

Estimasi Kualitas Efluen Air Lindi Unit Stabilisasi Berdasarkan Parameter Biokinetika pada Sistem Konfigurasi Kontak Stabilisasi

Oktavian Wahyu Pratama Ajie¹, Owen Jacob Notonugroho¹, Fatihaturrizky Amelia¹, Ariani Dwi Astuti², Allen Kurniawan^{1*}

¹Departemen 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

²Program Studi Teknik Lingkungan, Fakultas Arsitektur Lanskap dan Teknologi Lingkungan, Universitas Trisakti, Jl. Kyai Tapa No. 1, Grogol, Jakarta, 11440.

ABSTRAK

Pengolahan air lindi dibutuhkan untuk mereduksi kontaminan material organik, anorganik, dan mikroorganisme patogen. Pengolahan air lindi secara biologis melalui unit kontak stabilisasi adalah unit yang sangat efektif dipilih terkait kinerja dan faktor nilai ekonomi untuk menyisihkan kandungan polutan organik air lindi. Akan tetapi, kinerja dan pemodelan proses stabilisasi pada unit ini belum dianalisis secara detail untuk implementasi skala lapangan. Penelitian ini bertujuan untuk mengevaluasi kinerja proses stabilisasi berdasarkan variasi waktu detensi (HRT), mengestimasi nilai parameter biokinetika terbaik, dan memprediksi konsentrasi substrat efluen hasil pemodelan. Penelitian ini dilakukan pada skala laboratorium menggunakan tiga variasi HRT, sebesar 4, 5, dan 6 jam dan disimulasikan di dalam model pertumbuhan mikroorganisme Monod, Contois, Blackman, dan Chen-Hashimoto pada kondisi aliran tidak tunak. Penyisihan kontaminan terbaik pada unit stabilisasi berdasarkan hasil analisis kinerja sebesar 82% nitrit, 42% amonia, dan 38% chemical oxygen demand (COD) diperoleh dari HRT 6 jam. Parameter biokinetika terbaik berdasarkan analisis numerik dan uji validasi untuk nilai K_e , Y , μ_{max} , dan K_s dihasilkan berturut-turut sebesar 2,05 hari⁻¹; 32,88 mgMLVSS/mgCOD; 0,57 hari⁻¹; dan 24,38 mg/L dari model Monod. Konsentrasi efluen COD rata-rata dari model Monod diestimasi sebesar 206,28 ± 27,39 mg/L untuk HRT 4 jam; 159,25 ± 72,06 mg/L untuk HRT 5 jam; serta 126,32 ± 38,44 mg/L untuk HRT 6 jam. Nilai parameter biokinetika tersebut dapat diimplementasikan untuk perencanaan unit stabilisasi pada konfigurasi kontak stabilisasi air lindi skala lapangan.

Kata kunci: air lindi, biokinetika, kontak stabilisasi, model pertumbuhan mikroorganisme, waktu detensi.

ABSTRACT

Leachate treatment is treated to reduce organic, inorganic material contaminants and pathogenic microorganisms. Biological treatment using contact stabilization is a highly effective unit selected in terms of performance and economic factors to utilize the organic pollutant content of leachate. However, the performance and modeling of stabilization process in this unit have not been analyzed in detail in a field-scale implementation. This study aims to evaluate the performance of the stabilization process based on hydraulic retention time (HRT) variations, estimate the best biokinetic parameter values, and predict effluent substrate concentrations resulting from the model selected. This study was conducted on a laboratory scale using three HRT variations of HRT of 4, 5, and 6 hours and simulated in the microbial growth modeling of Monod, Contois, Blackman, and Chen-Hashimoto under unsteady state. Based on the performance analysis, the high contaminant removal in the stabilization unit was 82% nitrite, 42% ammonia, and 38% chemical oxygen demand (COD) obtained from HRT 6 hours. The best biokinetic parameters based on numerical analysis and validation tests for the values of K_e , Y , μ_{max} , and K_s were 0.07 day⁻¹; 11.55 mgMLVSS/mgCOD; 1.88 day⁻¹; and 20 mg/L, respectively, from the Monod model. The average COD effluent concentration from the Monod model was estimated in the range of 206.28 ± 27.39 mg/L for HRT 4 hours, 159.25 ± 72.06 mg/L for HRT 5 hours, and 126.32 ± 38.44 mg/L for HRT 6 hours. The values of biokinetic parameters selected can be implemented for stabilization unit planning in the contact stabilization configuration on a field scale of leachate treatment.

Keywords: biokinetics, contact stabilization, hydraulic retention time, leachate, microbial growth modeling.

Citation: Ajie, O.W.P., Notonugroho, O.W., Amelia, F., Astuti, A.D., dan Kurniawan, A. (2024). Estimasi Kualitas Efluen Air Lindi Unit Kontak Stabilisasi Berdasarkan Parameter Biokinetika Proses Stabilisasi. Jurnal Ilmu Lingkungan, 22(2), 528-542, doi:10.14710/jil.22.2.528-542

1. Latar Belakang

Persoalan timbulan sampah tidak hanya menghasilkan tumpukan limbah padat, tetapi juga limbah cair berupa air lindi (Costa et al., 2019). Menurut Peraturan Menteri Lingkungan Hidup dan Kehutanan Republik Indonesia Nomor P.59/MENLHK/SETJEN/KUM.1/7/2016 tentang Baku Mutu Air Lindi Bagi Usaha dan/atau Kegiatan Tempat Pemrosesan Akhir Sampah, air lindi timbul akibat masuknya air dari lingkungan eksternal ke dalam timbunan sampah sehingga melarutkan dan membilas materi-materi organik dari hasil proses dekomposisi secara biologis. Produksi dan komposisi air lindi dipengaruhi oleh faktor lingkungan, reaksi kimia, pola aliran air, dan aktivitas biologis selama proses degradasi limbah padat. Air lindi bersifat toksik karena mengandung material organik, anorganik, dan mikroorganisme patogen. Umumnya, kandungan polutan air lindi teridentifikasi melalui parameter *biochemical oxygen demand* (BOD_5), *chemical oxygen demand* (COD), *total suspended solid* (TSS), amonia, fosfor, dan logam berat (Catruwati et al., 2016). Pencemaran tanah dan air tanah berpotensi terjadi apabila kandungan tersebut dibiarkan meresap ke dalam tanah tanpa melalui proses pengolahan (Bafdal et al., 2014).

Penanganan air lindi dapat dilakukan melalui berbagai metode, antara lain proses fisik, kimia, dan biologis (Chou et al., 2013). Proses fisik-kimia (*physico-chemical*) memiliki tingkat efisiensi penyisihan yang tinggi, tetapi memerlukan energi dan kuantitas kebutuhan bahan kimia yang besar. Proses ini tidak ekonomis di dalam sistem operasi apabila diaplikasikan pada kegiatan non-komersial. Pengolahan biologis lebih tepat diterapkan dalam penanganan air lindi untuk mereduksi penggunaan bahan kimia dan kebutuhan energi (Yani & Ratnasari, 2019). Prinsip mekanisme pengolahan biologis dilakukan melalui pemanfaatan mikroorganisme sebagai agen pengurai (dekomposisi) senyawa polutan organik kompleks menjadi senyawa yang lebih sederhana dan mudah terurai di lingkungan. Berdasarkan media pertumbuhan mikroorganisme, pengolahan biologis dibedakan menjadi dua tipe, yaitu melalui media pelekat (*attached growth*), dan tanpa media pelekat atau dalam media tersuspensi (*suspended growth*) (Said & Utomo, 2011).

Lumpur aktif merupakan salah satu proses pengolahan biologis *suspended growth*. Rangkaian prosesnya terdiri atas proses aerasi dan sedimentasi (Hreiz et al., 2015). Seiring perkembangan kompleksitas karakteristik air lindi, proses lumpur aktif mengalami beberapa alternatif modifikasi untuk meningkatkan optimasi proses pengolahan. Kontak stabilisasi merupakan modifikasi dari proses pengolahan biologis konvensional lumpur aktif. Perbedaan kedua unit tersebut terletak pada penambahan unit stabilisasi untuk menjaga ketersediaan jumlah biomassa pada saat terjadi kenaikan beban polutan (Anggraeni et al., 2014). Rangkaian unit kontak stabilisasi diawali melalui

proses pencampuran influen air lindi sebagai substrat dengan mikroorganisme dalam bentuk biomassa pada unit kontak secara aerobik. Selanjutnya, biomassa dialirkan menuju unit sedimentasi (*clarifier*) sebagai unit separasi fase cair dan padatan biomassa. Fase cairan (*supernatant*) dialirkan menuju efluen unit sedimentasi. Sementara itu, fase padatan berupa lumpur dialirkan menuju unit stabilisasi sebagai aliran bawah (*underflow*). Pada unit stabilisasi, mikroorganisme pengurai dikondisikan terus kekurangan substrat sehingga dapat dioptimalkan untuk mendegradasi substrat air lindi ketika dialirkan kembali menuju unit kontak (Dai et al., 2018).

Penelitian mengenai kinerja proses pengolahan biologis kontak stabilisasi secara keseluruhan telah banyak dilakukan, tetapi masih belum ada analisis yang difokuskan hanya pada unit stabilisasi. Faktanya, kondisi yang terjadi pada unit kontak dan unit stabilisasi sangatlah berbeda. Aliran influen air lindi pada unit kontak membawa kandungan kaya akan substrat yang diperlukan mikroorganisme, tetapi kandungan substrat pada influen unit stabilisasi telah berkurang akibat proses dekomposisi biologis (Rahman et al., 2016). Selain itu, pertumbuhan mikroorganisme yang tidak stabil berpengaruh terhadap laju proses degradasi substrat. Laju pertumbuhan mikroorganisme yang rendah akan menurunkan kinerja unit pengolahan biologis (C. Zhang et al., 2014). Kondisi tersebut merupakan permasalahan umum pengolahan biologis. Untuk mengatasi hal tersebut, suatu pemodelan matematis diperlukan guna mengetahui kecenderungan pertumbuhan mikroorganisme terhadap kemampuan degradasi substrat (Khan et al., 2019). Model matematis dilakukan untuk mengetahui proses internal pengolahan dan optimasi desain, serta memprediksi kinerja proses pada setiap perubahan variabel operasional dan desain (Aragones et al., 2020).

Kinerja unit stabilisasi dapat ditinjau melalui pendekatan matematis berdasarkan estimasi variabel biokinetika. Analisis biokinetika merupakan salah satu pengembangan metode untuk memberikan gambaran dan prediksi kinerja proses, operasi, desain, dan kontrol pada sistem pengolahan air limbah biologis. Estimasi parameter biokinetika diharapkan mampu memberikan nilai yang akurat dan andal sebagai pertimbangan dalam mendesain sistem pengolahan biologis skala lapangan (Zhou et al., 2012). Parameter biokinetika pada unit stabilisasi pada sistem konfigurasi kontak stabilisasi meliputi laju pertumbuhan spesifik maksimum mikroorganisme (μ_{max}), konsentrasi saturasi setengah jenuh (K_s), laju kematian mikroorganisme (K_e), serta koefisien produksi sintesis sel/*yield coefficient* (Y). Nilai parameter biokinetika ini diestimasi pada kondisi aliran tidak tunak (*unsteady state*) melalui pendekatan numerik karena hampir sebagian besar proses biologis dijalankan pada kondisi aliran dan pembebanan organik yang

berfluktuasi. Skala laboratorium digunakan di dalam mengoperasikan proses pengolahan air lindi melalui proses kontak stabilisasi berdasarkan variasi waktu detensi (*hydraulic retention time/HRT*). HRT dipengaruhi oleh debit aliran dan volume unit. Atas dasar deskripsi tersebut, penelitian ini bertujuan untuk: (a) mengevaluasi kinerja unit stabilisasi pada konfigurasi kontak stabilisasi untuk pengolahan air lindi berdasarkan variasi HRT; (b) menentukan estimasi nilai parameter biokinetika melalui beberapa persamaan model pertumbuhan mikroorganisme; serta (c) memberikan prediksi estimasi konsentrasi substrat efluen unit stabilisasi berdasarkan parameter biokinetika terpilih

Penelitian ini memiliki batasan pada penggunaan parameter COD sebagai substrat tanpa ada spesifikasi kandungan materi organik yang terkandung di dalam air lindi. Selain itu, parameter biokinetika tidak dipengaruhi oleh adanya inhibitor ataupun faktor lingkungan, seperti pH dan temperatur. Pendekatan tersebut dilakukan untuk memahami karakteristik dasar dari pertumbuhan mikroorganisme pada unit stabilisasi saat melakukan proses biodegradasi air lindi. Pemodelan sederhana penting dilakukan untuk dapat memahami laju pertumbuhan mikroorganisme, laju penguraian substrat, dan hubungan antara konsentrasi substrat dan pertumbuhan mikroorganisme sebelum memasukkan variabel kompleks seperti pengaruh inhibitor atau faktor lingkungan.

2. Metodologi

2.1. Alat dan Bahan

Alat operasional di dalam penelitian ini berupa unit reaktor kontak stabilisasi skala laboratorium dengan sistem konfigurasi tiga unit, yaitu kontak, stabilisasi, dan sedimentasi (Gambar 1). Kapasitas unit kontak dan stabilisasi masing-masing ditentukan sebesar 14 L dan unit sedimentasi sebesar 14,8 L. Volume operasional disesuaikan dengan variasi HRT. Reaktor tersebut dioperasikan dalam kondisi tidak tunak (*unsteady state*) untuk mengolah sampel air lindi dari tempat pemrosesan akhir (TPA) Galuga, Kecamatan Cibungbulang, Kabupaten Bogor, Jawa Barat. Mikroorganisme berupa biomassa berasal dari lumpur hasil pengolahan air lindi di instalasi pengolahan air sampah (IPAS) TPA Bantar Gebang, Bekasi.

Alat dan bahan kimia pengujian kualitas air disesuaikan dengan standar pengukuran COD berdasarkan SNI 6989.2:2009 tentang Metode Pengujian Kebutuhan Oksigen Kimiawi (COD) dengan Refluks Tertutup Secara Spektrofotometri, nitrit (NO_2) berdasarkan SNI 06-6989.9-2004 tentang Cara Uji Nitrit tentang Secara Spektrofotometri, serta amonia (NH_3) berdasarkan SNI 06-6989.30-2005 Tentang Cara Uji Kadar Amonia dengan Spektrofotometer Secara Fenat. Selain itu, kualitas biomassa diukur melalui parameter *mixed liquor volatile suspended solid* (MLVSS) berdasarkan metode

gravimetri melalui pemanasan di oven dan *furnace* pada temperatur berturut-turut sebesar 105 °C dan 550 °C. Standar metode gravimetri tersebut berdasarkan SNI 06-6989.3-2005, tentang Cara Uji Kadar Padatan Total Secara Gravimetri.

2.2. Prosedur Simulasi Pengolahan

Sampel air lindi dan biomassa diambil dari TPA sesuai dengan standar SNI 6989.59:2008 tentang Metode Pengambilan Contoh Air Limbah. Sampel tersebut ditempatkan di dalam reaktor dengan volume dipertahankan berdasarkan HRT unit kontak dan sedimentasi berturut-turut sebesar 2 jam dan 4 jam, sedangkan HRT unit stabilisasi divariasikan sebesar 4, 5, dan 6 jam. Untuk mempertahankan nilai HRT tersebut, debit aliran dan volume air lindi diatur berdasarkan kesetimbangan debit aliran influen dan efluen dari setiap unit (Gambar 1). Penyesuaian debit aliran influen (Q_{st}), volume unit stabilisasi (V_{st}) dan HRT (t_d) membentuk hubungan dalam Persamaan (1).

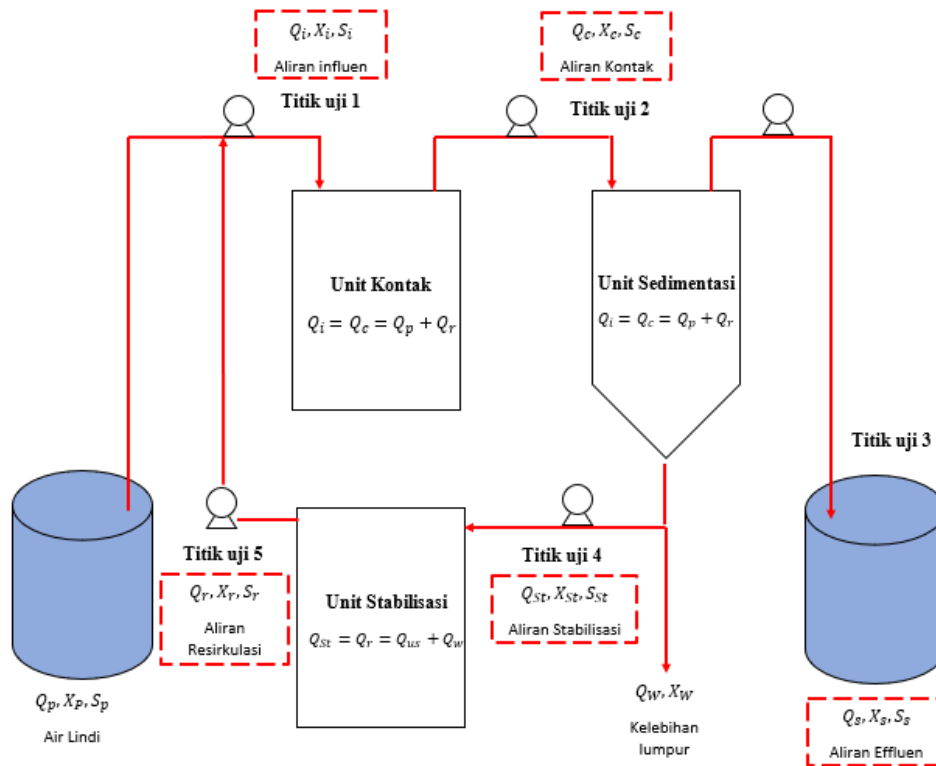
$$Q_{st} = \frac{V_{st}}{t_d} \quad (1)$$

Persamaan (2) - (4) menjelaskan hubungan sistem aliran dari lima titik uji, yaitu influen unit kontak, efluen unit kontak/influen unit sedimentasi, efluen unit sedimentasi, aliran bawah sedimentasi/influen unit stabilisasi, dan resirkulasi/efluen unit stabilisasi. Berdasarkan Persamaan (2), debit unit kontak diperoleh melalui akumulasi debit influen dan debit resirkulasi. Kesetimbangan debit pada unit sedimentasi diperoleh melalui selisih aliran efluen unit kontak terhadap aliran efluen sedimentasi dan aliran bawah/influen stabilisasi (Persamaan (3)). Kesetimbangan debit unit stabilisasi diperoleh melalui akumulasi debit aliran bawah sedimentasi dan debit kelebihan lumpur yang masuk sebagai debit resirkulasi (Persamaan (4)). Tabel 1 memperlihatkan kapasitas dan debit aliran di influen dan efluen pada setiap unit di dalam sistem konfigurasi kontak stabilisasi. Debit unit kontak, sedimentasi, dan stabilisasi berdasarkan kesetimbangan debit diperoleh sebesar 80 L/hari, 80 L/hari, dan 40 L/hari (Tabel 1). Volume unit stabilisasi (V_{st}) pada HRT 4, 5, dan 6 jam diperoleh berturut-turut sebesar 6,7 L; 8,3 L; dan 10 L. Selain itu, volume unit kontak (V_k) dan sedimentasi (V_s) diperoleh berturut-turut sebesar 6,7 L dan 13,3 L.

$$Q_c = Q_i + Q_r \quad (2)$$

$$Q_c = Q_{us} + Q_s \quad (3)$$

$$Q_{st} = Q_r = Q_{us} + Q_w \quad (4)$$



Gambar 1. Keseimbangan debit dan titik uji pengolahan kontak stabilisasi air lindi

Tabel 1. Parameter operasional desain unit pengolahan biologis kontak stabilisasi

Parameter	Simbol	Nilai	Satuan
• Debit air limbah baku	Q_p	40	L/hari
• Debit influen unit kontak	Q_i	80	L/hari
• Debit efluen unit kontak/influen unit sedimentasi	Q_a	80	L/hari
• Debit efluen sedimentasi	Q_s	38	L/hari
• Debit aliran bawah sedimentasi/influen tangki kontak	Q_{us}	42	L/hari
• Rasio debit aliran resirkulasi	R	0,5	-
• Debit kelebihan lumpur	Q_w	2	L/hari
• Debit resirkulasi/efluen unit stabilisasi	Q_r	40	L/hari
• Debit aliran influen unit stabilisasi	Q_{st}	40	L/hari
• Volume unit kontak	V_k	6,7	L
• Volume unit sedimentasi	V_s	13,3	L
• Volume unit stabilisasi untuk HRT = 4 jam	V_{st}	6,7	L
• HRT = 5 jam		8,3	L
• HRT = 6 jam		10	L

Tabel 2. Model persamaan pertumbuhan mikroorganisme

Model persamaan	Bentuk persamaan	No. pers.	Sumber
Monod	$\mu = \mu_{max} \frac{S_r}{K_s + S_r}$	(2)	(Monod, 1942)
Contois	$\mu = \mu_{max} \frac{S_r}{K_s X_r + S_r}$	(3)	(Contois, 1959)
Blackman	$\mu = \mu_{max} \frac{S_r}{K_s}$	(4)	(Blackman, 1905)
Chen-Hashimoto	$\mu = \mu_{max} \frac{S_r}{K_s(S_{st} + S_r) + S_r}$	(5)	(Yang et al., 1982)

Nilai parameter biokinetika unit stabilisasi diestimasi berdasarkan perubahan substrat dan biomassa sesuai dengan sistem konfigurasi kontak stabilisasi. Persamaan (9) menunjukkan hubungan laju pertumbuhan (μ) dan laju kematian mikroorganisme (K_e) terhadap substrat (S_r) dan biomassa (X_r).

$$\frac{dX_r}{dt} = \mu \cdot X_r = Y \cdot \frac{dS_r}{dt} \quad (9)$$

Persamaan (9) dapat disederhanakan menjadi Persamaan (10) dan Persamaan (11) untuk memperoleh hubungan antara variabel μ dan X_r serta variabel μ , X_r , dan Y .

$$dX_r = \mu \cdot X_r \cdot dt \quad (10)$$

$$\mu \cdot X_r = Y \cdot \frac{dS_r}{dt} \quad (11)$$

2.3. Pemodelan Biokinetika dan Uji Validasi

Pemodelan biokinetika dilakukan pada kondisi tidak tunak tanpa pengaruh inhibitor melalui beberapa model persamaan pertumbuhan mikroorganisme, yaitu Monod, Contois, Blackman, dan Chen-Hashimoto (Tabel 2). Parameter biokinetika dari kesetimbangan substrat dan biomassa berupa variabel K_e , Y , μ_{max} , dan K_s . Parameter tersebut digunakan dalam mengestimasi konsentrasi COD efluen pada unit stabilisasi (S_r').

Laju konsentrasi substrat pada unit stabilisasi diperoleh berdasarkan hasil substitusi dari Persamaan (11) sehingga diperoleh:

$$dS_r = \frac{\mu \cdot X_r \cdot dt}{Y} \quad (12)$$

Serupa dengan Persamaan (9), laju kematian mikroorganisme diperoleh berdasarkan dinamika perubahan X_r pada unit stabilisasi (Persamaan (13)).

$$dX_r = K_e \cdot X_r \cdot dt \quad (13)$$

Melalui substitusi Persamaan (13), konsentrasi X_r diperoleh dari Persamaan (14). Dengan demikian, konsentrasi X_r dipengaruhi oleh nilai variabel μ (Persamaan (10)) dan K_e (Persamaan (14)) di dalam proses biodegradasi air lindi. Laju μ diharapkan memperoleh nilai yang lebih besar dibandingkan laju K_e untuk memperoleh penyisihan substrat optimum.

$$dX_r = K_e \cdot X_r \cdot dt \quad (14)$$

Pada sistem *continuous stirred tank reactor* (CSTR), aliran resirkulasi mempengaruhi proses pembentukan biomassa sehingga nilai *solid retention time* (SRT, θ_r) pada unit stabilisasi mengacu kepada persamaan berikut:

$$\theta_c = \frac{V_{st} \cdot X_r}{Q_w \cdot X_w + Q_s \cdot X_s} \quad (15)$$

Nilai biokinetika dipengaruhi oleh persamaan kesetimbangan biomassa dan substrat berdasarkan desain konfigurasi unit pengolahan terpilih. Akumulasi biomassa diperoleh melalui selisih laju pertumbuhan mikroorganisme dan aliran resirkulasi terhadap laju kematian mikroorganisme dan *output* untuk disederhanakan menjadi:

Akumulasi biomassa = laju pertumbuhan mikroorganisme - laju kematian mikroorganisme - *output* + resirkulasi

Secara matematis, pernyataan di atas dapat dimodifikasi menjadi:

$$dX_r \cdot V_r = \mu \cdot X_r \cdot V_{st} \cdot dt - K_e \cdot X_r \cdot V_{st} \cdot dt - Q_r \cdot X_r \cdot dt + Q_r \cdot X_r \cdot dt \quad (16)$$

Nilai laju μ pada Persamaan (17) merupakan penggabungan biomassa di unit stabilisasi pada Persamaan (16), hubungan μ dan X_r pada Persamaan (10), hubungan K_e dan X_r pada Persamaan (14), serta pengaruh dari nilai θ_r pada Persamaan (15). Pada kondisi tidak tunak, $\frac{dX_r}{dt} \neq 0$, laju μ dapat didefinisikan secara matematis sebagai berikut:

$$\mu = \frac{\ln\left(\frac{X_r(t)}{X_r(0)}\right)}{(t_1 - t_0)} + K_e - \frac{Q_{st} \cdot X_{st} - X_r \cdot V_{st}}{V_{st} \cdot X_r} \quad (17)$$

Substrat sebagai sumber karbon akan memengaruhi daur hidup mikroorganisme sehingga kesetimbangan substrat perlu dianalisis untuk mengetahui laju utilisasi di dalam menyisihkan kontaminan air lindi. Akumulasi substrat diperoleh melalui selisih substrat di influen dan efluen unit stabilisasi dan pengurangan substrat setelah diutilisasi oleh mikroorganisme sehingga dapat disederhanakan menjadi:

Akumulasi substrat = input - output - penurunan substrat

Secara matematis, pernyataan di atas dapat dinotasikan menjadi:

$$dS_r \cdot V_{st} = Q_{st} \cdot S_{st} \cdot dt - Q_r \cdot S_r \cdot dt - V_{st} \cdot dS_r \cdot dt \quad (18)$$

Laju μ berdasarkan kesetimbangan substrat dihasilkan melalui substitusi Persamaan (4) dan (12) ke dalam Persamaan (18) pada kondisi tidak tunak, $\frac{dX_r}{dt} \neq 0$, sehingga diperoleh persamaan:

$$\mu = \frac{S_r Y}{X_r} \cdot \left(\frac{Q_{st} \cdot S_{st}}{V_r \cdot S_r} - \frac{1}{t_d} - \frac{\ln\left(\frac{S_r(t)}{S_r(0)}\right)}{(t_1 - t_0)} \right) \quad (19)$$

Parameter biokinetika dapat diperoleh melalui metode numerik dengan bantuan aplikasi *visual basic application* (VBA) dan *solver microsoft excel*. Nilai K_e dan Y diestimasi melalui Persamaan (20) berdasarkan kombinasi Persamaan (17) dan (19) sehingga:

$$\begin{aligned} & \frac{\ln\left(\frac{X_r(t)}{X_r(0)}\right)}{(t_1 - t_0)} + K_e + \frac{Q_{st} \cdot X_{st} - X_r \cdot V_r}{V_r \cdot X_r} \\ &= \frac{S_r \cdot Y}{X_r} \cdot \left(\frac{Q_{st} \cdot S_{st}}{V_r \cdot S_r} - \frac{1}{t_d} - \frac{\ln\left(\frac{S_r(t)}{S_r(0)}\right)}{(t_1 - t_0)} \right) \end{aligned} \quad (20)$$

Nilai μ_{max} dan K_s diestimasi melalui Persamaan (22), (24), (26), dan (28) pada Tabel 3 berdasarkan hubungan Persamaan (17) dan persamaan umum pertumbuhan mikroorganisme pada Tabel 2. Nilai estimasi substrat efluen (S_r') dapat diperoleh dengan mensubstitusikan setiap model pertumbuhan mikroorganisme pada Persamaan (22), (24), (26), dan (28) sehingga diperoleh hasil modifikasi dalam bentuk Persamaan (23), (25), (27), dan (29) pada Tabel 3.

2.4. Uji Validasi

Uji validasi terdiri atas dua tujuan utama, yaitu:

- a. Penentuan tingkat presisi antara nilai estimasi S_r' dan nilai terukur S_r berdasarkan analisis *root means square* (RMSE) melalui persamaan:

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum(S_r' - S_r)^2}{n}} \quad (21)$$

Menurut (Chowell et al., 2020), variasi nilai yang dihasilkan oleh suatu model estimasi mendekati variasi nilai terukur apabila nilai RMSE semakin rendah.

Penentuan model terbaik antara empat model pertumbuhan mikroorganisme terpilih berdasarkan analisis faktor akurasi (A_f), faktor bias (B_f), dan *Akaike information criterion* (AIC).

Nilai B_f merupakan ukuran simpangan rata-rata relatif dari data terukur dengan data estimasi antar model persamaan. Nilai A_f menunjukkan ukuran akurasi terbaik antara data terukur dan data estimasi pada model persamaan perbandingan. Semakin tinggi nilai A_f dan B_f , maka perbedaan antara data terukur dan data estimasi akan semakin besar (Schmid et al., 2017). Nilai A_f dan B_f akan semakin baik apabila mendekati nilai satu. Nilai A_f dan B_f diperoleh melalui Persamaan (30) dan (31). AIC merupakan salah satu metode analisis data untuk analisis regresi dan memberikan nilai uji prediksi terbaik dibandingkan metode determinasi (R^2) di dalam pemilihan model terbaik (Aho et al., 2014). Nilai terendah merupakan nilai AIC terbaik ketika beberapa model biokinetika dibandingkan (Fathurahman, 2009). Persamaan (32) merupakan bentuk umum persamaan AIC.

Tabel 3. Modifikasi model persamaan pertumbuhan mikroorganisme

Bentuk model persamaan	No. persamaan
a. Monod	
$\frac{\ln\left(\frac{X_r(t)}{X_r(0)}\right) + K_e - \frac{Q_{st} \cdot X_{st} - X_r \cdot V_{st}}{V_{st} \cdot X_r} = \mu_{max} \frac{S_r}{K_s + S_r}$	(22)
$S_r' = \frac{\left(\frac{\ln\left(\frac{X_r(t)}{X_r(0)}\right) + K_e - \frac{Q_{st} \cdot X_{st}}{V_{st} \cdot X_r}\right) \cdot K_s}{\left(\mu_{max} - \left(\frac{\ln\left(\frac{X_r(t)}{X_r(0)}\right) + K_e - \frac{Q_{st} \cdot X_{st}}{V_{st} \cdot X_r}\right)\right)}$	(23)
b. Contois	
$\frac{\ln\left(\frac{X_r(t)}{X_r(0)}\right) + K_e - \frac{Q_{st} \cdot X_{st}}{V_{st} \cdot X_r} = \mu_{max} \frac{S_r}{K_s \cdot X_r + S_r}$	(24)
$S_r' = \frac{\left(\frac{\ln\left(\frac{X_r(t)}{X_r(0)}\right) + K_e - \frac{Q_{st} \cdot X_{st}}{V_{st} \cdot X_r}\right) \cdot (K_s \cdot X_r)}{\left(\mu_{max} - \left(\frac{\ln\left(\frac{X_r(t)}{X_r(0)}\right) + K_e - \frac{Q_{st} \cdot X_{st}}{V_{st} \cdot X_r}\right)\right)}$	(25)
c. Blackman	
$\frac{\ln\left(\frac{X_r(t)}{X_r(0)}\right) + K_e - \frac{Q_{st} \cdot X_{st}}{V_{st} \cdot X_r} = \mu_{max} \frac{S_r}{K_s}$	(26)
$S_r' = \frac{\left(\frac{\ln\left(\frac{X_r(t)}{X_r(0)}\right) + K_e - \frac{Q_{st} \cdot X_{st}}{V_{st} \cdot X_r}\right) \cdot K_s}{\mu_{max}}$	(27)
d. Chen-Hashimoto	
$\frac{\ln\left(\frac{X_r(t)}{X_r(0)}\right) + K_e - \frac{Q_{st} \cdot X_{st}}{V_{st} \cdot X_r} = \mu_{max} \frac{S_r}{K_s(S_{st} - S_r) + S_r}$	(28)
$S_r' = \frac{\left(\frac{\ln\left(\frac{X_r(t)}{X_r(0)}\right) + K_e - \frac{Q_{st} \cdot X_{st}}{V_{st} \cdot X_r}\right) \cdot (K_s \cdot S_{st})}{\left(\mu_{max} + \left(\frac{\ln\left(\frac{X_r(t)}{X_r(0)}\right) + K_e - \frac{Q_{st} \cdot X_{st}}{V_{st} \cdot X_r}\right) K_s - \left(\frac{\ln\left(\frac{X_r(t)}{X_r(0)}\right) + K_e - \frac{Q_{st} \cdot X_{st}}{V_{st} \cdot X_r}\right)\right)}$	(29)

$$A_f = 10^{\frac{\sum \log |S_r'/S_r|}{n}} \quad (30)$$

$$B_f = 10^{\frac{\sum \log (S_r'/S_r)}{n}} \quad (31)$$

$$AIC = \frac{2k}{n} + \ln \left(\frac{\sum_{i=1}^n u_i^2}{n} \right) \quad (32)$$

k merupakan jumlah parameter biokinetika untuk diestimasi, *n* merupakan jumlah data observasi, *U_i* merupakan selisih antara *S_r'* dan *S_r*, dan *e* merupakan nilai eksponensial (*e* = 2,718).

3. Hasil dan Pembahasan

3.1. Analisis Kualitas Air Lindi dan Kinerja Unit Stabilisasi

Hasil analisis konsentrasi COD, NO₂, NH₃, dan TSS pada air lindi TPA Galuga berturut-turut sebesar 474,64 mg/L, 1,33 mg/L, 289,88 mg/L, dan 3161,33 (Tabel 4). Berdasarkan Peraturan Menteri Lingkungan Hidup No. P.59/MENLHK/SETJEN/KUM. 1/7/2016 tentang Baku Mutu Lindi Bagi Usaha dan/atau Kegiatan Tempat Pemrosesan Akhir Sampah, batas toleransi konsentrasi COD dan TSS maksimum sebesar 300 mg/L dan 100 mg/L. Selain itu, batas toleransi NO₂ dan NH₃ maksimum berturut-turut sebesar 0,06 mg/L dan 0,5 mg/L berdasarkan Peraturan Pemerintah No. 22 Tahun 2021 tentang Penyelenggaraan Perlindungan dan Pengelolaan Lingkungan Hidup. Dengan demikian, konsentrasi nilai konsentrasi NO₂ dan NH₃ sebesar 1,33 mg/L dan 289,88 mg/L Dengan demikian, COD, NO₂, NH₃, dan TSS sampel air lindi menunjukkan nilai di atas baku mutu sehingga membutuhkan pengolahan sebelum dibuang ke media lingkungan.

Tabel 4. Kualitas air lindi TPA Galuga

Parameter	Rata-rata ± standar deviasi	Baku mutu	Satuan
pH	7,57 ± 0,29	6-9*	-
Temperatur	27 ± 2,44	-	°C
TSS	3161,33 ± 1088,72	100*	mg/L
COD	474,64 ± 17,24	300*	mg/L
NO ₂	1,33 ± 0,88	0,06**	mg/L
NH ₃	289,88 ± 199,9	0,5**	mg/L
Total fosfor	0,009 ± 0,008	0,015**	mg/L

*Peraturan Menteri Lingkungan Hidup No. P.59/MENLHK/SETJEN/ KUM. 1/7/2016; **Peraturan Pemerintah No. 22 Tahun 2021 tentang Penyelenggaraan Perlindungan dan Pengelolaan Lingkungan Hidup.

Hasil pengolahan di efluen unit stabilisasi pada konfigurasi kontak stabilisasi air lindi menunjukkan penurunan konsentrasi polutan organik COD, NO₂, dan NH₃ terbesar pada HRT 6 jam (Gambar 2). Pada HRT 6 jam, mikroorganisme mempunyai waktu yang cukup dalam mengutilisasi substrat sehingga proses biodegradasi polutan menjadi lebih optimal (Zhang et al., 2006). Kisaran konsentrasi NO₂ efluen pada variasi HRT 4, 5, dan 6 jam berturut-turut sebesar 0,01 – 41,44 mg/L; 0,04 – 29,23 mg/L; dan 0,02 – 14,81 mg/L (Gambar 2 (c)). Pada Tabel 5, penyisihan NO₂ mencapai 43% (HRT 4 jam), 56% (HRT 5 jam), 82% (HRT 6 jam). Dengan demikian, peningkatan

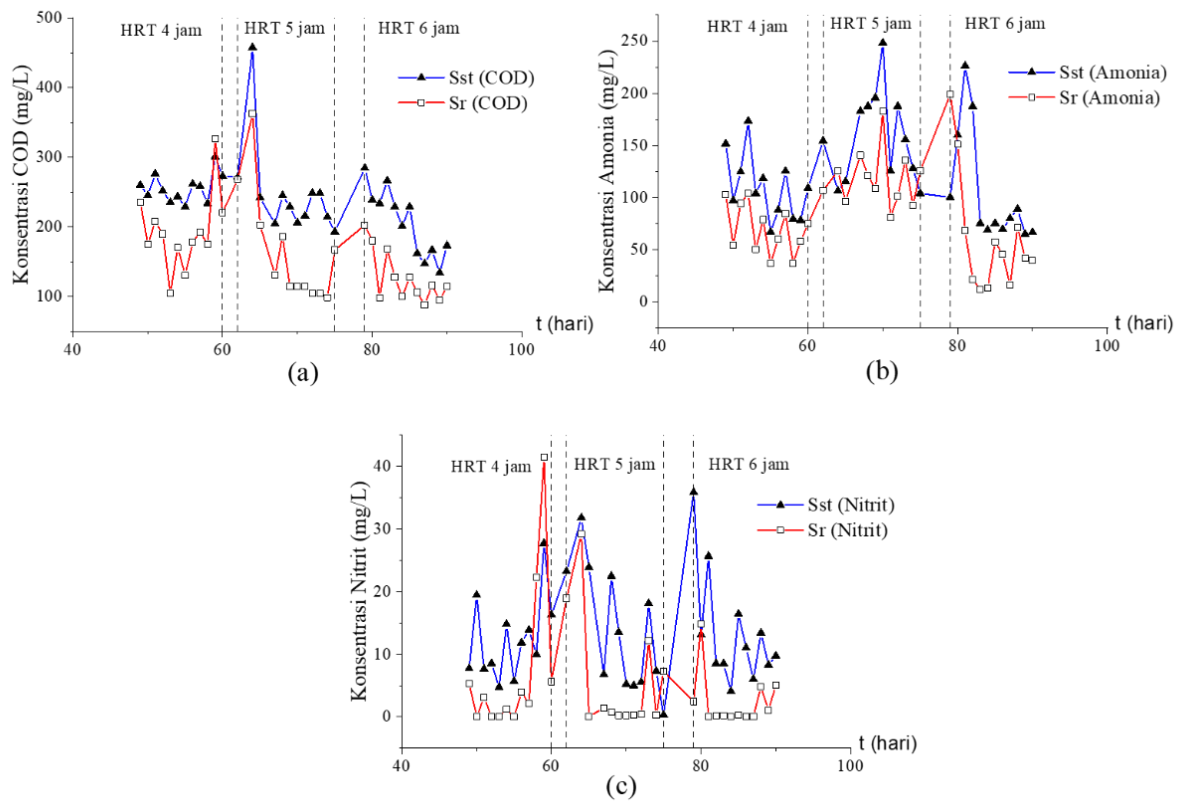
konsentrasi NO₂ pada unit kontak dapat dieliminasi setelah biomassa berada di dalam unit stabilisasi. Untuk parameter NH₃, kisaran konsentrasi efluen pada variasi HRT HRT 4, 5, dan 6 jam berturut-turut sebesar 37,09 – 104,09 mg/L; 81,06 – 182,99 mg/L; 11,77 – 198,77 mg/L sehingga penyisihan NH₃ berturut-turut mencapai 36%, 25%, dan 45% (Gambar 2 (b) dan Tabel 5). Persen penyisihan NH₃ mengalami penurunan dari 36 % pada variasi HRT 4 jam menjadi 25 % pada variasi HRT 5 jam. Kondisi ini dapat terjadi akibat berbagai faktor, antara lain beban polutan sampel air lindi yang terlalu tinggi dan mikroorganisme terbuang (*wash out*) di efluen.

Konsentrasi COD digunakan sebagai salah satu beban pencemar utama di dalam mengamati efektivitas proses pengolahan biologis (Jasim, 2020). Hal ini diakibatkan COD merupakan senyawa organik untuk merepresentasikan jumlah kebutuhan oksigen dalam mengoksidasi suatu senyawa di dalam air sehingga dapat mewakili berbagai senyawa polutan yang terdegradasi oleh mikroorganisme aerobik (Kaur et al., 2016). Semakin tinggi konsentrasi COD, maka semakin tinggi kebutuhan oksigen yang diperlukan mikroorganisme aerobik dalam mengoksidasi senyawa organik (Abba & Elkiran, 2017). Adapun konsentrasi COD efluen unit stabilisasi pada HRT 4, 5, dan 6 jam berturut-turut berkisar 104,62 – 326,97 mg/L; 98,08 – 326,94 mg/L; 88,27 – 202,72 mg/L sehingga efisiensi penyisihan COD berturut-turut mencapai 25%, 34%, dan 38% (Gambar 2(a) dan Tabel 5). Penelitian mengenai efektivitas penggunaan kontak stabilisasi sebagai media pengolahan air lindi masih belum banyak dilakukan, khususnya unit stabilisasi. Penelitian pada unit pengolahan lain seperti *sequencing batch reactor* (SBR) menghasilkan efisiensi sebesar 45–60 %, sedangkan *continuous stirred tank reactor* (CSTR) terintegrasi dengan unit sedimentasi menghasilkan efisiensi sebesar 53–65 % (Torres et al., 2009; Trabelsi et al., 2013).

Persentase penyisihan COD berbanding lurus dengan jumlah mikroorganisme pengurai yang di dalam unit pengolahan. Konsentrasi mikroorganisme diwakili oleh nilai parameter MLVSS melalui pengukuran *total volatile solid* (TVS). Gambar 3 menunjukkan hubungan antara konsentrasi COD dan MLVSS untuk mendukung pernyataan bahwa peningkatan konsentrasi MLVSS akan meningkatkan pula persen penyisihan COD. Akan tetapi, pada beberapa kondisi, hubungan persen penyisihan COD dengan MLVSS mengalami kondisi anomali di unit stabilisasi. Anomali hubungan persen penyisihan COD dengan MLVSS ditunjukkan pada rentang hari pengujian hari ke-59 hingga hari ke-65. Peningkatan konsentrasi MLVSS tidak diikuti dengan peningkatan persen penyisihan COD (Gambar 3). Kondisi ini disebabkan substrat yang terbawa melalui aliran influen stabilisasi telah tereduksi pada unit kontak sehingga kebutuhan mikroorganisme tidak terpenuhi secara optimal (Fitri et al., 2007). Kondisi tersebut menyebabkan kematian (non-aktif) pada sebagian

mikroorganisme di unit stabilisasi. Akumulasi mikroorganisme non-aktif dapat juga berasal dari endapan unit sedimentasi yang terbawa melalui aliran influen stabilisasi dan bercampur dengan mikroorganisme aktif pada unit sedimentasi. Hal

tersebut mengakibatkan penyisihan COD tidak optimal karena jumlah mikroorganisme pendegradasi tidak sebanding dengan ketersediaan kontaminan dalam bentuk substrat.



Gambar 2. Penurunan konsentrasi polutan organik: (a) COD, (b) amonia, (c) nitrit

Tabel 5. Konsentrasi kualitas air pada influen dan efluen unit stabilisasi

t_d (jam)	Titik sampel	Kisaran konsentrasi (mg/L)	Konsentrasi rata-rata (mg/L) \pm SD***	Persen penyisihan (%)
• COD				
4	Influen*	228,88-300,81	255,72 \pm 19,79	25
	Efluen**	104,62-326,97	192,23 \pm 53,09	
5	Influen	192,91-457,77	247,95 \pm 66,99	34
	Efluen	98,08-326,94	164,02 \pm 77,62	
6	Influen	134,05-284,46	205,44 \pm 46,48	38
	Efluen	88,27-202,72	126,96 \pm 35,43	
• MLVSS				
4	Influen	1026-5540	2868,50 \pm 1335,59	31
	Efluen	528-3236	1982,50 \pm 792,39	
5	Influen	2222-6382	4025 \pm 1216,80	27
	Efluen	1410-3866	2936 \pm 694,75	
6	Influen	1702-6000	3015,83 \pm 1252,46	24
	Efluen	1646-3628	2301,17 \pm 554,52	
• NO₂				
4	Influen	4,47-27,72	12,36 \pm 6,30	43
	Efluen	0,01-41,44	7,09 \pm 2,23	
5	Influen	0,31-31,81	13,60 \pm 9,58	56
	Efluen	0,04-29,23	5,95 \pm 0,46	
6	Influen	4,09-35,86	13,40 \pm 8,65	82
	Efluen	0,02-14,81	2,43 \pm 1,94	
• NH₃				
4	Influen	66,87-173,38	109,72 \pm 29,92	36
	Efluen	37,09-104,09	69,76 \pm 22,71	
5	Influen	103,96-248,27	157,60 \pm 42,13	25
	Efluen	81,06-182,99	118,28 \pm 26,05	
6	Influen	65,03-226,25	105,31 \pm 52,25	42
	Efluen	11,77-198,77	61,47 \pm 55,16	

* pada titik uji 4 (Gambar 1); ** pada titik uji 5 (Gambar 1); *** standar deviasi

3.2. Estimasi Parameter Biokinetika

Nilai estimasi parameter biokinetika μ_{max} , K_s , K_e , dan Y (Tabel 6) dari Persamaan (22), (24), (26), dan (28) pada Tabel 3 menghasilkan nilai bervariasi berdasarkan empat model persamaan pertumbuhan mikroorganisme pada kondisi tidak tunak. Kisaran nilai K_e berada pada rentang 0,07 – 2,05 hari⁻¹ (Tabel 6). Nilai tersebut merepresentasikan bahwa substrat tidak hanya digunakan oleh mikroorganisme untuk pertumbuhan, tetapi sebagian digunakan untuk aktivitas endogenous di dalam unit stabilisasi air lindi, seperti kematian, lisis, pemeliharaan, dan predasi sel mikroorganisme (Shen & Zhu, 2016). Nilai μ_{max} dari empat model persamaan berkisar 0,57 – 2,13 hari⁻¹ (Tabel 6). Nilai K_e dan μ_{max} memiliki hubungan dalam penentuan ketersediaan mikroorganisme pada unit pengolahan biologis (Zamanzadeh et al., 2013). Nilai K_e sebagai laju kematian mikroorganisme berbanding terbalik dengan nilai μ_{max} sebagai laju kematian mikroorganisme. Peningkatan nilai K_e memberikan indikator perlambatan dan penurunan nilai μ_{max} di dalam proses utilisasi kontaminan air lindi sebagai substrat. Oleh karena itu, optimasi pengolahan biologis dapat dicapai pada kondisi sistem dengan nilai μ_{max} yang lebih besar dari nilai K_e .

Tabel 6. Estimasi nilai biokinetika pada kondisi tidak tunak

Parameter Biokinetika	Nilai parameter biokinetika			
	Monod	Contois	Blackman	Chen-Hashimoto
K_e (hari ⁻¹)	0,07	0,98	2,05	0,47
Y (mgMLVSS/mgCOD)	11,55	3,60	32,88	13,44
μ_{max} (hari ⁻¹)	1,88	1,25	0,57	2,13
K_s (mg/L)	20	0,05	24,38	0,20

Parameter biokinetika Y dan K_s merepresentasikan hubungan antara jumlah mikroorganisme yang peka terhadap substrat influen. Nilai koefisien produksi sintesis sel, Y , pada unit stabilisasi berkisar 3,6 – 32,88 mgMLVSS/mgCOD (Tabel 6). Nilai Y memberikan informasi tentang rasio mikroorganisme pengurai terhadap kandungan polutan organik di dalam air lindi. Semakin tinggi nilai Y , semakin besar produktivitas mikroorganisme untuk mendegradasi substrat. Nilai K_s pada Tabel 6 diperoleh pada kisaran 0,05 – 24 mg/L melalui 4 model persamaan pertumbuhan mikroorganisme pada kondisi tidak tunak. Nilai K_s tersebut menunjukkan kepekaan mikroorganisme terhadap substrat influen ke dalam unit pengolahan. Dalam kondisi ketersediaan substrat rendah, mikroorganisme yang berafinitas tertinggi akan memiliki tingkat kompetisi tertinggi saat proses utilisasi substrat. Pernyataan itu bisa diperjelas dengan model persamaan pertumbuhan mikroorganisme di Tabel 2. Mikroorganisme dengan nilai K_s terendah menunjukkan tingkat pertumbuhan

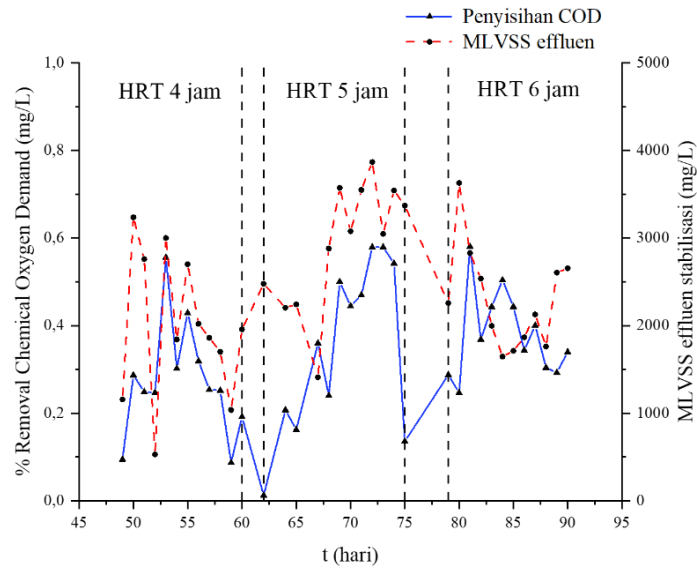
tertinggi pada kondisi substrat yang terbatas dibandingkan mikroorganisme dengan nilai K_s yang lebih tinggi, walaupun μ_{max} memiliki nilai yang sama (Arnaldos et al., 2015; Panigrahy et al., 2020).

3.3. Uji Validasi dan Performa Model

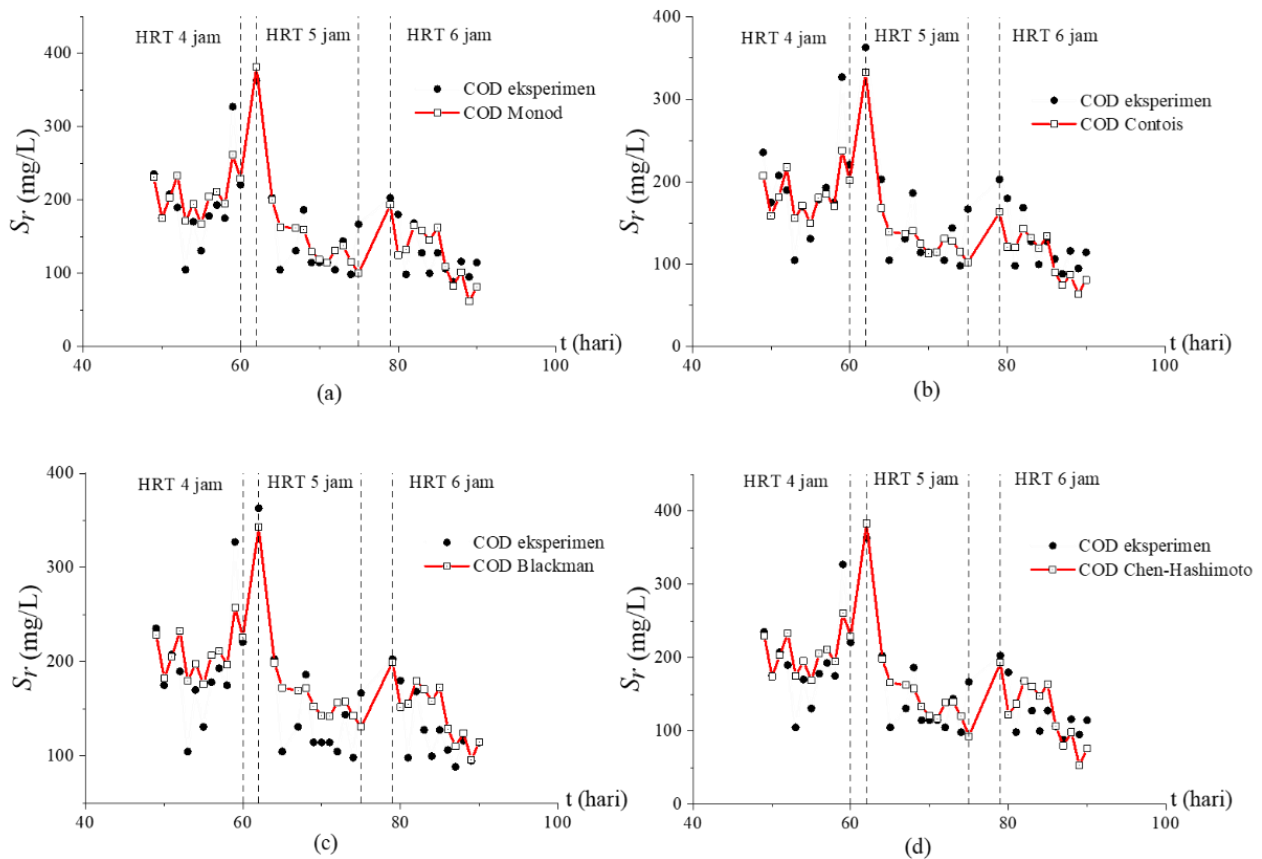
Perbandingan konsentrasi estimasi substrat efluen, S_r' , melalui model persamaan biokinetika Monod, Contois, Blackman, dan Chen-Hashimoto divalidasi dengan konsentrasi substrat terukur dari hasil simulasi skala laboratorium, S_r . Data nilai biokinetika pada Tabel 6 diinputkan ke dalam Persamaan (23), (25), (27), dan (29) sehingga diperoleh hasil pada Gambar 4. Berdasarkan analisis visualisasi pada Gambar 4, tren kedekatan nilai S_r' terhadap nilai S_r tergambar melalui tren berdasarkan grafik. Perbedaan fluktuasi hasil S_r' dipengaruhi oleh karakteristik masing-masing model persamaan. Nilai S_r' pada Gambar 4(b) menunjukkan tren mendekati nilai S_r pada HRT 4 jam. Nilai S_r' pada seluruh grafik model persamaan memiliki kesamaan pada HRT 5 jam. Nilai S_r' pada Gambar 4(b) untuk model Contois mempunyai nilai tren berbeda dibandingkan dengan model persamaan lain pada HRT 6 jam.

Uji validitas tidak valid apabila dilakukan hanya berdasarkan analisis visual berdasarkan tren grafik pada Gambar 4 sehingga uji statistik dibutuhkan untuk memilih model persamaan terbaik. Hasil S_r' terbaik dengan menggunakan uji validasi A_f dan B_f ditentukan apabila hasil prediksi semakin mendekati satu (Schmid et al., 2017). Berdasarkan uji validasi menggunakan A_f dan B_f , S_r' terbaik diperoleh menggunakan model Blackman dengan nilai A_f sebesar 1,03 dan B_f sebesar 0,97 (Tabel 7). Penilaian A_f dan B_f juga didukung oleh uji AIC untuk mendapatkan hasil S_r' terbaik. Model persamaan terbaik ditentukan berdasarkan nilai AIC terendah (Aho et al., 2014). Nilai uji AIC terendah sebesar 7,92 diperoleh dari model Blackman untuk mengestimasi S_r' (Tabel 7). Untuk menilai tren kedekatan antara S_r' dan S_r , model Blackman dipilih sebagai model persamaan terbaik berdasarkan nilai RMSE terendah sebesar 49,54.

Walaupun model persamaan Blackman merupakan model terbaik menurut uji statistik, model tersebut tidak dapat dipilih karena nilai K_e sebesar 2,05 hari⁻¹ jauh lebih besar dibandingkan nilai μ_{max} sebesar 0,57 hari⁻¹ (Tabel 6). Kondisi ini menjadi tidak representatif ketika proses kematian endogenous mikroorganisme. Hal berbeda untuk tiga model persamaan lain, Monod, Contois, dan Chen-Hashimoto, ketika seluruh nilai K_e lebih kecil dibandingkan nilai μ_{max} (Tabel 6). Dengan demikian, pemilihan model terbaik dipilih berdasarkan uji validasi statistik terbaik pada ketiga model tersebut. Model Monod sebagai model terpilih karena nilai A_f , B_f , AIC, dan RMSE berturut-turut sebesar 1,14; 0,88; 8,33; dan 60,99, jauh lebih rendah dibandingkan model Contois dan Chen-Hashimoto (Tabel 7).



Gambar 3. Hubungan persen penyisihan COD terhadap konsentrasi MLVSS



Gambar 4. Perbandingan konsentrasi COD terukur (ekperimen) dan prediksi: (a) Monod, (b) Contois, (c) Blackman, (d) Chen-Hashimoto

Tabel 7. Nilai uji validasi persamaan biokinetika

Model persamaan biokinetika	A_f	B_f	AIC	RMSE
Monod	1,14	0,88	8,33	60,99
Contois	1,26	0,79	8,74	74,64
Blackman	1,03	0,97	7,92	49,54
Chen-Hashimoto	1,16	0,86	8,35	63,13

Biodegradasi substrat akan menjadi lambat karena nilai μ_{max} begitu rendah diikuti peningkatan aktivitas unit stabilisasi pada sistem konfigurasi kontak stabilisasi air lindi, model Monod memberikan prediksi konsentrasi S_r' rata-rata pada HRT 4, 5, dan 6 jam berturut-turut berkisar $206,28 \pm 27,39$ mg/L; $159,25 \pm 72,06$ mg/L; dan $126,32 \pm$

38,44 mg/L (Tabel 8). Berdasarkan Gambar 4(c) dan Tabel 8, nilai parameter biokinetika dari model Monod cukup representatif untuk diimplementasikan di dalam proses perencanaan dan pemantauan kinerja unit stabilisasi untuk skala lapangan.

Tabel 8. Perbandingan kisaran konsentrasi S_r dan S_r' model Monod

t_d (jam)	Kisaran konsentrasi (mg/L)	Konsentrasi rata-rata (mg/L)
Konsentrasi estimasi (S_r)		
4	104,62-326,97	192,23 ± 53,09
5	98,08-326,94	164,02 ± 77,62
6	88,27-202,72	126,96 ± 35,43
Konsentrasi estimasi (S_r')		
4	167,43 - 261,70	206,28 ± 27,39
5	100,36-381,53	159,25 ± 72,06
6	61,58-193,18	126,32 ± 38,44

3.4. Analisis Parameter Biokinetika Terpilih

Berdasarkan hasil uji validasi, model persamaan Monod mampu memprediksi substrat effluen lebih akurat dibandingkan model Blackman, Contois, dan Chen-Hashimoto. Nilai K_e hasil penelitian diperoleh sebesar 0,07 hari⁻¹. Nilai ini sebanding dengan sampel air limbah domestik pada kisaran 0,025 – 0,075 hari⁻¹ dan air limbah *wine distillery* pada kisaran 0,065 – 0,075 hari⁻¹. Istilah kematian endogenous didefinisikan sebagai pengurangan jumlah dan/atau berat mikroorganisme dan aktivitas spesifik secara internal dan eksternal dalam sistem pengolahan (Van Loosdrecht & Henze, 1999). Kematian mikroorganisme secara internal disebabkan oleh aktivitas internal sel, seperti konsumsi produk penyimpanan untuk mempertahankan integritas sel selama kondisi kekurangan substrat. Selain itu, kematian mikroorganisme secara eksternal disebabkan oleh adanya predator yang terdeteksi di dalam proses pengolahan seperti pemangsa (Lim & Vadivelu, 2014). Nilai K_e pada pengolahan air lindi diperkirakan hanya berasal dari proses internal sehingga cenderung menghasilkan nilai yang lebih kecil apabila dibandingkan dengan air limbah *wine distillery*.

Tabel 9. Perbandingan nilai parameter biokinetika air lindi terhadap limbah lain

Substrat	K_e (hari ⁻¹)	Y (mg MLVSS/mgCOD)	μ_{max} (hari ⁻¹)	K_s (mg/L)	Sumber
Air limbah domestik	0,025-0,075	0,4-1,2	2-10	15-70	(Brault et al., 2022)
Industri farmasi	0,045	1,03	0,77	2980,5	(Suman Raj & Anjaneyulu, 2005)
<i>Wine Distillery Wastewater</i> (WDW)	0,065-0,406	185-226	7,74-12,47	7,94-12,36	(Benitez et al., 1999)
Air lindi TPA Galuga	0,07	11,55	1,88	20	Hasil penelitian

Nilai Y pada penelitian ini diperoleh sebesar 11,55 mgMLVSS/mgCOD. Nilai ini lebih besar dibandingkan nilai Y pada air limbah domestik sebesar 0,4 – 1,2 mgMLVSS/mgCOD, tetapi jauh lebih kecil dibandingkan air limbah *wine distillery* sebesar 185 – 226 mgMLVSS/mgCOD. Nilai Y rendah diperoleh pada konsentrasi substrat yang lebih tinggi menunjukkan bahwa biomassa mungkin menggunakan porsi energi yang lebih besar (diperoleh dari oksidasi substrat) untuk mengatasi inhibitor (Lim & Vadivelu, 2014). Kondisi ini diakibatkan oleh sebagian besar proses utilisasi substrat oleh biomassa digunakan untuk menghasilkan energi selama proses pemeliharaan sel dibandingkan untuk pertumbuhan sel. Oleh karena itu, semua utilisasi substrat dianggap hanya untuk pertumbuhan sel dan mengabaikan penggunaan substrat untuk proses pemeliharaan sel menghasilkan nilai Y yang tidak presisi.

Nilai μ_{max} hasil penelitian diperoleh sebesar 1,88 hari⁻¹. Nilai tersebut berada pada rentang jenis air limbah domestik pada kisaran 2 – 10 hari⁻¹ (Tabel 9). Nilai tersebut dapat bervariasi tergantung kondisi pertumbuhan dan keterlibatan spesies mikroorganisme di dalam proses pengolahan tersebut. Selain itu, aktivitas pertumbuhan biomassa sangat erat kaitannya dengan kondisi lingkungan. Variabel seperti pH, suhu, rasio F/M, tingkat DO, dan populasi mikroorganisme dapat memengaruhi laju pertumbuhan spesifik tanpa batas (Lim & Vadivelu, 2014). Oleh karena itu, analisis biokinetika berdasarkan pengaruh-pengaruh tersebut diperlukan untuk mendapatkan nilai μ_{max} yang lebih tepat. Serupa dengan μ_{max} , nilai K_s sebesar 20 mg/L berada pada rentang jenis air limbah domestik pada kisaran 15 – 70 hari⁻¹. Nilai K_s biasanya tergantung pada sifat substrat yang diberikan pada biomassa. Umumnya, substrat dengan bahan organik yang mudah terurai dan lambat terbiodegradasi akan menghasilkan nilai K_s yang lebih tinggi dibandingkan dengan substrat yang berasosiasi dengan senyawa tunggal (Lim & Vadivelu, 2014). Selain itu, morfologi biomassa dapat mempengaruhi difusivitas substrat ke dalam biomassa dan mempengaruhi nilai K_s .

3.5. Pengaruh Parameter Biokinetika terhadap S_r'

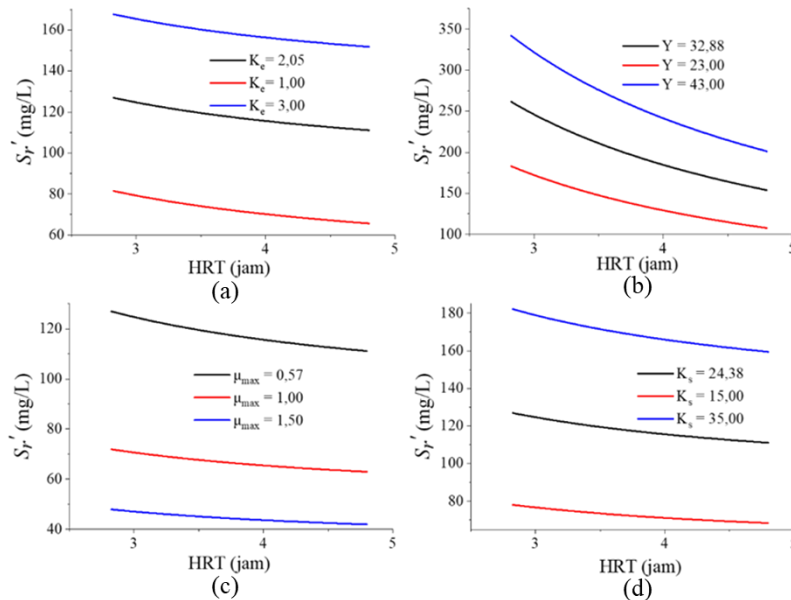
Estimasi konsentrasi substrat effluen unit stabilisasi sangat dipengaruhi oleh parameter biokinetika. Hubungan parameter biokinetika terhadap proses biodegradasi substrat direpresentasikan melalui Gambar 5. Nilai K_e dan Y memiliki hubungan berbanding lurus. Secara umum, semakin tinggi nilai K_e dan Y mengakibatkan rendahnya efisiensi penyisihan substrat (Gambar 5(a) dan Gambar 5(b)). Nilai K_e yang tinggi mengindikasikan proses biodegradasi pada proses pengolahan melambat akibat kematian mikroorganisme, sementara nilai Y yang tinggi merepresentasikan rendahnya kemampuan mikroorganisme dalam mendegradasi substrat. Kondisi berbeda dapat dilihat pada hubungan antara

nilai μ_{max} dan K_s . Secara umum, semakin besar nilai μ_{max} dan semakin kecil nilai K_s , efisiensi penyisihan substrat akan semakin meningkat (Gambar 5(c) dan Gambar 5(d)). Hal ini disebabkan nilai μ_{max} mengindikasikan laju pertumbuhan pada suatu unit pengolahan. Semakin besar nilai μ_{max} merepresentasikan semakin banyak mikroorganisme pengurai pada proses pengolahan. Semakin kecil nilai K_s merepresentasikan bahwa mikroorganisme dapat mengurai substrat lebih optimal.

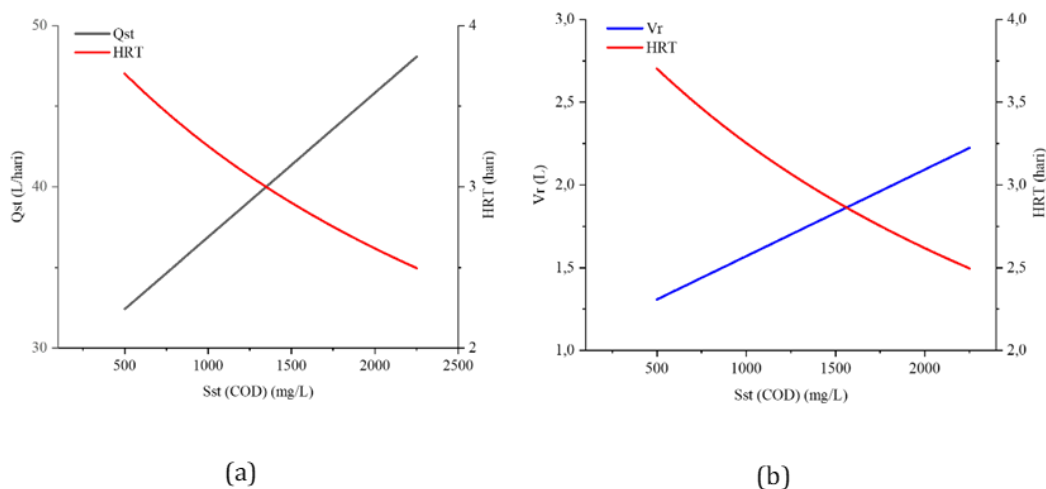
3.6. Pengaruh Konsentrasi S_{st} terhadap Parameter Operasional Unit Stabilisasi

Parameter operasional pengolahan biologis unit stabilisasi pada sistem konfigurasi kontak stabilisasi terdiri atas waktu detensi (HRT), debit, dan volume unit. Konsentrasi beban pencemar influen (S_{st}) berpengaruh terhadap parameter operasional unit

stabilisasi. Hubungan parameter operasional dengan konsentrasi S_{st} dapat digambarkan melalui Gambar 6. Berdasarkan Gambar 6(a) parameter operasional debit influen (Q_{st}) dan waktu detensi (HRT) memiliki hubungan berbanding terbalik terhadap konsentrasi S_{st} . Semakin tinggi konsentrasi S_{st} akan meningkatkan laju aliran di sepanjang rangkaian sehingga waktu detensi perlu dipersingkat. Hal ini bertujuan untuk menjaga kesetimbangan debit dan substrat di sepanjang rangkaian unit pengolahan. Gambar 6 (b) menunjukkan hubungan volume unit pengolahan (V_{st}) dan HRT terhadap konsentrasi S_{st} . Semakin tinggi konsentrasi S_{st} , kebutuhan kapasitas V_{st} yang semakin besar dan HRT semakin singkat untuk mengolah air lindi. Volume unit dan laju aliran memiliki hubungan berbanding lurus. Besar laju aliran influen diiringi peningkatan volume unit pengolahan untuk menampung kuantitas air limbah.



Gambar 5. Pengaruh parameter biokinetika (a) K_e , (b) Y , (c) μ_{max} , dan (d) K_s terhadap biodegradasi substrat



Gambar 6. Hubungan S_{st} terhadap parameter operasional: (a) HRT dan Q_{st} dan (b) HRT dan V_{st}

4. Kesimpulan

Berdasarkan hasil penelitian, variasi HRT sangat berpengaruh terhadap efisiensi penyisihan polutan organik pada unit stabilisasi. Persen penyisihan terbesar terjadi pada HRT 6 jam dengan nilai efisiensi COD, NH₃, dan NO₂ berturut-turut sebesar 38%, 42%, dan 82%. Mikroorganisme dapat bekerja dengan baik pada HTR optimal. Hal tersebut disebabkan mikroorganisme memiliki waktu relatif cukup untuk mendegradasi ketersediaan substrat. Estimasi parameter biokinetika unit stabilisasi pada kondisi tidak tunak berdasarkan parameter COD dan MLVSS. Berdasarkan uji statistik, model Blackman merupakan model terbaik untuk mengestimasi konsentrasi substrat efluen. Akan tetapi, nilai hasil parameter sangat kontradiktif terhadap prinsip biodegradasi secara teoritis ketika $\mu_{max} < K_e$. Dengan demikian, model Monod terpilih menjadi model terbaik berdasarkan kelayakan hasil uji statistik dan prinsip degradasi substrat secara biologis. Nilai μ_{max} , K_s , Y , dan K_e berturut-turut sebesar 1,88 hari⁻¹; 20 mg/L; 11,55 mgMLVSS/ mgCOD; dan 0,07 hari⁻¹. Parameter biokinetika terpilih menghasilkan estimasi konsentrasi rata-rata substrat efluen mengikuti tren kesesuaian dengan konsentrasi hasil pengukuran skala laboratorium sehingga cukup representatif untuk diimplementasikan untuk skala lapangan.

DAFTAR NOTASI

K_e	= Laju kematian mikroorganisme (hari ⁻¹)
K_s	= Konsentrasi saturasi setengah jenuh (mg/L)
k	= Jumlah parameter biokinetika
n	= Jumlah data observasi
Q_c	= Debit efluen unit kontak/debit influen tangki sedimentasi (L/hari)
Q_i	= Debit influen sistem konfigurasi kontak stabilisasi/debit influen unit kontak (L/hari)
Q_p	= Debit air lindi sebelum pencampuran dengan Q_r (L/hari)
Q_r	= Debit resirkulasi/debit efluen unit stabilisasi (L/hari)
Q_s	= Debit efluen unit sedimentasi/debit efluen sistem konfigurasi kontak stabilisasi (L/hari)
Q_{st}	= Debit influen unit stabilisasi (L/hari)
Q_{us}	= Debit aliran bawah unit sedimentasi (L/hari)
Q_w	= Debit kelebihan lumpur (L/hari)
t	= Waktu (jam)
t_d	= Waktu detensi (jam)
S_c	= Konsentrasi COD efluen unit kontak/COD influen unit sedimentasi (mg/L)
S_i	= Konsentrasi COD influen sistem konfigurasi kontak stabilisasi/COD influen unit kontak (mg/L)
S_p	= Konsentrasi COD air lindi (mg/L)
S_r	= Konsentrasi COD resirkulasi/COD efluen unit stabilisasi (mg/L)
S_r'	= Konsentrasi COD resirkulasi/COD efluen unit stabilisasi estimasi(mg/L)

S_s	= Konsentrasi COD efluen unit sedimentasi (mg/L)
S_{st}	= Konsentrasi COD influen unit stabilisasi (mg/L)
S_{us}	= Konsentrasi COD aliran bawah unit sedimentasi (mg/L)
V_{st}	= Volume unit stabilisasi (mg/L)
X_c	= Konsentrasi MLVSS efluen tangki kontak/MLVSS influen unit sedimentasi (mg/L)
X_i	= Konsentrasi VSS influen kontak stabilisasi/VSS influen unit kontak (mg/L)
X_p	= Konsentrasi VSS air lindi (mg/L)
X_r	= Konsentrasi MLVSS efluen unit stabilisasi (mg/L)
X_s	= Konsentrasi VSS efluen unit sedimentasi (mg/L)
X_{st}	= Konsentrasi MLVSS influen unit stabilisasi (mg/L)
X_{us}	= Konsentrasi MLVSS aliran bawah unit sedimentasi (mg/L)
X_w	= Konsentrasi MLVSS kelebihan lumpur (mg/L)
Y	= Laju produksi sintesis sel (mgMLVSS/mgCOD)
θ_r	= Umur lumpur (hari)
μ	= Laju pertumbuhan spesifik mikroorganisme (hari ⁻¹)
μ_{max}	= Laju pertumbuhan spesifik maksimum mikroorganisme (hari ⁻¹)

DAFTAR PUSTAKA

- Abba, S. I., & Elkiran, G. (2017). Effluent prediction of chemical oxygen demand from the astewater treatment plant using artificial neural network application. *Procedia Computer Science*, 120, 156–163. <https://doi.org/10.1016/j.procs.2017.11.223>
- Aho, K., Derryberry, D., & Peterson, T. (2014). Model selection for ecologists: the worldviews of AIC and BIC. *Ecology*, 95(3), 631–636.
- Anggraeni, D., Sutanahaji, A. T., & Bambang, R. W. (2014). Pengaruh Volume Lumpur Aktif dengan Proses Kontak Stabilisasi pada Efektivitas Pengolahan Air Limbah Industri Pengolahan Ikan. *Jurnal Sumberdaya Alam Dan Lingkungan*, 1(3), 6–12.
- Aragones, D. G., Sanchez-Ramos, D., & Calvo, G. F. (2020). SURFWET: A biokinetic model for surface flow constructed wetlands. *Science of the Total Environment*, 723, 137650. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137650>
- 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 Research*, 70, 458–470. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.11.046>
- Bafdal, N., NP, S. D. N., & Amaru, K. (2014). Analisis Rasio Luas Daerah Tangkapan Air (Catchment Area) dan Areal Budidaya Pertanian (Cultivated Area) dalam Desain Model Run Off Management Integrated Farming di Lahan Kering. *Jurnal Teknik Sipil*, 21(3), 205. <https://doi.org/10.5614/jts.2014.21.3.3>
- Benitez, F. J., Beltran-Heredia, J., Real, F. J., & Gonzalez, T.

- (1999). Aerobic and anaerobic purification of wine distillery wastewater in batch reactors. *Chemical Engineering and Technology*, 22(2), 165–172. [https://doi.org/10.1002/\(sici\)1521-4125\(199902\)22:2<165::aid-ceat165>3.0.co;2-t](https://doi.org/10.1002/(sici)1521-4125(199902)22:2<165::aid-ceat165>3.0.co;2-t)
- Blackman, F. (1905). Optima and limiting factors. *Annals of Botany*, 67(74), 281–295.
- Brault, J.-M., Buchauer, K., & Gambrill, M. (2022). Wastewater Treatment and Reuse. In *Wastewater Treatment and Reuse*. <https://doi.org/10.1596/37317>
- Catruwati, N., Merko, P., Satria, D., & Hanif, M. (2016). Studi Awal Pengolahan Air Lindi dari Gasifikasi Anaerob Landfill Tempat Pembuangan Sampah Akhir Bagendung-Cilegon. *Seminar Nasional Mesin Dan Teknologi Kejuruan (SNMTK)*, 119–123.
- Chou, Y. C., Lo, S. L., Kuo, J., & Yeh, C. J. (2013). Derivative mechanisms of organic acids in microwave oxidation of landfill leachate. *Journal of Hazardous Materials*, 254–255(1), 293–300. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2013.04.011>
- Chowell, G., Luo, R., Sun, K., Roosa, K., Tariq, A., & Viboud, C. (2020). Real-time forecasting of epidemic trajectories using computational dynamic ensembles. *Epidemics*, 30(December 2019), 100379. <https://doi.org/10.1016/j.epidem.2019.100379>
- Contois, D. E. (1959). Kinetics of Bacterial Growth: Relationship between Population Density and Specific Growth Rate of Continuous Cultures. *Journal of General Microbiology*, 21(1), 40–50. <https://doi.org/10.1099/00221287-21-1-40>
- Costa, A. M., Alfaia, R. G. de S. M., & Campos, J. C. (2019). Landfill leachate treatment in Brazil – An overview. *Journal of Environmental Management*, 232(November 2018), 110–116. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.11.006>
- Dai, W., Xu, X., & Yang, F. (2018). High-rate contact stabilization process-coupled membrane bioreactor for maximal recovery of organics from municipal wastewater. *Water (Switzerland)*, 10(7), 116–134. <https://doi.org/10.3390/w10070878>
- Fathurahman, M. (2009). Pemilihan Model Regresi Terbaik Menggunakan Metode Akaike's Information Criterion dan Schwarz Information Criterion. *Jurnal Informatika Mulawarman*, 4(3), 56–92.
- Fitri, I., Mustika, R., & Srie, W. (2007). Penentuan Koefisien Yield (Y) dan Koefisien Endogenous Decay (K_d) Pada Proses Lumpur Aktif Terhadap Air Terproduksi dengan Reaktor Batch. *Jurnal Purifikasi*, 8, 7–12.
- Hreiz, R., Latifi, M. A., & Roche, N. (2015). Optimal design and operation of activated sludge processes: State-of-the-art. *Chemical Engineering Journal*, 281, 900–920. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2015.06.125>
- Jasim, N. A. (2020). The design for wastewater treatment plant (WWTP) with GPS X modelling. *Cogent Engineering*, 7(1), 1–33. <https://doi.org/10.1080/23311916.2020.1723782>
- Kaur, K., Mor, S., & Ravindra, K. (2016). Removal of chemical oxygen demand from landfill leachate using cow-dung ash as a low-cost adsorbent. *Journal of Colloid and Interface Science*, 469, 338–343. <https://doi.org/10.1016/j.jcis.2016.02.025>
- Khan, N. A., Khan, S. U., Islam, D. T., Ahmed, S., Farooqi, I. H., Isa, M. H., Hussain, A., Changani, F., & Dhingra, A. (2019). Performance evaluation of column-SBR in paper and pulp wastewater treatment: Optimization and bio-kinetics. *Desalination and Water Treatment*, 156(April 2018), 204–219. <https://doi.org/10.5004/dwt.2019.23775>
- Monod J. (1942). *Recherches sur la Croissance des Cultures Bacteriennes*. Paris (FR): Hermann.
- Lim, J. X., & Vadivelu, V. M. (2014). Treatment of agro based industrial wastewater in sequencing batch reactor: Performance evaluation and growth kinetics of aerobic biomass. *Journal of Environmental Management*, 146, 217–225. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.07.023>
- Liu, Y., Lin, Y. M., & Yang, S. F. (2003). A thermodynamic interpretation of the Monod equation. *Current Microbiology*, 46(3), 233–234. <https://doi.org/10.1007/s00284-002-3934-z>
- Panigrahy, N., Barik, M., & Sahoo, N. K. (2020). Kinetics of Phenol Biodegradation by an Indigenous Pseudomonas citronellolis NS1 Isolated from Coke Oven Wastewater. *Journal of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste*, 24(3), 04020019. [https://doi.org/10.1061/\(asce\)jh.2153-5515.0000502](https://doi.org/10.1061/(asce)jh.2153-5515.0000502)
- Rahman, A., Meerburg, F. A., Ravadagundhi, S., Wett, B., Jimenez, J., Bott, C., Al-Omari, A., Riffat, R., Murthy, S., & De Clippeleir, H. (2016). Bioflocculation management through high-rate contact-stabilization: A promising technology to recover organic carbon from low-strength wastewater. *Water Research*, 104, 485–496. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.08.047>
- Said, N. I., & Utomo, K. (2011). Pengolahan Air Limbah Domestik Dengan Proses Lumpur Aktif. *Jurnal Air Indonesia*, 3(2), 160–174.
- Schmid, C. L., Kennedy, N. M., Ross, N. C., Lovell, K. M., Yue, Z., Morgenweck, J., Cameron, M. D., Bannister, T. D., & Bohn, L. M. (2017). Bias Factor and Therapeutic Window Correlate to Predict Safer Opioid Analgesics. *Cell*, 171(5), 1165.e13–1175.e13. <https://doi.org/10.1016/j.cell.2017.10.035>
- Shen, J., & Zhu, J. (2016). Kinetics of batch anaerobic co-digestion of poultry litter and wheat straw including a novel strategy of estimation of endogenous decay and yield coefficients using numerical integration. *Bioprocess and Biosystems Engineering*, 39(10), 1553–1565. <https://doi.org/10.1007/s00449-016-1630-9>
- Suman Raj, D. S., & Anjaneyulu, Y. (2005). Evaluation of biokinetic parameters for pharmaceutical wastewaters using aerobic oxidation integrated with chemical treatment. *Process Biochemistry*, 40(1), 165–175. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2003.11.056>
- Torres, P., Rodríguez, J. A., Barba, L. E., Marmolejo, L. F., & Pizarro, C. A. (2009). Combined treatment of leachate from sanitary landfill and municipal wastewater by UASB reactors. *Water Science and Technology*, 60(2), 491–495. <https://doi.org/10.2166/wst.2009.365>
- Trabelsi, I., Salah, S., & Ounaeis, F. (2013). Coupling short-time sequencing batch reactor and coagulation-settling process for co-treatment of landfill leachate with raw municipal wastewater. *Arabian Journal of Geosciences*, 6(6), 2071–2079. <https://doi.org/10.1007/s12517-011-0464-7>
- Van Loosdrecht, M. C. M., & Henze, M. (1999). Maintenance, endogeneous respiration, lysis, decay and predation. *Water Science and Technology*, 39(1),

- 107-117. [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(98\)00780-X](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(98)00780-X)
- Yang, S. T., Okos, M. R., & Nye, J. C. (1982). Kinetics of Methane Fermentation of Whey. *Paper - American Society of Agricultural Engineers*, 8, 270-282.
- Yani, M., & Ratnasari, D. (2019). Penyisihan Polutan dari Air Lindi Tempat Pembuangan Sampah Dengan Metode Presipitasi Struvite: Pengaruh Dosis Presipitan dan pH. *Jurnal Teknologi Industri Pertanian*, 29(2), 205-212. <https://doi.org/10.24961/j.tek.ind.pert.2019.29.2.205>
- Zamanzadeh, M., Parker, W. J., Verastegui, Y., & Neufeld, J. D. (2013). Biokinetic and molecular studies of methanogens in phased anaerobic digestion systems. *Bioresource Technology*, 149, 318-326. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.09.058>
- Zhang, C., Su, H., Baeyens, J., & Tan, T. (2014). Reviewing the anaerobic digestion of food waste for biogas production. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 38, 383-392. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2014.05.038>
- Zhang, Z. P., Show, K. Y., Tay, J. H., Liang, D. T., Lee, D. J., & Jiang, W. J. (2006). Effect of hydraulic retention time on biohydrogen production and anaerobic microbial community. *Process Biochemistry*, 41(10), 2118-2123. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2006.05.021>
- Zhou, X. H., Liu, J., Song, H. M., Qiu, Y. Q., & Shi, H. C. (2012). Estimation of heterotrophic biokinetic parameters in wastewater biofilms from oxygen concentration profiles by microelectrode. *Environmental Engineering Science*, 29(6), 466-471. <https://doi.org/10.1089/ees.2010.0456>