s_{ND}). Odpowiednie szybkości reakcji (w g N/m³ d) wyrażają się wzorami:

Szybkość reakcji związana z nityfikacją

$$R_{s_{NH,i}}^{(1)} = \left(\frac{1}{Y_A} + i_{XN} \right) \hat{\mu}_A \frac{s_{NH,i}}{K_{NH} + s_{NH,i}} \frac{s_{o,i}}{K_{OA} + s_{o,i}} x_{BA,i} \quad (2.32)$$

Szybkość reakcji związana z asymilacją w warunkach tlenowych

$$R_{s_{NH,i}}^{(2)} = -i_{XN} \hat{\mu}_H \frac{s_{s,i}}{K_s + s_{s,i}} \frac{s_{o,i}}{K_{OH} + s_{o,i}} \frac{s_{NH,i}}{K_N + s_{NH,i}} x_{BH,i} \quad (2.33)$$

Szybkość reakcji związana z asymilacją w warunkach anoksydacyjnych

$$R_{s_{NH,i}}^{(3)} = -i_{XN} \hat{\mu}_H \frac{s_{s,i}}{K_s + s_{s,i}} \frac{s_{NO,i}}{K_N + s_{NO,i}} \frac{s_{NH,i}}{K_N + s_{NH,i}} \frac{K_{OH}}{K_{OH} + s_{o,i}} x_{BH,i} \eta_g \quad (2.34)$$

Szybkość reakcji związana z amonifikacją

$$R_{s_{NH,i}}^{(4)} = k_a s_{ND,i} x_{BH,i} \quad (2.35)$$

gdzie: $\hat{\mu}_A$ - maksymalna szybkości przyrostu autotrofów w 1/d,

Y_A - współczynnik wydajności przyrostu autotrofów w g ChZT/g N,

K_{NH} - stała saturacji w g N/m³,

K_{OA} - stała saturacji w g O₂/m³,

x_{BA} - stężenie biomasy autotroficznej w g ChZT/m³.

Azot azotanowy (s_{NO})

Stężenie azotanów s_{NO} w ściekach miejskich jest zwykle pomijalnie niskie a powstają one w wyniku nityfikacji amoniaku. Z drugiej strony w warunkach anoksydacyjnych następuje ich denityfikacja. Odpowiednie szybkości reakcji (g N/m³ d) wyrażają się wzorami:

Szybkość reakcji związana z nityfikacją

$$R_{s_{NO},j}^{(1)} = \frac{\hat{\mu}_A}{Y_A} \frac{s_{NH,j}}{K_{NH} + s_{NH,j}} \frac{s_{o,j}}{K_{OA} + s_{o,j}} x_{BA,j} \quad (2.36)$$

Szybkość reakcji związana z denityfikacją

$$R_{s_{NO},j}^{(2)} = -\frac{1-Y_H}{2.86Y_H} \hat{\mu}_H \frac{s_{s,j}}{K_s + s_{s,j}} \frac{s_{NO,j}}{K_N + s_{NO,j}} \frac{s_{NH,j}}{K_N + s_{NH,j}} \frac{K_{OH}}{K_{OH} + s_{o,j}} x_{BH,j} \eta_g \quad (2.37)$$

Zasadowość (s_{ALK})

Zasadowość s_{ALK} ulega zużyciu w wyniku nityfikacji i asymilacji azotu amonowego a rośnie w wyniku denityfikacji i amonifikacji. Odpowiednie szybkości reakcji (w mol/m³ d) wyrażają się wzorami:

Szybkość reakcji związana z nityfikacją

$$R_{s_{ALK},j}^{(1)} = -\left(\frac{1}{7Y_A} + \frac{i_{XN}}{14}\right) \hat{\mu}_A \frac{s_{NH,j}}{K_{NH} + s_{NH,j}} \frac{s_{o,j}}{K_{OA} + s_{o,j}} x_{BA,j} \quad (2.38)$$

Szybkość reakcji związana z asymilacją w warunkach tlenowych

$$R_{s_{ALK},j}^{(2)} = -\frac{i_{XN} \hat{\mu}_H}{14} \frac{s_{s,j}}{K_s + s_{s,j}} \frac{s_{o,j}}{K_{OH} + s_{o,j}} \frac{s_{NH,j}}{K_N + s_{NH,j}} x_{BH,j} \quad (2.39)$$

Szybkość reakcji związana z denityfikacją

$$R_{s_{ALK},j}^{(3)} = \left(\frac{1-Y_H}{14 \cdot 2.86Y_H} - \frac{i_{XN}}{14}\right) \mu_H \quad (2.40)$$

$$\mu_H = \hat{\mu}_H \frac{S_{s,j}}{K_s + S_{s,j}} \frac{S_{NO,j}}{K_N + S_{NO,j}} \frac{S_{NH,j}}{K_N + S_{NH,j}} \frac{K_{OH}}{K_{OH} + S_{o,j}} x_{BH,j} \eta_g \quad (2.41)$$

Szybkość reakcji związana z amonifikacją

$$R_{s,AK,j}^{(4)} = \frac{1}{14} b_a S_{ND,j} x_{BH,j} \quad (2.42)$$

Tlen rozpuszczony (s_o)

Tlen s_o ulega zużyciu na utlenianie związków organicznych i nityfikację. Odpowiednie szybkości reakcji (g O_2/m^3 d) wyrażają się wzorami:

Szybkość reakcji związana z utlenianiem związków organicznych

$$R_{s_o,j}^{(1)} = -\frac{1-Y_H}{Y_H} \hat{\mu}_H \frac{S_{s,j}}{K_s + S_{s,j}} \frac{S_{o,j}}{K_{OH} + S_{o,j}} \frac{S_{NH,j}}{K_N + S_{NH,j}} x_{BH,j} \quad (2.43)$$

Szybkość reakcji związana z nityfikacją

$$R_{s_o,j}^{(2)} = -\frac{4.57-Y_A}{Y_A} \hat{\mu}_A \frac{S_{NH,j}}{K_{NH} + S_{NH,j}} \frac{S_{o,j}}{K_{OA} + S_{o,j}} x_{BA,j} \quad (2.44)$$

Biomasa heterotroficzna (x_{BH})

Utlenianiu związków organicznych (zarówno z wykorzystaniem tlenu jak i azotanów) towarzyszy przyrost biomasy heterotroficznej x_{BH} . Część komórek bakterii obumiera oraz jest konsumowana przez organizmy wyższe. Odpowiednie szybkości reakcji (w g ChZT/ m^3 d) wyrażają się wzorami:

Szybkość reakcji związana z wykorzystaniem tlenu

$$R_{x_{BH,j}}^{(1)} = \hat{\mu}_H \frac{S_{s,j}}{K_s + S_{s,j}} \frac{S_{o,j}}{K_{OH} + S_{o,j}} \frac{S_{NH,j}}{K_N + S_{NH,j}} x_{BH,j} \quad (2.45)$$

Szybkość reakcji związana z wykorzystaniem azotanów

$$R_{x_{BH,j}}^{(2)} = \hat{\mu}_H \frac{S_{s,j}}{K_s + S_{s,j}} \frac{S_{NO,j}}{K_N + S_{NO,j}} \frac{S_{NH,j}}{K_N + S_{NH,j}} \frac{K_{OH}}{K_{OH} + S_{o,j}} x_{BH,j} \eta_g \quad (2.46)$$

Szybkość reakcji związana z obumieraniem

$$R_{x_{BH,j}}^{(3)} = -b_H x_{BH,j} \quad (2.47)$$

Biomasa autotroficzna (x_{BA})

Utlenianiu amoniaku (nityfikacji) towarzyszy przyrost biomasy autotroficznej x_{BA} . Część komórek bakterii obumiera oraz jest konsumowana przez organizmy wyższe. Odpowiednie szybkości reakcji (w g ChZT/m³ d) wyrażają się wzorami:

Szybkość reakcji związana z nityfikacją

$$R_{x_{BA},j}^{(1)} = \hat{\mu}_A \frac{S_{NH,j}}{K_{NH} + S_{NH,j}} \frac{S_{O,j}}{K_{OA} + S_{O,j}} x_{BA,j} \quad (2.48)$$

Szybkość reakcji związana z obumieraniem

$$R_{x_{BA},i}^{(2)} = -b_A x_{BA,i} \quad (2.49)$$

Biologicznie nierozkładalne produkty obumierania biomasy (x_p)

Część produktów obumierania biomasy jest biologicznie nierozkładalna. Produkty te oznaczono jako x_p . Akumulują się one w kłaczkach osadu czynnego i są odprowadzane poza układ z osadem nadmiernym. Przyjmuje się, że frakcji tej nie ma w ściekach surowych. Odpowiednie szybkości reakcji (w g ChZT/m³ d) wyrażają się wzorami:

Szybkość reakcji związana z obumieraniem heterotrofów

$$R_{x_p,i}^{(1)} = f_p b_H x_{BH,i} \quad (2.50)$$

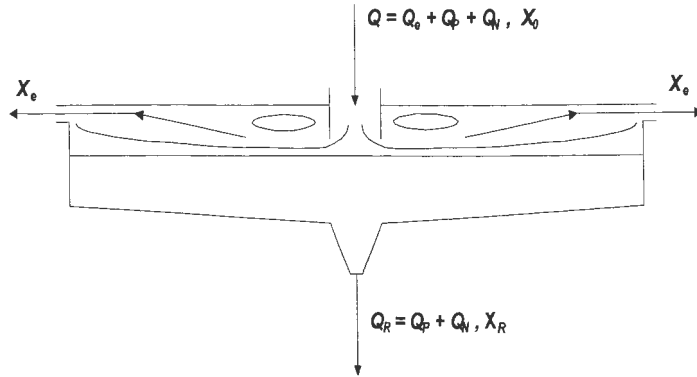
Szybkość reakcji związana z obumieraniem autotrofów

$$R_{x_p,i}^{(2)} = f_p b_A x_{BA,i} \quad (2.51)$$

2.5. Model osadnika wtórnego

Osadnik wtórny odgrywa kluczową rolę w procesie oczyszczania ścieków (Hanel, 1988). Dotyczy to dwóch funkcji tego urządzenia: zagęszczającej i klarującej, które decydują o stężeniu osadu w komorach i ilości zawieszin wynoszonych ze ściekami oczyszczonymi. Oprócz separacji zawieszin osadnik wtórny modyfikuje także stężenie zanieczyszczeń rozpuszczonych (opóźnienie w fazie i częściowe uśrednienie) (Kawamura, 1991), co może być uwzględnione w modelu. Zwykle przyjmuje się charakter przepływu w osadniku według Nixona, co zilustrowano na rys. 2.4.

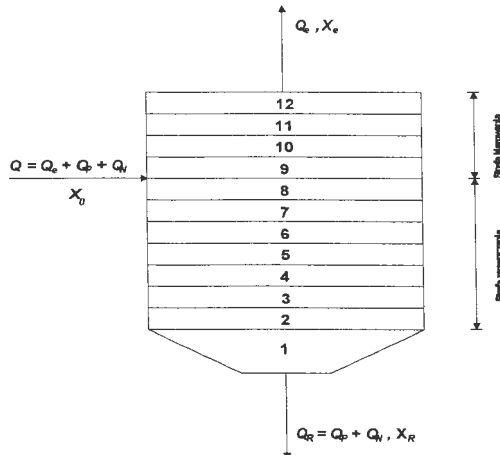
Większość cieczy zasilającej osadnik płynie do przelewów. W czasie tego ruchu zawiesziny sedimentując opuszczają strumień płynący do wylotu i przez strefę zagęszczania opadają w kierunku dna.



Rysunek 2.4. Charakter przepływu w radialnym osadniku wtórnym, Q – strumień całkowity, Q_e – strumień ścieków oczyszczonych, Q_N – osad nadmierny, Q_p – osad powrotny, Q_R – osad zawracany. X_0 – stężenie zawiesin zasilających osadnik, X_e – stężenie zawiesin w ściekach oczyszczonych, X_R – stężenie zawiesin w osadzie zawracanym

W strefie zagęszczania zarówno ciecz, jak i zawiesiny poruszają się w dół z tym, że prędkość zawiesin jest większa, gdyż do prędkości wywołanej recyrkulacją dodaje się prędkość wynikającą z działania siły grawitacji.

Zakłada się upraszczająco, że stężenia w przekroju poziomym są jednakowe. Jednocześnie przyjmuje się, że zagęszczanie następuje zgodnie z teorią strumienia limitującego. Transport zawiesin do dna osadnika wywołany jest siłą ciężkości, powodującą sedymentację zawiesin z prędkością v , oraz przepływem cieczy z prędkością u , proporcjonalną do natężenia recyrkulacji osadu (Q_R).



Rysunek 2.5. Schemat podziału osadnika wtórnego

Strumień zawiesin wywołany grawitacją w miejscu (j) strefy zagęszczania, w którym stężenie osadu wynosi X_j , wyraża się wzorem

$$G_{vj} = G_v(X_j) = X_j v_j \quad (2.52)$$

Strumień wywołany recyrkulacją dany jest wzorem

$$G_{uj} = G_u(X_j) = X_j u \quad (2.53)$$

natomiast strumień całkowity wzorem

$$G_{Tj} = G_T(X_j) = G_{vj} + G_{uj} \quad (2.54)$$

Prędkość sedymentacji jest funkcją stężenia osadu i wyraża się wzorem:

$$v = v_0 e^{-BX} \quad (2.55)$$

- gdzie:
- v - prędkość sedymentacji w m/d,
 - v_0 - współczynnik empiryczny w m/d,
 - B - współczynnik empiryczny w m^3/g .

Warunki mieszania w strefach klarowania i zagęszczania symuluje się przez przyjęcie modeli komórkowych odpowiednio z czterema i ośmioma szeregowo połączonymi komorami (warstwami). Schemat tego podziału przedstawiono na rysunku 2.5.

Bilanse zawiesin dla poszczególnych warstw (j) w strefie zagęszczania są następujące:

- dla $j = 8$

$$\frac{dX_8}{dt} = \frac{1}{H_8} (G_0 - G_{T,8} + G_{v,9}) \quad (2.56)$$

$$G_0 = \frac{1}{A_w} (QX_0 - Q_c X_E) \quad (2.57)$$

We wzorze (2.56) $G_{v,9}$ oznacza dodatkowy strumień zawiesin sedymentujących z sąsiedniej warstwy w strefie klarowania.

- dla $j = 7, 6, \dots, 2$

$$\frac{dX_j}{dt} = \frac{1}{H_j} (G_{T,j+1} + G_{T,j}) \quad (2.58)$$

- dla $j = 1$

$$\frac{dX_1}{dt} = \frac{1}{H_1} (G_{r,2} + G_{u,1}) \quad (2.59)$$

Bilanse zawiesin dla poszczególnych warstw w strefie klarowania są następujące:

- dla $j = 9$

$$\frac{dX_9}{dt} = \frac{1}{V_9} [Q_c (X_E - X_{9,E}) + (G_{v,10} - G_{v,9}) A_{wt}] \quad (2.60)$$

- dla $j = 10, 11$

$$\frac{dX_j}{dt} = \frac{1}{V_j} [Q_c (X_{j-1,E} - X_{j,E}) + (G_{v,j+1} - G_{v,j}) A_{wt}] \quad (2.61)$$

- dla $j = 12$

$$\frac{dX_{12}}{dt} = \frac{1}{V_{12}} [Q_c (X_{11,E} - X_{12}) - G_{v,12} A_{wt}] \quad (2.62)$$

gdzie:

H_j - wysokość j -tej warstwy na głębokości osadnika w m,

V_j - objętość j -tej warstwy na głębokości osadnika w m^3 .

2.6. Model mieszania osadów

Osad recykulowany miesza się w komorze z osadem czynnym ze ściekami opuszczającymi osadnik wstępny. W modelu przyjęto, iż mieszanie tych dwóch strumieni przepływu jest idealne i opisane zależnością:

$$x_i, s_i = \frac{x_{ir}, s_{ir} * Q_r + x_{is}, s_{is} * Q_s}{Q_r + Q_s} \quad (2.63)$$

gdzie:

x_i, s_i - odpowiednio stężenie zawiesiny lub substancji rozpuszczonej [w g/m^3],

x_{ir}, s_{ir} - odpowiednio stężenie zawiesiny lub substancji rozpuszczonej w osadzie recykulowanym [w g/m^3],

x_{is}, s_{is} - odpowiednio stężenie zawiesiny lub substancji rozpuszczonej ściekach opuszczających osadnik wstępny,

Q_r - natężenie przepływu osadu recykulowanego [w m³/h]

Q_s - natężenie przepływu ścieków opuszczających osadnik wstępny [w m³/h].

IBS PAN *Sená*

45905

Bibl. podręczna

ISBN 978-83-89475-15-2

ISSN 0208-8029
