

Kinetika Penyisihan Nitrogen Dalam Air Buangan Rumah Potong Hewan Pada Sequencing Batch Reactor Aerob

Lita Darmayanti

Program Studi Teknik Sipil S1, Fakultas Teknik Universitas Riau
Kampus Bina Widya Km 12,5 Simpang Baru Pekanbaru 28293
Email: litlit98@yahoo.com

Abstract

The objective of study was to evaluate performance and kinetic of the treatment of wastewater from slaughterhouse for nitrogen matter removal by aerobic sequencing batch reactor (SBR) without pretreatment. SBR is one of the fill and draw versions of activated sludge process that is operated with cycle. The phases of cycle are fill, react, settle, draw, and idle. The slaughterhouses waste which are from killing, washing, and cutting are similar to domestic sewage in regard to their composition and effects on receiving bodies of water. However, the organic content and nitrogen content of these wastes are considerably higher than those of domestic sewage. The the best removal efficiency of $N-NH_4^+$ is 49,32%, occur on time of react is 6 hours. The result of the kinetic analysis are got maximum spesific substrate utilization rate $0,1508 \text{ hr}^{-1}$, maximum spesific growth rate $0,0387 \text{ hr}^{-1}$, half-velocity constant $177,516 \text{ mg/l}$, yield coefficient $0,2216 \text{ mg VSS/mg N-NH}_4^+$, and decay coefficient $0,0019 \text{ hr}^{-1}$. Denitrification which is signed by the decreasing of nitrate concentration is also occurred in this process as a result of the lower DO concentration and also supported by the result of bacteria identification.

Key words: aerobic SBR, kinetic parameters, slaughterhouse wastewater.

1. Pendahuluan

Teknologi *sequencing batch reactor* (SBR) aerob bukanlah teknologi baru. Teknologi ini mendahului pemakaian bioreaktor lumpur aktif aliran kontinu. SBR adalah proses lumpur aktif pengisian dan pengurasan. Setiap tangki dalam sistem SBR diisi selama periode tertentu kemudian diolah secara batch. Setelah pengolahan air buangan dibiarkan mengendap selama selang waktu tertentu kemudian supernatnya dikeluarkan. Selama pengolahan, pengendapan, dan pengeluaran supernatan, aliran air buangan diarahkan ke tangki SBR yang lain atau tangki penyimpanan sementara. SBR mempunyai lima tahapan proses yang dilakukan secara berurutan yaitu pengisian, reaksi, pengendapan, pembuangan, dan stabilisasi. Setelah tahap terakhir, proses dimulai lagi dari tahap pengisian sehingga merupakan sebuah siklus. Semua tahapan proses berlangsung dalam tangki yang sama.

Sistem lumpur aktif mempunyai fleksibilitas yang biasanya menjadi alasan utama memilih sistem tersebut dibandingkan dengan proses trickling filter. Fleksibilitas tersebut disebabkan kemampuan untuk memvariasikan kecepatan resirkulasi lumpur dan rasio F/M, konsentrasi DO yang disebabkan perubahan kecepatan aerasi, dan

umur lumpur (Arora et al., 1985). Beberapa keunggulan SBR adalah tangki SBR dapat berfungsi sebagai tangki equalisasi selama pengisian sehingga dapat dengan mudah mentoleransi aliran *peak* dan *shock loading* beban organik tanpa mengganggu kualitas effluen, level sensor liquid dapat diatur sehingga sesuai dengan bagian tangki yang digunakan, *mixed liquor* tidak dapat terbuang oleh aliran hidrolis, tidak diperlukan pompa resirkulasi lumpur, pemisahan solid liquid terjadi pada keadaan yang mendekati ideal, pertumbuhan mikroorganisme berfilamen dapat dengan mudah dikontrol, bisa digunakan untuk melakukan nitrifikasi, denitrifikasi, dan penyisihan fosfor tanpa penambahan bahan kimia, kandungan RNA mikroorganisme dalam SBR 3-4 kali lebih banyak dibandingkan dari sistem lumpur aktif aliran kontinu [Irvine et al., 1983], dan lain-lain. Kelemahan penggunaan SBR adalah kebutuhan sistem otomatisasi peralatan, keterampilan operator dalam melakukan operasi dan pengawasan karena pengawasan harus lebih sering dilakukan.

Air buangan rumah potong hewan adalah salah satu limbah yang berasal dari industri daging. Kegiatan-kegiatan di tempat penyembelihan (*slaughterhouses*) terpusat di sekitar lantai penyembelihan. Limbah yang

dihasilkan berwarna coklat tua kemerahan, BOD tinggi, dan sejumlah bahan tersuspensi yang konsentrasinya tergantung pada jumlah hewan yang disembelih, penggunaan air, penanganan produk sampingan, pemisahan limbah serta manajemen rumah potong hewan tersebut. Selain kandungan organik yang tinggi, kandungan protein yang tinggi juga menimbulkan masalah. Produk-produk yang dapat dihasilkan dari degradasi protein adalah asam amino, amonia, urea, asam uric, trimetilhylamine, dan guanin (2-amino-6-oxypurine) (Bishop et al., 1950). Pada buangan ternak konsentrasi nitrogen dalam urin lebih besar daripada buangan padat atau buangan yang digunakan untuk pupuk (William, 1985).

Penyisihan nutrien dalam air buangan sebelum dibuang seringkali diperlukan karena dapat mempengaruhi kualitas badan air penerima seperti memacu terjadinya *alga blooming*. Penyisihan nutrien secara biologis merupakan pengolahan yang relatif murah dan efektif untuk menyisihkan nitrogen dan fosfor. Nitrogen dalam air buangan terdapat dalam beberapa macam bentuk dan melakukan bermacam-macam transformasi. Transformasi - transformasi tersebut akan mengkonversi amonia-nitrogen menjadi produk yang dapat dengan mudah disisihkan dari air buangan. Dua mekanisme dasar untuk menyisihkan nitrogen adalah nitrifikasi dan denitrifikasi. Sebagian amonia-nitrogen ini akan dikembalikan ke dalam air buangan melalui lisis dan sel yang mati. Dalam nitrifikasi denitrifikasi penyisihan nitrogen terjadi dalam dua tahap. Tahap pertama adalah nitrifikasi di mana nitrogen hanya berubah bentuk menjadi nitrat, tidak disisihkan. Pada tahap kedua, denitrifikasi, nitrat dikonversi menjadi gas N_2 yang aman dilepaskan ke atmosfer.

Tujuan dari makalah ini adalah untuk mengkaji kinerja dan parameter kinetika penyisihan nitrogen yang terdapat dalam air buangan rumah potong hewan pada SBR yang dioperasikan secara aerob.

2. Bahan dan Metode

2.1. SBR

Reaktor terbuat dari *fiberglass*, berkapasitas 3 liter, berbentuk tabung dengan diameter 14 cm, tinggi 40 cm (gambar 1). Reaktor berjumlah tiga buah. Pengadukan dilakukan dengan mengalirkan udara melalui *sparger* di dasar reaktor dengan menggunakan kompresor dan *aquarium air pump*. Sebelum dioperasikan terlebih dahulu dilakukan seeding dan aklimatisasi. Air buangan diambil dari rumah potong hewan Ciroyom, Bandung. Benih mikroorganisme diambil dari tanah sekitar lokasi pemotongan ditambah dengan hasil sentrifugasi air buangan. Selama masa aklimatisasi kondisi dalam reaktor dibuat tetap aerob dengan menjaga konsentrasi DO selalu di atas 3 mg/l, temperatur sekitar 25°C, dan pH berkisar 6,5-8,5. Proses ini dilakukan secara batch. Aklimatisasi dilakukan sampai kinerja reaktor cukup stabil.

2.2. Pengoperasian Reaktor

SBR beroperasi dalam beberapa tahap:

1. Pengisian (*Fill*)

Pada fase ini air buangan dimasukkan secara kontinu ke dalam reaktor sampai volume yang diinginkan.

2. Reaksi (*React/Batch*)

Selama fase ini aliran air buangan dihentikan. Pada fase ini terjadi penguraian bahan organik.

3. Pengendapan (*Settle*)

Input energi dihentikan untuk memungkinkan terjadinya flokulasi biomassa dan terjadi pengendapan.

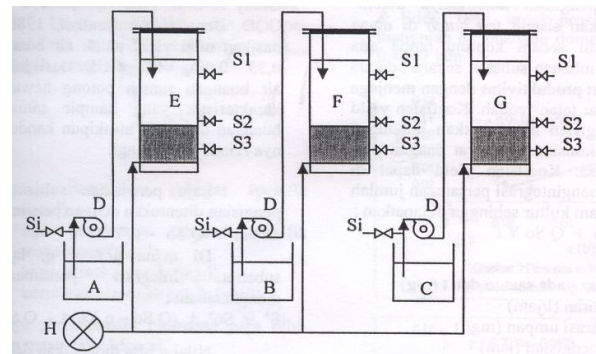
4. Pengurasan (*Draw*)

Supernatan hasil pengendapan dialirkan keluar.

5. Stabilisasi (*Idle*)

Tujuan fase ini adalah memberikan waktu yang cukup untuk reaktor agar dapat menyelesaikan suatu siklus. Setelah fase ini tahapan proses dimulai lagi dari awal.

Setelah masa aklimatisasi selesai percobaan utama siap dilakukan. Pengisian dilakukan dengan pompa peristaltik dengan debit 1,25 l/jam selama 2 jam, direaksikan dengan waktu reaksi tertentu (4, 6, dan 8 jam), pengendapan dan pengurasan selama 2 jam, dan terakhir stabilisasi selama 2 jam. Pengumpulan data diambil secara berturut-turut untuk 3 siklus dengan masing-masing sampel dilakukan secara triplo. Sampel diambil pada titik umpan, 2 jam setelah pengisian yang merupakan awal reaksi, dan akhir reaksi. Parameter yang diukur adalah $N-NO_2^-$, $N-NO_3^-$, dan $N-NH_4^+$, VSS, pH, DO, dan temperatur selalu dikontrol supaya netral dan kondisi reaktor tetap aerob.



Gambar 1. Model Instalasi SBR

Keterangan :

- A, B, C : Bak umpan
- D : Pompa peristaltik
- E, F, G : Reaktor SBR
- H : Kompresor
- Si : Titik sampling untuk influen
- S1, S3 : Titik sampling pada reaktor
- S2 : Titik pembuangan efluen

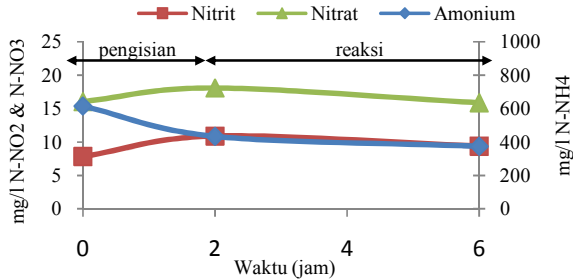
3. Hasil dan Pembahasan

Operasi SBR berupa siklus yang terdiri dari beberapa tahap yaitu pengisian, reaksi, pengendapan, pengurasan, dan stabilisasi. Setiap tahap berperan dalam menyisihkan bahan pencemar yang ada dalam air buangan. Tahap reaksi merupakan tahap terpenting dalam menyisihkan pencemar nitrogen. Penentuan kinetika reaktor dilakukan pada tahap ini.

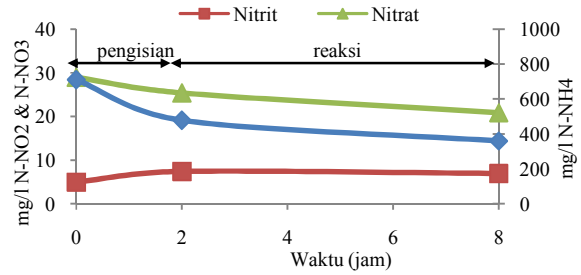
3.1. Pengaruh Waktu Reaksi Terhadap Penyisihan Nitrogen

SBR yang digunakan dalam penelitian ini adalah SBR aerob. Karakteristik air buangan yang diolah, berasal dari rumah potong hewan, banyak mengandung protein dan lemak yang merupakan sumber nitrogen. Oleh karena itu selain penyisihan bahan organik diharapkan juga terjadi penyisihan nitrogen dalam proses ini. Proses penyisihan yang mungkin dilakukan oleh SBR aerob adalah nitrifikasi. Denitrifikasi sebenarnya juga bisa terjadi dalam reaktor SBR asalkan kondisi yang memungkinkan terjadinya proses tersebut bisa diciptakan. Nitrifikasi adalah proses autotrophik di mana energi untuk pertumbuhan bakteri didapat dari oksidasi senyawa nitrogen terutama amonium (Metcalf and Eddy, 2004).

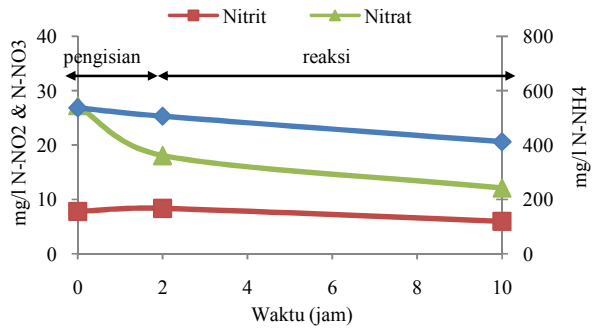
Hasil konversi nitrogen dalam berbagai bentuk yang didapat pada berbagai waktu reaksi dapat dilihat pada tabel 1 dan gambar 2-4.



Gambar 2. Konsentrasi Nitrogen pada Waktu Reaksi 4 Jam



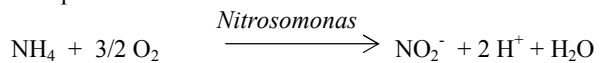
Gambar 3. Konsentrasi Nitrogen pada Waktu Reaksi 6 Jam



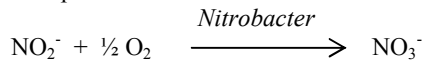
Gambar 4. Konsentrasi Nitrogen pada Waktu Reaksi 8 Jam

Nitrifikasi terjadi dalam dua tahap yang melibatkan dua genera mikroorganisme yaitu *Nitrosomonas* dan *Nitrobacter*. Pada tahap 1 terjadi perubahan amonium menjadi nitrit, tahap 2 nitrit diubah menjadi nitrat. Proses konversi tersebut dapat digambarkan dengan persamaan berikut:

Tahap 1 :



Tahap 2 :



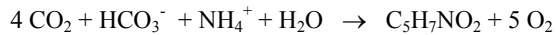
Persamaan di atas merupakan reaksi yang menghasilkan energi. Kedua jenis bakteri tersebut menggunakan energi yang didapat untuk pertumbuhan dan pemeliharaan. Bersamaan dengan energi yang didapat, ion

Tabel 1. Konsentrasi Nitrogen (mg N/l) pada Beberapa Waktu Reaksi

	Waktu Reaksi	Influen	Akhir Pengisian	Akhir Reaksi	N Asimilasi*	Efisiensi N-NH ₄ ⁺ (%)
N-NH ₄ ⁺		615,42	433,71	373,64		
N-NO ₂ ⁻	4 jam	7,84	10,90	9,38	216,54	39,29
N-NO ₃ ⁻		16,04	18,08	15,86		
N-NH ₄ ⁺		709,87	506,25	359,73		
N-NO ₂ ⁻	6 jam	4,99	8,35	6,93	322,36	49,32
N-NO ₃ ⁻		28,98	18,04	20,85		
N-NH ₄ ⁺		537,04	433,71	412,08		
N-NO ₂ ⁻	8 jam	7,79	10,90	5,97	106,89	23,27
N-NO ₃ ⁻		27,23	18,08	12,10		

Keterangan : N asimilasi = N-NH₄⁺ inf - (N-NH₄⁺ ef + N-NO₂⁻ ef + N-NO₃⁻ ef)

amonium juga diasimilasi ke dalam sel. Reaksi sintesis biomassa tersebut dapat dinyatakan sebagai berikut :



Dari hasil tersebut dapat dilihat pada waktu reaksi 4 jam (gambar 2) penurunan amonium sampai akhir pengisian diikuti dengan peningkatan konsentrasi nitrit dan konsentrasi nitrat. Tapi dari awal reaksi sampai akhir reaksi penurunan nitrit relatif sedikit sedangkan konsentrasi nitrat juga menurun. Konsentrasi DO pada saat ini sepertinya sudah tidak memadai lagi sehingga aktivitas bakteri *Nitrobacter* menjadi terhambat. Kondisi yang terjadi mungkin anoksik sehingga yang terjadi malah pengurangan konsentrasi nitrat. Fenomena yang sama juga ditemukan pada rasio waktu reaksi 6 dan 8 jam (gambar 3 dan 4).

Studi yang dilakukan Palis and Irvine (Palis and Irvine, 1985) tentang penyisihan nitrogen pada beban rendah dengan SBR mendapatkan hasil nitrifikasi yang bagus dengan siklus 24 jam (9 jam pengisian, 13 jam reaksi, 1 jam pengendapan, dan 1 jam pengurasan) dengan cara melakukan aerasi selama pengisian dan reaksi. Jika strategi pengisian diubah dengan cara membuat kondisi anoksik dan aerob secara bergantian didapatkan penyisihan nitrogen yang kompleks, nitrifikasi dan denitrifikasi, di mana persentase perubahan nitrogen anorganik mencapai 86-94%. Air buangan yang digunakan adalah air buangan domestik. Studi yang dilakukan Silverstein and Schroeder (1983), tentang kinerja SBR dalam melakukan nitrifikasi denitrifikasi dengan menggunakan air buangan sintesis dan waktu siklus 24 jam. Hasil yang didapatkan persentase penyisihan amonium 52-98%. Dengan menambah 1 fasa setelah reaksi aerasi yaitu pengadukan tanpa aerasi maka nitrogen oxidised ($\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$) dapat dengan baik disisihkan (denitrifikasi).

Konsentrasi bahan organik yang tinggi pada influen menyebabkan deplesi O_2 oleh bakteri heterotroph sehingga oksigen yang disuplai lebih banyak digunakan untuk penyisihan bahan organik. Oksigen yang tersisa mungkin tidak cukup lagi untuk mengoksidasi amonium menjadi nitrat karena setiap mg amonium yang dioksidasi membutuhkan 4,3 mg O_2 . Selain itu karena kultur yang digunakan adalah kultur tercampur kemungkinan fraksi bakteri nitrifier sangat kecil sehingga kalah bersaing dengan bakteri heterotroph. Atau bisa juga karena bakteri autotroph yang terdapat dalam kultur bukanlah yang obligat autotroph sehingga dalam jumlah bahan organik yang cukup besar lebih menggunakan bahan karbon organik dibandingkan nitrogen anorganik sebagai donor elektron sehingga penyisihan amonium tidak optimum.

Penurunan konsentrasi nitrat yang terjadi pada hampir semua variasi yang dilakukan bisa diterangkan sebagai berikut. Tingginya konsentrasi bahan organik akan menyebabkan deplesi oksigen dalam reaktor. Kondisi kurang oksigen menyebabkan bakteri mencari akseptor elektron lain seperti nitrat dan nitrit. Mikroorganisme heterotroph dan autotroph aerob dapat menggunakan nitrat sebagai akseptor elektron jika kekurangan oksigen. Pada kondisi oksigen terbatas *Nitrosomonas* dapat melakukan

denitrifikasi dengan molekul hidrogen atau bahan organik sederhana (Zart et al., 1999) sebagai donor elektron sedangkan nitrit sebagai akseptor elektron. Denitrifikasi aerob yang tinggi hanya didapat jika organisme ditumbuhkan pada kondisi oksigen yang sangat terbatas. Pada kondisi ini kecepatan oksidasi amonia rendah. Meskipun demikian fakta menunjukkan bahwa pengoksidasi amonia dalam lumpur air buangan biasanya memiliki aktifitas denitrifikasi aerob (Zart et al., 1999).

3.2. Kinetika Laju Penyisihan Nitrogen

Penyisihan amonium dilakukan oleh bakteri autotroph. Dari konsentrasi amonium yang tinggi kemungkinan besar terdapat bakteri autotroph tersebut dalam kultur yang digunakan meskipun dari studi identifikasi bakteri tidak dilakukan hal tersebut. Laju pertumbuhan bakteri yang mengubah nitrit menjadi nitrat (*Nitrobacter*) lebih besar daripada laju pertumbuhan amonium menjadi nitrit (*Nitrosomonas*) (Bitton, 1994). Oleh karena itu pembatasan kecepatan nitrifikasi adalah konversi amonium menjadi nitrit. Laju pertumbuhan mengikuti persamaan Monod sebagai berikut:

$$\mu = \frac{\mu_{\max} * [\text{NH}_4^+]}{K_S + [\text{NH}_4^+]} \quad (1)$$

Di mana :

- μ = laju pertumbuhan spesifik, jam^{-1}
- μ_{\max} = laju pertumbuhan spesifik maksimum, jam^{-1}
- $[\text{NH}_4^+]$ = konsentrasi amonium, mg/l
- K_S = konstanta saturasi amonium, mg/l

Kecepatan oksidasi amonium juga mengikuti persamaan Monod :

$$q = \frac{q_{\max} * [\text{NH}_4^+]}{K_S + [\text{NH}_4^+]} \quad (2)$$

Di mana :

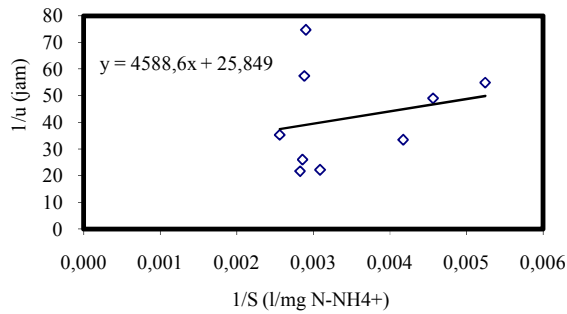
- q = laju penggunaan substrat, jam^{-1}
- q_{\max} = laju penggunaan substrat maksimum, jam^{-1}
- Koefisien yield dapat dihitung dengan persamaan

$$q_{\max} = \mu_{\max}/Y.$$

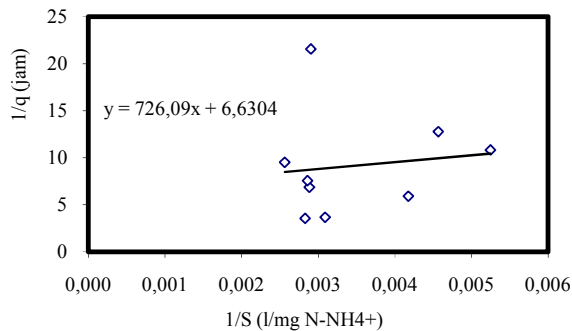
Setelah mendapatkan nilai μ dan q , maka dengan memplotkan nilai $1/\mu$ terhadap $1/[\text{N-NH}_4^+]$ dan $1/q$ terhadap $1/[\text{N-NH}_4^+]$ (transformasi Lineweaver-Burke) maka didapat persamaan garis lurus dengan intercept bernilai sama dengan $1/\mu_{\max}$ dan slope sama dengan K_S/μ_{\max} . Nilai q_{\max} didapatkan dengan cara yang sama.

Jumlah bakteri nitrifier dalam kultur campuran tergantung pada nilai perbandingan BOD_5/TKN (Metcalf and Eddy, 2004). Untuk air buangan rumah potong hewan, literatur merekomendasikan nilai perbandingan BOD_5/COD adalah 0,57 (Bitton, 1994). Dengan mengasumsikan BOD_5/COD sama dengan 0,57 maka dari karakteristik awal air buangan yang digunakan dalam penelitian ini didapat nilai BOD_5/TKN sekitar 5,8. Dari nilai tersebut dapat dilihat fraksi nitrifier adalah 0,043 (Metcalf and Eddy, 2004). Dengan menggunakan nilai ini konstanta-konstanta kinetika untuk penyisihan amonium dihitung. Hasil perhitungan untuk laju penyisihan

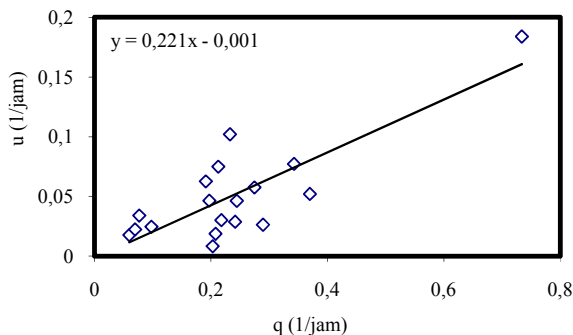
amonium dan laju pertumbuhan bakteri penyisihan amonium dapat dilihat pada gambar 5-7.



Gambar 5. Penentuan μ_{max} pada Penyisihan Amonium



Gambar 6. Penentuan q_{max} pada Penyisihan Amonium



Gambar 7. Penentuan Y dan K_d pada Penyisihan Amonium

Dari gambar di atas dapat dihitung nilai $\mu_{max} = 0,0387 \text{ jam}^{-1}$, $q_{max} = 0,1508 \text{ jam}^{-1}$, $K_S = 177,516 \text{ mg/l}$, $Y = 0,2216 \text{ mg VSS/mg N-NH}_4^+$, $K_d = 0,0019 \text{ jam}^{-1}$. Nilai-nilai yang didapat masih masuk rentang yang dikemukakan Grady & Lim (1980), yaitu $\mu_{max} = 0,006-0,035 \text{ jam}^{-1}$. Metcalf and Eddy (2004) merekomendasikan nilai μ_{max} untuk *Nitrosomonas* pada kultur murni $0,0125-0,0833 \text{ jam}^{-1}$. Charley et al, (1980) (dikutip dari Sorensen and Jorgensen, 1993) memberikan nilai μ_{max} untuk *Nitrosomonas* $0,0192-0,0917 \text{ jam}^{-1}$.

Nilai Y eksperimen untuk *Nitrosomonas* berkisar $0,04-0,13 \text{ mg VSS/mg N-NH}_4^+$ (Bitton, 1994), Metcalf and Eddy (2004) memberikan nilai $Y = 0,1-0,3 \text{ mg VSS/mg N-NH}_4^+$, dan nilai $K_d = 0,00125-0,025 \text{ jam}^{-1}$. Charley et al. (dikutip dari Sorensen and Jorgensen, 1993) memberikan

nilai Y untuk *Nitrosomonas* = $0,03 - 0,13 \text{ mg VSS / mg N-NH}_4^+$. Dari perbandingan hasil tersebut dapat dilihat bahwa air buangan rumah potong hewan merupakan media yang cukup baik untuk pertumbuhan bakteri autotroph yang berperan dalam menyisihkan nitrogen anorganik.

4. Kesimpulan

Operasi SBR terdiri dari beberapa tahap yaitu pengisian, reaksi, pengendapan, pengurasan, dan stabilisasi. Yang menjadi perhatian dalam penelitian ini adalah tahap reaksi yang paling berperan dalam menyisihkan pencemar nitrogen yang terdapat dalam air buangan.

Penyisihan nitrogen, terutama amonium, dapat terjadi karena asimilasi dan oksidasi yang dilakukan bakteri. Pada penelitian ini oksidasi amonium paling banyak terjadi pada pada waktu reaksi 6 jam yaitu sebesar 49,32%. Dari analisis kinetika didapatkan nilai $\mu_{max} = 0,03869 \text{ jam}^{-1}$, $q_{max} = 0,15082 \text{ jam}^{-1}$, $K_S = 177,516 \text{ mg/l}$, $Y = 0,2216 \text{ mg VSS / mg N-NH}_4^+$, $K_d = 0,0019 \text{ jam}^{-1}$. Hasil yang didapat tidak jauh berbeda dengan hasil yang terdapat pada literatur. Hal ini menunjukkan bahwa air buangan rumah potong hewan merupakan media yang cukup baik untuk pertumbuhan bakteri autotroph yang berperan dalam menyisihkan nitrogen anorganik.

Penyisihan amonium menjadi nitrat hanyalah proses konversi. Untuk menyisihkan nitrogen secara kompleks nitrat harus direduksi menjadi gas N_2 . Konsentrasi DO yang terbatas dan didukung dari hasil identifikasi bakteri yang dilakukan memungkinkan terjadinya proses denitrifikasi dalam sistem.

Ucapan Terima Kasih

Terima kasih kepada Dr. Mindriany Syafila, MSc yang telah banyak memberi bimbingan selama penelitian ini dilaksanakan.

Daftar Pustaka

- Arora, Madan L., Edwin F. Barth, Margaret B. Umphres, 1985, *Technology Evaluation Of Sequencing Batch Reactors*, Journal WPCF, Volume 57 No. 1, 82-86.
- Bishop, David W., Frank A. Braun Jr, Theodore L. Jahn, 1950, *Comparatives Animal Physiology*, WB Saunders Co., London.
- Bitton, Gabriel. 1994, *Wastewater Microbiology*. Willey-Liss, Inc, Singapore.
- Grady, P.L. and Lim, H.C. 1980, *Biological Wastewater Treatment Theory and Applications*. Marcel Dekker Inc, New York.
- Irvine, R.L., L.H. Ketchum, R. Breyfogle, E.F. Barth, 1983, *Municipal Application of Sequencing Batch Treatment*, Journal WPCF, Volume 55 No. 5, 484-490.

-
- Metcalf and Eddy. 2004, *Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, and Reuse*. McGraw-Hill Book and Co, Singapore.
- Palis, John C. and Robert L. Irvine. 1985. *Nitrogen Removal in A Low-Loaded Single Tank Sequencing Batch Reactor*, Journal WPCF, Volume 57 No. 1 pp 82-86.
- Silverstein, Jo-Ann, E.D. Schroeder. Journal WPCF, Volume 55 No. 4 (1983) pp 377-384.
- Sorensen, B. Halling and S.E. Jorgensen. 1993. *The Removal of Nitrogen Compounds From Wastewater*. Elsevier Science Publishers B.V, Netherlands.
- William, Philip L. 1985. *Industrial Toxicology*. Van Nostrand Reinhold G, New York.
- Zart, Dirk, Ralf Stuvem, Eberhard Bock. 1999. *Nitrification and Denitrification—Microbial Fundamental and Consequences for Applicatio. Biotechnology*, Second Completely Revised Edition Volume 11a, Wiley-VCH Verlag GmbH, D-69469 Weinheim, Federal Republic of Germany.