

Model Parameter Kinetika Biologis Proses Lumpur Aktif Air Limbah Kertas Berdasarkan Variasi Waktu Detensi Pada Kondisi Tidak Tunak

Owen Jacob Notonugroho, Fatihaturrizky Amelia, Chusnul Arif, Allen Kurniawan*

Departemen Teknik Sipil dan Lingkungan, Fakultas Teknologi Pertanian, Institut Pertanian Bogor, Gedung FATETA, Kampus IPB Dramaga, Bogor, Jawa Barat, 16680;

*e-mail: allenkurniawan@apps.ipb.ac.id

ABSTRAK

Sistem konvensional lumpur aktif untuk limbah cair industri kertas memanfaatkan mekanisme proses biologis oleh mikroorganisme tanpa penambahan bahan kimia. Kondisi proses pengolahan lumpur aktif sangat dinamis sehingga membutuhkan beberapa pendekatan pemodelan kinetika biologis (biokinetika) berdasarkan kondisi tidak tunak. Parameter umum biokinetika pada unit lumpur aktif meliputi laju pertumbuhan maksimum (μ_{\max}), konsentrasi setengah saturasi (K_s), koefisien produksi sintesis sel (Y), dan koefisien kematian mikroorganisme (K_e). Tujuan penelitian ini meliputi analisis kinerja unit lumpur aktif pada waktu detensi 6, 8, dan 12 jam, estimasi nilai koefisien biokinetika pada kondisi tidak tunak, serta mengetahui pengaruh nilai biokinetika untuk memprediksi kualitas efluen air limbah. Estimasi nilai biokinetika diperoleh berdasarkan variasi model non-inhibitor dan inhibitor nitrit berdasarkan Persamaan Monod, Contois, Sokol-Howell, Jerusalimski, dan Hinshelwood. Berdasarkan analisis statistik, nilai biokinetika dalam kondisi kondisi tidak tunak tanpa inhibitor nitrit untuk K_e (hari⁻¹), Y (mgMLVSSS/mgCOD), μ_{\max} (hari⁻¹), dan K_s (mg/L) pada HRT 6 jam berturut-turut sebesar 0,025; 8,59; 10,0; dan 42,03 (Sokol-Howell); HRT 8 jam berturut-turut sebesar 0,145; 0,93; 60,3; dan 43,08 (Sokol-Howell); dan HRT 12 jam berturut-turut sebesar 0,708; 3,09; 2,0; dan 64,89 (Monod). Selain itu, nilai biokinetika dalam kondisi kondisi tidak tunak dengan efek inhibitor nitrit untuk K_e (hari⁻¹), Y (mgMLVSSS/mgCOD), μ_{\max} (hari⁻¹), dan K_s (mg/L) pada HRT 6 jam berturut-turut sebesar 0,795; 2,26; 2,0; dan 57,57 (Jerusalimski); HRT 8 jam berturut-turut sebesar 1,96; 3,56; 3,4; dan 48,75 (Hinshelwood); dan HRT 12 jam berturut-turut sebesar 3,435; 11,62; 5,7; dan 45,02 (Hinshelwood). Nilai biokinetika ini representatif digunakan untuk aplikasi perencanaan skala lapangan, terutama untuk prediksi kualitas efluen air limbah dan desain dimensi unit pengolahan.

Kata kunci: air limbah kertas, biokinetika, lumpur aktif, waktu detensi, tidak tunak.

ABSTRACT

Activated sludge is the conventional biological unit for treating paper-mill wastewater using microorganism activities without adding some chemicals. The dynamic condition of the activated sludge requires several approaches to estimate biological kinetic (biokinetics) modelling based on unsteady conditions. General parameters of biokinetics in activated sludge units include maximum growth rate (μ_{\max}), half-saturation concentration (K_s), yield coefficient (Y), and endogenous decay coefficient (K_e). The aim of this study was to analyze the activated sludge unit performance at hydraulic retention time (HRT) of 6, 8, and 12 hours, estimate the value of the biokinetic coefficient, and obtain the affect of biokinetic values for predicting the effluent wastewater quality. Estimation of biokinetic values was obtained based on variations in the non-inhibitor and the nitrite inhibitor models based on the Monod, Contois, Sokol-Howell, Jerusalimski, and Hinshelwood equations. Based on statistical analysis, the biokinetic values in unsteady state without nitrite inhibitors for K_e (day⁻¹), Y (mgMLVSSS/mgCOD), μ_{\max} (day⁻¹), dan K_s (mg/L) at HRT 6 hours were 0.025; 8.59; 10.0; and 42.03 (Sokol-Howell Eq.), respectively; at HRT 8 hours 0.145; 0.93; 60.3; and 43.08 (Sokol-Howell Eq.), respectively; at HRT 12 hours were 0.708; 3.09; 2.0; and 64.89 (Monod Eq.), respectively. In addition, the biokinetic values in unsteady conditions affecting nitrite as inhibitor for K_e (day⁻¹), Y (mgMLVSSS/mgCOD), μ_{\max} (day⁻¹), dan K_s (mg/L) at HRT 6 hours were 0.795; 2.26; 2.0; and 57.57 (Jerusalimski's Eq.), respectively; on HRT 8 hours of 1.96; 3.56; 3.4; and 48.75 (Hinshelwood's Eq.), respectively; on HRT 12 hours of 3.435; 11.62; 5.7; and 45.02 (Hinshelwood's Eq.), respectively. These biokinetic values representative to be used for predicting the quality of wastewater effluents and designing unit dimensions.

Keywords: activated sludge, biokinetic, paper-mill wastewater, detention time, unsteady-state.

Citation: Notonugroho, J. O., Amelia, F., Arif, C., dan Kurniawan, A. (2022). Model Parameter Kinetika Biologis Proses Lumpur Aktif Air Limbah Kertas Berdasarkan Variasi Waktu Detensi Pada Kondisi Tidak Tunak. Jurnal Ilmu Lingkungan, 20(4), 829-840, doi: 10.14710/jil.20.4. 829-840.

1. Pendahuluan

Kegiatan industri kertas dapat menghasilkan limbah cair yang mengandung berbagai zat kimia

berbahaya bagi lingkungan. Limbah cair industri kertas memiliki kandungan *Chemical Oxygen Demand* (COD) sebesar 1728 mg/L, sedangkan nilai *Total*

Solid (TS) lumpur limbah cair industri kertas mencapai 7600 mg/L (Ardian *et al.*, 2015 ; Solon *et al.*, 2019). Berdasarkan Keputusan Menteri Lingkungan Hidup Nomor 5 Tahun 2014 tentang Baku Mutu Limbah Cair Industri, COD limbah cair industri kertas harus memenuhi baku mutu efluen 100-200 mg/L. Dengan demikian, pengolahan air limbah dibutuhkan untuk mengeliminasi konsentrasi kontaminan berbahaya sehingga tidak berbahaya ketika terpapar ke lingkungan.

Pengolahan air limbah biologis memanfaatkan aktivitas mikroorganisme untuk menguraikan senyawa organik sebagai substrat melalui biakan tersuspensi dan terlekat (Sonkar *et al.*, 2020). Salah satu jenis pengolahan biologis konvensional biakan tersuspensi (*suspended growth*) adalah lumpur aktif (*activated sludge*). Fundamental proses lumpur aktif antara lain (Hreiz *et al.*, 2015): (1) bioreaktor tunggal dijalankan secara kontinu ketika mikroorganisme tersuspensi mengkonsumsi koloid dan bahan organik terlarut. Reaktor diberikan aerator untuk menyuplai oksigen terlarut (DO) untuk biodegradasi aerobik; (2) Tangki sedimentasi sekunder (*clarifier*) dibangun untuk proses separasi lumpur aktif dalam bentuk flok biomassa dan supernatan secara gravitasi; (3) Proses resirkulasi sebagian biomassa ke dalam bioreaktor sehingga memungkinkan tingkat kestabilan konsentrasi biomassa yang tinggi di dalam reaktor untuk meningkatkan penyisihan substrat dan nutrisi secara biologis; (4) Pembuangan sebagian lumpur (*waste discharged*) di bagian bawah *clarifier* untuk diolah pada unit terpisah. Di dalam proses operasinya, lumpur aktif sering mengalami kendala dalam pengolahan limbah cair industri (Said dan Utomo, 2018). Masalah utama dalam lumpur aktif adalah sistem operasi yang buruk tanpa mempertimbangkan variabel operasional, kondisi eksternal, dan standar perawatan sesuai dengan kriteria baku perencanaan. Selain itu, proses lumpur aktif sering terganggu karena lonjakan beban polutan berlebih pada influen yang masuk ke unit sehingga mengganggu stabilitas pengolahan.

Hampir sebagian besar penelitian mengasumsikan bahwa kualitas limbah cair selama proses biodegradasi kontaminan di dalam lumpur aktif dirancang dan dimodelkan dalam kondisi bersifat tunak (*steady-state*) terhadap perubahan waktu. Akan tetapi, kondisi tunak sulit diperoleh ketika dijalankan pada skala lapangan. Proses pengolahan air limbah tidak jarang beroperasi dalam kondisi tidak stabil yang bersifat tidak tunak (*unsteady-state*) karena variasi aliran diurnal, musiman, dan tidak teratur terhadap konsentrasi substrat dan debit aliran (Villain dan Marrot, 2013). Ketidakstabilan kondisi operasional sering menyebabkan kerusakan serius pada flok lumpur, aktivitas mikroba, dan kinerja pengolahan biologis air limbah. Biomassa di dalam proses pengolahan lumpur aktif selalu tumbuh aktif di dalam kondisi dinamis dan terus diresirkulasi dengan variasi substrat. Respon mikroorganisme di dalam kondisi

proses dinamis sangat berbeda dengan kondisi tunak dengan cakupan mekanisme pembentukan produk biomassa yang selalu berubah tergantung dari variabel operasional dan konsentrasi substrat (Ni dan Yu, 2012). Dengan demikian, kondisi tidak tunak sangat penting untuk dipertimbangkan dalam memahami dinamika proses dan dasar perancangan dan pemodelan proses lumpur aktif.

Di dalam proses lumpur aktif, pemodelan kinetika biologis (biokinetika) diperlukan untuk memberikan prediksi kinerja proses pengolahan, desain, operasi, dan kontrol sistem pengolahan (Giraldo-Gomez, 1991). Melalui penetapan koefisien biokinetika, waktu detensi (*hydraulic retention time/HRT*) dan umur lumpur (*solid retention time/SRT*) pada setiap penggunaan substrat dapat dioptimalisasi untuk peningkatan kinerja proses. Koefisien biokinetika pada proses lumpur aktif secara umum meliputi laju pertumbuhan maksimum (μ_{max}), konsentrasi setengah saturasi (K_s), koefisien produksi sintesis sel (Y), dan koefisien peluruhan (K_e). Nilai koefisien-koefisien tersebut dipengaruhi oleh konsentrasi biomassa (X) dan konsentrasi substrat (S) melalui penerapan analisis kesetimbangan sistem konfigurasi di influen, di dalam unit, dan di efluen (Kurniawan *et al.*, 2016). Proses biodegradasi di dalam penentuan nilai biokinetika ditentukan berdasarkan beberapa model persamaan umum pertumbuhan mikroorganisme konvensional, seperti Persamaan Monod, Tessier, Moser, dan Contois (Nogaj *et al.*, 2015). Model persamaan lain terus berkembang sesuai dengan pengaruh variabel faktor lingkungan (seperti pH, temperatur, transfer massa) dan inhibitor.

Tujuan dari penelitian ini adalah (1) menganalisis pengaruh waktu detensi terhadap kinerja proses pengolahan air limbah kertas melalui tiga variasi waktu HRT, yaitu 6, 8, dan 12 jam; (2) mengestimasi nilai koefisien biokinetika melalui pendekatan beberapa model pertumbuhan mikroorganisme berdasarkan konsentrasi substrat *Chemical Oxygen Demand* (COD) pada kondisi tidak tunak; (3) mengetahui pengaruh nilai biokinetika sebagai prediksi kualitas efluen unit pengolahan air limbah. Penelitian dijalankan berdasarkan simulasi skala laboratorium yang dapat diimplementasikan untuk penggunaan skala lapangan untuk pengolahan air limbah industri kertas karena telah dioperasikan dan dimodelkan berdasarkan kondisi dinamis (tidak tunak). Selain itu, pendekatan HRT berdasarkan waktu tinggal limbah cair di dalam unit akan mengoptimalkan kinerja beban organik yang masuk terhadap dimensi dan debit aliran (Reynolds dan Richard., 1996; Ruffino *et al.*, 2019). Dengan demikian, penelitian ini akan memberikan manfaat di dalam mengoperasikan, merancang ulang, dan memprediksi kualitas efluen unit pengolahan lumpur aktif air limbah kertas berdasarkan kesesuaian pendekatan proses dinamika mekanisme biologis yang lebih akurat.

2. Metodologi

2.1. Alat dan Bahan

Seperangkat reaktor lumpur aktif disimulasikan dalam konfigurasi unit aerasi dan sedimentasi sehingga diperoleh variabel kesetimbangan aliran, padatan, dan biomassa (Gambar 1). Unit aerasi dan sedimentasi mempunyai kapasitas yang sama sebesar 14 L dengan volume air limbah diatur di dalam masing-masing unit sebesar 7 L untuk memenuhi HRT 6 jam, 8 jam, dan 12 jam. Sampel air limbah baku dan inokulan mikroorganisme diambil dari influen unit aerasi dan aliran resirkulasi unit lumpur aktif salah satu instalasi pengolahan limbah cair industri kertas di Bandung, Jawa Barat.

Karakteristik air limbah dianalisis secara intens untuk parameter COD dan *Mixed Liquor Volatile Suspended Solids* (MLVSS) karena kedua parameter ini merupakan data utama di dalam pemodelan biokinetika. Prosedur analisis COD dan MLVSS ditentukan berdasarkan SNI 6989.2:2019 tentang Metode Pengujian Kebutuhan Oksigen Kimiawi (COD) dengan Refluks Tertutup Secara Spektrofotometri; dan SNI 06-6989.3-2005, tentang Cara Uji Kadar Padatan Total Secara Gravimetri. Adapun parameter nitrit (NO_2) diukur untuk mengetahui efek inhibitor non-kompetitif di dalam proses lumpur aktif berdasarkan SNI 06-6989.9-2004 tentang Cara Uji Nitrit Secara Spektrofotometri. Reaktor dijalankan dengan temperatur ambien dan pemantauan pH dilakukan setiap hari. Unit aerasi akan dialirkan air baku industri kertas dengan konsentrasi inisial COD dan MLSS berturut-turut sebesar yaitu 350 mg/L dan 1500 mg/L. Suplai udara pada unit aerasi menggunakan *blower* dengan debit 22 L/menit yang ditempatkan di dasar unit.

2.2. Kesetimbangan Debit, Massa, dan Model Biokinetika

Kesetimbangan massa (*mass balace analysis*) pada reaktor lumpur aktif tergantung dari konsentrasi MLSS (X) dan substrat (S) sebagai COD (Gambar 1). Kesetimbangan debit direpresentasikan melalui Persamaan (1)–(3). Persamaan (3) mewakili debit pada tangki aerasi dengan akumulasi dari debit influen dan debit reirkulasi. Debit efluen pada Persamaan (2) menunjukkan selisih dari debit efluen aerasi dengan debit aliran bawah. Debit kelebihan lumpur pada Persamaan (1) ditentukan dengan selisih dari debit aliran bawah terhadap debit resirkulasi.

$$Q_w = Q_{us} - Q_r \quad (1)$$

$$Q_s = Q_a - Q_{us} \quad (2)$$

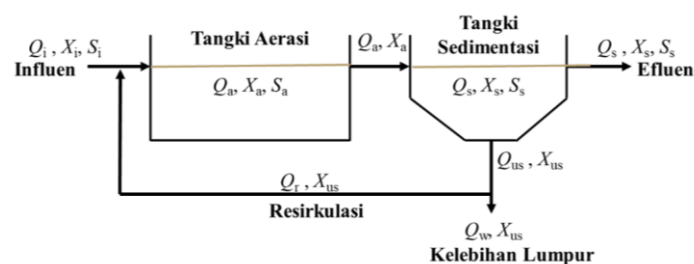
$$Q_a = Q_r + Q_i \quad (3)$$

Pemodelan biokinetika pada kondisi tidak tunak (*unsteady-state*) dalam penelitian ini terdiri atas model pertumbuhan mikroorganisme tanpa inhibitor NO_2 melalui Persamaan Monod, Contois, dan Sokol-Howell (Persamaan (5)–(7)), serta model dengan pengaruh inhibitor NO_2 melalui Persamaan Hinshelwood dan Jerusalemki (Persamaan (8)–(9)) (Tabel 1). Variabel biokinetika dihasilkan dari konsep kesetimbangan massa berupa K_e , Y , μ_{max} , dan K_s . Nilai biokinetika tersebut digunakan untuk menentukan estimasi konsentrasi substrat efluen (S_s). Penentuan nilai koefisien biokinetika tersebut dilakukan menggunakan *Visual Basic Application* (VBA) untuk mempermudah dalam mendapatkan beberapa variabel yang tidak diketahui di dalam satu persamaan melalui pendekatan numerik.

2.3. Uji Statistik

Konsentrasi efluen COD prediksi (S_s') pada setiap model diuji secara statistik untuk menentukan model biokinetika terpilih berdasarkan tingkat presisi terbaik yang mendekati nilai konsentrasi efluen COD eksperimen (S_s''). Penelitian ini menggunakan uji nilai korelasi koefisien (R), faktor bias (B_f), faktor akurasi (A_f), *two side t-test*, serta *Akaike* dan *Bayesian criterion information* (AIC dan BIC). Langkah ini dilakukan untuk mendapatkan keputusan terbaik berdasarkan multi-parameter analisis karena satu parameter statistik belum tentu merepresentasikan data hasil eksperimen. Dengan demikian, dasar pemilihan model biokinetika terbaik berdasarkan jumlah ketercapaian terbanyak dari standar kriteria pengolahan statistik.

Nilai R merupakan derajat hubungan antara variabel terukur. Nilai R (Persamaan (4)) memiliki rentang antara -1 hingga 1. Apabila nilai $R = 1$, maka variabel statistik memiliki korelasi sempurna. Sebaliknya, jika nilai $R = -1$, maka variabel data statistik memiliki korelasi negatif sempurna (Safitri, 2016). Apabila nilai korelasi memiliki angka nol maka tidak dapat hubungan setiap variabel statistik yang diuji.



Gambar 1 Sistem konfigurasi dan kesetimbangan massa proses lumpur aktif

$$R = \sqrt{1 - \frac{(n-1)\sigma^2}{\sum_{i=1}^n S_s'^2 - \frac{1}{n}(\sum_{i=1}^n S_s'^2)}} \quad (4)$$

Tabel 1 Persamaan umum biokinetika

Persamaan umum	Bentuk persamaan	No. Pers.
Monod	$\mu = \mu_{\max} \frac{S_s}{K_s + S_s}$	(5)
Contois	$\mu = \mu_{\max} \frac{S_s}{K_s X_a + S_s}$	(6)
Sokol-Howell	$\mu = \mu_{\max} \frac{S_s}{K_s + S_s^2}$	(7)
Hinshelwood	$\mu = \mu_{\max} \frac{S_s}{K_s + S_s} \left(\frac{P_m}{P_m - P} \right)$	(8)
Jerusalimski	$\mu = \mu_{\max} \frac{S_s}{K_s + S_s} \left(\frac{K_p}{K_p + P} \right)$	(9)

Sumber: (Abunde *et al.*, 2017; Onysko, 1999; Reynolds dan Richard 1996 ;Stoychev *et al.*, 2020; Wang dan Li, 2014)

Distribusi normal data dapat memperkecil kemungkinan terjadinya bias. Nilai bias (B_f) merupakan ukuran deviasi rata-rata relatif dari data observasi dengan data prediksi (Persamaan (11)). Penelitian ini menggunakan B_f sebagai pembanding antar model biokinetika. Selain itu, A_f digunakan untuk menentukan nilai akurasi pada sekelompok data (Persamaan (10)). Semakin mendekati nilai satu, maka nilai B_f dan A_f akan semakin baik. Perbedaan antara keduanya yaitu nilai A_f memiliki tanda mutlak.

$$A_f = 10 \frac{\sum \log |S_a'/S_a|}{n} \quad (10)$$

$$B_f = 10 \frac{\sum \log (S_a'/S_a)}{n} \quad (11)$$

Uji-t (*student's two-tailed t-tests*) digunakan untuk membandingkan rata-rata dari dua kelompok sampel berdasarkan konsentrasi S_s dan S_s' . Uji-t mengasumsikan bahwa pengukuran dalam dua kelompok terdistribusi normal dan varians dalam dua kelompok adalah sama. Tingkat signifikansi (α) yang digunakan adalah 0,05. Hipotesis yang digunakan yaitu nilai H_0 akan diterima jika nilai probabilitasnya melebihi 0,05 sebaliknya nilai H_0 akan ditolak jika memiliki nilai probabilitas di bawah 0,05. Hasil uji hipotesis ini dilakukan dengan bantuan *Microsoft Excel 2021*.

3. Pengembangan Model Biokinetika

Estimasi koefisien biokinetika lumpur aktif pada prinsipnya mengacu kepada sistem konfigurasi dan kesetimbangan massa unit (Gambar 1), mekanisme laju pertumbuhan dan kematian mikroorganisme pada kesetimbangan biomassa, serta laju utilisasi substrat di dalam kesetimbangan substrat. Hubungan laju pertumbuhan mikroorganisme (μ), X_a , S_a , dan Y dapat didefinisikan pada Persamaan (12).

$$\frac{dX_a}{dt} = \mu \cdot X_a = Y \cdot \frac{dS_a}{dt} \quad (12)$$

Pada proses pengolahan biologis, mikroorganisme di dalam biomassa sistem akan mengalami penurunan populasi akibat kematian sehingga didefinisikan secara matematis melalui Persamaan (13).

$$\frac{dX_a}{dt} = K_e \cdot X_a \quad (13)$$

Kesetimbangan biomassa tidak tunak dapat ditentukan melalui penggabungan antara Persamaan (12) dan Persamaan (13) untuk *completely mixed system* (CMS) melalui persamaan berikut:

$$[\text{Akumulasi biomassa}] = [\text{Peningkatan selama pertumbuhan}] - [\text{Penurunan selama kematian indigenous}] - [\text{output}] \quad (14)$$

Secara matematis, Persamaan (14) dapat disimbolkan pada Persamaan (15).

$$dX_a V = V \mu X_a dt - V K_e X_a dt - Q_{us} X_a dt - (Q - Q_{us}) X_s dt \quad (15)$$

Persamaan (15) dibagi Vdt sehingga dapat disubstitusi menjadi:

$$\frac{dX_a}{dt} = \mu X_a - K_e X_a - \frac{Q_{us} X_a}{V} - \left(\frac{Q - Q_{us}}{V} \right) X_s \quad (16)$$

Kondisi tidak tunak mendefinisikan $dX_a/dt \neq 0$ sehingga:

$$\int_{X_{a(1)}}^{X_{a(0)}} \frac{dX_a}{X_a} = \int_{t_0}^{t_1} \mu dt - \int_{t_0}^{t_1} K_e dt - \int_{t_0}^{t_1} \frac{Q_{us}}{V} dt - \int_{t_0}^{t_1} \left(\frac{Q - Q_{us}}{V X_a} \right) X_s dt \quad (17)$$

Hasil dari Persamaan (17) menghasilkan nilai μ sebagai berikut:

$$\mu = \frac{\ln \left(\frac{X_{a(1)}}{X_{a(0)}} \right)}{t_1 - t_0} + \frac{Q_{us}}{V} + K_e + \left(\frac{Q - Q_{us}}{V X_a} \right) X_s \quad (18)$$

Kesetimbangan substrat tidak tunak untuk *completely mixed system* (CMS) dapat dideskripsikan sebagai berikut:

$$[\text{Akumulasi substrat}] = [\text{Input}] - [\text{Output}] - [\text{Penurunan substrat selama pertumbuhan}] \quad (19)$$

Secara matematis, Persamaan (19) dapat disimbolkan dalam bentuk Persamaan (20).

$$dS_a V = Q S_i dt - Q S_s dt - (Q - Q_{us}) S_s dt - V [dS_s] \quad (20)$$

Dari Persamaan (12), $[dS_s] = (\mu/Y)X_a dt$ sehingga dapat disubstitusikan ke dalam Persamaan (20) dan dibagi Vdt menjadi Persamaan (21).

$$\frac{dS_s}{dt} = \frac{QS_i}{V} - \frac{QS_s}{V} - \frac{\mu X_a}{Y} \quad (21)$$

Kondisi tidak tunak mendefinisikan $dS_s/dt \neq 0$ sehingga:

$$\int_{S_{a(1)}}^{S_{a(1)}} \frac{dS_s}{S_a} = \int_{t_0}^{t_1} \frac{QS_i}{VS_s} dt - \int_{t_0}^{t_1} \frac{Q}{V} dt - \int_{t_0}^{t_1} \frac{\mu X_a}{YS_s} dt \quad (22)$$

HRT (θ_i) = V/Q , maka Persamaan (22) menghasilkan nilai μ sebagai berikut:

$$\mu = \frac{S_s Y}{X_a} \left(\frac{S_i}{S_s \theta_i} - \frac{1}{\theta_i} - \frac{\ln \frac{S_{s(1)}}{S_{s(0)}}}{t_1 - t_0} \right) \quad (23)$$

Estimasi nilai K_e dan Y dalam kondisi tidak tunak ditentukan menggunakan *solver* dengan bantuan *Visual Basic for Application* (VBA) dengan konsep "if then" melalui kombinasi Persamaan (18) dan Persamaan (23). Estimasi nilai μ_{max} dan K_s dalam kondisi tidak tunak diperoleh berdasarkan kombinasi Persamaan (5)–(7) dan Persamaan (18) untuk non-inhibitor, serta Persamaan (8)–(9) dan Persamaan (18) untuk inhibitor NO_2 . Nilai K_e , Y , μ_{max} , dan K_s ditentukan melalui penggunaan *solver* dengan bantuan *Visual Basic for Application* (VBA) dengan konsep "if then" secara numerik. Selanjutnya, parameter biokinetika terpilih digunakan untuk menentukan nilai estimasi S_s' dengan menyubstitusikan persamaan umum biokinetika (Tabel 1) dengan persamaan kesetimbangan biomassa (Persamaan (18)) melalui perangkat lunak *TI-Nspire™ CX CAS Student* (Tabel 4).

4. Hasil dan Pembahasan

4.1. Kinerja unit

Konsentrasi COD cenderung berfluktuatif pada total periode operasi selama 55 hari (Gambar 2 (a)). Konsentrasi rata-rata COD efluen aerasi, S_a , (HRT 6 jam = 140 ± 56 mg/L, HRT 8 jam = 137 ± 39 mg/L, dan HRT 12 jam = 95 ± 30 mg/L) hampir sama dengan konsentrasi rata-rata COD efluen sedimentasi, S_s , (HRT 6 jam = 151 ± 67 mg/L, HRT 8 jam = 119 ± 34 mg/L, dan HRT 12 jam = 80 ± 23 mg/L) (Tabel 2). Kondisi ini disebabkan proses utilisasi dan biodegradasi substrat oleh biomassa berlangsung di unit aerasi, sedangkan proses separasi padatan tersuspensi dan supernatan terjadi pada unit sedimentasi tanpa melibatkan mekanisme biologis.

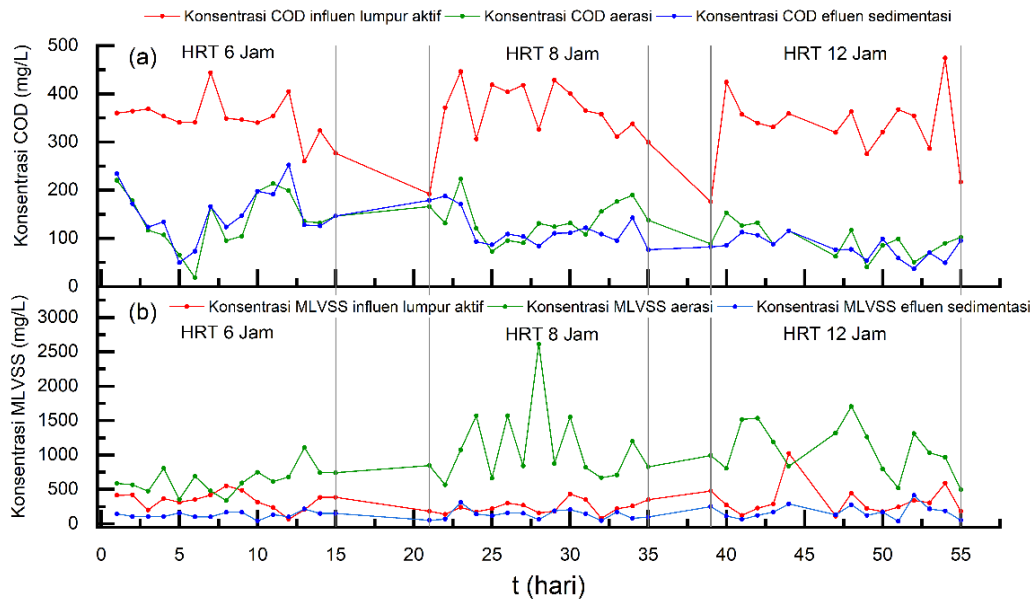
Berdasarkan Peraturan Menteri Lingkungan Hidup Nomor 5 Tahun 2014 tentang Baku Mutu Limbah Cair Industri, baku mutu untuk konsentrasi COD air limbah kertas halus sebesar 200 mg/L. Hasil analisis kinerja proses selama 55 hari, konsentrasi COD yang tidak memenuhi standar hanya pada hari ke-12 dengan konsentrasi sebesar 252 mg/L (Gambar 2(a)). Persentase nilai penyisihan COD pada masing-masing HRT 6, 8, dan 12 jam berturut-turut sebesar 56,6%; 64,9%; dan 70,8%. Konsentrasi COD di efluen semakin menurun seiring peningkatan HRT. Penurunan konsentrasi COD disebabkan tingkat pengambilan oksigen yang semakin rendah sehingga proses degradasi mencapai kondisi yang optimal (Bulan., 2018). Nilai HRT besar memberikan waktu tinggal yang lebih lama untuk air limbah berkontak dengan biomassa sehingga proses utilisasi substrat dapat berjalan secara optimal. Mikroorganisme dapat mendegradasi substrat secara optimal karena terjadi kesetimbangan biomassa dan substrat (Budiyono, 2001). Kesetimbangan biomassa dipengaruhi oleh keadaan biomassa dalam merespon substrat pada limbah cair, sedangkan kesetimbangan substrat diperlukan agar substrat yang masuk ke dalam lumpur aktif mampu didegradasi oleh mikroorganisme.

Penurunan dan kenaikan konsentrasi COD ditentukan dengan jumlah biomassa pada reaktor lumpur aktif. Jumlah populasi mikroorganisme pada reaktor lumpur aktif direpresentasikan melalui parameter MLVSS (Sari *et al.* 2013) Tabel 2 menunjukkan rata-rata konsentrasi MLVSS eflue aerasi pada masing-masing HRT 6, 8, dan 12 jam berturut-turut sebesar 635 ± 186 mg/L, 1093 ± 552 mg/L, dan 1086 ± 349 mg/L.

Gambar 2(b) memberikan informasi fluktuasi konsentrasi MLVSS pada waktu operasi selama 55 hari berdasarkan tiga variasi HRT. Nilai konsentrasi MLVSS meningkat pesat di unit aerasi diakibatkan sebagian besar substrat diutilisasi oleh mikroorganisme sehingga jumlah populasi mikroorganisme meningkat. Dengan demikian, konsentrasi padatan volatil yang dihasilkan akan sama dengan jumlah mikroorganisme yang tersedia untuk mendegradasi substrat air limbah. Mikroorganisme akan berkembangbiak dengan pesat apabila komponen pendukungnya memenuhi (Rizaluddin dan Purwati, 2016). Pada kondisi ideal, peningkatan biomassa di dalam proses lumpur aktif ditinjau dari keseimbangan antara transfer oksigen yang cukup ke dalam unit aerasi dengan kebutuhan oksigen oleh mikroorganisme untuk mengoksidasi bahan organik (misalnya, untuk nitrifikasi dan degradasi organik), menjaga padatan dalam suspensi, dan mempertahankan sisa oksigen terlarut pada tingkat operasi (Pittoors *et al.*, 2014).

Tabel 2 Konsentrasi COD dan MLVSS berdasarkan variasi HRT

HRT	Titik sampling	Konsentrasi COD (mg/L)		Konsentrasi MLVSS (mg/L)	
		Kisaran	Rata-rata ± Standar Deviasi	Kisaran	Rata-rata ± Standar Deviasi
6 Jam	Influen lumpur aktif	260 - 444	348 ± 69	67 - 553	341 ± 119
	Efluen aerasi	18 - 221	140 ± 56	338 - 1107	635 ± 186
	Efluen sedimentasi	50 - 252	151 ± 67	42 - 215	129 ± 40
8 Jam	Influen lumpur aktif	192 - 446	359 ± 53	80 - 433	237 ± 90
	Efluen aerasi	73 - 223	137 ± 39	568 - 2613	1093 ± 552
	Efluen sedimentasi	76 - 188	119 ± 34	45 - 312	134 ± 68
12 Jam	Influen lumpur aktif	176 - 474	331 ± 52	110 - 1023	335 ± 224
	Efluen aerasi	40 - 153	95 ± 30	497 - 1705	1086 ± 349
	Efluen sedimentasi	37 - 116	80 ± 23	37 - 413	174 ± 98



Gambar 2 Fluktuasi (a) konsentrasi COD dan (b) konsentrasi MLVSS terhadap waktu operasi sistem

Konsentrasi MLVSS pada efluen proses lumpur aktif (efluen sedimentasi) pada HRT 6, 8, dan 12 jam berturut-turut sebesar 129 ± 40 mg/L, 134 ± 68 mg/L, dan 174 ± 98 mg/L (Tabel 2). Nilai konsentrasi MLVSS tersebut masih sedikit di atas nilai baku mutu Peraturan Menteri Lingkungan Hidup Nomor 5 Tahun 2014 tentang Baku Mutu Limbah Cair Industri sebesar 1000 mg/L untuk air limbah kertas halus. Kondisi ini dapat diperbaiki dengan mengubah HRT unit sedimentasi menjadi sedikit lebih panjang sehingga tingkat efisiensi penyisihan biomassa menjadi lebih tinggi.

4.2. Parameter Biokinetika

Tabel 3 menunjukkan hasil estimasi koefisien biokinetika proses lumpur aktif pada kondisi tidak tunak untuk pengolahan air limbah kertas. Pada Tabel 4, setiap variasi HRT dihasilkan koefisien biokinetika yang berbeda untuk parameter K_e , Y , μ_{max} , dan K_s tanpa pengaruh inhibitor dan dengan pengaruh inhibitor NO_2 . Nilai estimasi biokinetika tersebut memberikan informasi proses dinamis pengolahan lumpur aktif, baik proses pertumbuhan dan kematian mikroorganisme, maupun proses metabolisme terkait hasil produksi sintesis sel.

Nilai K_e pada kelima persamaan tersebut berkisar antara 0,025/hari hingga 3,435/hari. Berdasarkan nilai K_e terbesar dengan kondisi tanpa inhibitor ditunjukkan pada Persamaan Monod yaitu 0,675; 0,759; dan 0,708/hari. Nilai K_e atau *endogenous decay coefficient* merupakan koefisien yang menunjukkan peluruhan jumlah biomassa akibat oksidasi produk untuk metabolisme sel, kematian sel, atau predasi (Kurniawan *et al.*, 2018). Semakin kecil nilai K_e maka peluruhan mikroorganisme dalam lumpur aktif semakin kecil sehingga kemampuan mikroorganisme untuk bertahan hidup dan melakukan proses degradasi substrat semakin tinggi.

Seiring peningkatan konsentrasi MLVSS ketika HRT meningkat, nilai Y yang diperoleh akan semakin besar. Pada Tabel 3, kecenderungan peningkatan nilai Y ketika HRT meningkat belum sepenuhnya dapat dibuktikan. Hal ini diakibatkan adanya hubungan antara rasio F/M (*food to microorganism*), K_e , dan umur lumpur sehingga setiap variabel tidak dapat bersifat variabel berdiri sendiri (*independent*). Kondisi ideal nilai Y pada reaktor lumpur aktif umumnya memiliki nilai antara 0,04-0,12 mgMLVSS/mgCOD dan ada pula kisaran lain antara 0,4-0,8 mgMLVSS/mgBOD (Liu dan Wang, 2015;

Reynolds dan Richard 1996). Kisaran tersebut merupakan kisaran pada jenis air limbah domestik. Semakin rendah nilai Y maka semakin sedikit jumlah produksi biomassa yang untuk mendegradasi substrat limbah cair.

Nilai K_s berperan sebagai penentu besarnya konsentrasi substrat COD pada saat laju pertumbuhan spesifik sama dengan laju pertumbuhan maksimum mikroorganisme. Variabel K_s menunjukkan kepekaan pertumbuhan biomassa terhadap konsentrasi substrat pada reaktor lumpur aktif. Berdasarkan hasil pengamatan dengan menggunakan lima persamaan tersebut, nilai K_s terbesar dimiliki oleh Persamaan Jerusalemki pada HRT 6, 8, dan 12 jam berturut-turut sebesar 57,57; 53,56; dan 59,59 mg/L saat kehadiran inhibitor NO_2 . Semakin tinggi nilai K_s , maka semakin besar pula tingkat biodegradabilitas terhadap substrat. Hal ini mengindikasikan bahwa limbah cair industri kertas memiliki tingkat biodegradabilitas yang tinggi (Lan *et al.*, 2019).

Kombinasi antara nilai Y dan K_s dapat menghasilkan nilai μ_{max} . Nilai μ_{max} berfungsi sebagai penentu waktu tunggal minimum yang merupakan titik kritis dalam mengoperasikan bioreaktor. Nilai μ_{max} tertinggi dimiliki oleh Persamaan Sokol-Howell dengan kisaran nilai antara 26,2-89,1/hari (Tabel 3). Nilai μ_{max} berkisar antara 2-10/hari (Metcalf dan Eddy *et al.*, 2013). Ada beberapa estimasi lain

untuk nilai μ_{max} pada pengolahan aerobik yang dapat mencapai kisaran antara 17-100/hari untuk beberapa spesies mikroorganisme (Stroot *et al.* 2005). Semakin tinggi nilai μ_{max} maka substrat akan mudah terdegradasi jika memiliki nilai K_s yang kecil.

Inhibitor menjadi faktor penghambat proses degradasi substrat limbah cair oleh mikroorganisme. Inhibitor yang diperhatikan dalam penelitian ini yaitu nitrit (NO_2). Nilai rata-rata nitrit air limbah kertas pada penelitian ini sebesar 0,066 mg/L dengan nilai maksimum sebesar 0,121 mg/L. Semakin besar konsentrasi NO_2 berpengaruh terhadap penurunan kemampuan mikroorganisme untuk mengikat oksigen (Taufik *et al.*, 2009). Standar baku mutu NO_2 berdasarkan Peraturan Pemerintah Nomor 82 tahun 2002 tentang Pengelolaan Kualitas Air Dan Pengendalian Pencemaran Air yaitu sebesar 0,06 mg/L. Berdasarkan Persamaan Jerusalemki (Persamaan (9)), koefisien biokinetika dipengaruhi oleh nilai konstanta inhibitor produk (K_p). Nilai K_p mengacu pada literatur sebesar 0,91 mg/L dengan asumsi kondisi MLSS sebesar 1250 mg/L (Glass *et al.*, 1997). Persamaan Hinshelwood (Persamaan (8)) hanya mengandalkan produk inhibitor NO_2 tanpa memperhatikan konstanta K_p (Abunde *et al.*, 2017). Pada HRT 6 jam, parameter biokinetika dengan inhibitor NO_2 yang dihasilkan dari Persamaan Hinshelwood dan Jerusalemki tidak menghasilkan perbedaan nilai yang terlalu signifikan.

Tabel 3 Nilai parameter biokinetika berdasarkan variasi HRT

Persamaan	HRT (jam)	K_e (hari ⁻¹)	Y (mgMLVSS/mgCOD)	μ_{max} (hari ⁻¹)	K_s (mg/L)
<i>Non-inhibitor</i>					
• Monod	6	0,675	4,56	2,0	62,68
	8	0,759	2,34	2,0	59,83
	12	0,708	3,09	2,0	64,89
• Contois	6	0,025	0,61	10,0	2,98
	8	0,025	0,36	10,0	2,27
	12	0,025	0,52	10,0	1,79
• Sokol-Howell	6	0,025	8,59	89,1	42,03
	8	0,145	0,93	60,3	43,08
	12	0,050	0,80	26,2	43,36
<i>Inhibitor</i>					
• Hinshelwood	6	0,808	2,18	2,0	54,79
	8	1,960	3,56	3,4	48,75
	12	3,435	11,62	5,7	45,02
• Jerusalemki	6	0,795	2,26	2,0	57,57
	8	0,896	2,49	2,0	53,56
	12	0,840	3,65	2,0	59,59

Tabel 4 Persamaan modifikasi model biokinetika dalam penentuan S_s'

1. Persamaan Monod (substitusi Persamaan (5) dan Persamaan (18))

$$S_s' = \frac{-K_s \left[X_a V \left(K_e(t_0 - t_1) - \ln \left(\frac{X_{a(t_1)}}{X_{a(0)}} \right) \right) + (QX_s + Q_{us}(X_a - X_s))(t_0 - t_1) \right]}{X_a V \left[K_e(t_0 - t_1) - t_0 \mu_{max} + t_1 \mu_{max} - \ln \left(\frac{X_{a(t_1)}}{X_{a(0)}} \right) \right] + (QX_s + Q_{us}(X_a - X_s))(t_0 - t_1)} \quad (24)$$

2. Persamaan Contois (substitusi Persamaan (6) dan Persamaan (18))

$$S_s' = \frac{-K_s \left[X_a V \left(K_e(t_0 - t_1) - \ln \left(\frac{X_{a(t_1)}}{X_{a(0)}} \right) \right) + (QX_s + Q_{us}(X_a - X_s))(t_0 - t_1) \right]}{X_a \left[V \left(K_e(t_0 - t_1) - t_0 \mu_{max} + t_1 \mu_{max} - \ln \left(\frac{X_{a(t_1)}}{X_{a(0)}} \right) X_a \right) + (QX_s + Q_{us}(X_a - X_s))(t_0 - t_1) \right]} \quad (25)$$

3. Persamaan Sokol-Howell (substitusi Persamaan (7) dan Persamaan (18))

$$S_s' = \frac{\pm K_s \left[\sqrt{A - B - 4K_s [QX_s + Q_{us}(X_a - X_s)]^2 (t_0 - t_1)^2} \pm (t_0 - t_1) X_a \mu_{max} V \right]}{2 \left[X_a V \left(K_e(t_0 - t_1) - \ln \left(\frac{X_{a(t_1)}}{X_{a(0)}} \right) \right) + (QX_s + Q_{us}(X_a - X_s))(t_0 - t_1) \right]} \quad (26)$$

Dengan,

$$A = - \left[4K_e^2 K_s (t_0 - t_1)^2 - 8K_e K_s (t_0 - t_1) \ln \left(\frac{X_{a(t_1)}}{X_{a(0)}} \right) + 4K_s \left(\ln \left(\frac{X_{a(t_1)}}{X_{a(0)}} \right) \right)^2 - (t_0 - t_1)^2 \mu_{max}^2 \right] X_a^2 V^2$$

$$B = 8K_s X_a V (QX_s + Q_{us}(X_a - X_s)) \left(K_e(t_0 - t_1) - \ln \left(\frac{X_{a(t_1)}}{X_{a(0)}} \right) (t_0 - t_1) \right)$$

4. Persamaan Hinshelwood (substitusi Persamaan (8) dan Persamaan (18))

$$S_s' = \frac{-(P - P_m) K_s \left[X_a V \left(K_e(t_0 - t_1) - \ln \left(\frac{X_{a(t_1)}}{X_{a(0)}} \right) \right) + (QX_s + Q_{us}(X_a - X_s))(t_0 - t_1) \right]}{X_a V \left[P \left(K_e(t_0 - t_1) - \ln \left(\frac{X_{a(t_1)}}{X_{a(0)}} \right) \right) - P_m \left(K_e(t_0 - t_1) - t_0 \mu_{max} + t_1 \mu_{max} - \ln \left(\frac{X_{a(t_1)}}{X_{a(0)}} \right) \right) \right] + C} \quad (27)$$

Dengan,

$$C = (P - K_p)(QX_s + Q_{us}(X_a - X_s))(t_0 - t_1)$$

5. Persamaan Jerusalemki (substitusi Persamaan (9) dan Persamaan (18))

$$S_s' = \frac{-(P - P_m) K_s \left[X_a V \left(K_e(t_0 - t_1) - \ln \left(\frac{X_{a(t_1)}}{X_{a(0)}} \right) \right) + (QX_s + Q_{us}(X_a - X_s))(t_0 - t_1) \right]}{X_a V \left[P \left(K_e(t_0 - t_1) - \ln \left(\frac{X_{a(t_1)}}{X_{a(0)}} \right) \right) - K_p \left(K_e(t_0 - t_1) - t_0 \mu_{max} + t_1 \mu_{max} - \ln \left(\frac{X_{a(t_1)}}{X_{a(0)}} \right) \right) \right] + D} \quad (28)$$

Dengan,

$$D = (P - K_p)(QX_s + Q_{us}(X_a - X_s))(t_0 - t_1)$$

Perbedaan antara Persamaan Hinshelwood dan Jerusalemki terlihat pada nilai K_e . Nilai K_e dengan Persamaan Hinshelwood pada HRT 6, 8, dan 12 jam berturut-turut sebesar 0,808; 1,960; dan 3,435/hari. Hal ini membuktikan bahwa semakin tinggi nilai HRT pada Persamaan Hinshelwood, maka nilai K_e semakin tinggi. Namun, pada Persamaan Jerusalemki, nilai nilai K_e cenderung konstan pada HRT 6, 8, dan 12 jam berturut-turut sebesar 0,795; 0,896; dan 0,840/hari (Tabel 3). Perolehan nilai μ_{max} dan K_s tidak jauh berbeda antara Persamaan Hinshelwood dan Jerusalemki. Nilai Y dari Persamaan Hinshelwood pada HRT 12 jam berbeda cukup signifikan dibandingkan HRT 6 dan 8 jam. Hal ini disebabkan kenaikan nilai K_e dengan nilai μ_{max} yang tinggi akan meningkatkan nilai Y .

4.3. Verifikasi Model Biokinetika dan Uji Statistik

Konsentrasi substrat efluen (S_s') dapat diprediksi berdasarkan hasil estimasi koefisien biokinetika untuk model Monod, Contois, Sokol-Howell untuk non-inhibitor dan Model Hinshelwood dan Jerusalemki untuk inhibitor NO_2 . Berdasarkan

hasil substitusi antara Persamaan (5)-(9) dan Persamaan (18), konsentrasi S_s' dapat diperoleh melalui Persamaan (24)-(28) pada Tabel 4. Hasil data S_s dan S_s' dibandingkan untuk mendapatkan kesesuaian model terpilih berdasarkan uji statistik. Melalui uji- t , t -kalkulasi untuk seluruh model biokinetika lebih rendah dibandingkan t -kritis ($=2,16$) (Tabel 5). Dengan demikian, hipotesis nol (H_0) tidak ditolak sehingga konsentrasi S_s dan S_s' pada seluruh model mempunyai tren kemiripan yang sama dan dapat digunakan. Namun demikian, tingkat akurasi model biokinetika dapat ditentukan melalui analisis R , B_f , A_f , AIC, dan BIC.

Nilai uji statistik non-inhibitor terbaik untuk HRT 6 jam ($R = 0,914$; $B_f = 0,96$; $A_f = 1,04$; AIC = 146,6; dan BIC = 152,27), HRT 8 jam ($R = 0,942$; $B_f = 0,95$; $A_f = 1,05$; AIC = 126,49; dan BIC = 132,16) adalah model Persamaan Sokol-Howell, sedangkan HRT 12 jam ($R = 0,927$; $B_f = 0,94$; $A_f = 1,06$; AIC = 112,3; dan BIC = 117,97) adalah Persamaan Monod (Tabel 5). Selain itu, nilai uji statistik inhibitor NO_2 terbaik untuk HRT 6 jam ($R = 0,879$; $B_f = 1,2$; $A_f = 1,2$; AIC = 229,97; dan BIC = 235,63) adalah model

Persamaan Jerusalemiski, HRT 8 jam ($R = 0,934$; $B_f = 1,11$; $A_f = 1,11$; $AIC = 166,38$; dan $BIC = 172,05$) dan sedangkan HRT 12 jam ($R = 0,99$; $B_f = 1,13$; $A_f = 1,13$; $AIC = 92,97$; dan $BIC = 103,63$) adalah model Persamaan Hinshelwood (Tabel 5). Dari hasil tersebut, pemilihan model terbaik dilakukan berdasarkan nilai R , B_f , dan A_f mendekati nilai satu, serta nilai AIC dan BIC terkecil. Estimasi data kualitas air S_s' diplotkan berdasarkan konsentrasi biomassa dan nilai parameter biokinetika terpilih pada waktu operasi selama 55 hari (Gambar 3). Pada Gambar 3, nilai S_s dan S_s' menunjukkan tren yang tidak terlalu jauh berbeda pada kondisi tidak tunak. Nilai konsentrasi S_s' akan tampak berbeda antara model inhibitor dan non-inhibitor apabila setiap nilai parameter biokinetika disimulasikan berdasarkan variasi nilai estimasi.

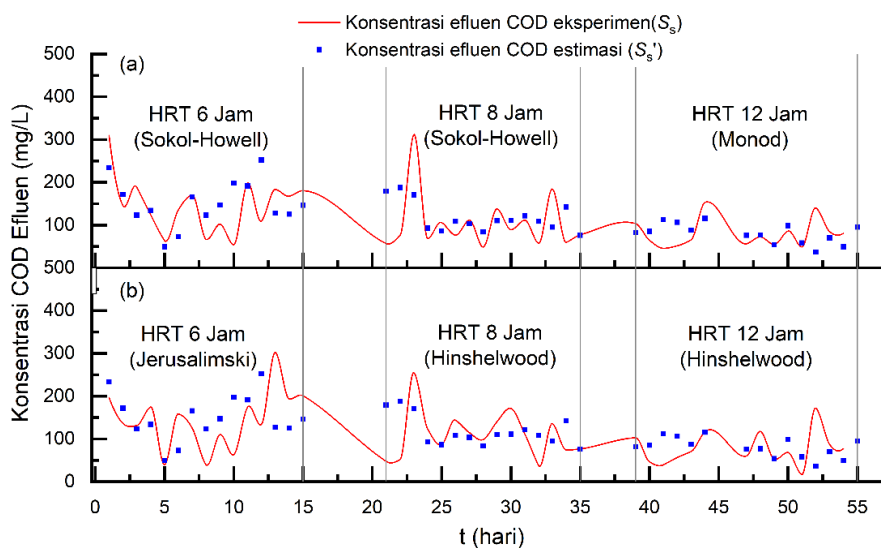
4.4. Pengaruh parameter biokinetika terhadap S_s'

Nilai μ_{max} dan K_s dapat memengaruhi konsentrasi substrat efluen di dalam unit pengolahan

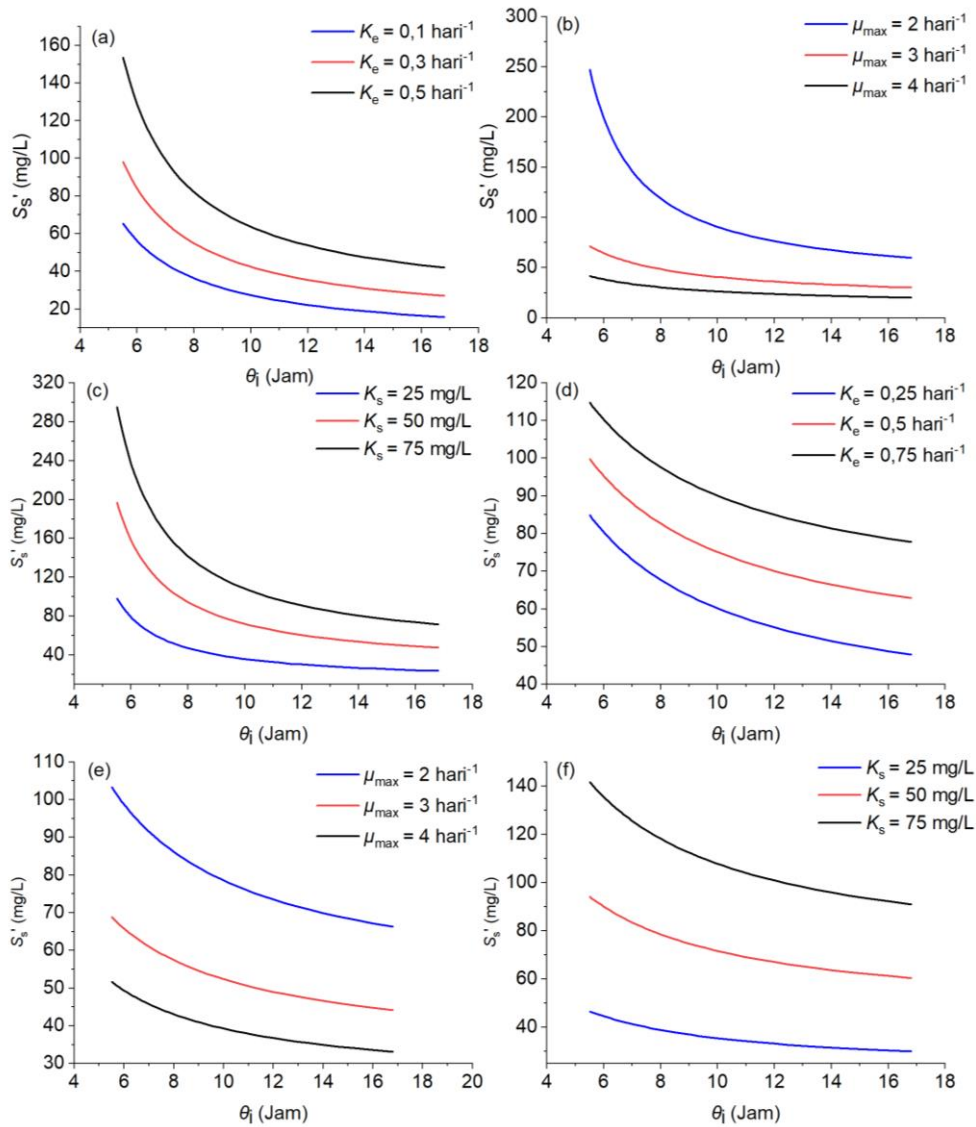
lumpur aktif. Apabila konsentrasi S_s jauh lebih kecil dibandingkan S_i , nilai μ_{max} dan K_s tidak memengaruhi konsentrasi biomassa, produksi lumpur, dan konsumsi oksigen. Gambar 4(b) dan 4(e) menunjukkan hubungan μ_{max} dan HRT berdasarkan pengaruh non-inhibitor dan inhibitor. Semakin besar μ_{max} , semakin kecil estimasi konsentrasi S_s . Dengan memperpanjang waktu detensi (θ), konsentrasi S_s akan menurun karena waktu kontak antara mikroorganisme dan substrat semakin panjang untuk meningkat proses biodegradasi kontaminan di dalam air limbah. Dengan hadirnya inhibitor NO_2 (Gambar 4(b)), maka proses biodegradasi menjadi jauh lebih lambat dibandingkan dengan tanpa kehadiran inhibitor. Substansi inhibitor akan mengikat proses aktif enzimatik dan menekan aktivitas katalik di dalam mikroorganisme (Aspelin dan Ekholm, 2017).

Tabel 5 Nilai analisis statistik parameter biokinetika

Persamaan	HRT (jam)	R	B_f	A_f	AIC	BIC	t -kritis	t -kalkulasi
<i>Non-inhibitor</i>								
Monod	6	0,918	0,94	1,06	196,09	201,75	2,16	0,15
	8	0,849	0,87	1,15	182,75	188,41		0,6
	12	0,927	0,94	1,06	112,3	117,97		0,2
Contois	6	0,910	0,91	1,10	210,76	216,42	2,16	0,19
	8	0,901	0,84	1,19	174,29	179,96		0,33
	12	0,882	0,82	1,22	120,52	126,18		0,4
Sokol-Howell	6	0,914	0,96	1,04	146,6	152,27	2,16	0,18
	8	0,942	0,95	1,05	126,49	132,16		0,09
	12	0,917	0,94	1,06	152,55	158,21		0,06
<i>Inhibitor</i>								
Hinshelwood	6	0,874	1,18	1,18	231,25	236,91	2,16	1,23
	8	0,934	1,11	1,11	166,38	172,05		0,63
	12	0,990	1,13	1,13	97,97	103,63		0,75
Jerusalimski	6	0,879	1,20	1,20	229,97	235,63	2,16	1,16
	8	0,818	1,05	1,05	201,82	207,48		0,45
	12	0,918	1,14	1,14	123,49	129,15		0,84



Gambar 3 Nilai S_s dan S_s' berdasarkan model biokinetika terpilih untuk (a) non-inhibitor dan (b) inhibitor



Gambar 4 Efek (a) K_e non-inhibitor; (b) μ_{max} non-inhibitor; (c) K_s non-inhibitor; (d) K_e inhibitor; (e) μ_{max} inhibitor; (f) K_s inhibitor terhadap konsentrasi S_s' akibat perubahan θ_t

Gambar 4(a) dan 4(d) menunjukkan hubungan K_e dan HRT berdasarkan pengaruh non-inhibitor dan inhibitor. Peningkatan nilai K_e mengakibatkan peningkatan konsentrasi bahan organik (S_s) dan nutrisi di dalam proses lumpur aktif. Nilai K_e merepresentasikan kehilangan sebagian atau keseluruhan biomassa tanpa ada aktivitas utilisasi substrat (Semblante *et al.*, 2014). Konsentrasi S_s akan meningkat seiring dengan efek inhibitor NO_2 melebihi non-inhibitor (Gambar 4(d)). Akumulasi NO_2 tidak ideal di dalam sistem biologis air limbah karena memerlukan oksigen tambahan untuk mereduksi kontaminan, terutama nitrogen sehingga menyebabkan nilai K_e meningkat dan μ_{max} menurun (Ge *et al.*, 2012).

Ketersediaan substrat yang tinggi mudah terdegradasi) menunjukkan nilai kinetika pertumbuhan tidak bergantung pada konsentrasi S_i tetapi ditentukan oleh laju pertumbuhan spesifik maksimum (μ_{max}). Sebaliknya, pada ketersediaan substrat yang rendah, kinetika pertumbuhan menjadi

substrat terbatas dan disebut "konstanta setengah saturasi" atau "konstanta afinitas" (K_s), konsentrasi substrat ketika laju pertumbuhan (μ) sesuai dengan setengah laju pertumbuhan maksimum (μ_{max}) (Arnaldos *et al.*, 2015). Dengan demikian, mikroorganisme dengan nilai afinitas tertinggi (K_s rendah) pada Gambar 4(c) dan 4(f) menunjukkan tingkat μ_{max} yang lebih tinggi pada ketersediaan substrat yang rendah (Gambar 4(b) dan 4(e)). Kehadiran inhibitor NO_2 menyebabkan K_s meningkat dan nilai afinitas menurun dalam mengikat substrat sehingga μ_{max} menurun dan konsentrasi S_s meningkat.

5. Kesimpulan

Efisiensi penyisihan COD sebagai basis kinerja unit pengolahan lumpur aktif air limbah kertas pada HRT 6, 8, dan 12 jam berturut-turut sebesar 56,64%, 64,92%, dan 70,80%. Hal tersebut membuktikan bahwa peningkatan HRT semakin besar efisiensi penyisihan. Pemilihan variabel biokinetika diperoleh

berdasarkan jenis model persamaan pertumbuhan mikroorganisme dan analisis statistik berdasarkan hasil validasi dengan data penelitian. Model Sokol-Howell lebih cocok digunakan untuk kondisi tidak tunak tanpa inhibitor pada HRT 6 dan 8 jam, sedangkan Model Monod pada HRT 12 jam. Selain itu, Model Jerusalemki lebih cocok digunakan untuk kondisi tidak tunak dengan inhibitor NO₂ pada HRT 6 jam, sedangkan Model Hinshelwood pada HRT 8 dan 12 jam. Pengaruh parameter biokinetika μ_{\max} berbanding terbalik dengan nilai K_s . semakin besar nilai μ_{\max} maka semakin kecil S_a' sebaliknya semakin besar nilai K_s maka semakin besar nilai S_a' yang didapatkan. Selain itu, kehadiran inhibitor NO₂ menyebabkan proses biodegradasi menjadi jauh lebih lambat dibandingkan tanpa kehadiran inhibitor karena membutuhkan ketersediaan oksigen tambahan serta penurunan nilai afinitas di dalam mengikat substrat.

DAFTAR NOTASI

θ_i = Waktu detensi/*Hydraulic Retention Time* (HRT) (jam)
 θ_c = Umur lumpur/*Solid Retention Time* (SRT) (hari)
 V = Volume reaktor (L)
 Q = Laju aliran (L/jam) = $Q_i \approx Q_a$
 Q_i = Laju aliran influen (L/jam)
 Q_a = Laju aliran pada unit aerasi (L/jam)
 Q_s = Laju aliran pada efluen sedimentasi (L/jam) = $Q - Q_{us}$
 Q_{us} = Laju aliran bawah (*underflow*) (L/jam)
 Q_w = Debit kelebihan lumpur (L/jam)
 Q_r = Debit resirkulasi (L/jam)
 X_i = Konsentrasi MLVSS pada influen aerasi (mg/L)
 X_a = Konsentrasi MLVSS pada unit aerasi (mg/L) $\approx X_{us}$
 X_s = Konsentrasi MLVSS pada efluen sedimentasi (mg/L)
 X_{us} = Konsentrasi MLVSS pada aliran kelebihan lumpur (mg/L)
 S_i = Konsentrasi COD pada influen lumpur aktif (mg/L)
 S_a = Konsentrasi COD pada unit aerasi (mg/L) $\approx S_s$
 $S_{a(1)}$ = Konsentrasi COD pada unit aerasi pada hari n (mg/L)
 $S_{a(0)}$ = Konsentrasi COD pada unit aerasi pada hari $n-1$ (mg/L)
 S_s = Konsentrasi COD pada efluen sedimentasi (mg/L)
 S_s' = Konsentrasi COD prediksi pada efluen sedimentasi (mg/L)
 μ = Laju pertumbuhan spesifik mikroorganisme (hari⁻¹)
 μ_{\max} = Laju pertumbuhan spesifik mikroorganisme (hari⁻¹)
 K_e = Laju kematian mikroorganisme (hari⁻¹)
 Y = Nilai produksi sintesis sel (mgMLVSS/mgCOD)

P = Konsentrasi inhibitor (mg/L)
 P_m = Konsentrasi maksimum inhibitor (mg/L)
 K_p = Konstanta inhibitor produk (mg/L)
 t_1 = Waktu operasi pada hari n (hari)
 t_0 = Waktu operasi pada hari $n-1$ (hari)

DAFTAR PUSTAKA

- Abunde, N.F., Asiedu, N., & Addo, A. 2017. Dynamics of inhibition patterns during fermentation processes-Zea Mays and Sorghum Bicolor case study. *Int. J. Ind. Chem.* 8(1):91-99.doi:10.1007/s40090-016-0105-9.
- Ardian, S., Ahmad, A., & Herman, S., Program M Teknik S, Jurusan D, Kimia T, Bioproses LT, Teknik F, Riau U. 2015. Pengaruh Waktu Tinggal Hidrolik Terhadap Penyisihan Padatan Pada Pengolahan Sludge Ipal Pulp and Paper. *J. Online Mhs. FakutlasTeknik.* 2(2):1-9.
- Arnaldos, M., Amerlinck, Y., Rehman, U., Maere, T., Van Hoey, S., Naessens, W., & Nopens, I. 2015. From the affinity constant to the half-saturation index: Understanding conventional modeling concepts in novel wastewater treatment processes. *Water Res.* 70:458-470.doi:10.1016/j.watres.2014.11.046.
- Aspelin, V., & Ekholm, J. 2017. Inhibition of Nitrification in Industrial Wastewater - Identification of Sources. Lund University.
- Budiyono. 2001. Simulasi dan Pemodelan Proses Lumpur Aktif Tanpa Resirkulasi pada Keadaan Transien. *J. Reakt.* 5(1):35-40.
- Budiyono. 2001. Simulasi dan Pemodelan Proses Lumpur Aktif Tanpa Resirkulasi pada Keadaan Transien. *J. Reakt.* 5(1):35-40.
- Ge, S., Peng, Y., Wang, S., Lu, C., Cao, X., & Zhu, Y. 2012. Nitrite accumulation under constant temperature in anoxic denitrification process: The effects of carbon sources and COD/NO₃-N. *Bioresour. Technol.* 114:137-143. doi:10.1016/j.biortech. 2012.03.016.
- Giraldo-Gomez, E. 1991. Kinetics of anaerobic treatment: A critical review. *Crit. Rev. Environ. Control.* 21(5-6) :411-490.doi :10.1080/10643389109388424.
- Glass, C., Silverstein J., & Oh, J. 1997. Inhibition of denitrification in activated sludge by nitrite. *Water Environ. Res.* 69(6): 1086-1093.doi:10.2175 /106143097x125803.
- Hreiz, R., Latifi, M. A., & Roche, N. 2015. Optimal design and operation of activated sludge processes: State-of-the-art. *Chem. Eng. J.* 281: 900-920.doi: 10.1016/j.cej.2015.06.125.
- Kurniawan, A., Kwon, S. Y., Shin, J. H., Hur, J., & Cho, J. 2016. Acid fermentation process combined with post denitrification for the treatment of primary sludge and wastewater with high strength nitrate. *Water (Switzerland).* 8(4).doi:10.3390/w8040117.

- Kurniawan, A., Wirasembada, Y. C., Park, K. Y., Kim, Y. M., Hur, J., & Cho, J. 2018. Estimation of biokinetic parameters in the acid fermentation of primary sludge using an anaerobic baffled reactor. *Environ. Sci. Water Res. Technol.* 4(12) : 1997–2011. doi:10.1039/c8ew00566d.
- Lan, H., Zhang, H., Qiao, H., Guo, C., Lv, Y., & Zhang, H. 2019. Environmental impact Effects of temperature on white water treatment by the dominant bacteria. *Nord. Pulp Pap. Res. J.* 34(1):133–137.
- Liu, G., & Wang, J. 2015. Modeling effects of DO and SRT on activated sludge decay and production. *Water Res.* 80(October): 169–178. doi:10.1016/j.watres.2015.04.042.
- Metcalf, E, Tchobanoglous G. 2013. *Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery.*
- Ni, B. J., & Yu, H. Q. 2012. Microbial products of activated sludge in biological wastewater treatment systems: A critical review. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 42(2): 187–223. doi:10.1080/10643389.2010.507696.
- Nogaj, T., Randall, A., Jimenez, J., Takacs, I., Bott, C., Miller, M., Murthy, S., & Wett, B. 2015. Modeling of organic substrate transformation in the high-rate activated sludge process. *Water Sci. Technol.* 71(7):971–979. doi:10.2166/wst.2015.051.
- Onysko, K. A. 1999. Unsteady-state behaviour of an immobilized-cell fluidized-bed bioreactor for phenol biodegradation. *Univeristy of Waterloo.*
- Pittoors, E., Guo, Y., & Van Hulle, S. W. H. 2014. Modeling Dissolved Oxygen Concentration for Optimizing Aeration Systems and Reducing Oxygen Consumption in Activated Sludge Processes: A Review. *Chem. Eng. Commun.* 201(8):983–1002. doi:10.1080/00986445.2014.883974.
- Reynolds, T., & Richard, P. 1996. *Unit Operations and Processes in Environmental Engineering.*
- Rizaluddin, A., & Purwati, S. 2016. Potensi Selulase Dan Pengaruh Laju Pembebanan Pada Efektivitas Pengolahan Air Limbah Kertas Proses Lumpur Aktif. *J. selulosa.* 6(2):83–94.
- Ruffino, B., Cerutti, A., Campo, G., Scibilia, G., Lorenzi, E., & Zanetti, M. 2019. Improvement of energy recovery from the digestion of waste activated sludge (WAS) through intermediate treatments: The effect of the hydraulic retention time (HRT) of the first-stage digestion. *Appl. Energy.* 240(February):191–204. doi:10.1016/j.apenergy.2019.02.061.
- Safitri, W. R. 2016. Analisis korelasi pearson dalam menentukan hubungan antara kejadian demam berdarah dengue dengan kepadatan penduduk di kota surabaya pada tahun 2012 - 2014. *J. Ilmu Kesehat. Masy. Univ. Airlangga.* 2(2):21–29.
- Said, N. I., & Utomo, K. 2018. Pengolahan Air Limbah Domestik Dengan Proses Lumpur Aktif Yang Diisi Dengan Media Bioball. *J. Air Indones.* 3(2):160–174. doi:10.29122/jai.v3i2.2337.
- Sari, F. R., Annissa, R., & Tuhuloula, A. 2013. Perbandingan Limbah Dan Lumpur Aktif Terhadap Pengaruh Sistem Aerasi Pada Pengolahan Limbah Cpo. *Konversi.* 2(1):39.