



TUGAS AKHIR - RE 091324

PENYISIHAN KROM (VI) DENGAN MENGUNAKAN *DRIED ACTIVATED SLUDGE*

**FRANCISCO
NRP. 3310 100 079**

**Dosen Pembimbing
Arseto Yekti Bagastyo, S.T., M.T., M.Phil., Ph.D.**

**JURUSAN TEKNIK LINGKUNGAN
Fakultas Teknik Sipil dan Perencanaan
Institut Teknologi Sepuluh Nopember
Surabaya 2014**



FINAL PROJECT - RE 091324

REMOVAL OF HEXAVALENT CHROMIUM BY DRIED ACTIVATED SLUDGE

**FRANCISCO
NRP. 3310 100 079**

**Dosen Pembimbing
Arseto Yekti Bagastyo, S.T., M.T., M.Phil., Ph.D.**

**DEPARTMENT OF ENVIRONMENTAL ENGINEERING
Faculty of Civil Engineering and Planning
Institut Teknologi Sepuluh Nopember
Surabaya 2014**

LEMBAR PENGESAHAN

**PENYISIHAN KROM (VI) DENGAN MENGGUNAKAN
*DRIED ACTIVATED SLUDGE***

TUGAS AKHIR

Diajukan untuk memenuhi salah satu syarat memperoleh gelar
Sarjana Teknik pada Jurusan Teknik Lingkungan
Fakultas Teknik Sipil dan Perencanaan
Institut Teknologi Sepuluh Nopember Surabaya

Oleh:
Francisco
NRP. 3310100079

Disetujui,
Dosen Pembimbing


Arseto Yekti Bagastyo, S.T., M.T., M.Phil., Ph.D.
NIP. 198208042005011001



Penyisihan Krom (VI) Dengan Menggunakan *Dried Activated Sludge*

Nama Mahasiswa : Francisco
NRP : 3310100079
Jurusan : Teknik Lingkungan
Dosen Pembimbing : Arseto Yekti Bagastyo, S.T., M.T., M.Phil., Ph.D.

ABSTRAK

Penggunaan *dried activated sludge* (DAS) menjadi salah satu alternatif dalam penyisihan logam Cr (VI) pada air limbah. Proses penyisihan terjadi secara pasif melalui interaksi logam Cr (VI) dengan senyawa penyusun DAS serta tidak dipengaruhi oleh tingkat toksisitas logam. Beberapa parameter perlu diperhatikan dalam proses penyisihan logam Cr (VI) termasuk pH serta konsentrasi DAS. Penelitian ini bertujuan untuk menentukan kemampuan DAS serta pengaruh variasi konsentrasi Cr (VI) terhadap proses penyisihan Cr (VI).

Variabel yang digunakan dalam penelitian ini yaitu variasi konsentrasi Cr (VI) dan variasi jenis DAS. Logam Cr (VI) yang digunakan berasal dari larutan $K_2Cr_2O_7$ dengan variasi konsentrasi sebesar 50 mg/L, 100 mg/L, dan 150 mg/L. Jenis DAS berasal dari pengolahan limbah domestik (IPLT), pengolahan limbah industri (SIER), dan pengolahan limbah Rumah Potong Hewan (RPH). Pengeringan dilakukan pada suhu $60\text{ }^{\circ}\text{C}$ dan digunakan konsentrasi DAS sebesar 10 g/L. Penelitian ini dilakukan selama 24 jam dengan 6 kali pengukuran logam Cr (VI) yaitu pada jam ke 0, 1, 3, 5, 12, serta 24 menggunakan spektrofotometer UV-Vis. Analisis total krom dilakukan pada waktu ke 24 jam menggunakan spektrofotometer AAS (*Atomic Absorption Spectrophotometer*) untuk mengetahui Cr (III) yang terbentuk. pH 2 ditetapkan sebagai pH awal serta perubahan pH dan suhu diukur setiap pengambilan sampel.

DAS hasil pengolahan limbah domestik dan industri terlihat lebih baik dalam menyisihkan 100 mg/L Cr (VI) hingga mencapai

50% tanpa penetapan pH awal. Namun, kemampuan penyisihan Cr (VI) pada semua variasi konsentrasi oleh ketiga jenis DAS meningkat hingga 99% pada kondisi pH 2. Penggunaan pH rendah dapat mempercepat proses penyisihan Cr (VI) akibat protonasi senyawa pada DAS. Mekanisme reduksi terjadi dalam proses penyisihan sehingga terbentuk Cr (III) dalam larutan. Peningkatan konsentrasi Cr (VI) menyebabkan konsentrasi Cr (VI) yang tersisihkan semakin besar pada waktu yang sama.

Kata kunci : Cr (VI), *Dried activated sludge* (DAS), pH

Removal of Hexavalent Chromium by Dried Activated Sludge

Student name : Francisco
Student ID : 3310100079
Department : Teknik Lingkungan
Supervisor : Arseto Yekti Bagastyo, S.T., M.T., M.Phil., Ph.D.

ABSTRACT

Dried activated sludge (DAS) has been used as an alternative media to remove Cr (VI) in wastewater. The removal process was occurred through passive uptake by interaction with several functional groups of DAS which was resistance with metal toxicity. These parameters were necessary considered to remove Cr (VI) including pH and concentration of DAS. This study aims to investigate the prospect of DAS to remove Cr (VI) and to determine the effect of initial concentration of Cr (VI) in removal process.

Variables used in this study were initial concentrations of Cr (VI) and DAS origins. Cr (VI) solutions were prepared using $K_2Cr_2O_7$ with initial concentration of 50 mg/L, 100 mg/L and 150 mg/L Cr (VI). DAS was obtained from municipal sewage treatment plant (IPLT), industrial wastewater treatment plant (SIER), and slaughterhouse wastewater treatment plant (RPH). Each of DAS was dried at 60 °C and added 10 g/L of DAS for removal process. The experiment was conducted for 24 h with 6 times samples collection at 0, 1, 3, 5, 12 and 24 hours. Samples was analyzed spectrophotometrically for Cr (VI) concentration and AAS (*Atomic Absorption Spectrophotometer*) for total chromium to determine the existence of Cr (III). Initial pH of 2 was adjusted and the effect of pH and temperature were also investigated.

The result showed that the removal of 100 mg/L Cr (VI) was well performed by 50% with DAS from sewage and industrial wastewater treatment plants, without pH adjustment. However, up

to 99% of the removal efficiency was achieved in all concentration of Cr (VI) regardless of DAS origins, at initial pH 2. The removal process was accelerated with pH 2 due to protonation of functional groups of DAS. As higher initial concentration of Cr (VI) resulted in higher removal efficiency. The existence of Cr (III) was found in the solution as a result of Cr (VI) reduction mechanism.

Keywords : Cr (VI), Dried activated sludge (DAS), pH

KATA PENGANTAR

Puji dan syukur penulis panjatkan Tuhan Yang Maha Esa atas perlindungan, bimbingan, rahmat serta berkat-Nya sehingga penulis dapat menyelesaikan tugas akhir dengan judul “Penyisihan Krom (VI) Dengan Menggunakan *Dried Activated Sludge*” dengan lancar. Tak lupa penulis mengucapkan terima kasih kepada semua pihak yang telah membantu kelancaran penulisan tugas akhir ini, yakni :

1. Bapak Arseto Yekti Bagastyo, S.T., M.T., M.Phil., Ph.D selaku dosen pembimbing tugas akhir, terima kasih atas kesediaan, kesabaran, dan ilmu yang diberikan dalam proses bimbingan hingga terselesaikannya tugas akhir ini. Mohon maaf untuk segala kesalahan dan kekurangan saya selama penyusunan dan proses pembimbingan tugas akhir ini.
2. Ibu Prof. Dr. Yulinah Trihadiningrum, MAppSc, Ibu Susi Agustina Wilujeng, S.T., M.T dan Bapak Welly Herumurti, S.T., M.Sc selaku dosen penguji, terima kasih atas kesediaan, saran, dan masukan yang diberikan selama penyusunan tugas akhir ini.
3. Bapak Ir. Eddy Setiadi Soedjono, Dipl.S.E., M.Sc., Ph.D selaku Ketua Jurusan Teknik Lingkungan dan dosen wali, terima kasih atas dukungan dan nasehat Bapak selama ini.
4. *My lovely parents* (Papa dan Mama), terima kasih atas segala dukungan, dana serta doa yang tiada hentinya demi kelancaran tugas akhir ini. Terima kasih juga telah selalu mengingatkan saya untuk tidak mengandalkan kekuatan sendiri, berpasrah kepada Tuhan dan selalu berpikir positif.
5. *My lovely sister and brother* (Priska, Beto dan Kesha), terima kasih atas dukungan, semangat dan doanya demi kelancaran tugas akhir ini.
6. *My best friend*, Une Hadyan Putri. Terima kasih atas bantuan dan motivasi yang telah diberikan. Terima kasih juga telah membantu disaat-saat genting serta terima kasih telah selalu mendengarkan curhat-curhat saya. *You’re Rock!!!*

7. *My partner in crime*, Natalia Diani Triana. Terima kasih sudah menjadi partner saya sejak KP dan TA. Terima kasih atas bantuan, dukungan serta ilmu yang diberikan demi kelancaran tugas akhir ini. Mohon maaf atas segala kesalahan dan kekurangan saya sebagai partner, yah!!
8. *My best friends* (Kasih, Ina, Koko, Ayu). Terima kasih atas dukungan dan motivasi yang sudah diberikan untuk saya.
9. Teman-teman sekerja TA (Patricia, Wawan, Silfi). Terima kasih sudah selalu menemani dan berbagi suka-duka bersama.
10. Anggota RT LASILFI (Triyono, Ulvi, Siti, Fia, Ausie, Arya). Terima kasih sudah selalu membantu dan menemani saat kerja lab. Terima kasih pula untuk semua laboran yang telah membantu dalam kerja lab saya.
11. Petugas IPLT dan SIER Surabaya serta RPH Sidoarjo yang telah membantu dalam pengambilan lumpur. Serta mba Tia, Asad, Rifda, Wenny dan Ica yang sudah membantu menghubungi, menyambungkan, dan menghantarkan saya ke instansi-instansi tersebut.
12. Sahabat – sahabat yang telah memberi bantuan, dukungan, motivasi dan semangat.
13. Teman – teman angkatan 2010, terima kasih atas kebersamaan selama ini.

Penulis menyadari masih terdapat banyak kekurangan dalam penyusunan tugas akhir ini, oleh karena itu penulis menerima kritik dan saran yang bersifat membangun sehingga penulisan dapat lebih baik lagi. Semoga tugas akhir ini dapat memberikan manfaat bagi pembaca.

Surabaya, Juli 2014

Penyusun

DAFTAR ISI

ABSTRAK	i
ABSTRACT	iii
KATA PENGANTAR	v
DAFTAR ISI	vii
DAFTAR TABEL	x
DAFTAR GAMBAR	xiii

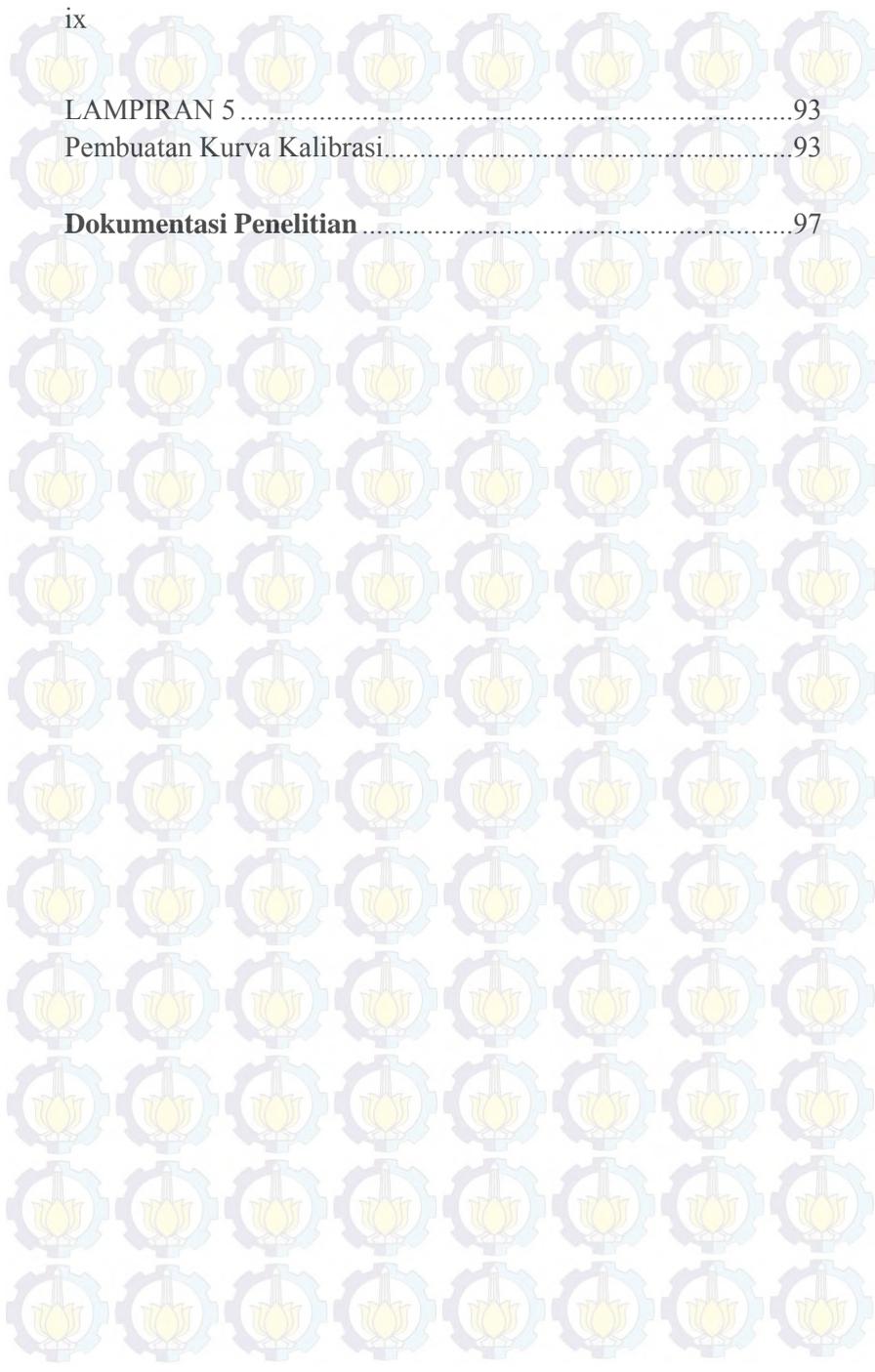
BAB 1 PENDAHULUAN	1
1.1. Latar Belakang.....	1
1.2. Rumusan Masalah.....	4
1.3. Tujuan Penelitian.....	4
1.4. Ruang Lingkup.....	4
1.5. Manfaat Penelitian.....	5

BAB 2 TINJAUAN PUSTAKA	7
2.1 Logam Kromium.....	7
2.1.1 Toksisitas Logam Kromium.....	7
2.1.2. Pengolahan Logam Kromium.....	9
2.2 Biosorpsi.....	9
2.3 Sorben.....	12
2.3.1. <i>Activated Sludge</i> Sebagai Biosorben.....	12
2.3.1. Efek <i>Pre-treatment</i> biosorben.....	15
2.4. Model Isoterm Sorpsi.....	15
2.4.1 Isoterm Langmuir.....	15
2.4.2 Isoterm Freundlich.....	16
2.5. Penelitian Terdahulu.....	17

BAB 3 METODE PENELITIAN	19
3.1. Kerangka Pelaksanaan Penelitian.....	19
3.1.1. Persiapan Penelitian.....	22

3.1.2. Penelitian Pendahuluan.....	24
3.1.3. Penelitian Utama.....	24
3.1.4. Analisis Data dan Pembahasan.....	27
3.1.5. Kesimpulan dan Saran.....	28
BAB 4 ANALISIS DAN PEMBAHASAN.....	29
4.1 Karakteristik Awal DAS.....	29
4.2 Penelitian Pendahuluan.....	31
4.3 Penelitian Utama.....	34
4.3.1 Perlakuan Kontrol.....	34
4.3.2 <i>Dried Activated Sludge</i> IPLT.....	36
4.3.3 <i>Dried Activated Sludge</i> SIER.....	37
4.3.4 <i>Dried Activated Sludge</i> RPH.....	38
4.3.5 Mekanisme Sorpsi.....	41
4.4 Pengaruh Variasi Konsentrasi Cr (VI).....	46
4.5 Isoterm Sorpsi.....	48
4.6 Aplikasi Penggunaan DAS.....	55
BAB 5 KESIMPULAN DAN SARAN.....	59
5.1 Kesimpulan.....	59
5.2 Saran.....	59
Daftar Pustaka.....	61
LAMPIRAN	
LAMPIRAN 1.....	67
Prosedur Analisis Laboratorium.....	67
LAMPIRAN 2.....	73
Perhitungan Konsentrasi Larutan dan Berat DAS.....	73
LAMPIRAN 3.....	75
Prosedur Pencucian Reaktor.....	75
LAMPIRAN 4.....	77
Perhitungan dan Data Hasil Analisis.....	77

LAMPIRAN 5	93
Pembuatan Kurva Kalibrasi.....	93
Dokumentasi Penelitian	97



DAFTAR GAMBAR

Gambar 2. 1 Siklus Kromium di Alam	8
Gambar 3. 1 Kerangka Penelitian.....	20
Gambar 4. 1 Konsentrasi Cr (VI) Oleh Masing-Masing DAS (C: 100 mg/L; tanpa <i>adjust</i> pH).....	32
Gambar 4. 2 Persentase Removal Cr (VI) Oleh Masing- Masing DAS	33
Gambar 4. 3 Konsentrasi Cr (VI) Tanpa DAS (pH awal : 2, t = 24 jam).....	35
Gambar 4. 4 Persentase Konsentrasi Cr (VI) Tersisa Menggunakan <i>Dried Activated Sludge</i> IPLT (initial pH : 2, t = 24 jam).....	36
Gambar 4. 5 Persentase Konsentrasi Cr (VI) Tersisa Menggunakan <i>Dried Activated Sludge</i> SIER (initial pH : 2, t = 24 jam).....	37
Gambar 4. 6 Grafik Persentase Konsentrasi Cr (VI) Tersisa Menggunakan <i>Dried Activated Sludge</i> RPH (initial pH : 2, t = 24 jam).....	39
Gambar 4. 7 Perubahan pH Selama Proses Penyisihan (a) DAS IPLT; (b) DAS SIER; (c) DAS RPH	45
Gambar 4. 8 Grafik Persentase Removal Cr (VI) (a) 50 mg/L; (b) 100 mg/L ; (c) 150 mg/L	47
Gambar 4. 9 Isoterm Sorpsi Langmuir Pada Masing-Masing DAS (a) DAS IPLT; (b) DAS SIER; (c) DAS RPH.....	50
Gambar 4. 10 Isoterm Sorpsi Freundlich Pada Masing- Masing DAS (a) DAS IPLT; (b) DAS SIER; (c) DAS RPH.....	53

DAFTAR TABEL

Tabel 2. 1 Senyawa Penyusun Biomassa	13
Tabel 3. 1 Karakteristik Awal Lumpur yang Akan Diuji	24
Tabel 3. 2 Hasil Perhitungan Volume Larutan Awal yang Dibutuhkan dalam Pengenceran	25
Tabel 3. 3 Jenis Perlakuan Antara Variasi Konsentrasi dengan Variasi Jenis <i>Dried Activated Sludge</i>	25
Tabel 4. 1 Karakteristik Awal DAS	29
Tabel 4. 2 Peningkatan pH Pada Masing-Masing DAS	34
Tabel 4. 3 Hasil Pengukuran Total Krom	44
Tabel 4. 4 Perubahan Suhu Pada Proses Penyisihan Cr (VI)	46
Tabel 4. 5 Kapasitas Sorpsi dan Koefisien Korelatif Isoterm Langmuir	50
Tabel 4. 6 Kapasitas Sorpsi dan Koefisien Korelatif Isoterm Freundlich	53

“Halaman ini sengaja dikosongkan”

BAB 1

PENDAHULUAN

1.1. Latar Belakang

Logam kromium merupakan jenis logam berat yang sering ditemukan dalam efluen limbah industri (Calero *et al.*, 2009). Umumnya, logam kromium banyak digunakan dalam proses produksi di industri pertambangan, semen, baja maupun pewarnaan dan tekstil. Peningkatan jumlah industri tersebut akan mempengaruhi keberadaan dan penyebaran kromium di alam. Sifat logam berat yang mudah terakumulasi serta sulit untuk didegradasi menjadi penyebab pencemaran lingkungan dan kerusakan ekosistem (Calero *et al.*, 2009). Selain itu, logam kromium memiliki tingkat toksisitas yang cukup tinggi terutama dalam bentuk heksavalen (Cr (VI)) yang dapat memberikan efek karsinogenik bila terjadi bioakumulasi pada makhluk hidup (Singha dan Das, 2011; Chojnacka, 2012).

Proses pengolahan limbah industri yang mengandung logam berat telah dilakukan untuk mengurangi kandungan logam berat di alam. Beberapa proses fisik-kimia yang dilakukan seperti proses presipitasi, pertukaran ion, maupun proses oksidasi-reduksi mampu mengurangi kandungan logam kromium pada limbah (Feng *et al.*, 2000; Matlock *et al.*, 2002; Gulnaz *et al.*, 2005). Pengolahan limbah logam berat melalui proses adsorpsi menjadi salah satu pilihan pengolahan yang cukup sering dilakukan. Penggunaan karbon aktif sebagai adsorben mampu menyisihkan logam berat dengan efisiensi yang cukup tinggi. Namun, penggunaan bahan ini membutuhkan biaya operasional yang tinggi bila diterapkan dalam skala besar (Wang *et al.*, 2006). Pengolahan yang efektif sebaiknya tidak hanya dapat menyisihkan logam berat dengan berbagai variasi konsentrasi tetapi juga disertai dengan biaya operasional yang cukup terjangkau.

Di lain sisi, proses biosorpsi menjadi salah satu alternatif penyisihan logam yang cukup efektif dengan biaya operasional yang rendah, kemampuan melakukan *recovery* logam serta kapasitas sorben yang tinggi. Pada proses biosorpsi, material yang digunakan berasal dari makhluk hidup seperti bakteri, fungi, alga, tumbuhan maupun biomassa (Chojnacka, 2010) yang mengandung matriks biologis dan berperan sebagai sorben (Michalak *et al.*, 2013). Mekanisme proses biosorpsi memiliki kesamaan dengan mekanisme proses adsorpsi maupun pertukaran ion. Pengikatan ion dilakukan oleh gugus fungsi yang terdapat pada permukaan biomassa serta proses dilakukan secara independen tanpa melibatkan metabolisme sel (Michalak *et al.*, 2013).

Karakteristik serta jenis sorben mempengaruhi proses biosorpsi. *Activated sludge* merupakan lumpur biologis yang dapat digunakan sebagai alternatif sorben dalam menyisihkan logam berat pada air limbah. Menurut Choi *et al.* (2009), proses penyisihan logam berat oleh *activated sludge* dilakukan secara aktif maupun pasif. Pada penyisihan aktif, proses penyisihan didominasi oleh mikroorganisme hidup. Sedangkan pada penyisihan pasif difokuskan pada interaksi senyawa limbah dengan senyawa penyusun *activated sludge*.

Jenis penyisihan aktif membutuhkan nutrisi yang berakibat pada terjadinya peningkatan COD dan BOD pada limbah (Zare *et al.*, 2012). Toksisitas logam kromium akan mempengaruhi aktivitas mikroorganisme pada *activated sludge* yang menyebabkan kematian pada sel. Stasinakis *et al.* (2002) menyatakan bahwa peningkatan konsentrasi logam kromium lebih dari 10 mg/L dapat menghambat pertumbuhan sel dalam *activated sludge*. Pada proses penyisihan pasif, resistensi terhadap logam berat akan lebih tinggi karena jenis mikroorganisme yang digunakan tidak aktif melakukan metabolisme sehingga tidak mempengaruhi stabilitas biomassa.

Proses penyisihan pasif logam berat dapat dilakukan dengan menggunakan *dried activated sludge* sebagai sorben. Menurut penelitian yang dilakukan oleh Wu *et al.* (2010), penggunaan *dried activated sludge* sebanyak 10 g/L mampu menyisihkan logam Cr (VI) hingga 98.4% dengan konsentrasi awal logam Cr (VI) sebesar 100 mg/L dalam waktu 24 jam. *Activated sludge* sendiri memiliki kandungan fungsi karboksilat, hidroksil, sulfat, fosfat dan amino yang mampu mengikat ion logam berat (Wang *et al.*, 2006; Zare *et al.*, 2012). Penyesuaian suhu pengeringan *activated sludge* dapat mencegah perubahan fungsi pada biomassa (AjayKumar *et al.*, 2009).

Bila dibandingkan dengan penyisihan pasif, proses penyisihan aktif logam berat menggunakan *activated sludge* berlangsung lebih lama. Dalam penelitian Orozco *et al.* (2008), penggunaan *activated sludge* pada kondisi aerobik mampu mereduksi logam Cr (VI) sebanyak 12% dengan konsentrasi awal 100 mg/L dalam waktu 50 jam. Efisiensi penyisihan logam Cr (VI) meningkat menjadi 30% dalam waktu 200 jam. Pengaruh toksisitas serta kurangnya nutrisi menyebabkan penyisihan aktif menggunakan *activated sludge* lebih lama dibandingkan dengan *dried activated sludge*.

Berdasarkan penjelasan tersebut, maka pada penelitian ini akan dilakukan pengujian mengenai kemampuan *dried activated sludge* sebagai sorben pada proses penyisihan logam Cr (VI). Jenis *dried activated sludge* akan dibedakan sumbernya untuk mengetahui kemampuan masing-masing *sludge* dalam mereduksi logam Cr (VI). Variasi konsentrasi logam Cr (VI) dilakukan untuk mengetahui mekanisme proses sorpsi yang berpengaruh pada efisiensi penyisihan logam. Nilai pH optimum digunakan untuk memperoleh penyisihan optimum logam Cr (VI) oleh masing-masing jenis *dried activated sludge*.

1.2 Rumusan Masalah

Pada penelitian ini, beberapa rumusan masalah yang akan diteliti sebagai berikut:

1. Bagaimana kemampuan masing-masing *dried activated sludge* terhadap penyisihan logam Cr (VI) ?
2. Bagaimana pengaruh variasi konsentrasi Cr (VI) terhadap proses penyisihan logam Cr (VI) ?

1.3 Tujuan Penelitian

Pada penelitian ini, tujuan yang akan dicapai sebagai berikut:

1. Menentukan kemampuan masing-masing *dried activated sludge* terhadap penyisihan logam Cr (VI).
2. Menentukan pengaruh variasi konsentrasi Cr (VI) terhadap proses penyisihan logam Cr (VI).

1.4 Ruang Lingkup

Penelitian ini dibatasi pada ruang lingkup sebagai berikut:

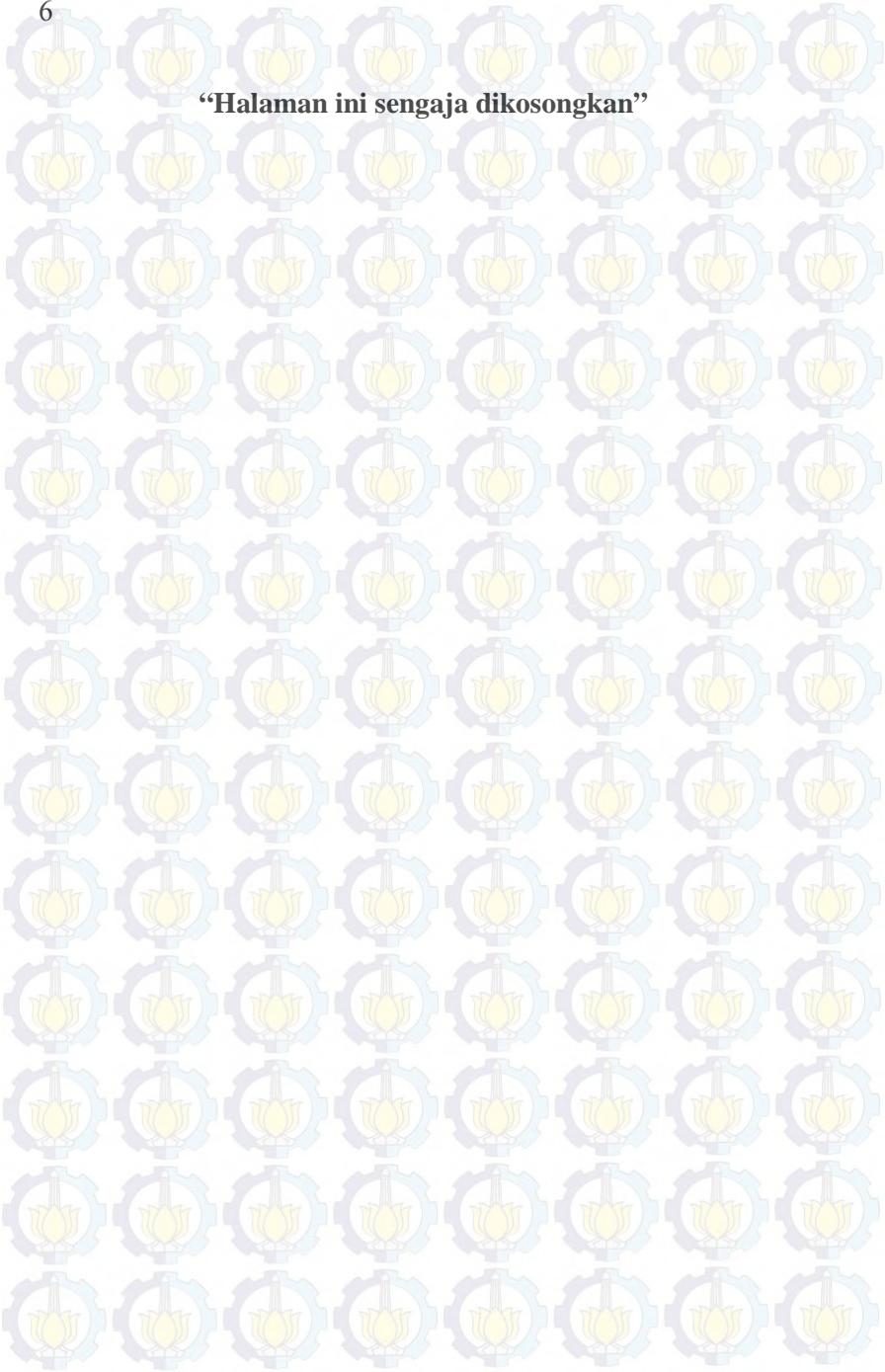
1. Penelitian dilakukan dalam skala laboratorium di Jurusan Teknik Lingkungan, Institut Teknologi Sepuluh Nopember Surabaya.
2. Waktu penelitian dilaksanakan selama dua bulan mulai Maret hingga Juni 2014.
3. Logam berat yang digunakan yaitu logam kromium dengan sampel limbah berasal dari larutan kalium dikromat.
4. Variabel uji yang digunakan yaitu:
 - a. Variasi konsentrasi logam Cr (VI) yaitu 50 mg/l, 100 mg/L dan 150 mg/L
 - b. Variasi jenis *dried activated sludge* berasal dari :
 1. Pengolahan limbah domestik, diambil dari unit *sludge drying bed* Instalasi Pengolahan Limbah Tinja (IPLT) Keputih, Surabaya.

2. Pengolahan limbah industri komunal, diambil dari unit *sludge drying bed* Instalasi Pengolahan Limbah (IPL) SIER, Surabaya.
3. Pengolahan limbah Rumah Pemotongan Hewan (RPH), Sidoarjo, diambil dari unit *sludge drying bed*.
5. Parameter yang diuji yaitu:
 - a. pH
 - b. Konsentrasi Cr (VI)
 - c. Total Krom
 - d. Suhu
6. Analisis logam kromium sebagai Cr (VI) menggunakan spektrofotometer UV-Vis.
7. Analisis total krom menggunakan AAS (*Atomic Absorption Spectrophotometer*).
8. Model isotherm adsorpsi menggunakan pendekatan isotherm Langmuir dan isotherm Freundlich.

1.5 Manfaat Penelitian

Hasil penelitian ini diharapkan dapat menjadi alternatif pengolahan limbah logam Cr (VI) melalui pemanfaatan *dried activated sludge*.

“Halaman ini sengaja dikosongkan”



BAB 2 TINJAUAN PUSTAKA

2.1 Logam Kromium

Kromium (Cr) adalah salah satu jenis logam berat dengan berat atom 51,996. Cr mempunyai valensi 0 hingga VI dengan valensi III yang paling stabil dan valensi VI yang memiliki sifat toksik yang tinggi. Dalam badan air, kromium trivalent ditemukan sebagai Cr^{3+} , $\text{Cr}(\text{OH})^{2+}$, $\text{Cr}(\text{OH})_2^+$, dan $\text{Cr}(\text{OH})_4^-$; sedangkan kromium heksavalen ditemukan sebagai CrO_4^{2-} dan $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$. Dalam kondisi anaerobik dan pH serta potensial redoks yang rendah, Cr akan berada dalam kondisi trivalent (Cr^{3+}) (Notodarmojo, 2005).

Pada kondisi heksavalen, sifat logam ini dapat larut dalam air. Namun, pada kondisi trivalent, logam kromium akan cenderung untuk teradsorpsi pada mineral tanah atau mengalami presipitasi akibat kondisi lingkungan yang basa maupun asam (Dhal *et al.*, 2013). Kromium heksavalen banyak dihasilkan dari kegiatan manusia terutama industri. Beberapa jenis industri seperti pertambangan, manufaktur, tekstil, pewarnaan kulit menghasilkan Cr (VI) dalam effluent limbah.

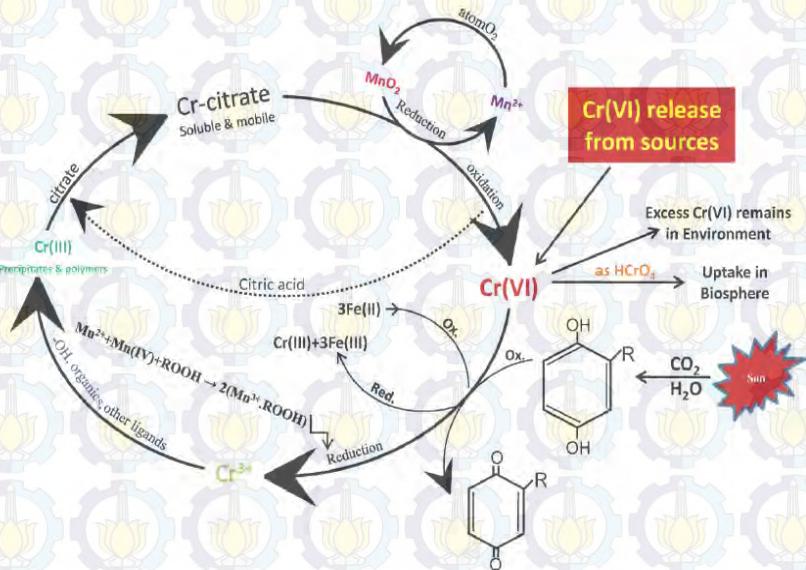
Keberadaan logam kromium di alam akan mengalami siklus kromium. Pada Gambar 2.1, logam Cr (VI) yang dilepaskan ke lingkungan akan mengalami beberapa proses seperti oksidasi-reduksi, perpindahan serta reaksi dengan senyawa lain yang terkandung di alam (Dhal *et al.*, 2013).

2.1.1 Toksisitas Logam Kromium

Logam kromium dibutuhkan sebagai *micro-nutrient* pada manusia dan hewan yang berperan dalam metabolisme gula, lemak dan protein. Namun, peningkatan konsentrasi kromium dapat menimbulkan sifat toksik. Cr (VI) memiliki sifat toksisitas yang tinggi dan dapat berpengaruh bila terserap

dalam tubuh makhluk hidup. Bioakumulasi logam krom pada makhluk hidup dapat mempengaruhi kesehatan, efek mutagenik pada bakteri serta efek mutagenik dan karsinogenik pada hewan dan manusia. Dalam kondisi dosis yang tinggi, Cr (VI) dapat menyebabkan kematian (Dhal *et al.*, 2013).

Toksistas logam Cr (VI) sangat dipengaruhi oleh sifat logam tersebut yang mudah berdifusi melewati membran sel, baik sel eukariotik maupun prokariotik. Cr (III) memiliki sifat toksik yang lebih rendah (10 hingga 100 kali) dibandingkan dengan Cr (VI) karena sifat membran sel yang cukup *impermeable* terhadap Cr (III) kompleks. Namun, di dalam sel sendiri akan terjadi reduksi Cr (VI) menjadi Cr (III) yang dapat mengakibatkan sifat toksik terutama potensi efek mutagenik (Dhal *et al.*, 2013).



Gambar 2. 1 Siklus Kromium di Alam (Dhal *et al.*, 2013)

2.1.2. Pengolahan Logam Kromium

Pengolahan logam kromium telah banyak dilakukan baik secara fisik-kimia maupun biologis. Pengolahan fisik-kimia meliputi proses oksidasi-reduksi, presipitasi, adsorpsi, pertukaran ion, *reverse osmosis*, elektrodialisis maupun proses *landfill*. Namun, pendekatan pengolahan fisik-kimia memiliki beberapa kelemahan seperti biaya pengolahan yang tinggi, kebutuhan reagen dan energi yang tinggi serta proses penyisihan yang tidak sempurna.

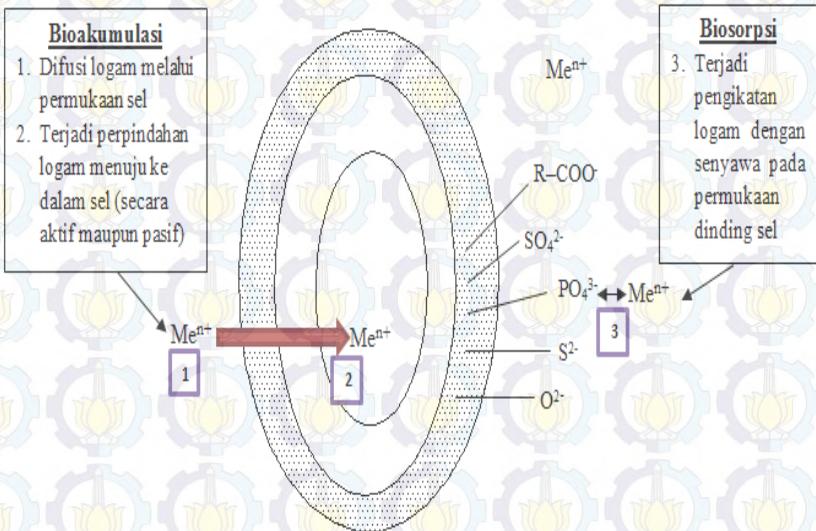
Keterbatasan jenis pengolahan juga terlihat pada konsentrasi logam yang diolah. Beberapa metode pengolahan hanya mampu mengolah logam dalam konsentrasi yang tinggi hingga sedang dan kurang efektif dalam mengolah konsentrasi yang rendah (1 hingga 100 mg/L). Pengolahan biologis menjadi salah satu pilihan karena efektif menyisihkan logam dalam konsentrasi rendah. Selain itu, proses biologis lebih efektif menyisihkan logam terlarut maupun partikulat dan menjadi alternatif dalam *metal removal* maupun *metal recovery* (Dhal *et al.*, 2013).

2.2. Biosorpsi

Biosorpsi didefinisikan sebagai proses sorpsi menggunakan material yang berasal dari biologis atau biomassa (Hammairi *et al.*, 2007). Sedangkan menurut Soltani *et al.* (2009), biosorpsi diartikan kemampuan materi biologi baik hidup atau mati untuk menyerap spesies, senyawa-senyawa dan partikulat logam, radionuklida dan organometaloid dari larutan dengan proses fisik dan kimia. Proses biosorpsi hampir serupa dengan proses adsorpsi maupun pertukaran ion, namun perbedaannya terdapat pada material biosorben yang berasal dari material biologis (Chojnacka, 2010). Biosorpsi menjadi salah satu proses biologis yang cukup baik dalam menyisihkan logam berat bila dibandingkan dengan proses fisik-kimia. Proses biosorpsi memiliki beberapa kelebihan seperti biaya operasional yang

cukup murah, *metal recovery*, dapat dilakukan regenerasi biosorben serta mampu bekerja efektif dalam konsentrasi yang rendah (Zare *et al.*, 2012).

Biosorpsi terjadi akibat material yang berasal dari biologis atau biomassa dan bukan dilakukan oleh *living biomass*. Hal inilah yang membedakan biosorpsi dengan bioakumulasi. Proses biosorpsi terjadi secara pasif (*passive uptake*) sedangkan bioakumulasi terjadi secara aktif (*active uptake*) dengan bantuan *living biomass*. Proses biosorpsi tidak dipengaruhi oleh tingkat toksisitas sorbat. Berbeda dengan bioakumulasi, toksisitas sorbat dapat mempengaruhi kinerja biosorpsi dan menjadi ancaman bagi *living biomass* (Chojnacka, 2010). Mekanisme biosorpsi maupun bioakumulasi dapat dilihat perbedaannya pada Gambar 2.2.



Gambar 2. 2 Mekanisme Biosorpsi dan Bioakumulasi (Chojnacka, 2010)

Beberapa proses yang terlibat saat terjadi biosorpsi seperti kompleksasi, presipitasi, adsorpsi maupun pertukaran ion. Namun, dominasi proses biosorpsi lebih kepada pertukaran ion (Chojnacka, 2010). Dalam proses biosorpsi, beberapa parameter yang berperan diantaranya pH, konsentrasi biomassa, serta konsentrasi awal pencemar. Penjelasan terhadap parameter tersebut sebagai berikut:

1. Saat proses pertukaran ion lebih mendominasi dalam proses biosorpsi, maka pH akan berpengaruh terhadap keberadaan proton dalam larutan. Keberadaan H^+ serta kation logam akan saling bersaing dalam pengikatan pada biosorben (Chojnacka, 2010). Pada saat pH rendah, ion H^+ akan lebih reaktif dalam berikatan dengan biosorben sehingga pengikatan logam akan menurun seiring penurunan pH (Luo *et al.*, 2006). Sedangkan pada keadaan basa akan terbentuk hidrat dan menyebabkan presipitasi.
2. Konsentrasi biosorben mempengaruhi ketersediaan anion dan kation sebagai *binding site* logam. Menurut Singha dan Das (2011), peningkatan konsentrasi biosorben akan meningkatkan efisiensi penyisihan logam berat akibat peningkatan *surface area* sebagai *active site* biosorben. Variasi biosorben juga dapat mempengaruhi efisiensi penyisihan logam karena dapat menambah variasi serta konsentrasi gugus fungsi yang berperan dalam biosorpsi ion logam.
3. Penelitian Singha dan Das (2011) menjelaskan bahwa konsentrasi awal mempengaruhi efisiensi penyisihan logam. Pada penelitian ini, persen removal logam Cr (VI) menurun akibat peningkatan konsentrasi awal logam. Pada konsentrasi rendah, seluruh ion logam akan bereaksi dan berikatan dengan *binding site* dan terjadi biosorpsi sempurna. Pada konsentrasi yang tinggi, ion logam akan banyak yang tertinggal akibat kejenuhan *binding site*. Dalam hal ini, energi pengikatan pada biosorben jenuh

akan lebih rendah dan mempengaruhi pengikatan ion logam.

2.3 Sorben

Proses biosorpsi sangat dipengaruhi oleh jenis sorben yang digunakan. Umumnya, jumlah sorpsi yang terjadi per unit berat dari sorben akan semakin besar bila luas permukaan spesifik media sorben semakin besar pula. Luas permukaan spesifik media sorben adalah bagian dari total luas permukaan media di mana proses sorpsi berlangsung. Selain itu, peningkatan luas permukaan spesifik media sorben sebanding dengan penurunan diameter media sorben. Dalam hal ini peningkatan proses adsorpsi mengakibatkan penurunan ukuran diameter media sorben.

Ukuran pori pada sorben mempengaruhi ukuran molekul-molekul sorbat yang akan disorpsi. Ukuran molekul sorbat yang besar dapat menghambat masuknya ukuran sorbat yang kecil pada pori-pori media sorben. Namun, akibat bentuk pori-pori media sorben yang tidak beraturan menyebabkan molekul sorbat berukuran kecil dapat masuk ke dalam pori-pori (Sari, 2011).

2.3.1. *Activated Sludge* Sebagai Biosorben

Menurut Zare (2012), *activated sludge* merupakan biomaterial efektif yang mampu mereduksi senyawa logam seperti Cd (II), Zn (II), Pb (II) dan Cu (II) dalam air limbah. Mekanisme penyisihan logam oleh *activated sludge* dilakukan secara biosorpsi maupun *bioleaching*. Penyisihan logam berat dalam air limbah menggunakan *activated sludge* memiliki efisiensi yang tinggi serta biaya instalasi dan operasi yang cukup rendah. Pada *activated sludge* mengandung gugus fungsi seperti asam karboksilat, karboksil, dan amin (Gulnaz *et al.*, 2006).

Activated sludge sendiri memiliki kandungan *living cell* serta *dead cell*. Dari beberapa penelitian sebelumnya, beberapa

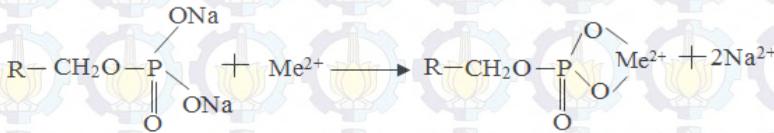
senyawa seperti aldehyd, karboksil, sulfidril, fosfat, hidroksil, amin-organik serta gugus asam merupakan senyawa dalam biomassa yang berperan penting dalam penyisihan logam berat pada limbah cair (Arief *et al.*, 2008; Marandi, 2011; Zhang dan Banks, 2006). Beberapa senyawa tersebut merupakan penyusun dalam biomassa dan dapat dilihat pada Tabel 2.1.

Tabel 2.1 Senyawa Penyusun Biomassa

Gugus Fungsi	Nama Gugus	Senyawa Terkait
$R'-O-H$	Hidroksil	Alkohol Karbohidrat
$R-C \begin{matrix} \nearrow O \\ \searrow OH \end{matrix}$	Karboksil	Asam Lemak Protein Asam Organik
$R-C \begin{matrix} H \\ \\ NH_2 \\ H \end{matrix}$	Amino	Protein Asam Nukleat
$R-C \begin{matrix} \nearrow O \\ \searrow O-R \end{matrix}$	Ester	Lemak
$R-C \begin{matrix} H \\ \\ SH \\ H \end{matrix}$	Sulfidril	Cystein (Asam Amino) Protein
$R-C \begin{matrix} \nearrow O \\ \searrow H \end{matrix}$	Karbonil, <i>Terminal End</i>	Aldehyd Polisakarida

Gugus Fungsi	Nama Gugus	Senyawa Terkait
$\begin{array}{c} \text{O} \\ \\ \text{R}-\text{C}-\text{C}- \\ \end{array}$	Karbonil <i>Internal</i>	Keton Polisakarida
$\begin{array}{c} \text{O} \\ \\ \text{R}-\text{O}-\text{P}-\text{OH} \\ \\ \text{OH} \end{array}$	Fosfat	DNA RNA ATP

Sumber: Wang dan Chen, (2009)



Gambar 2. 3 Reaksi Pengikatan Logam Oleh Senyawa Penyusun Biomassa (Michalak *et al.*, 2013)

Gambar 2.3 menjelaskan proses pengikatan logam oleh senyawa dalam biomassa. Selama proses biosorpsi berlangsung, beberapa jenis logam (Na^+ , K^+ , Mg^{2+} , dan Ca^{2+}) yang secara alami sudah berikatan dengan fungsi tersebut akan bertukar dengan logam yang ada pada larutan.

Penelitian mengenai pengaruh *activated sludge* terhadap logam Cr (VI) telah banyak dilakukan. Penelitian Wu *et al.* (2010) menunjukkan pengaruh *dried activated sludge* dapat menyisihkan logam Cr (VI) pada pH rendah (1 dan 2) sebanyak 77.7 % dengan konsentrasi 10 g/L. Namun, penyisihan tersebut terjadi akibat konversi logam Cr (VI) menjadi Cr (III). Dengan peningkatan pH (3 dan 4) serta

konsentrasi *dried activated sludge* yang sama, penyisihan Cr (VI) meningkat menjadi 98.4%. Peningkatan pH menjadi pembatas terhadap peningkatan ion Cr (III) akibat penggunaan ion H^+ akan cenderung digunakan untuk reduksi Cr (VI). Dalam penelitian ini, peningkatan pH menurunkan konsentrasi Cr (VI) akibat reduksi menjadi Cr (III) serta menurunkan total krom akibat presipitasi Cr (III).

2.3.1. Efek *Pre-treatment* biosorben

Modifikasi dilakukan sebagai *pre-treatment* pada biosorben dapat meningkatkan kapasitas biomassa dalam mengikat ion logam. Proses *pre-treatment* dapat membantu memodifikasi karakteristik permukaan biosorben dengan menghilangkan ataupun menambahkan gugus maupun meningkatkan *active site* pada biosorben (Wang dan Chen, 2009).

Beberapa metode *pre-treatment* dapat dilakukan secara fisik, kimia maupun biologis. Proses pemanasan, sterilisasi dengan kimia serta penumbukan secara fisik menjadi salah satu *pre-treatment* yang mampu meningkatkan proses biosorpsi logam. Pada sel mikroorganisme yang terdegradasi dapat meningkatkan luas permukaan serta menghasilkan lebih banyak senyawa intraseluler sehingga meningkatkan *binding site* (Errasquin dan Vazquez, 2003). Penggunaan suhu rendah pada pengeringan lumpur aktif dapat mencegah perubahan fungsi pada biomassa (AjayKumar *et al.*, 2009).

2.4. Model Isoterm Sorpsi

2.4.1 Isoterm Langmuir

Isoterm Langmuir umumnya digunakan untuk menggambarkan hubungan antara jumlah adsorbat yang terserap dalam adsorben serta konsentrasi kesetimbangan dalam larutan. Isoterm Langmuir didasari oleh asumsi: (i) permukaan adsorben mengalami kontak dengan larutan yang berisi adsorbat dan memiliki energi yang homogen pada setiap

permukaan adsorban; (ii) permukaan adsorban memiliki sejumlah *binding site* di mana molekul dapat teradsorb; (iii) proses adsorpsi terjadi pada satu lapisan permukaan atau *monolayer adsorption*. Isoterm Langmuir ditunjukkan dalam Persamaan 2.1 sebagai berikut:

$$q_e = \frac{q_m K_L C_e}{1 + K_L C_e} \quad (2.1)$$

Dalam bentuk linier ditampilkan pada Persamaan 2.2.

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{K_L q_m} + \frac{1}{q_m} C_e \quad (2.2)$$

Dimana:

q_e : Massa logam teradsorb per massa sorben (mg/g).

q_m : Konsentrasi maksimum kapasitas sorben jenuh atau telah terbentuk *monolayer* (mg/g)

K_L : Konstanta kesetimbangan adsorpsi yang berhubungan dengan energi sorpsi antara adsorbat dan adsorben (L/mg).

C_e : Konsentrasi larutan setelah keadaan setimbang (mg/L)

2.4.2 Isoterm Freundlich

Model isoterm Freundlich didapatkan melalui pendekatan isoterm Langmuir. Metode isoterm Freundlich tersusun atas beberapa isoterm Langmuir untuk permukaan yang heterogen dan mampu mencakup berbagai jenis sorben. Persamaan 2.3 menunjukkan persamaan matematis isoterm Freundlich.

$$q_e = K_f (C_e^{1/n}) \quad (2.3)$$

Dimana:

q_e : Massa logam teradsorb per massa sorben (mg/g).

C_e : Konsentrasi larutan setelah keadaan setimbang (mg/L)

- K_f : Konstanta kesetimbangan adsorpsi yang berhubungan dengan kapasitas sorpsi (L/mg)^{1/n}
 n : Intensitas adsorpsi

Dalam bentuk linier, persamaan isoterm Freundlich dapat ditulis seperti Persamaan 2.4 sebagai berikut:

$$\log(q_e) = \log(K_f) + \left(\frac{1}{n}\right) \log(C_e) \quad (2.4)$$

2.5. Penelitian Terdahulu

Penelitian terdahulu digunakan sebagai referensi dalam pelaksanaan penelitian maupun pembahasan. Berbagai penelitian mengenai penggunaan *dried activated sludge* telah dilakukan dan ditunjukkan dalam Tabel 2.2.

Tabel 2. 2 Daftar Penelitian Terdahulu

No.	Sumber	Hasil Penelitian
1	Hammaini <i>et al.</i> (2007)	Dari penelitian ini diketahui pH mempengaruhi proses biosorpsi beberapa jenis logam (Cd, Cu, Ni, Pb dan Zn). Pada pH rendah, penyerapan proton oleh <i>dried activated sludge</i> meningkat dan optimum pada pH 2 serta menurun seiring peningkatan nilai pH. Dalam penelitian ini diketahui terjadi kompetisi penyerapan antara logam dan proton akibat pengaruh pH. Pengeringan lumpur aktif dilakukan pada suhu 50 °C untuk mencegah terjadinya perubahan gugus senyawa pada dinding sel.
2	Wu <i>et al.</i> (2010)	Penelitian ini bertujuan untuk menyisihkan logam Cr (VI) menggunakan <i>dried activated sludge</i> . Biosorben yang digunakan sebesar 10 g/L dan dilakukan <i>pre-treatment</i> dengan pemanasan 60 °C serta penambahan asam. Kecepatan penyisihan bergantung oleh

No.	Sumber	Hasil Penelitian
		<p>kondisi pH larutan. Dengan kondisi waktu kontak selama 5 jam, kecepatan penyisihan Cr (VI) pada pH 1 dan 2 lebih tinggi dibandingkan pada pH 3 dan 4. Efisiensi penyisihan pada pH 1 dan 2 masing-masing 68,9% dan 77,7%. Dengan waktu kontak yang sama, pada kondisi pH 3 dan 4, efisiensi penyisihan masing-masing mencapai 50% dan 40%. Konsentrasi awal Cr (VI) sebesar 100 mg/L</p>
3	Farzadkia <i>et al.</i> (2012)	<p>Penelitian ini bertujuan untuk menyisihkan logam Cr (VI) menggunakan biomassa yang berasal dari alga <i>Sargassum</i> sp dan <i>dried activated sludge</i>. Kedua biomassa tersebut digunakan dalam keadaan kering dengan pemanasan 60 °C hingga berat konstan. Dengan konsentrasi awal Cr (VI) 50 mg/L, <i>Sargassum</i> sp dan <i>dried activated sludge</i> masing-masing mampu menyisihkan logam Cr (VI) sebesar 89% dan 41% dalam waktu 60 menit pada kondisi nilai pH 4.</p>

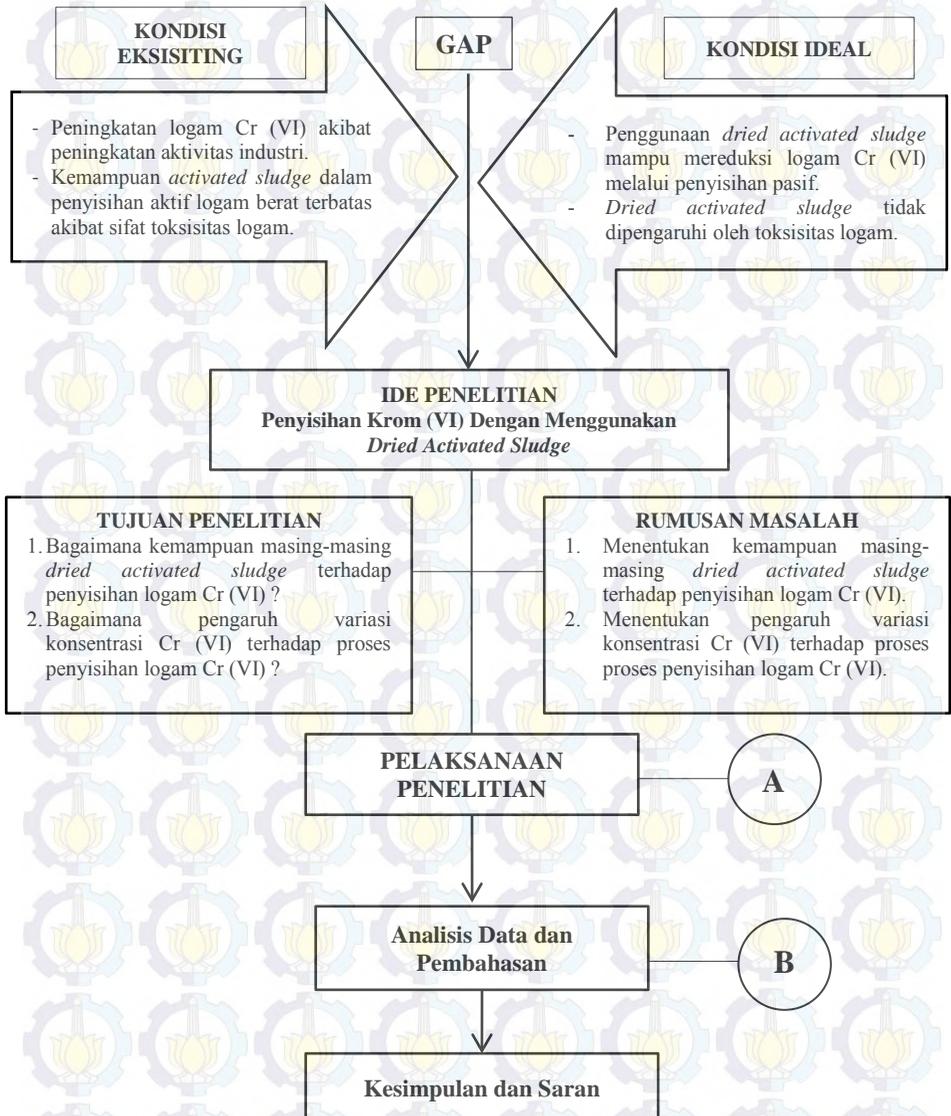
BAB 3 METODE PENELITIAN

Penelitian ini bertujuan untuk mengetahui pengaruh jenis *dried activated sludge* terhadap penyisihan logam Cr (VI). *Activated sludge* yang digunakan berasal dari tiga sumber yang berbeda yang kemudian dikeringkan dan digunakan sebagai sorben. Dari penelitian ini akan didapatkan konsentrasi pencemar optimum yang dapat disisihkan oleh masing-masing jenis *dried activated sludge*.

3.1. Kerangka Pelaksanaan Penelitian

Kerangka penelitian merupakan gambaran dari seluruh rangkaian kegiatan untuk melaksanakan penelitian secara terstruktur dan sistematis. Kerangka penelitian dapat membantu terlaksananya penelitian yang sesuai dengan tujuan dan rumusan masalah yang ada. Selain itu, dengan adanya kerangka penelitian diharapkan dapat memperkecil kemungkinan kesalahan yang dapat terjadi dalam penelitian.

Pelaksanaan penelitian ini dimulai dengan adanya permasalahan yang kemudian memunculkan ide penelitian dengan tujuan untuk mendapatkan hasil sesuai dengan tujuan. Studi literatur sangat diperlukan untuk mendukung pelaksanaan penelitian sehingga dapat menjawab permasalahan serta analisis data dan pembahasan. Dalam bab ini penjelasan terhadap penjabaran ide serta studi literatur tidak dicantumkan dan dapat dilihat pada bab sebelumnya. Gambar 3.1 merupakan kerangka pelaksanaan penelitian disertai dengan tahapan pelaksanaan penelitian.



Gambar 3. 1 Kerangka Penelitian

A

PELAKSANAAN PENELITIAN

Persiapan Penelitian

Alat :

- Labu Erlenmeyer 1 L
- *Magnetic Stirrer*
- pH meter
- Spektrofotometer UV-Vis
- Termometer
- *Glassware*
- Oven
- *Furnace*

Bahan :

- *Dried activated sludge*
- Larutan $K_2Cr_2O_7$
- Reagen

Penelitian Pendahuluan

Penelitian Utama

Analisis:

- Karakteristik *activated sludge*
- Kemampuan sorpsi logam Cr (VI) oleh *dried activated sludge* tanpa *adjust pH*

Dilakukan selama 24 jam dengan pengambilan sampel pada jam ke 0, 1, 3, 5, 12 dan 24.

Analisis :

- Konsentrasi logam Cr (VI)
- Total Krom
- pH larutan
- Suhu

B

Analisis Data dan Pembahasan

1. Karakteristik *dried activated sludge* awal meliputi total *volatile solid*, pH dan total krom
2. Kemampuan *dried activated sludge* tanpa adanya *adjust pH* dalam penyisihan Cr (VI)
3. Pengaruh *dried activated sludge* terhadap penurunan konsentrasi logam Cr (VI) setelah dilakukan *adjust pH*
4. Pengaruh variasi konsentrasi logam Cr (VI) terhadap mekanisme penyisihan logam
5. Isoterm sorpsi menggunakan metode Langmuir dan Freundlich
6. Perubahan pH dan suhu serta pengaruhnya terhadap penyisihan logam Cr (VI)

3.1.1. Persiapan Penelitian

Persiapan penelitian merupakan tahap untuk mempersiapkan alat dan bahan yang diperlukan dalam penelitian. Pada penelitian ini, proses pencampuran antara *dried activated sludge* dan limbah menerapkan proses pengadukan. Alat-alat yang dibutuhkan dalam penelitian ini sebagai berikut:

1. Labu Erlenmeyer

Labu Erlenmeyer digunakan sebagai reaktor dalam penelitian skala laboratorium. Pada penelitian ini, akan digunakan labu Erlenmeyer dengan kapasitas 1000 mL sebanyak 15 buah. Sebelum digunakan, pencucian *glassware* dilakukan menggunakan larutan HNO_3 untuk membersihkan logam yang menempel pada labu Erlenmeyer. Prosedur pencucian reaktor selengkapnya dapat dilihat pada **Lampiran 3**.

2. *Magnetic Stirrer*

Magnetic Stirrer digunakan untuk mengaduk dan memberikan efek kontak *dried activated sludge* dengan larutan logam. Pada *magnetic stirrer* digunakan batang magnet dengan panjang 4-5 cm disesuaikan dengan reaktor yang digunakan.

3. pH meter

pH meter digunakan untuk mengukur pH larutan pada saat awal dan akhir.

4. Termometer

Termometer digunakan untuk mengukur suhu larutan campuran *dried activated sludge* dan logam Cr (VI).

5. *Glassware*

Glassware digunakan sebagai wadah dalam membuat maupun mereaksikan larutan. Beberapa jenis *glassware* yang digunakan seperti labu pengencer, gelas ukur, pipet volumetrik dan sebagainya.

6. Spektrofotometer UV-Vis

Spektrofotometer UV-Vis digunakan untuk mengukur absorbansi larutan sehingga dapat diketahui konsentrasi Cr (VI).

Pada persiapan bahan yang digunakan, diperlukan perlakuan khusus untuk mencegah terjadinya kesalahan dalam penelitian. Bahan-bahan yang digunakan dalam penelitian ini sebagai berikut:

1. *Dried activated sludge*

Pada penelitian ini, *activated sludge* diambil dari unit pengolahan limbah biologis dari 3 sumber yang berbeda yaitu IPLT Keputih Surabaya, IPL SIER serta instalasi pengolahan limbah pada Rumah Pematangan Hewan (RPH). *Activated sludge* didapatkan dari unit *sludge drying bed* dengan umur *sludge* sekitar 1 minggu. Selanjutnya, padatan *activated sludge* dikeringkan menggunakan oven pada suhu 60 °C selama 1 minggu. Pengeringan *activated sludge* dilakukan hingga mencapai berat konstan dengan deviasi penimbangan $\pm 0,002$ g dan didapatkan *dried activated sludge*. *Dried activated sludge* kemudian diayak hingga ukuran partikel homogen. Selanjutnya, *sludge* dapat dimasukkan ke dalam wadah dan siap untuk digunakan. Prosedur pengeringan *sludge* selengkapnya dapat dilihat pada **Lampiran 1**.

2. Larutan limbah logam Cr (VI)

Limbah logam yang digunakan yaitu logam Cr (VI) yang berasal dari *artificial wastewater*. Pembuatan larutan logam Cr (VI) dengan melarutkan 1,414 g padatan $K_2Cr_2O_7$ yang telah dikeringkan ke dalam aquades sebanyak 1000 mL. Larutan $K_2Cr_2O_7$ akan dibuat sebagai larutan *stock* dengan konsentrasi Cr(VI) sebesar 500 mg/L. Perhitungan konsentrasi Cr (VI) selengkapnya dapat dilihat pada **Lampiran 2**.

3.1.2. Penelitian Pendahuluan

Penelitian pendahuluan dimaksudkan untuk mengetahui kondisi awal penelitian sebelum dilakukan penelitian utama. Beberapa analisis yang akan digunakan dalam penelitian pendahuluan sebagai berikut:

1. Analisis karakteristik awal *activated sludge*
 Dalam penelitian ini, *activated sludge* yang digunakan sebagai sorben perlu diteliti karakteristik awalnya untuk mengetahui komposisi *sludge*. Tabel 3.1 menunjukkan karakteristik awal *activated sludge* yang akan diuji. Prosedur laboratorium mengenai penentuan karakteristik awal selengkapny dapat dilihat pada **Lampiran 1**.

Tabel 3. 1 Karakteristik Awal *Sludge* yang Akan Diuji

Karakteristik yang Diuji	Metode Pengujian
Total Solid	Metode Gravimetri (APHA, 1998)
Total Volatile Solid	Metode Gravimetri (APHA, 1998)
pH <i>sludge</i>	pH meter

2. Analisis kemampuan *dried activated sludge* awal
 Pada bagian ini, masing-masing jenis *dried activated sludge* akan diuji kemampuannya dalam menyisihkan logam Cr (VI) tanpa adanya *adjust* pH awal. Hal tersebut bertujuan untuk mengetahui penurunan konsentrasi Cr (VI) oleh masing-masing *sludge* tanpa adanya keterlibatan pH. Konsentrasi Cr (VI) yang digunakan sebesar 100 mg/L dengan konsentrasi *dried activated sludge* sebesar 10 g/L. Pengambilan sampel dan analisis Cr (VI) dilakukan pada jam ke 0, 1, 3, 5, 12, dan 24 disertai dengan pengukuran pH larutan.

3.1.3. Penelitian Utama

Pada tahap ini, penelitian utama meliputi pembuatan variasi konsentrasi larutan logam Cr (VI) serta proses

pengoperasian. Penjabaran kedua hal tersebut disampaikan sebagai berikut:

1. Pembuatan variasi larutan logam Cr (VI)
 Pada tahap ini, variasi konsentrasi larutan yang akan digunakan yaitu 50 mg/L, 100 mg/L dan 150 mg/L Cr (VI) mengikuti penelitian yang dilakukan Wu *et al.* (2010). Variasi konsentrasi didapatkan melalui proses pengenceran larutan *stock* awal hingga 1000 mL dan kemudian diambil volume sebesar 765 mL sebagai volume reaktor. Tabel 3.2 menunjukkan volume yang dibutuhkan dari larutan awal untuk mencapai konsentrasi Cr(VI) tertentu. Perhitungan variasi konsentrasi selengkapnya dapat dilihat pada **Lampiran 2**.

Tabel 3. 2 Hasil Perhitungan Volume Larutan Awal yang Dibutuhkan dalam Pengenceran

Konsentrasi Cr (VI) (mg/L)	Pengambilan dari Larutan <i>Stock</i> (mL)
50	100
100	200
150	300

2. Pengoperasian Reaktor
 Pada tahap pengoperasian, variasi konsentrasi maupun variasi jenis *dried activated sludge* dipadankan sehingga didapatkan perlakuan seperti pada Tabel 3.3.

Tabel 3. 3 Jenis Perlakuan Antara Variasi Konsentrasi dengan Variasi Jenis *Dried Activated Sludge*

Konsentrasi Cr (VI) (mg/L)	Jenis <i>Dried Activated Sludge</i>				
	DAS IPLT	DAS SIER	DAS RPH	-	
50	X1	X4	X7	Z1	
100	X2	X5	X8	Z2	
150	X3	X6	X9	Z3	

Konsentrasi Cr (VI) (mg/L)	Jenis <i>Dried Activated Sludge</i>		
	DAS IPLT	DAS SIER	DAS RPH
-	Y1	Y2	Y3
-	A1	A2	A3

Keterangan :

X1 - X9 = *dried activated sludge* + larutan Cr (VI) + pH : 2

Z1 – Z3 = *dried activated sludge* + aquades + pH : 2

Y1 –Y3 = *dried activated sludge* + pH : 2

A1 –A3 = *dried activated sludge* + larutan Cr (VI) 100 mg/L
tanpa pH

Prosedur pengoperasian yakni dengan mencampurkan *dried activated sludge* dengan berat 7,65 gram sebagai berat kering dengan larutan logam Cr (VI). Sebagai contoh, untuk perlakuan X1, maka 7,65 g *dried activated sludge* dari IPLT dicampurkan ke dalam 765 mL larutan Cr (VI) yang memiliki konsentrasi 50 mg/L. Kedua bahan tersebut dimasukkan ke dalam labu Erlenmeyer 1000 mL dan kemudian dilakukan pengadukan menggunakan *magnetic stirrer*. Pada Tabel 3.3, reaktor kontrol diwakili oleh reaktor A (perlakuan konsentrasi Cr (VI) 100 mg/L tanpa pH), Z (perlakuan tanpa jenis *dried activated sludge*), dan Y (perlakuan tanpa Cr).

Proses pengadukan menggunakan *magnetic stirrer* dilakukan selama 24 jam. Pengukuran sampel dilakukan pada jam ke 0, 1, 3, 5, 12, dan 24. Penelitian Wu *et al.* (2010) menyatakan penyisihan logam Cr (VI) terbesar terjadi pada saat 5 jam pertama. Dengan mengacu pada penelitian tersebut, frekuensi pengukuran 5 jam pertama dilakukan sebanyak 3 kali. Selanjutnya, analisis sampel yang akan dilakukan meliputi:

1. Analisis konsentrasi logam Cr (VI) dilakukan pada pengambilan sampel saat t (jam): 0, 1, 3, 5, 12, dan 24.

Analisis logam Cr (VI) menggunakan spektrofotometer UV-Vis. Prosedur analisis Cr (VI) dapat dilihat pada **Lampiran 1** serta hasil pembuatan kurva kalibrasi Cr (VI) dapat dilihat pada **Lampiran 5**.

2. Analisis total krom dilakukan pada pengambilan sampel saat t (jam): 24. Analisis total krom menggunakan metode AAS (*Atomic Absorption Spectrophotometer*).
3. Analisis pH dilakukan melalui pengukuran pH sampel menggunakan pH meter. Pengukuran pH larutan dilakukan pada pengambilan sampel saat t (jam): 0, 1, 3, 5, 12, dan 24.
4. Analisis suhu menggunakan termometer. Pengukuran suhu dilakukan pada saat pengambilan sampel saat t (jam): 0, 1, 3, 5, 12, dan 24.

3.1.4. Analisis Data dan Pembahasan

Analisis data dan pembahasan ditulis secara deskriptif untuk menjelaskan hasil penelitian akibat pengaruh variabel dan parameter yang telah ditentukan. Analisis data dan pembahasan meliputi beberapa hal berikut:

1. Karakteristik *dried activated sludge* yang meliputi *total volatile solid*, pH dan total krom pada *dried activated sludge*.
2. Pengaruh *dried activated sludge* terhadap penyisihan logam Cr (VI) tanpa *adjust* pH.
3. Pengaruh *dried activated sludge* terhadap penyisihan logam Cr (VI) (sudah di *adjust* pH) yang meliputi persentase penurunan logam Cr (VI) serta mekanisme yang terjadi selama proses penyisihan.
4. Pengaruh variasi konsentrasi logam Cr (VI) terhadap penyisihan logam Cr (VI) sekaligus menentukan konsentrasi optimum yang menyebabkan penyisihan optimum oleh masing-masing *dried activated sludge*.
5. Pengaruh perubahan pH dan suhu selama proses penelitian terhadap proses penyisihan logam Cr (VI).

6. Isoterm sorpsi menggunakan pendekatan isoterm Langmuir dan isoterm Freundlich.

3.1.5. Kesimpulan dan Saran

Pembuatan kesimpulan didasari oleh hasil penelitian yang dihubungkan dengan tujuan yang ingin diperoleh. Kekurangan dalam penelitian akan dimasukkan ke dalam saran sebagai perbaikan untuk penelitian selanjutnya.

BAB 4 ANALISIS DAN PEMBAHASAN

Penelitian tugas akhir ini dilakukan untuk mengetahui kemampuan *dried activated sludge* (selanjutnya disingkat DAS) dalam menyisihkan logam Cr (VI). Pada bab ini beberapa hal yang akan dibahas meliputi karakteristik masing-masing DAS, pengaruh DAS terhadap penyisihan logam Cr (VI), proses dan mekanisme sorpsi logam Cr (VI) serta pengaruh pH dan konsentrasi logam Cr (VI) terhadap penyisihan logam Cr (VI). Penelitian ini juga akan menentukan model isoterm masing-masing DAS pada kondisi optimum.

4.1 Karakteristik Awal DAS

DAS yang digunakan dalam penelitian ini berasal dari 3 sumber yang masing-masing diambil dari unit *sludge drying bed* pada pengolahan air limbah. Analisis karakteristik DAS yang ditinjau berupa kadar *volatile solid* (VS), kadar *total solid* (TS), pH serta total krom. Hasil penelitian karakteristik masing-masing DAS dapat dilihat pada Tabel 4.1.

Tabel 4. 1 Karakteristik Awal DAS

Jenis DAS	Kadar VS (%)	Kadar TS (%)	VS/TS	pH	Total Krom (ppm)
DAS IPLT	74.413	10.526	7.069	6.57	tt
DAS SIER	38.356	4.343	8.831	6.97	23.76
DAS RPH	48.880	9.378	5.212	6.51	tt

tt : tidak terdeteksi

Pada Tabel 4.1 terlihat bahwa kadar organik pada DAS SIER dan IPLT lebih tinggi dibandingkan dengan DAS yang RPH. Hal ini terlihat dari perbandingan nilai VS/TS pada DAS IPLT dan SIER sebesar 7.069 dan 8.831. Nilai VS/TS

menandakan jumlah *volatile solid* dalam persen *total solid*. Penentuan kadar *volatile* bertujuan untuk mengetahui kandungan organik yang terdapat pada masing-masing DAS. Kandungan organik tersebut dapat mencakup senyawa organik hasil metabolisme oleh mikroorganisme maupun kandungan mikroorganisme pada DAS. Masing-masing DAS memiliki nilai pH 6.5 - 6.9 yang menandakan kondisi pH netral pada DAS. Hasil perhitungan kadar *volatile solid* selengkapnya dapat dilihat pada **Lampiran 4**.

Ditinjau dari kandungan mikroorganisme, maka komposisi dinding sel pada masing-masing DAS umumnya berupa polisakarida, protein dan lipid. Pada dinding sel juga terdapat gugus penyusun biomassa seperti hidroksil, karboksil, amino, ester, sulfidril, maupun karbonil yang berperan dalam proses pengikatan logam (Michalak *et al.*, 2013). Selain itu, karakteristik DAS dapat dilihat pula berdasarkan jenis limbah yang diolah. Jenis limbah yang diolah dapat mempengaruhi komposisi senyawa organik pada komponen sel yang mempengaruhi pengikatan logam (Wang dan Chen, 2009).

DAS IPLT berasal dari pengolahan limbah domestik dengan karakteristik limbah didominasi oleh senyawa organik seperti karbohidrat, protein dan lemak (Huang *et al.*, 2010). Senyawa yang mengandung gugus hidroksil, karboksil, amino maupun ester dapat dihasilkan dari proses degradasi dan mempengaruhi komposisi dinding sel mikroorganisme maupun komposisi senyawa polimer organik yang dihasilkan. Hal yang sama juga diindikasikan terjadi pada DAS SIER. DAS SIER dihasilkan dari pengolahan limbah industri komunal. Berbagai jenis industri seperti industri makanan, elektroplating maupun industri berbahan logam menyebabkan jenis serta struktur limbah organik lebih bervariasi. Hal tersebut yang menyebabkan variasi gugus fungsi yang dihasilkan lebih banyak dibandingkan limbah domestik. Selain itu, kandungan logam berat ditemukan pada DAS SIER akibat buangan limbah industri yang juga mengandung logam berat.

Pada DAS SIER didapatkan nilai total krom sebesar 23.76 ppm.

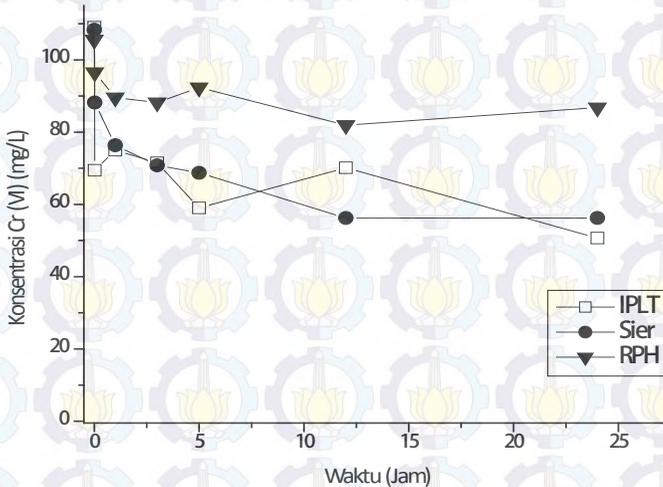
Karakteristik limbah cair RPH didominasi oleh kandungan protein yang cukup tinggi (Sunder dan Satyanarayan, 2013). Selain itu, senyawa polisakarida seperti selulosa dan lignin juga ditemukan dalam limbah RPH akibat sisa isi rumen. Degradasi senyawa protein menghasilkan asam amino yang mengandung gugus amino serta karboksil. Senyawa polisakarida seperti selulosa dan lignin mendukung terbentuknya gugus lain seperti karbonil saat proses degradasi.

4.2 Penelitian Pendahuluan

Penelitian pendahuluan ditujukan untuk mengetahui kemampuan masing-masing DAS dalam menyisihkan logam Cr (VI) tanpa adanya perlakuan variasi. Penelitian pendahuluan dilakukan dengan menggunakan konsentrasi Cr (VI) 100 mg/L dengan konsentrasi DAS sebesar 10 g/L. Dalam penelitian ini, penetapan pH awal tidak dilakukan serta proses sorpsi berlangsung selama 24 jam. Gambar 4.1 dan Gambar 4.2 menunjukkan hasil penelitian pendahuluan serta persentase penyisihan untuk masing-masing DAS.

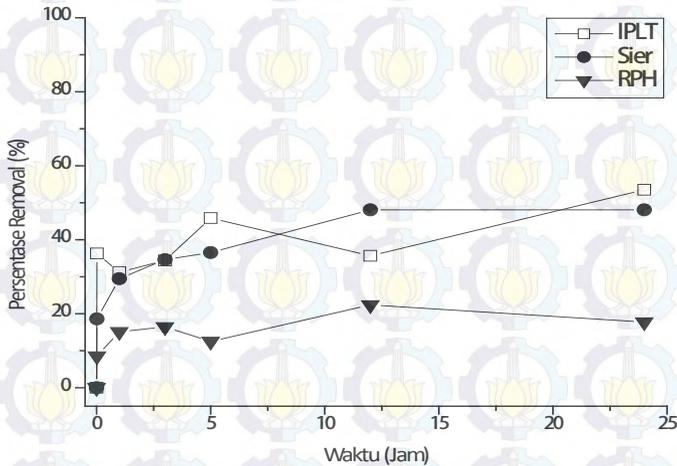
Pada Gambar 4.1 menunjukkan penurunan konsentrasi Cr (VI) oleh masing-masing jenis DAS. Pada DAS IPLT, penurunan konsentrasi Cr (VI) terjadi dari 100 mg/L hingga 69.4 mg/L dalam waktu 1 menit. Proses penyisihan Cr (VI) berlangsung fluktuatif saat jam ke 1 hingga jam ke 12 dan kemudian menurun hingga 50.6 mg/L dalam waktu 24 jam. Pada DAS SIER, penurunan konsentrasi Cr (VI) terjadi dari 100 mg/L hingga 88 mg/L pada saat awal dan penurunan berlanjut selama 12 jam. Selanjutnya, konsentrasi Cr (VI) bernilai konstan saat waktu 12 jam hingga 24 jam dengan konsentrasi akhir sebesar 56.2 mg/L. Penurunan Cr (VI) oleh DAS RPH terjadi dari konsentrasi 100 mg/L hingga 88 mg/L dalam waktu 3 jam. Selanjutnya, terjadi peningkatan

konsentrasi Cr (VI) pada jam ke 5 dan kemudian menurun hingga 86.8 mg/L dalam waktu 24 jam.



Gambar 4. 1 Konsentrasi Cr (VI) Oleh DAS (C: 100 mg/L; tanpa *adjust* pH)

Dari ketiga jenis DAS tersebut terlihat bahwa penurunan Cr (VI) oleh DAS IPLT dan SIER lebih besar dibandingkan DAS RPH. Peningkatan efisiensi removal terjadi pada waktu awal hingga jam ke 5 saat proses berlangsung. Pada kondisi ini, terjadi pengikatan ion Cr (VI) yang cukup cepat pada masing-masing DAS akibat pengaruh area permukaan pada DAS yang masih mencukupi. Kestabilan proses penyisihan cenderung terjadi saat waktu ke 12 hingga ke 24 yang dianggap kondisi DAS telah mencapai titik *exhausted*. Pada kondisi ini, pengikatan Cr (VI) pada DAS berlangsung lebih lambat dan dimungkinkan terjadi pelepasan ion Cr (VI) untuk mencapai kesetimbangan proses penyisihan.



Gambar 4. 2 Persentase Removal Cr (VI) Oleh DAS (C: 100 mg/L; tanpa *adjust* pH)

Peningkatan nilai pH terjadi pada masing-masing DAS saat penelitian berlangsung. Pada keadaan awal, peningkatan nilai pH diakibatkan dari pengaruh pH DAS yang telah menunjukkan pH netral. Hal tersebut menyebabkan peningkatan nilai pH larutan untuk mencapai kesetimbangan nilai pH. Selama proses berlangsung, peningkatan pH dapat diakibatkan dari penggunaan ion hidrogen yang membantu dalam pengikatan ion Cr (VI). Ion hidrogen dapat membantu pengikatan Cr (VI) melalui melalui protonasi senyawa pada DAS sehingga dapat mengikat anion Cr (VI). Namun dikarenakan jumlah ion hidrogen terbatas, kemungkinan lain yang dapat terjadi yakni adanya pengaruh alkalinitas akibat pelepasan ion seperti karbonat dari senyawa DAS (Barros *et al.*, 2007). Peningkatan nilai pH pada masing-masing DAS dapat dilihat pada Tabel 4.2.

Tabel 4. 2 Peningkatan pH Pada Masing-Masing DAS

Waktu (Jam)	pH		
	IPLT	SIER	RPH
0	5.91	6.32	6.43
1	6.33	6.72	6.6
3	6.66	6.77	6.65
5	6.74	6.94	6.94
12	6.69	7.3	7.04
24	7.8	7.55	7.29

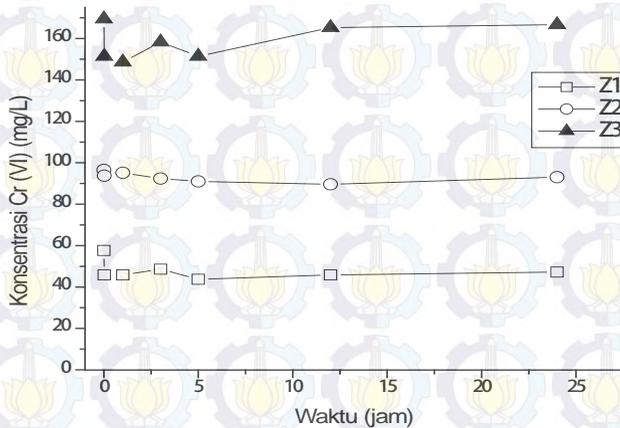
Proses penyisihan Cr (VI) pada kondisi ini diakibatkan oleh pengaruh komposisi gugus senyawa yang terkandung dalam DAS. Peningkatan nilai pH pada masing-masing perlakuan mempengaruhi proses penyisihan Cr (VI). Kondisi pH tinggi didominasi oleh keberadaan ion OH⁻ pada larutan. Afinitas ion OH⁻ yang lebih besar menyebabkan permukaan DAS lebih banyak berikatan dengan OH⁻ sehingga terbentuk muatan yang lebih negatif pada permukaan DAS (Wu *et al.*, 2008). Oleh karena itu, sifat tolak-menolak dapat terjadi antara permukaan DAS dengan anion Cr (VI) akibat jenis muatan yang sama.

4.3 Penelitian Utama

Penelitian utama dilakukan dengan sistem *batch* menggunakan variasi jenis DAS dan konsentrasi Cr (VI). Nilai pH awal ditetapkan nilai optimum 2 dengan penggunaan asam sulfat 2 N.

4.3.1 Perlakuan Kontrol

Perlakuan kontrol dilakukan dengan menggunakan larutan Cr (VI) serta penetapan pH tanpa adanya DAS. Reaktor Z1, Z2 dan Z3 mewakili konsentrasi 50 mg/L, 100 mg/L dan 150 mg/L. Gambar 4.3 menjelaskan tentang hasil perlakuan kontrol dari ketiga reaktor tersebut.



Gambar 4. 3 Konsentrasi Cr (VI) Tanpa DAS (pH awal : 2, t = 24 jam)

Berdasarkan Gambar 4.3, penurunan konsentrasi Cr (VI) yang rendah terjadi pada masing-masing reaktor. Pada reaktor Z1 dan Z2, konsentrasi Cr (VI) menurun dari 50 mg/L dan 100 mg/L hingga 45.8 mg/L dan 93.7 mg/L pada 1 jam dan kemudian cenderung konstan hingga 24 jam. Namun pada reaktor Z3, penurunan konsentrasi Cr (VI) dari 150 mg/L ke 148 mg/L terjadi pada saat jam pertama dan kemudian cenderung meningkat pada saat 12-24 jam pengadukan.



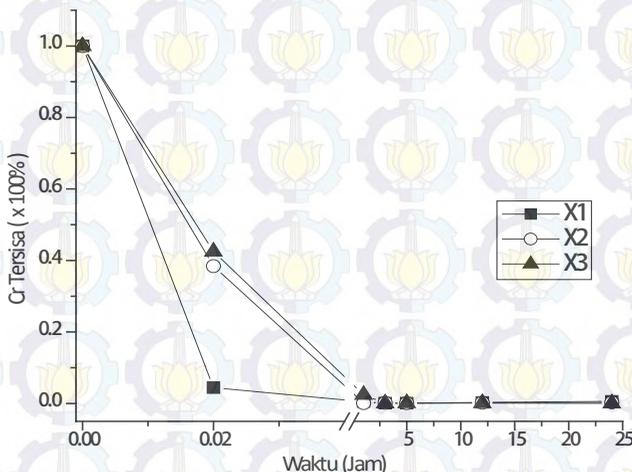
Pada perlakuan kontrol terjadi reaksi pengasaman pada logam Cr (VI) oleh asam sulfat. Larutan Cr (VI) akan berikatan dengan ion H^+ sehingga membentuk asam kromat. Pada perlakuan kontrol diperkirakan tidak ada pengaruh nilai pH 2 terhadap penurunan konsentrasi Cr (VI). Penurunan konsentrasi diakibatkan adanya proses sorpsi Cr (VI) oleh dinding *glassware*. Namun, proses sorpsi ini dapat diabaikan dan tidak dikaitkan dengan penelitian utama akibat nilai penurunan konsentrasi yang kecil pada reaktor kontrol. Reaksi 4.1 menunjukkan reaksi pengasaman yang terjadi selama

proses berlangsung. Pada reaksi tersebut, semua bentuk krom termasuk dalam golongan Cr (VI).

4.3.2 *Dried Activated Sludge* IPLT

Reaktor X1, X2 dan X3 mewakili konsentrasi Cr (VI) masing-masing 50 mg/L, 100 mg/L dan 150 mg/L. Dalam pelaksanaan penelitian, masing-masing konsentrasi ditambahkan terlebih dahulu DAS IPLT sebanyak 7.65 gram dan kemudian ditentukan pH campuran sebesar 2. Hasil penurunan konsentrasi Cr (VI) dapat dilihat pada Gambar 4.4.

Gambar 4.4 menunjukkan terjadi penurunan konsentrasi Cr (VI) pada masing-masing reaktor. Pada 1 menit pertama pengadukan, konsentrasi Cr (VI) tersisa pada reaktor XI, X2 dan X3 sebesar 4.4%, 34.45 dan 42.4%. Selanjutnya, proses pengadukan dilanjutkan hingga 1 jam yang mengakibatkan semakin tinggi penurunan konsentrasi pada masing-masing reaktor hingga melebihi 95%. Persentase penurunan Cr (VI) pada masing-masing reaktor meningkat menjadi 99% selama 3 jam dan cenderung konstan hingga pengadukan selama 24 jam.

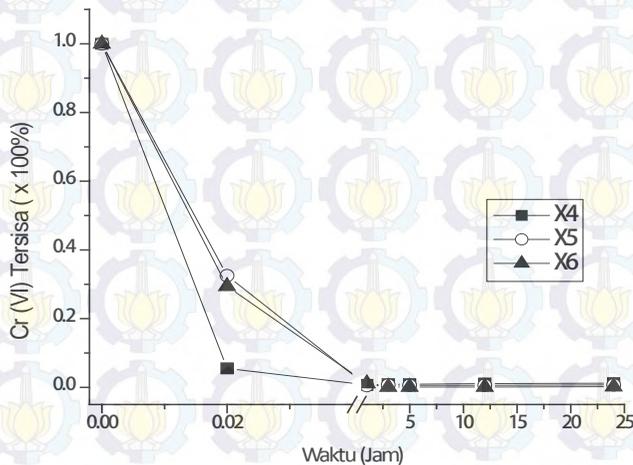


Gambar 4. 4 Persentase Konsentrasi Cr (VI) Tersisa Menggunakan *Dried Activated Sludge* IPLT (initial pH : 2, t = 24 jam)

Peningkatan konsentrasi Cr (VI) mempengaruhi kemampuan DAS IPLT dalam penyisihan Cr (VI). Pada reaktor X2 dan X3 dengan masing-masing konsentrasi Cr (VI) 100 mg/L dan 150 mg/L, kemampuan penyerapan Cr semakin berkurang dibandingkan dengan reaktor X1 dengan konsentrasi 50 mg/L. Bila dibandingkan dengan reaktor kontrol, maka penurunan konsentrasi Cr (VI) pada masing-masing reaktor diakibatkan oleh interaksi antara pH 2 dan DAS IPLT yang menyebabkan kapasitas sorpsi meningkat.

4.3.3 *Dried Activated Sludge SIER*

Perlakuan ini diwakili oleh reaktor X4, X5 dan X6 dengan masing-masing konsentrasi awal 50 mg/L, 100 mg/L dan 150 mg/L. Penggunaan DAS SIER sebagai sorben mampu menurunkan konsentrasi Cr (VI) dalam larutan. Gambar 4.5 menunjukkan penurunan konsentrasi Cr (VI) oleh DAS SIER dengan kondisi pH 2 selama 24 jam.



Gambar 4. 5 Persentase Konsentrasi Cr (VI) Tersisa Menggunakan *Dried Activated Sludge SIER* (initial pH : 2, t = 24 jam)

Gambar 4.5 menunjukkan terjadi penurunan konsentrasi Cr (VI) pada masing-masing reaktor. Pada reaktor X4, X5, dan X6 tersisa konsentrasi Cr (VI) sebesar 5.4%, 29% dan 32.4% kondisi awal selama 1 menit dan terus meningkat selama 1 jam. Penurunan konsentrasi Cr (VI) mencapai lebih dari 95% pada masing-masing reaktor selama 3 jam dan cenderung konstan hingga 24 jam.

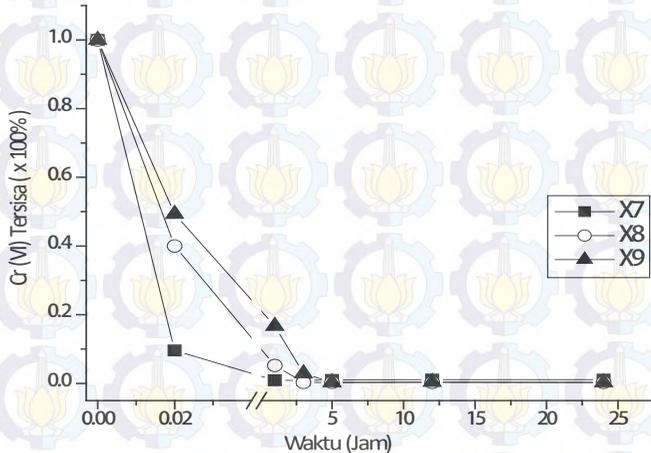
Dari perlakuan tersebut, terlihat bahwa kemampuan DAS SIER sangat baik seperti halnya DAS IPLT. Kedua jenis DAS tersebut memiliki beberapa kecenderungan yang sama dalam proses penurunan konsentrasi Cr (VI). Hal ini terlihat dari kemampuan penyisihan yang tinggi saat awal serta pengaruh konsentrasi awal Cr (VI) dalam kecepatan penyisihan. Kesamaan sumber lumpur yang berasal dari pengolahan limbah dengan jenis unit biologis yang sama (*oxidation ditch*) diperkirakan dapat menjadi penyebab kemampuan penyisihan Cr (VI) yang cenderung serupa.

4.3.4 *Dried Activated Sludge* RPH

Reaktor X7, X8 dan X9 masing-masing mewakili konsentrasi 50 mg/L, 100 mg/L dan 150 mg/L. DAS RPH mampu menurunkan konsentrasi logam Cr (VI) pada larutan hingga mencapai 99% dalam waktu 24 jam. Gambar 4.6 menunjukkan penurunan konsentrasi Cr (VI) oleh DAS RPH dengan kondisi pH 2 selama 24 jam.

Gambar 4.6 menunjukkan penurunan konsentrasi Cr (VI) yang tinggi pada masing-masing reaktor. Pada reaktor X7 dan X8, konsentrasi Cr (VI) tersisa yakni 9.3% dan 40% pada menit pertama dan meningkat selama 1 jam. Penurunan yang cukup tinggi telah dicapai pada reaktor X7 dan X8 hingga 90% dalam waktu 1 jam dan cenderung konstan hingga 24 jam. Pada reaktor X9 tersisa konsentrasi Cr (VI) sebesar 49.3% pada menit pertama dan terus menurun hingga 16.7% selama 1 jam. Penurunan yang cukup tinggi telah dicapai

reaktor X9 hingga 90% dalam waktu 3 jam dan cenderung konstan hingga 24 jam.



Gambar 4. 6 Grafik Persentase Konsentrasi Cr (VI) Tersisa Menggunakan *Dried Activated Sludge* RPH (initial pH : 2, t = 24 jam)

Berdasarkan hasil penyisihan Cr (VI) oleh ketiga jenis DAS tersebut terlihat bahwa dalam kondisi pH rendah mampu menyisihkan Cr (VI) lebih dari 95% dalam 24 jam. Pengaruh karakteristik DAS saat dikondisikan pH 2 tidak cukup terlihat jelas pada proses penyisihan. Hal tersebut dikarenakan baik pada jenis DAS apapun memiliki pola penurunan yang sama yakni mencapai 95% dalam 24 jam tanpa melalui kondisi *exhausted* pada DAS. Kondisi tersebut menyebabkan sulitnya mengidentifikasi pengaruh perbedaan jenis DAS akibat ketiga jenis DAS terlihat memiliki kemampuan yang sama. Selain itu, pH 2 sangat mempengaruhi proses penyisihan Cr (VI) yang terlihat dari penurunan konsentrasi Cr (VI) yang sangat cepat dibandingkan dengan kondisi tanpa penetapan pH. Hasil perhitungan selengkapnya pada semua jenis perlakuan dapat dilihat pada **Lampiran 4**.

Pengaruh karakteristik DAS terlihat pada perlakuan tanpa adanya pengkondisian pH. DAS IPLT dan SIER memiliki kemampuan lebih baik dibandingkan dengan DAS RPH dengan persentase removal mencapai 53%. Nilai VS/TS diperkirakan mempengaruhi penyisihan Cr (VI). Pada DAS IPLT dan SIER memiliki nilai VS/TS yang tinggi sehingga mempengaruhi proses penyisihan. Selain itu, dimungkinkan pula banyaknya variasi gugus senyawa pada DAS yang menyebabkan gugus yang berperan dalam pengikatan Cr (VI) lebih banyak dan beragam. Kesamaan jenis unit pengolahan limbah diperkirakan juga mempengaruhi kualitas dan jumlah gugus fungsi yang dihasilkan oleh mikroorganisme. Pada DAS IPLT dan SIER, proses pengolahan limbah menggunakan unit *oxidation ditch* yang memungkinkan terjadinya berbagai proses seperti proses aerobik, anoxic maupun *endogenous respiration*. Berbagai proses yang terjadi dapat memperkaya jenis gugus dan kualitas DAS yang berpengaruh pada pengikatan Cr (VI).

Gugus yang banyak berperan dalam penyisihan Cr (VI) berupa gugus karboksil serta amino (Park *et al.*, 2008; Vinodhini dan Das; 2009). Kedua gugus tersebut memiliki muatan yang lebih positif sehingga mampu mengikat Cr (VI) dalam bentuk anion. Namun, adanya peningkatan nilai pH mengindikasikan pengikatan Cr (VI) dengan permukaan DAS kurang efektif. Hal tersebut dikarenakan adanya kompetisi antara ion OH^- dengan anion Cr (VI) yang cenderung lebih mengikat OH^- (Wu *et al.*, 2008). Dalam hal ini, mekanisme lain seperti reduksi juga diindikasikan berperan dalam mereduksi Cr (VI) menjadi Cr (III) dengan memanfaatkan elektron donor seperti karbonil maupun hidroksil (Vinodhini dan Das, 2009).

Pada DAS RPH dengan perlakuan tanpa adanya pengkondisian pH, persentase removal Cr (VI) cenderung rendah hingga 20%. DAS RPH dimungkinkan juga mengandung gugus karbonil, karboksil maupun amino yang

berperan dalam proses penyisihan. Namun, jumlah kandungan organik yang rendah menyebabkan jumlah gugus yang berperan sedikit (Park *et al.*, 2008). Hal ini dilihat dari nilai VS/TS pada DAS RPH yang lebih kecil sebesar 5.212. Jenis limbah RPH yang mengandung protein yang tinggi dapat meningkatkan nilai N dan mempengaruhi komposisi DAS RPH. Dibandingkan dengan DAS IPLT dan DAS SIER, karakteristik limbah yang banyak mengandung N diperkirakan mempengaruhi komposisi gugus pada DAS RPH yang menyebabkan penyisihan Cr (VI) lebih rendah. Selain itu, pada DAS RPH, unit pengolahan limbah yang digunakan berupa *aeration pond* yang menyebabkan proses aerobik menjadi lebih dominan. Dalam hal ini, proses lainnya seperti anoxic maupun *endogenous respiration* jarang terjadi yang menyebabkan keterbatasan peningkatan kualitas gugus pada DAS.

4.3.5 Mekanisme Sorpsi

Proses sorpsi dilakukan oleh senyawa yang terkandung pada DAS. Mekanisme yang terjadi dalam proses sorpsi umumnya disertai dengan reduksi. Proses reduksi terjadi pada ion krom oleh senyawa yang berada pada permukaan DAS. Menurut Park *et al.* (2008), terdapat 2 mekanisme yang terjadi saat berlangsungnya proses reduksi yakni mekanisme reduksi langsung dan tidak langsung.

Pada mekanisme pertama, terjadi proses reduksi langsung dari Cr (VI) menjadi Cr (III) akibat elektron donor pada DAS. Krom (VI) pada larutan merupakan senyawa anionik yang terbentuk sebagai HCrO_4^- . Selama proses pengadukan, terjadi kontak antara elektron donor dengan HCrO_4^- sehingga terjadi reduksi menjadi Cr (III). Elektron donor pada biomassa dapat berasal dari gugus sulfidril, hidroksil maupun karbonil yang berasal dari senyawa pada DAS. Selanjutnya, Cr (III) yang terbentuk dapat terlepas ke larutan maupun terbentuk ikatan kompleks Cr (III) dengan senyawa pada biomassa.

Mekanisme kedua merupakan mekanisme reduksi secara tidak langsung. Ion Cr (VI) yang berada dalam larutan akan terikat dengan gugus positif pada DAS (seperti karboksil dan amino). Selanjutnya, terjadi proses reduksi Cr (VI) menjadi Cr (III) akibat peran elektron donor yang terdapat di sekitar permukaan biomassa. Ion Cr (III) yang terbentuk akan terlepas ke larutan akibat gaya tolak-menolak dengan gugus positif pada DAS. Namun dapat dimungkinkan juga terjadi ikatan kompleks Cr (III) dengan senyawa pada biomassa.

Pada penelitian ini, kecenderungan terhadap mekanisme 2 lebih besar akibat penggunaan pH 2 pada saat proses penyisihan. Mekanisme awal yang terjadi ialah proses sorpsi Cr (VI) pada senyawa DAS akibat senyawa DAS yang terprotonasi. Kondisi pH yang rendah mampu meningkatkan kemampuan sorpsi pada masing-masing DAS. Kondisi pH yang rendah dapat meningkatkan ion hidrogen dalam larutan. Ion hidrogen tersebut dengan mudah terikat pada senyawa amino dan karboksil pada permukaan biomassa yang menyebabkan muatan biomassa semakin positif (Park *et al.*, 2008; Deng *et al.*, 2009). Hal tersebut dapat meningkatkan penyisihan logam Cr (VI) melalui peningkatan reaksi ikatan antara anionik Cr (VI) dengan gugus positif pada permukaan DAS. Kratochvil *et al.* (1998) menerangkan proses pengikatan DAS dengan anion Cr (VI) akibat pengaruh pH rendah seperti pada Reaksi 4.2.



Tahap selanjutnya ialah proses reduksi. Anion Cr (VI) yang telah tersorpsi pada permukaan senyawa DAS akan mengalami proses reduksi akibat peran elektron donor menjadi Cr (III). Reaksi 4.3 menunjukkan reaksi reduksi yang terjadi dari Cr (VI) menjadi Cr (III). Dalam hal ini, telah dilakukan

pengukuran total krom untuk beberapa sampel yang mewakili proses penyisihan optimum oleh masing-masing DAS. Tabel 4.3 menunjukkan hasil pengukuran total krom untuk beberapa sampel yang mewakili penyisihan Cr (VI) oleh masing-masing DAS.

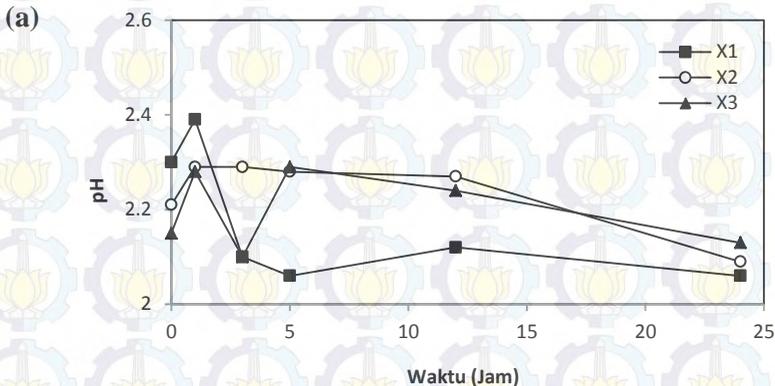
Tabel 4.3 Hasil Pengukuran Total Krom

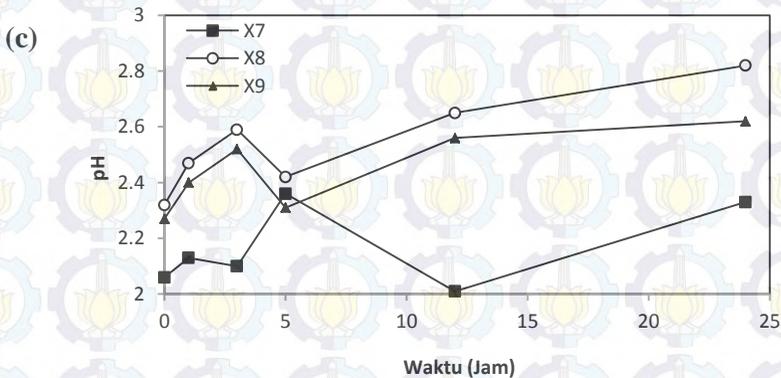
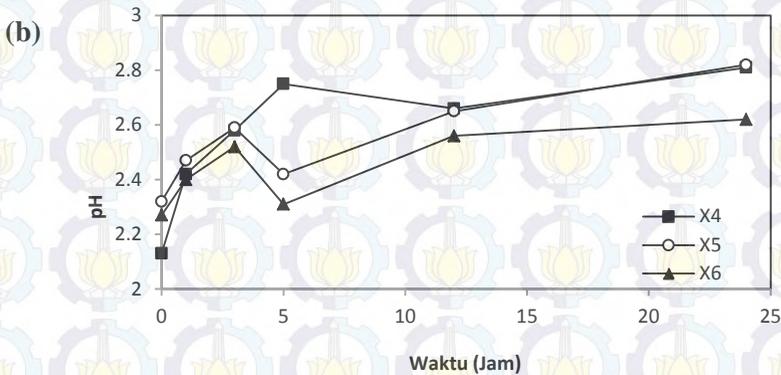
JENIS DAS	KONDISI AWAL		KONDISI 24 JAM			
	Cr (VI) (mg/L)	pH Initial	Cr (VI) (mg/L)	pH	Total Krom (mg/L)	Cr (III) (mg/L)
IPLT	95.833	2	0.250	2.09	107.71	107.460
	109.028	-	50.694	7.8	143.3	92.606
SIER	104.861	2	0.694	2.82	161.19	160.496
RPH	97.222	2	0.306	2,42	107.34	107.034
	149.306	2	0.417	2.42	174.47	174.053

Pada Tabel 4.3 terlihat bahwa masih tersisa logam krom dalam proses penyisihan. Namun, jenis krom yang tersisa bukan berupa Cr (VI) melainkan dalam bentuk Cr (III). Pada saat proses penyisihan berlangsung diindikasikan Cr (VI) yang tersorpsi akan mengalami reduksi menjadi Cr (III) dan terikat menjadi senyawa kompleks Cr. Adanya sifat ikatan yang lemah antara Cr dengan senyawa organik membuat ikatan kompleks Cr terlepas dan menghasilkan Cr (III) di larutan. Selain itu, pengaruh pH rendah membuat senyawa pada DAS semakin bermuatan positif dan terjadi gaya tolak-menolak antara ion Cr (III) dengan senyawa DAS. Cr (III) yang terlepas ke larutan akan sulit untuk berikatan kembali dengan DAS akibat adanya kompetisi ikatan dengan ion hidrogen. Hal tersebut terlihat dari Tabel 4.3 yang mana jumlah Cr (III) hampir serupa dengan kondisi Cr (VI) awal. Bila dibandingkan dengan kondisi awal, maka nilai total krom jauh lebih besar dibandingkan dengan kondisi awal. Hal tersebut

dimungkinkan adanya logam krom dalam bentuk lain atupun yang terdesorpsi selama proses penyisihan dan terbaca sebagai total krom.

Perubahan nilai pH terjadi selama proses sorpsi berlangsung. Dengan menggunakan asam sulfat 2 N dan pH awal sebesar 2, perubahan pH terjadi pada range pH 2 selama 24 jam. Pada Gambar 4.7 menunjukkan perubahan nilai pH yang terjadi selama proses sorpsi. Pada perlakuan menggunakan DAS SIER dan DAS RPH, nilai pH cenderung meningkat seiring waktu penyisihan. Hal tersebut sesuai dengan mekanisme keterlibatan ion hidrogen dalam penyisihan Cr (VI). Proses protonasi senyawa biomassa dapat mengurangi kandungan ion hidrogen dalam larutan dan meningkatkan nilai pH. Namun nilai pH tidak meningkat jauh karena penggunaan asam sulfat yang merupakan asam kuat mampu menahan kenaikan pH. Jumlah ion hidrogen diperkirakan cukup banyak dalam larutan namun kontribusi dalam pengikatan Cr (VI) sedikit sehingga peningkatan nilai pH tidak terlalu jauh. Berbeda dengan kedua jenis DAS sebelumnya, pada DAS IPLT, nilai pH meningkat diawal lalu cenderung menurun. Penurunan nilai pH diindikasikan akibat kandungan gugus karboksil yang cukup banyak pada DAS IPLT. Gugus karboksil mendukung terbentuknya asam organik yang menyebabkan penurunan pH.





Gambar 4.7 Perubahan pH Selama Proses Penyisihan (a) DAS IPLT; (b) DAS SIER; (c) DAS RPH

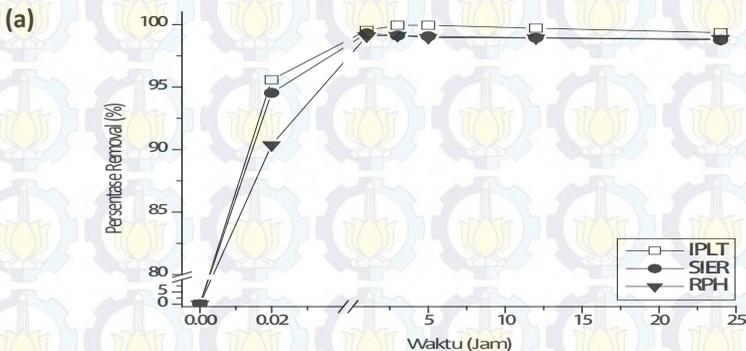
Dalam perlakuan ini, tidak dilakukan penetapan suhu awal sehingga dimungkinkan suhu terbentuk akibat suhu ruang. Perubahan suhu pada masing-masing larutan tidak terlalu menunjukkan adanya pengaruh terhadap penyisihan Cr (VI). Hal ini sesuai dengan pernyataan Ahalya *et al.* (2003) bahwa suhu 20°C hingga 35°C tidak terlihat berpengaruh terhadap proses sorpsi. Tabel 4.4 menunjukkan perubahan suhu selama proses penyisihan.

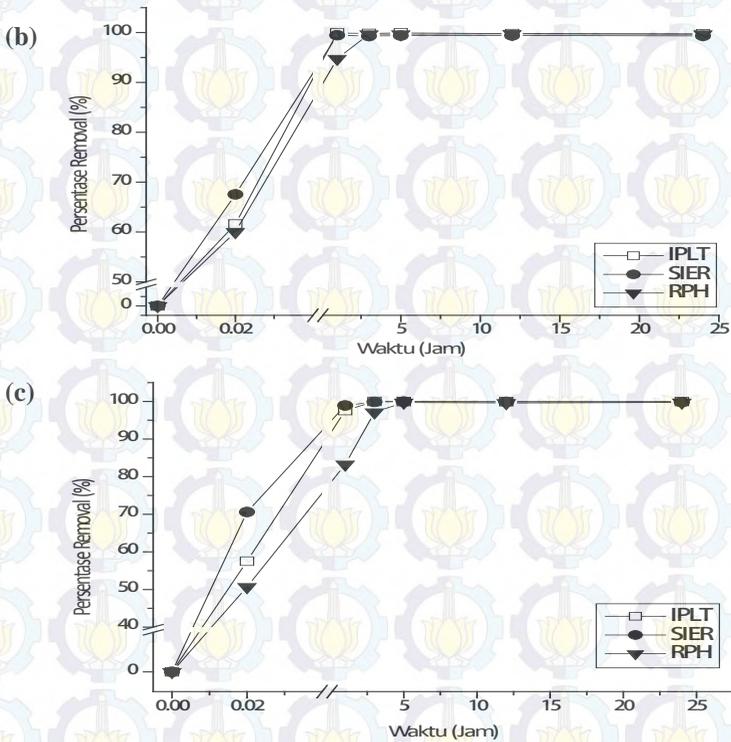
Tabel 4. 4 Perubahan Suhu Pada Proses Penyisihan Cr (VI)

Waktu (Jam)	Suhu (°C)								
	DAS IPLT			DAS SIER			DAS RPH		
	X1	X2	X3	X4	X5	X6	X7	X8	X9
0.02	29	29	30	30	31	31	30	31	31
1	29	30	30	30	31	31	30	31	31
3	30	31.5	31	30	32	32	30	32	32
5	20	31	30	29	32	32	30	32	32
12	30	32	30	30	33	33	30	33	33
24	30	32	31	31	30	30	31	30	30

4.4 Pengaruh Variasi Konsentrasi Cr (VI)

Pengaruh variasi konsentrasi menggambarkan seberapa besar penurunan yang terjadi akibat pengaruh konsentrasi awal. Pada bagian ini, penjelasan mengenai pengaruh konsentrasi dapat dilihat dari persentase penyisihan yang terjadi pada masing-masing DAS. Gambar 4.8 menunjukkan efisiensi penyisihan oleh masing-masing DAS berdasarkan konsentrasi.



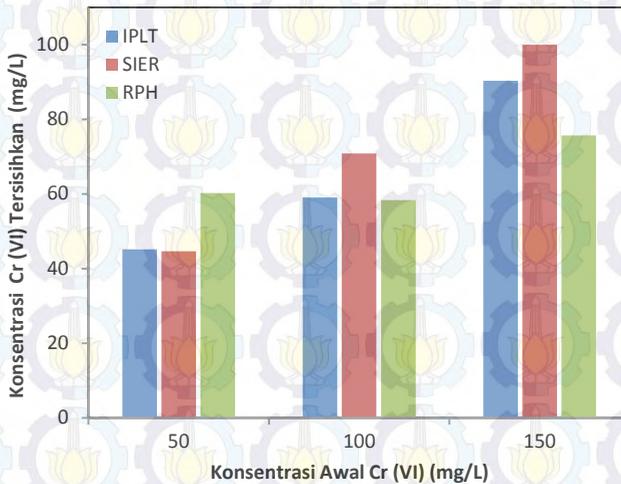


Gambar 4. 8 Persentase Removal Cr (VI) (a) 50 mg/L; (b) 100 mg/L; (c) 150 mg/L

Pada Gambar 4.8 terlihat bahwa proses penyisihan terjadi sangat cepat pada waktu 1 menit pertama pada setiap konsentrasi. Persentase penyisihan menurun seiring dengan peningkatan konsentrasi awal Cr (VI). Pada konsentrasi 50 mg/L Cr (VI), persentase penyisihan mencapai 90% untuk setiap jenis DAS. Pada konsentrasi 100 mg/L dan 150 mg/L, persentase penyisihan masing-masing mencapai 65% dan 50%.

Peningkatan konsentrasi awal Cr (VI) menyebabkan konsentrasi Cr (VI) yang tersisihkan semakin besar meskipun persentase penyisihan semakin kecil. Pada Gambar 4.9

menunjukkan kecenderungan peningkatan konsentrasi tersisih seiring dengan peningkatan konsentrasi awal. Hal tersebut dipengaruhi oleh gaya tumbukan yang terjadi selama proses penyisihan berlangsung. Peningkatan konsentrasi menandakan bertambahnya jumlah partikel dalam larutan yang menyebabkan semakin sering terjadi tumbukan antar partikel. Dalam hal ini, gaya tumbukan terjadi antara anion Cr (VI) dan permukaan DAS sehingga terjadi pengikatan Cr (VI) pada permukaan DAS. Selain itu, ketersediaan area sorpsi yang berlebih mendukung peningkatan konsentrasi Cr (VI) tersisih. Konsentrasi 10 g/L DAS memberikan area sorpsi yang cukup besar dalam menyisihkan Cr (VI) sehingga konsentrasi Cr (VI) yang tersisih semakin bertambah hingga 150 mg/L Cr (VI).



Gambar 4. 9 Hubungan Konsentrasi Cr (VI) Tersisih dengan Konsentrasi Awal

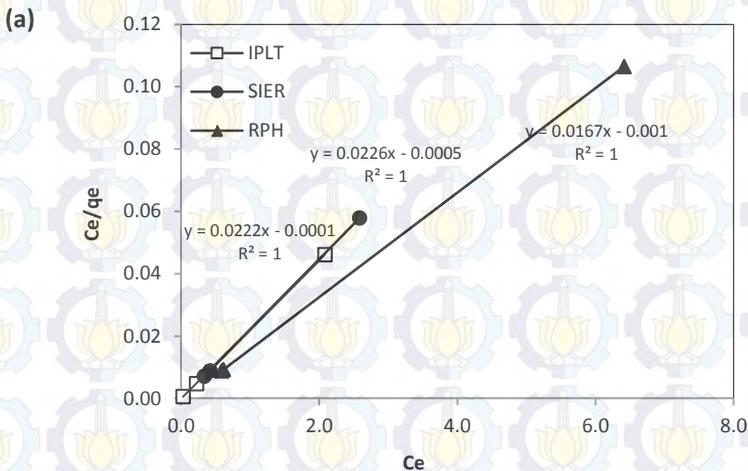
4.5 Isoterm Sorpsi

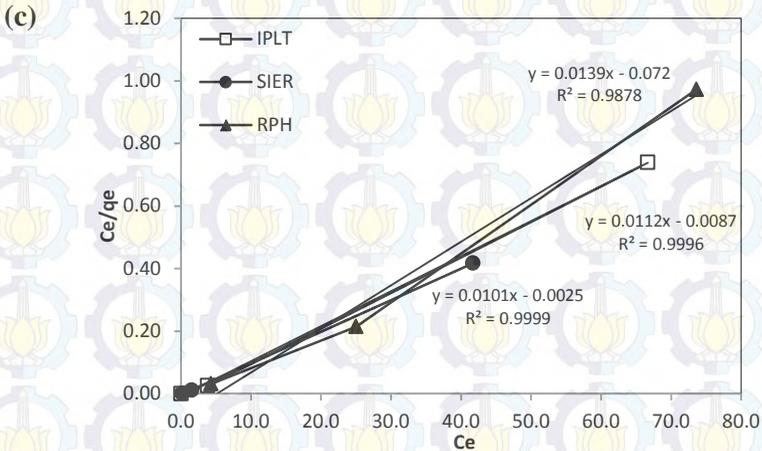
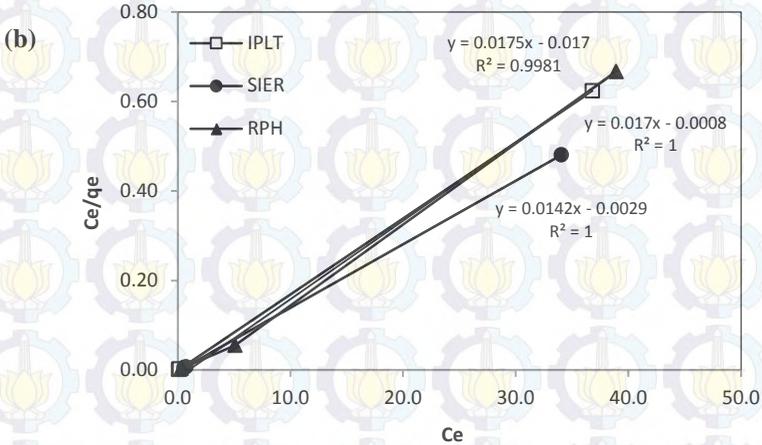
Isoterm sorpsi menunjukkan kapasitas sorpsi yang dimiliki oleh sorben untuk setiap berat sorbat. Dalam hal ini, pencemar diwakili oleh Cr (VI) dan sorbat diwakili oleh

masing-masing DAS. Isoterm sorpsi dilakukan dengan 2 pendekatan yakni pendekatan isoterm Langmuir dan isoterm Freundlich.

Isoterm sorpsi akan dibuat dengan menggunakan data pada 3 jam proses penyisihan. Hal tersebut dikarenakan proses penyisihan efektif terlihat pada jangka waktu tersebut. Nilai konsentrasi Cr (VI) yang konstan setelah melewati jam ke 3 menandakan tidak terjadinya proses sorpsi. Perbandingan pendekatan isoterm tersebut dilakukan dengan melihat kapasitas sorpsi maupun koefisien korelatif yang terbentuk.

Gambar 4.10 menunjukkan grafik isoterm Langmuir untuk masing-masing DAS pada setiap konsentrasi. Pada pendekatan isoterm Langmuir difokuskan pada hubungan antara banyaknya sorbat per banyaknya adsorben (q_e) dengan konsentrasi sorbat dalam larutan (C_e). Selanjutnya, Tabel 4.5 menunjukkan kapasitas sorpsi pada masing-masing jenis perlakuan.





Gambar 4. 10 Isoterm Sorpsi Langmuir (a) 50 mg/L Cr (VI); (b) 100 mg/L Cr (VI); (c) 150 mg/L Cr (VI)

Pada pendekatan isoterm Langmuir, kapasitas sorpsi meningkat seiring peningkatan konsentrasi. Hal tersebut terlihat dari peningkatan nilai Q_{max} pada masing-masing perlakuan. Pada penggunaan DAS IPLT, SIER maupun RPH

kapasitas maksimum sorpsi didapatkan sebesar 89.29 mg/g, 99.01 mg/g dan 71.94 mg/g pada konsentrasi 150 mg/L Cr (VI). Hal tersebut menandakan bahwa dengan konsentrasi 10 g/L DAS mempunyai kapasitas sorpsi Cr (VI) hingga konsentrasi 150 mg/L.

Tabel 4. 5 Kapasitas Sorpsi dan Koefisien Korelatif Isoterm Langmuir

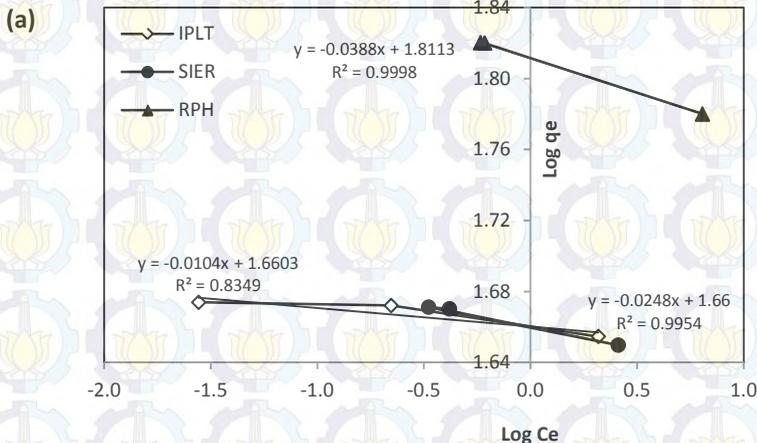
Jenis DAS	Konsentrasi Cr (VI) (mg/L)	LANGMUIR		
		Q_{max} (mg/g)	b	R^2
DAS IPLT	50	45.05	222.00	1
	100	58.82	21.25	1
	150	89.29	1.29	0.9996
DAS SIER	50	44.25	45.20	1
	100	70.42	4.90	1
	150	99.01	4.04	0.9999
DAS RPH	50	59.88	16.70	1
	100	57.14	1.03	0.9981
	150	71.94	0.19	0.9878

Nilai b merupakan konstanta Langmuir yang menandakan energi sorpsi ataupun afinitas dalam proses sorpsi. Hal ini menunjukkan bahwa pada setiap permukaan DAS memiliki energi adsorpsi ataupun afinitas yang homogen. Pada Tabel 4.5 terlihat bahwa pada masing-masing DAS, nilai afinitas Cr (VI) menurun seiring peningkatan konsentrasi Cr (VI). Hal tersebut mengindikasikan bahwa energi sorpsi Cr (VI) menurun saat peningkatan konsentrasi Cr (VI). Energi sorpsi diindikasikan meningkat saat konsentrasi yang rendah yang menandakan ketiga jenis DAS mampu bekerja pada kondisi konsentrasi rendah maupun tinggi hingga 150 mg/L.

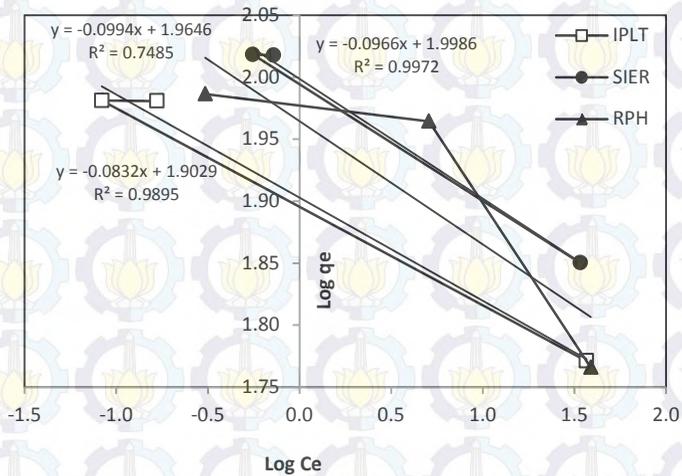
Gambar 4.11 menunjukkan grafik isoterm Freundlich untuk masing-masing DAS pada setiap konsentrasi. Pada

pendekatan isoterm Freundlich difokuskan hubungan antara antara banyaknya sorbat per banyaknya adsorben (q_e) dengan konsentrasi sorbat dalam larutan (C_e) dalam skala logaritmik. Selanjutnya, Tabel 4.6 menunjukkan kapasitas sorpsi pada masing-masing jenis perlakuan.

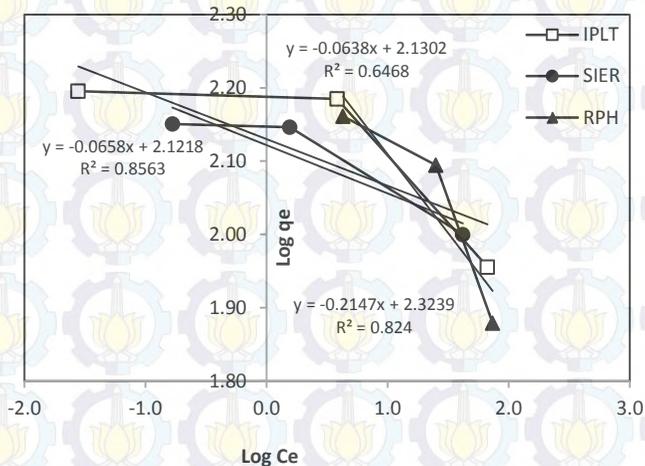
Pada pendekatan isoterm Freundlich, nilai K_f merupakan kapasitas sorpsi pada DAS. Pada Tabel 4.6 menunjukkan bahwa kapasitas sorpsi meningkat seiring peningkatan konsentrasi C_r (VI). Hal tersebut terlihat dari nilai K_f pada masing-masing perlakuan. Pada penggunaan DAS IPLT, SIER maupun RPH kapasitas maksimum sorpsi didapatkan sebesar 134.96 mg/g, 132.37 mg/g dan 210.81 mg/g pada konsentrasi 150 mg/L C_r (VI). Dalam hal ini, konsentrasi 10 g/L DAS mempunyai kapasitas sorpsi C_r (VI) hingga konsentrasi 150 mg/L. Nilai kapasitas sorpsi pada pendekatan isoterm Freundlich lebih besar dibandingkan dengan nilai kapasitas sorpsi pada isoterm Langmuir. Isoterm Freundlich memiliki asumsi proses sorpsi pada permukaan yang multilayer sehingga menyebabkan ruang sorpsi lebih banyak dan kapasitas lebih besar.



(b)



(c)



Gambar 4.11 Isoterm Sorpsi Freundlich a) 50 mg/L Cr (VI); (b) 100 mg/L Cr (VI); (c) 150 mg/L Cr (VI)

Pada isoterm Freundlich, nilai n menandakan intensitas proses sorpsi. Pada Tabel 4.6, intensitas sorpsi pada DAS IPLT dan SIER memiliki tren yang berbeda dibandingkan dengan intensitas sorpsi pada DAS RPH. Nilai n pada

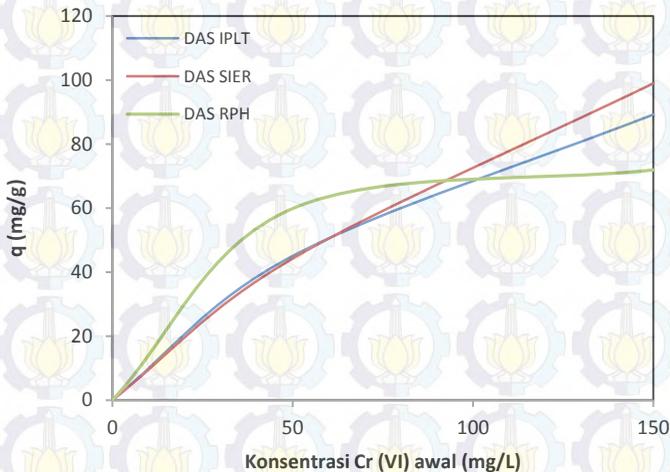
perlakuan menggunakan DAS IPLT dan SIER menurun saat peningkatan konsentrasi dari 50 mg/L hingga 100 mg/L. Selanjutnya, nilai n kembali meningkat pada konsentrasi 150 mg/L. Semakin besar nilai n maka intensitas sorpsi semakin menurun. Dalam hal ini, pada DAS IPLT dan SIER, intensitas sorpsi terbaik terjadi pada konsentrasi Cr (VI) 100 mg/L.

Tabel 4. 6 Kapasitas Sorpsi dan Koefisien Korelatif Isoterm Freundlich

Jenis DAS	Konsentrasi Cr (VI) (mg/L)	FREUNDLICH		
		Kf (mg/g)	n	R ²
DAS IPLT	50	45.74	96.15	0.8349
	100	79.97	12.02	0.9895
	150	134.96	15.67	0.6468
DAS SIER	50	45.71	40.32	0.9954
	100	99.68	10.35	0.9972
	150	132.37	15.20	0.8563
DAS RPH	50	64.76	25.77	0.9998
	100	92.17	10.06	0.7485
	150	210.81	4.66	0.824

Dari penjelasan kedua pendekatan isoterm sorpsi tersebut, pendekatan isoterm Langmuir terbilang lebih cocok dibandingkan dengan pendekatan isoterm Freundlich. Hal ini terlihat dari nilai koefisien korelatif (R^2) yang mencapai 0.99 pada semua perlakuan yang menandakan deviasi data yang kecil. Selain itu, penggunaan pH 2 menyebabkan permukaan DAS menjadi homogen sehingga pada setiap titik dimungkinkan memiliki energi pengikatan yang sama. Hal tersebut sesuai dengan asumsi isoterm Langmuir bahwa proses sorpsi terjadi secara monolayer dengan permukaan *binding sites* yang homogen.

Hasil isoterm sorpsi dapat menentukan jenis DAS yang lebih baik dalam proses penyisihan Cr (VI). Pemilihan jenis DAS dapat dilihat dari kapasitas sorpsi dalam kondisi konsentrasi Cr (VI) rendah dan tinggi. Gambar 4.12 menunjukkan hubungan antara konsentrasi Cr (VI) awal dengan kapasitas sorpsi pada masing-masing DAS. DAS SIER merupakan jenis DAS terbaik dalam menyisihkan Cr (VI) dengan berbagai konsentrasi. Hal tersebut terlihat dari kapasitas sorpsi yang meningkat dan berbanding lurus dengan peningkatan konsentrasi Cr (VI).



Gambar 4. 12 Hubungan Kapasitas Sorpsi dengan Konsentrasi Cr (VI)

4.6 Aplikasi Penggunaan DAS

Penggunaan DAS pada skala besar belum banyak diaplikasikan pada proses pengolahan limbah domestik maupun industri. Umumnya, penggunaan DAS banyak difokuskan pada penelitian dalam skala laboratorium untuk menguji kemampuan DAS dalam menyisihkan logam berat maupun pencemar lainnya. Kesulitan persiapan DAS,

pelaksanaan maupun pemeliharaan menjadi beberapa alasan penggunaan DAS belum banyak diaplikasikan. Penggunaan DAS sebagai adsorben komersial belum menjadi alternatif terbaik dalam pengaplikasiannya.

Dalam proses pengolahan limbah, DAS dapat digunakan sebagai sorben untuk menyisahkan kandungan logam berat yang terikat pada senyawa organik. Penggunaan DAS akan sangat efektif karena dapat membantu kinerja degradasi senyawa organik oleh mikroorganisme yang umumnya rentan terhadap logam berat. Dari hasil penelitian ini, penggunaan DAS sebesar 10 g/L terbilang cukup besar. Diperlukan suatu penelitian lanjutan untuk mendapatkan konsentrasi DAS optimum sesuai dengan fokus penyisihannya. Dengan asumsi jenis logam berat lebih banyak, maka perlu dilakukan penelitian lanjutan mengenai kemampuan DAS dalam menyisahkan berbagai jenis logam berat dalam satu waktu. Untuk mempermudah proses pengaplikasian DAS dalam pengolahan limbah, maka sebaiknya DAS difokuskan pada pengolahan logam berat saja dan bukan sebagai sorben senyawa lain. Dengan demikian dimungkinkan penggunaan DAS tidak terlalu banyak dalam proses.

Sumber DAS dapat digunakan dari DAS hasil pengolahan biologis pada unit pengolahan yang sama maupun berbeda. Pada penelitian ini terlihat bahwa DAS yang menggunakan unit pengolahan *oxidation ditch* memiliki penyisihan lebih baik dibandingkan *aeration pond*. Proses *extended aeration* dapat mempengaruhi komposisi dan kualitas gugus pada DAS yang berpengaruh pada pengikatan logam. Proses pengeringan DAS dapat dilakukan secara alami menggunakan sinar matahari hingga kadar air yang rendah. Selain itu, bila diperlukan dapat dilakukan pengayakan untuk mendapatkan ukuran DAS yang lebih homogen sehingga meningkatkan area pengikatan pada DAS.

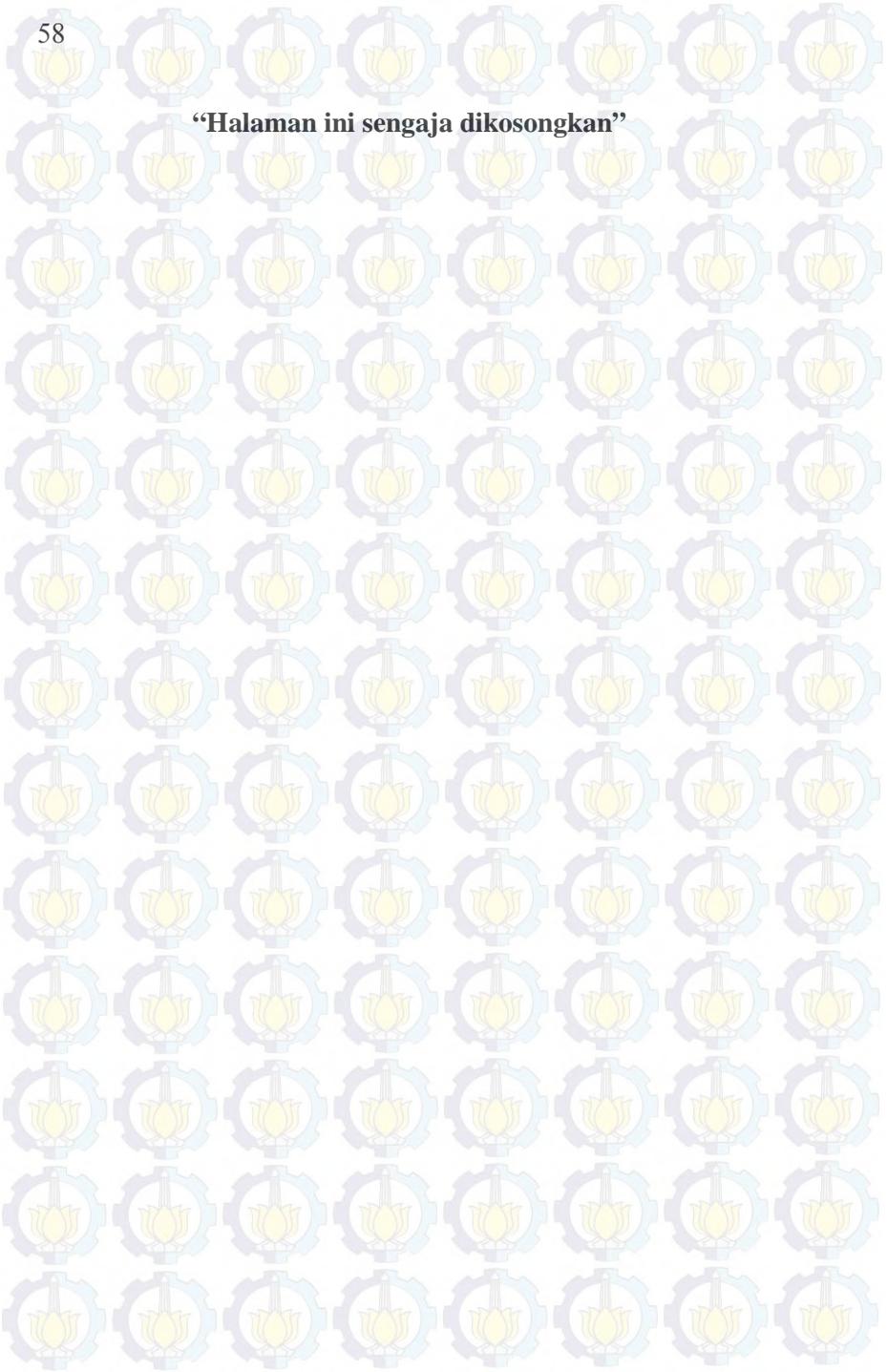
Kandungan organik mempengaruhi proses penyisihan logam berat. Pada penelitian ini terlihat bahwa penyisihan Cr

(VI) terbaik dikarenakan kandungan organik serta perbandingan VS/TS yang tinggi. Selain itu, kandungan N yang rendah dapat meningkatkan penyisihan logam Cr (VI). Dalam hal ini dapat diindikasikan nilai C/N DAS yang tinggi memiliki kemampuan yang lebih baik dalam penyisihan Cr (VI).

Penetapan pH perlu diteliti lebih lanjut untuk meningkatkan efisiensi penyisihan. Penyisihan Cr (VI) efektif terjadi pada pH 2 dan didominasi oleh proses reduksi menjadi Cr (III). Oleh karena itu, proses pengolahan dapat dilakukan dengan 2 tahap. Tahap pertama yakni menggunakan pH 2 yang menyebabkan protonasi senyawa pada DAS sehingga dapat mengsorpsi serta mereduksi anion Cr (VI) menjadi Cr (III). Tahap selanjutnya yakni penyisihan Cr (III) dengan memanfaatkan proses sorpsi oleh DAS. Peningkatan pH larutan perlu dilakukan untuk meningkatkan muatan negatif pada DAS sehingga mampu mengikat kation Cr (III). Dalam hal ini, penetapan pH larutan pada kedua kondisi tersebut sangat penting untuk dilakukan.

Selain itu, perlu diperhatikan pula proses yang dilakukan dalam penggunaan DAS sebagai sorben dalam menyisihkan Cr (VI). Bila proses dilakukan dengan cara pengadukan, maka waktu serta kecepatan pengadukan perlu ditentukan untuk menghindari terlepasnya ikatan Cr (VI) dengan senyawa pada DAS. Dalam hal ini, ikatan senyawa organik dengan logam Cr tergolong lemah sehingga proses menggunakan *fixed-bed* dapat menjadi alternatif untuk menghindari pemutusan ikatan.

“Halaman ini sengaja dikosongkan”



BAB 5

KESIMPULAN DAN SARAN

5.1 Kesimpulan

Berdasarkan hasil penelitian dan pembahasan, maka kesimpulan yang dapat diberikan sebagai berikut:

1. Meskipun penyisihan logam Cr (VI) oleh DAS IPLT, DAS SIER dan DAS RPH mencapai 99% setelah 24 jam proses penyisihan, baik pada konsentrasi awal logam Cr (VI) 50 mg/L, 100 mg/L dan 150 mg/L (pH awal 2), namun penyisihan antar jenis DAS berbeda pada saat awal proses. Berdasarkan waktu penyisihan, DAS IPLT dan SIER mampu menyisihkan hingga 98% Cr (VI) dibandingkan dengan DAS RPH sebesar 80%-90% dalam waktu 1 jam. Kapasitas sorpsi DAS IPLT dan SIER didapatkan sebesar 89.29 mg/g dan 99.01 mg/g, lebih besar dari kapasitas sorpsi DAS RPH sebesar 71.94 mg/g. Kandungan organik yang tinggi menyebabkan kemampuan penyisihan DAS IPLT dan SIER lebih baik dibandingkan dengan DAS RPH.
2. Pengaruh konsentrasi logam Cr (VI) terlihat pada efisiensi penyisihan oleh masing-masing DAS. Penyisihan terbesar terjadi pada konsentrasi Cr (VI) 150 mg/L sebanyak 50% pada saat awal. Pada saat yang sama, penyisihan Cr (VI) menurun pada konsentrasi 100 mg/L dan 50 mg/L sebesar 65% dan 90% dari konsentrasi awal. Peningkatan konsentrasi menyebabkan Cr (VI) yang tersisihkan semakin besar.

5.2 Saran

Berdasarkan penelitian yang dilakukan, terdapat beberapa saran yang perlu untuk dipertimbangkan diantaranya :

1. Perlu dilakukan penelitian lanjutan mengenai konsentrasi optimum DAS untuk melihat kecenderungan titik

exhausted pada masing-masing DAS dalam penyisihan Cr (VI).

2. Penelitian mengenai waktu optimum dalam penyisihan Cr (VI) perlu untuk dilakukan. Hal ini mengacu pada proses penyisihan Cr (VI) yang sangat cepat pada waktu awal sehingga waktu optimum terlihat sudah terlampaui selama proses 24 jam.
3. Sebaiknya dilakukan analisis karakteristik DAS awal untuk memperjelas mekanisme serta gugus fungsi yang berperan dalam proses sorpsi. Selain itu, perlu dilakukan pula analisis DAS hasil proses sorpsi untuk mengetahui seberapa besar Cr (VI) yang terikat pada DAS.
4. Variasi pH dapat dilakukan untuk mengetahui pengaruhnya terhadap penyisihan Cr (VI) maupun total krom.
5. Perlu dilakukan penelitian lebih rinci mengenai proses yang terjadi terutama proses oksidasi-reduksi Cr (VI) menjadi Cr (III) oleh DAS serta proses sorpsi yang terjadi. Hal ini bertujuan untuk mengetahui proses yang lebih dominan sekaligus dapat memperjelas langkah proses yang terjadi selama penyisihan.

Daftar Pustaka

- Ahalya, N., Ramachandra, T.N., dan Kanamadi, R.N. 2003. Biosorption of heavy metal. *Research Journal of Chemistry and Environment*. 7. 71-80.
- AjayKumar, A.V., Darwish, N.A., dan Hilal, N. 2009. Study of various parameters in biosorption of heavy metals on activated sludge. *World Applied Sciences Journal*. 5. 32-40.
- Greenberg, A.E., Eaton, A.D., Clesceri, L.S., dan Rice, E.W. 1998. *Standard methods for examination of water and wastewater 20th edition*. USA: American Public Health Association Publication.
- Arief, V.O., Trilestari, K., Sunarso, J., Indraswati, N., dan Ismadji, S. 2008. Recent progress on biosorption of heavy metals from liquids using low cost biosorbents: characterization, biosorption parameters and mechanism studies. *Clean-Soil Air Water*. 36. 937-962.
- Babel, S. dan Dacera, D.D.M. 2006. Heavy metal removal from contaminated sludge for land application: a review. *Waste Management*. 26. 988-1004.
- Calero, M., Hernainz, F., Blazquez, G., Tenorio, G., dan Matin-Lara, M.A. 2012. Study of Cr (III) biosorption in a fixed-bed coloumn. *Journal of Hazardous Materials*. 171. 886-893.
- Choi, J., Lee, J.Y., dan Yang, J.S. 2009. Biosorption of heavy metals and uranium by starfish and *Pseudomonas putida*. *Journal of Hazardous Materials*. 161. 157-162.
- Chojnacka, K. 2010. Biosorption and bioaccumulation – the prospect fot practical applications. *Environment International*. 36. 299-307.
- Deng, L., Zhang, Y., Qin, J., Wang, X., dan Zhu, X. 2009. Biosorption of Cr (VI) from aqueous solution by nonliving

green algae *Cladophora albida*. 2009. Mineral Engineering. 22. 372-377.

Dhal, B., Thatoi, H.N., Das, N.N., dan Pandey, B.D. 2013. Chemical and microbial remediation of hexavalent chromium from contaminated soil and mining metallurgical solid waste: Review. Journal of Hazzardous Materials. 250-251. 272-291.

Errasquin, E.L. dan Vazquez, C. 2003. Tolerance and uptake of heavy metal by *Trichoderma atroviride* isolated from sludge. Chemosphere. 50. 137-43.

Farzadkia, M., Gholami, M., Kermani, M., dan Yaghmaeian, K. 2013. Biosorption of hexavalent chromium from aqueous solution by chemically modified algae of Sargassum sp. and dried activated sludge. Asian Journal of Chemistry. 24 (11). 5257-5263.

Feng, D., Aldrich, C., dan Tan, H. 2000. Treatment of acid mine water by use heavy metal precipitation and ion exchange. Minerals Engineering. 13(6). 623-642.

Gautam, R.K., Mudhoo, A., Lofrano, G., dan Chattopadhyaya, M.C. 2014. Biomass-derived biosorbent for metal ions sequestration: adsorbent modification and activation methods and adsorbent regeneration. Journal of Environmental Chemical Engineering. 2. 239-259.

Gulnaz, O., Saygideger, S., dan Kusvuran, E. 2005. Study of Cu (II) biosorption by dried activated sludge: effect of physicochemical environment and kinetics study. Journal of Hazzardous Materials B. 120. 193-200.

Gulnaz, O., Kaya, A., dan Dincer, S. 2006. The reuse of dried activated sludge for adsorption of reactive dye. Journal of Hazzardous Material. 134(1-3). 190-196.

Hammami, A., Gonzales, F., Ballester, A., Blazquez, M.L., dan Munoz, J.A. 2007. Biosorption of heavy metal by activated sludge and their desorption characteristics. Journal of Environmetal Management. 84. 419-426.

- Huang, M., Li, Y., dan Gu., G. 2010. Chemical composition of organic matters in domestic wastewater. *Desalination*. 262. 36-42.
- Kratochvil, D., Pimentel, P., dan Volesky, B. 1998. Removal of trivalent and hexavalent chromium by seaweed biosorbent. *Environmental Science and Technology*. 32. 2693-2698.
- Luo, S., Yuan, L., Chai Li, Y., Min, X., Wang, Y., Fang, Y., dan Wang, P. 2006. Biosorption behavior of Cu^{2+} , Zn^{2+} , Cd^{2+} and mixture by activated sludge. *Transaction of Nonferrous Metals Society of China*. 16. 1431-1435.
- Marandi, R. 2011. Biosorption of hexavalent chromium from aqueous solution by dead fungal biomass of *Phanerochaete crysosporium*: batch and fixed bed studies. *Canadian Journal of Chemical Engineering*. 2. 8-15.
- Matlock, M.M., Howerton, B.S., dan Atwood, D.A. 2002. Chemical precipitation of heavy metal from acid mine drainage. *Water Research*. 36(3). 4757-4764.
- Michalak, I., Chojnacka, K., dan Krowiak, A.W. 2013. State of the art for biosorption process- a review. *Applied Biochemical Biotechnology*. 170. 1389-1416.
- Orozco, A.M.F., Contreras, E.M., dan Zaritzky, N.E. 2008. Modelling Cr (VI) removal by combined carbon-activated sludge system. *Journal of Hazardous Materials*. 150. 40-52.
- Park, D., Yun, Y.S., dan Park, J.M. 2008. XAS and XPS studies on chromium-binding groups of biomaterial during Cr (VI) biosorption. *Journal of Colloid and Interface Science*. 317. 54-61.
- Notodarmojo, S. 2005. Pencemaran tanah dan air tanah. Bandung: Penerbit ITB.
- Sari, A.K. 2011. Efek suhu kalsinasi pada lumpur alum IPA sebagai adsorben untuk menurunkan konsentrasi seng (Zn^{2+}) pada limbah cair industry electroplating. Skripsi S1. Jurusan Teknik Lingkungan, ITS, Surabaya.
- Singha, B. dan Das, S.K. 2011. Biosorption of Cr (VI) ions from aqueous solution: Kinetics, equilibrium, thermodynamics

and desorption studies. *Colloids and Surface B: Biointerfaces*. 84. 221-231.

Soltani, R.D., Jafari, A.J., dan Khorramabadi, G.S. 2009. Investigation of cadmium (II) ion biosorption onto pretreated dried activated sludge. *American Journal of Environmental Sciences*. 5. 41-46.

Stasinakis, A.S., Mamais, D., Thomaidis, N.S., dan Lekkas, T.D. 2002. Effect of chromium (VI) on bacterial kinetics of heterotrophic biomass of activated sludge. *Water Research*. 36. 3342-3350.

Sunder, G. dan Satyanarayan, S. 2013. Efficient treatment of slaughter house wastewater by anaerobic hybrid reactor packed with special floating media. *International Journal of Chemical and Physical Sciences*. 2. 73-81.

Vinodhini, V. dan Das, N. 2009. Mechanism of Cr (VI) biosorption by neem sawdust. *American-Eurasian Journal of Scientific Research*. 4. 324-329.

Wang, J. dan Chen, C. 2009. Biosorbent for heavy metals removal and their future. *Biotechnology Advances*. 27. 195-226.

Wang, X., Xia, S., Chen, L., Chovelon, J., dan Nicole, J. 2006. Biosorption of cadmium (II) and lead (II) ions from aqueous solution onto dried activated sludge. *Journal of Environmental Science*. 18. 840-844.

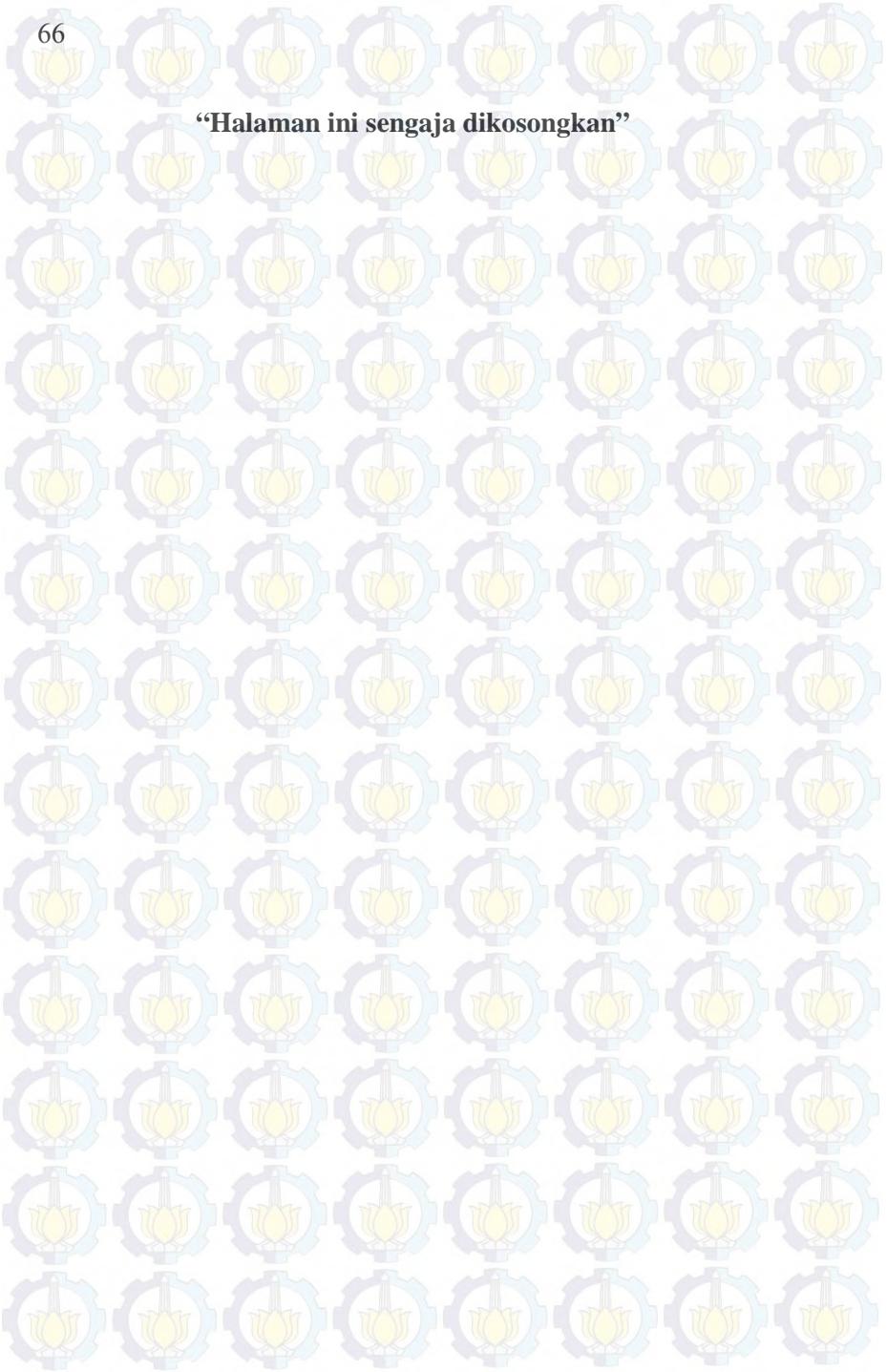
Wu, J., Zhang, H., He, P.J., Yao, Q., dan Ming Shao, L. 2010. Cr (VI) removal from aqueous solution by dried activated sludge biomass. *Journal of Hazardous Materials*. 176. 697-703.

Wu, J., Ma, X., Feng, M., dan Liu, M. 2008. Behavior of chromium and arsenic on activated carbon. *Journal of Hazardous Materials*. 159. 380-384.

Zare, H., Heydarzade, H., Rahimnejad, M., Tradast, A., Seyfi, M., dan Peyghambarzadeh, S.M. 2012. Dried activated sludge as an appropriate biosorbent for removal of copper (II) ions. *Arabian Journals of Chemistry*.

Zhang, Y. dan Banks, C. 2006. A comparison of the properties of polyurethane immobilized *Spanghum moss*, seaweed, sunflower waste and maize for biosorption of Cu, Pb, Zn, and Ni in continuous flow packed columns. *Water Research*. 40. 788-798.

“Halaman ini sengaja dikosongkan”



LAMPIRAN 1

Prosedur Analisis Laboratorium

1. Pembuatan *Dried Activated Sludge*

Prinsip: Pemanasan pada suhu $60\text{ }^{\circ}\text{C}$ hingga mencapai berat konstan (sumber : Greenberg *et al.*, 1998; Wang, 2006)

Prosedur analisis:

1. Cawan kosong dimasukkan ke dalam oven dan dipanaskan dengan suhu 105°C selama 1 jam.
2. Cawan kosong dimasukkan ke dalam desikator ± 15 menit.
3. Cawan kosong ditimbang dengan neraca analitik dan didapatkan berat cawan kosong cawan (**a**).
4. Disiapkan lumpur yang akan dikeringkan. Padatan *sludge* dimasukkan ke dalam cawan kosong dan ditimbang dengan neraca analitik (**b**) kemudian dipanaskan menggunakan oven dengan suhu $60\text{ }^{\circ}\text{C}$ selama 24 jam.
5. Setelah 24 jam, cawan berisi *sludge* dikeluarkan dari oven dan dimasukkan ke dalam desikator selama ± 15 menit.
6. Cawan berisi *sludge* ditimbang dengan neraca analitik. Didapatkan berat cawan berisi *sludge* (**c**).
7. Cawan berisi *sludge* kemudian dimasukkan kembali ke dalam oven dan dipanaskan dengan suhu $60\text{ }^{\circ}\text{C}$ selama 24 jam.
8. Setelah 24 jam, cawan berisi *sludge* dikeluarkan dari oven dan dimasukkan ke dalam desikator selama ± 15 menit.
9. Cawan berisi *sludge* ditimbang dengan neraca analitik. Didapatkan berat cawan berisi *sludge* (**C**)
10. Selisih berat *sludge* = **b** - **c** ; dengan selisih maksimum $\pm 0,002$ gram. (Pengukuran berat dilakukan setiap hari)
11. Bila selisih maksimum belum didapatkan, prosedur 7 hingga 9 dilakukan kembali hingga didapatkan selisih maksimum $\pm 0,002$ gram dengan berat sebelumnya.

2. Analisis Total Solid

Prinsip: Pemanasan pada suhu 105 °C untuk menghilangkan kadar air (sumber : Greenberg *et al.*, 1998).

Prosedur analisis:

1. Cawan kosong dimasukkan ke dalam oven dan dipanaskan dengan suhu 105°C selama 1 jam.
2. Cawan kosong dimasukkan ke dalam desikator ± 15 menit.
3. Cawan kosong ditimbang dengan neraca analitik dan didapatkan berat cawan kosong cawan (**d**).
4. Disiapkan lumpur yang akan dikeringkan. Padatan *sludge* dimasukkan ke dalam cawan kosong dan ditimbang menggunakan neraca analitik (**e**) kemudian dipanaskan menggunakan oven dengan suhu 105 °C selama 24 jam.
5. Setelah 24 jam, cawan berisi *sludge* dikeluarkan dari oven dan dimasukkan ke dalam desikator selama ± 15 menit.
6. Cawan berisi *sludge* dtimbang dengan neraca analitik. Didapatkan berat cawan berisi *sludge* (**f**).
7. Cawan berisi *sludge* kemudian dimasukkan ke dalam oven dan dipanaskan kembali dengan suhu 105°C selama 1 jam.
8. Setelah 1 jam, cawan berisi *sludge* dikeluarkan dari oven dan dimasukkan ke dalam desikator selama ± 15 menit.
9. Cawan berisi *sludge* ditimbang dengan neraca analitik. Didapatkan berat cawan berisi lumpur (**g**)
10. Selisih berat *sludge* = **f** – **g** ; dengan selisih maksimum ±0,002 gram.
11. Bila selisih maksimum belum didapatkan, prosedur 7 hingga 9 dilakukan kembali hingga didapatkan selisih maksimum ±0,002 gram dengan berat sebelumnya. Berat konstan *sludge* didapatkan **g'**
12. Perhitungan kadar *total solid* menggunakan rumus sebagai berikut:

$$\text{Total Solid (\%)} = \frac{g' - d}{e - d} \times 100\%$$

3. Analisis Total Volatile Solid

Prinsip: Pemanasan pada suhu 550 °C untuk menghilangkan kadar organik (sumber : Greenberg *et al.*, 1998).

Prosedur analisis:

1. Cawan berisi lumpur hasil analisis TS dapat digunakan dalam analisis ini (**g'**).
2. Cawan berisi *sludge* kemudian dimasukkan ke dalam *furnace* dan dipanaskan dengan suhu 550 °C selama 1 jam.
3. Setelah 1 jam, cawan berisi *sludge* dikeluarkan dari *furnace* dan dipanaskan dengan oven pada suhu 105 °C selama 15 menit.
4. Setelah 15 menit, cawan berisi *sludge* dikeluarkan oven dan dimasukkan ke dalam desikator selama ± 15 menit.
5. Cawan berisi *sludge* ditimbang dengan neraca analitik. Didapatkan berat cawan berisi *sludge* (**h**).
6. Cawan berisi *sludge* kemudian dimasukkan kembali ke dalam *furnace* dan dipanaskan dengan suhu 550 °C selama 30 jam.
7. Setelah 30 jam, cawan berisi *sludge* dikeluarkan dari *furnace* dan dipanaskan dengan oven pada suhu 105 °C selama 15 menit.
8. Setelah 15 menit, cawan berisi *sludge* dikeluarkan oven dan dimasukkan ke dalam desikator selama ± 15 menit.
9. Cawan berisi *sludge* ditimbang dengan neraca analitik. Didapatkan berat cawan berisi lumpur (**i**).
10. Selisih berat *sludge* = **h - i**; dengan selisih maksimum ±0,002 gram.
11. Bila selisih maksimum belum didapatkan, prosedur 7 hingga 9 dilakukan kembali hingga didapatkan selisih maksimum ±0,002 gram dengan berat sebelumnya. Berat konstan *sludge* didapatkan **i'**.
12. Perhitungan total *volatile solid* menggunakan rumus sebagai berikut:

$$\text{Volatile Solid (\%)} = \frac{(g' - d) - (i' - d)}{g' - d} \times 100\%$$

4. Analisis Cr (VI) dengan Spektrofotometer UV-Vis

Prinsip: Ion Cr (VI) bereaksi dengan difenilkarbazida dalam suasana asam dan membentuk senyawa kompleks berwarna merah-ungu. Panjang gelombang yang digunakan 530 nm atau 540 nm (sumber : Greenberg *et al.*, 1998).

Pembuatan Larutan Baku Cr (VI) 5 mg/L

Prosedur:

1. Disiapkan larutan $K_2Cr_2O_7$ yang telah diketahui konsentrasinya (500 mg/L Cr (VI)).
2. Diambil larutan tersebut sebanyak 1 mL menggunakan pipet.
3. Tambahkan aquades dan diencerkan hingga 100 mL.
4. Larutan Cr (VI) 5 mg/L telah siap digunakan (1 mL = 5 μ g Cr (VI)).

Pembuatan Kurva Kalibrasi Cr (VI)

Prosedur :

1. Disiapkan larutan Cr (VI) dengan mengambil dari larutan awal sebanyak 2 mL hingga 20 mL (10 jenis volume dengan selisih 2 mL).
2. Disiapkan aquades sebagai blanko.
3. Masing-masing volume dimasukkan ke dalam labu Erlenmeyer 250 mL.
4. Masing-masing larutan ditambahkan 0,25 mL (5 tetes) H_3PO_4 .
5. Atur pH larutan hingga pH mencapai $1,0 \pm 0,3$ dengan penambahan H_2SO_4 2 N.
6. Pindahkan masing-masing larutan ke dalam labu pengencer dan diencerkan dengan aquades hingga 100 mL.
7. Masing-masing larutan ditambahkan 2 mL larutan difenilkarbazida, kocok larutan tersebut dan biarkan selama 5-10 menit.

8. Disiapkan spektrofotometer UV-Vis dengan pengaturan panjang gelombang 530 nm atau 540 nm (Bila diperlukan, dapat dilakukan penentuan panjang gelombang maksimum terlebih dahulu).
9. Ukur absorbansi masing-masing larutan kemudian catat dan plotkan terhadap kadar logam Cr (VI).
10. Buatlah kurva kalibrasi dari data pada langkah no 9, dan tentukan persamaan garis lurus nya.
11. Jika koefisien korelasi regresi linier (R^2) < 0,995, periksa kondisi alat dan ulangi langkah 8 hingga 10 hingga diperoleh nilai $R^2 \geq 0,995$.

Pengukuran Sampel Uji

Prosedur:

1. Disiapkan larutan sampel sebanyak 5- 10 mL.
2. Pada sampel tersebut, dipisahkan antara padatan dengan supernatan yang kemudian diambil supernatannya pada volume tertentu.
3. Ditambahkan pada larutan sampel 0,25 mL (5 tetes) H_3PO_4 .
4. Atur pH larutan hingga pH mencapai 1.6 dengan penambahan H_2SO_4 2 N.
5. Pindahkan larutan sampel ke dalam labu pengencer dan diencerkan dengan aquades hingga 100 mL.
6. Ditambahkan pada larutan sampel 2 mL larutan difenilkarbazida, kocok larutan tersebut dan biarkan selama 5-10 menit.
7. Ukur absorbansi larutan sampel dengan spektrofotometer pada panjang gelombang 530 nm atau 540 nm.
8. Catat hasil perhitungan.
9. Kadar Cr (VI) dapat dihitung dengan rumus sebagai berikut:

$$\text{mg/L Cr(VI)} = \frac{x}{V} \times f p$$

Dimana :

x : μg Cr hasil pengukuran (μg)

V : Volume supernatant (mL)

fp : Faktor pengenceran (bila diperlukan)

5. Analisis pH

1. Standarisasi pH meter menggunakan larutan buffer dengan pH 4, 7 dan 10.
2. Diambil sejumlah sampel dan diletakkan ke dalam beaker glass
3. Batang silinder pH meter dicelupkan ke dalam sampel
4. pH meter akan menunjukkan nilai pH sampel.

LAMPIRAN 2

Perhitungan Konsentrasi Larutan dan Berat DAS

1. Pembuatan Larutan *Stock* Cr (VI)

Untuk membuat larutan *stock* Cr (VI) dengan konsentrasi 500 mg/L, maka dibutuhkan padatan $K_2Cr_2O_7$ sebanyak :

$$\begin{aligned} \text{Massa } K_2Cr_2O_7 &= (\text{Mr } K_2Cr_2O_7 / 2 \times \text{Ar Cr (VI)}) \times 500 \text{ mg} \\ &= (294,16 / 2 \times 51,99) \times 500 \text{ mg} \\ &= 1414,5 \text{ mg} \\ &= 1,414 \text{ gram} \end{aligned}$$

Dari perhitungan tersebut, dibutuhkan padatan $K_2Cr_2O_7$ sebanyak 1,414 gram yang dilarutkan dengan aquades hingga 1000 mL untuk mendapatkan konsentrasi Cr (VI) 500 mg/L. Dalam pembuatan larutan ini, padatan $K_2Cr_2O_7$ dikeringkan terlebih dahulu menggunakan oven pada suhu 105°C hingga berat padatan konstan. Proses pengeringan bertujuan untuk menghilangkan kadar air pada padatan $K_2Cr_2O_7$.

2. Variasi Konsentrasi Cr (VI)

Untuk membuat variasi konsentrasi larutan, maka digunakan rumus pengenceran seperti berikut:

$$M_1V_1 = M_2V_2$$

M_1 dan V_1 merupakan konsentrasi dan volume larutan *stock* Cr (VI) dan M_2 dan V_2 merupakan konsentrasi dan volume larutan Cr (VI) yang ingin menjadi variasi. Perhitungan variasi konsentrasi Cr (VI) ditampilkan sebagai berikut:

- Untuk membuat larutan konsentrasi 50 mg/L Cr (VI), dibutuhkan:

$$\begin{aligned} M_1 \times V_1 &= M_2 \times V_2 \\ V_1 &= (50 \text{ mg/L} \times 1000 \text{ mL}) / 500 \text{ mg/L} \\ V_1 &= 100 \text{ mL} \end{aligned}$$

- Untuk membuat larutan konsentrasi 100 mg/L Cr (VI), dibutuhkan:

$$\begin{aligned} M_1 \times V_1 &= M_2 \times V_2 \\ V_1 &= (100 \text{ mg/L} \times 1000 \text{ mL}) / 500 \text{ mg/L} \end{aligned}$$

$$V_1 = 200 \text{ mL}$$

- Untuk membuat larutan konsentrasi 150 mg/L Cr (VI), dibutuhkan:

$$M_1 \times V_1 = M_2 \times V_2$$

$$V_1 = (150 \text{ mg/L} \times 1000 \text{ mL}) / 500 \text{ mg/L}$$

$$V_1 = 300 \text{ mL}$$

Larutan *stock* kemudian diambil sesuai kebutuhan konsentrasi yang diperlukan dan diencerkan dengan aquades hingga 1000 mL.

3. Berat DAS

Dengan menggunakan konsentrasi *dried activated sludge* (DAS) dalam larutan sebesar 10 g/L serta volume larutan 765 mL (0,765 L), maka perhitungan berat lumpur yang akan digunakan sebagai berikut:

$$\text{Berat DAS} = \text{Konsentrasi DAS} \times \text{volume larutan}$$

$$= 10 \text{ g/L} \times 0,765 \text{ L}$$

$$= 7,65 \text{ gram}$$

Dari perhitungan tersebut, didapatkan berat *dried activated sludge* yang digunakan sebesar 7,65 gram sebagai berat kering.

LAMPIRAN 3

Prosedur Pencucian Reaktor

Glassware yang digunakan sebagai reaktor perlu dilakukan pencucian untuk menghilangkan kandungan logam yang menempel pada *glassware*. Pencucian *glassware* menggunakan larutan HNO_3 10% dengan prosedur sebagai berikut :

1. Bersihkan *glassware* dari label (jika ada) dengan menggunakan aseton.
2. Bilas *glassware* menggunakan air hasil destilasi untuk menghilangkan kotoran yang tersisa. Hal ini harus segera dilakukan segera setelah penggunaan.
3. Rendam *glassware* pada wadah asam setidaknya selama 1 jam atau sebaiknya semalam. Pastikan seluruh permukaan *glassware* terendam oleh asam.
4. *Glassware* yang telah dicuci selanjutnya dibilas dalam wadah air hasil destilasi selanjutnya dibilas di bawah aliran air hasil destilasi sebanyak 3x.
5. Selanjutnya, *glassware* diletakkan pada keranjang untuk menampung *glassware* dengan posisi terbalik untuk proses pengeringan.
6. *Glassware* dikembalikan pada lemari atau rak semula.

“Halaman ini sengaja dikosongkan”

LAMPIRAN 4
Perhitungan dan Data Hasil Analisis

a. Perhitungan Karakteristik DAS

1. Dried activated sludge IPLT

Cawan	Berat Cawan (g)	Berat Cawan + Lumpur Basah (g)	Berat Cawan + Lumpur Kering (Oven 105°C) (g)	Berat Cawan + Lumpur Kering (Furnace 550°C) (g)
C8	29.0686	57.6306	32.0737	29.8246
C9	30.1599	63.1942	33.6387	31.0649

- Berat lumpur basah :

$$C8 = 57.6306 \text{ g} - 29.0686 \text{ g} = 28.5623 \text{ g}$$

$$C9 = 63.1942 \text{ g} - 30.1599 \text{ g} = 33.0343 \text{ g}$$

- Berat lumpur setelah di oven :

$$C8 = 32.0737 \text{ g} - 29.0686 \text{ g} = 3.0051 \text{ g}$$

$$C9 = 33.6387 \text{ g} - 30.1599 \text{ g} = 3.4788 \text{ g}$$

- Berat lumpur setelah di furnace :

$$C8 = 29.8246 \text{ g} - 29.0686 \text{ g} = 0.756 \text{ g}$$

$$C9 = 31.0649 \text{ g} - 30.1599 \text{ g} = 0.905 \text{ g}$$

- % Total Solid :

$$C8 = \frac{3.0051}{28.5623} \times 100\% = 10.521 \%$$

$$C9 = \frac{3.4788}{33.0343} \times 100\% = 10.53 \%$$

- % Total Solid dried activated sludge IPLT:

$$= (10.521 \% + 10.53 \%) / 2$$

$$= \mathbf{10.526 \%}$$
- % Total Volatile Solid :

$$C8 = \frac{3.0051 - 0.756}{3.0051} \times 100\% = 74.842\%$$

$$C9 = \frac{3.4788 - 0.905}{3.4788} \times 100\% = 73.985 \%$$
- % Total Volatile Solid dried activated sludge IPLT:

$$= (74.842 \% + 73.985 \%) / 2$$

$$= \mathbf{74.413\%}$$

2. Dried activated sludge SIER

Cawan	Berat Cawan (g)	Berat Cawan + Lumpur Basah (g)	Berat Cawan + Lumpur Kering (Oven 105°C) (g)	Berat Cawan + Lumpur Kering (Furnace 550°C) (g)
d8	34.6467	65.8615	35.9984	35.5051
d9	33.7485	67.6268	35.2570	34.6243

- Berat lumpur basah :
d8 = 65.8616 g – 34.6467 g = 31.2148 g
d9 = 67.6268 g – 33.7485 g = 33.8783 g
- Berat lumpur setelah di oven :
d8 = 35.9984 g – 34.6467 g = 1.3517 g
d9 = 35.2570 g – 33.7485 g = 1.5085 g

- Berat lumpur setelah di furnace :

C8	= 35.5051 g – 29.0686 g	= 0.8584 g
C9	= 34.6243 g – 30.1599 g	= 0.8758 g
- % *Total Solid* :

$$d8 = \frac{1.3517}{31.2148} \times 100\% = 4.330\%$$

$$d9 = \frac{1.5085}{34.6243} \times 100\% = 4.356\%$$
- % *Total Solid dried activated sludge* SIER:

$$= (4.330\% + 4.356\%) / 2$$

$$= \mathbf{4.343\%}$$
- % *Total Volatile Solid* :

$$C8 = \frac{1.3517 - 0.8584}{1.3517} \times 100\% = 36.494\%$$

$$C9 = \frac{1.5085 - 0.8785}{1.5085} \times 100\% = 41.76\%$$
- % *Total Volatile Solid dried activated sludge* SIER:

$$= (36.494\% + 41.763\%) / 2$$

$$= \mathbf{38.356\%}$$

3. Dried activated sludge RPH

Cawan	Berat Cawan (g)	Berat Cawan + Lumpur Basah (g)	Berat Cawan + Lumpur Kering (Oven 105°C) (g)	Berat Cawan + Lumpur Kering (Furnace 550°C) (g)
R1	38.1387	69.2165	40.8614	39.5325
R2	34.8865	73.5090	38.7472	36.8573

- Berat lumpur basah :

$$R1 = 69.2165 \text{ g} - 38.1387 \text{ g} = 31.0778 \text{ g}$$

$$R2 = 73.5090 \text{ g} - 34.8865 \text{ g} = 38.6225 \text{ g}$$

- Berat lumpur setelah di oven :

$$R1 = 40.8614 \text{ g} - 38.1387 \text{ g} = 2.7227 \text{ g}$$

$$R2 = 38.7472 \text{ g} - 34.8865 \text{ g} = 3.8607 \text{ g}$$

- Berat lumpur setelah di furnace :

$$R1 = 39.5325 \text{ g} - 38.1387 \text{ g} = 1.3938 \text{ g}$$

$$R2 = 36.8573 \text{ g} - 34.8865 \text{ g} = 1.9708 \text{ g}$$

- % *Total Solid* :

$$d8 = \frac{2.7227}{40.8614} \times 100\% = 8.761\%$$

$$d9 = \frac{3.8607}{38.7472} \times 100\% = 9.996\%$$

- % *Total Solid dried activated sludge* RPH:

$$= (8.761\% + 9.996\%) / 2$$

$$= \mathbf{9.378\%}$$

- % *Total Volatile Solid* :

$$C8 = \frac{2.7227 - 1.3938}{2.7227} \times 100\% = 48.808\%$$

$$C9 = \frac{3.8607 - 1.9708}{3.8607} \times 100\% = 48.952\%$$

- % *Total Volatile Solid dried activated sludge* RPH:

$$= (48.808\% + 48.952\%) / 2$$

$$= \mathbf{48.880\%}$$

b. Data Analisis Krom (VI)

1. Perlakuan X1 (DAS IPLT + Cr (VI) 50 mg/L + pH :2)

Waktu (Jam)	pH	Suhu (°C)	V Sampel	f	Absorbansi	Konsentrasi Cr (VI) (mg/L)	% removal
C	5.67	-	10	50	0.068	47.222	0.000
0	2.3	29	10	50	0.003	2.083	95.588
1	2.39	29	5	1	0.008	0.222	99.529
3	2.1	30	5	1	0.001	0.028	99.941
5	2.06	20	5	1	0.001	0.028	99.941
12	2.12	30	5	1	0.005	0.139	99.706
24	2.06	30	5	1	0.011	0.306	99.353

2. Perlakuan X2 (DAS IPLT + Cr (VI) 100 mg/L + pH :2)

Waktu (Jam)	pH	Suhu (°C)	V Sampel	f	Absorbansi	Konsentrasi Cr (VI) (mg/L)	% removal
C	5.43	-	10	50	0.138	95.833	0.000
0	2.21	29	10	25	0.106	36.806	61.594
1	2.29	30	5	1	0.003	0.083	99.913
3	2.29	31.5	5	1	0.006	0.167	99.826
5	2.28	31	5	1	0.002	0.056	99.942
12	2.27	32	5	1	0.007	0.194	99.797
24	2.09	32	5	1	0.009	0.250	99.739

3. Perlakuan X3 (DAS IPLT + Cr (VI) 150 mg/L + pH :2)

Waktu (Jam)	pH	Suhu (°C)	V Sampel	f	Absorbansi	Konsentrasi	
						Cr (VI) (mg/L)	% removal
C	3.49	-	10	100	0.113	156.944	0.000
0	2.15	30	10	50	0.096	66.667	57.522
1	2.28	30	4	1	0.11	3.819	97.566
3	2.1	31	5	1	0.001	0.028	99.982
5	2.29	30	5	1	0.003	0.083	99.947
12	2.24	30	5	1	0.004	0.111	99.929
24	2.13	31	10	1	0.003	0.042	99.973

4. Perlakuan X4 (DAS SIER + Cr (VI) 50 mg/L + pH :2)

Waktu (Jam)	pH	Suhu (°C)	V Sampel	f	Absorbansi	Konsentrasi	
						Cr (VI) (mg/L)	% removal
C	4.76	-	5	50	0.034	47.222	0.000
0	2.13	30	5	1	0.093	2.583	94.529
1	2.42	30	5	1	0.012	0.333	99.294
3	2.58	30	5	1	0.015	0.417	99.118
5	2.75	29	5	1	0.016	0.444	99.059
12	2.66	30	5	1	0.018	0.500	98.941
24	2.81	31	5	1	0.021	0.583	98.765

5. Perlakuan X5 (DAS SIER + Cr (VI) 100 mg/L + pH :2)

Waktu (Jam)	pH	Suhu (°C)	V Sampel	f	Absorbansi	Konsentrasi Cr (VI) (mg/L)	% removal
C	4.5	-	10	50	0.151	104.861	0.000
0	2.32	31	5	25	0.049	34.028	67.550
1	2.47	31	5	1	0.02	0.556	99.470
3	2.59	32	5	1	0.026	0.722	99.311
5	2.42	32	5	1	0.023	0.639	99.391
12	2.65	33	5	1	0.022	0.611	99.417
24	2.82	30	5	1	0.025	0.694	99.338

6. Perlakuan X6 (DAS SIER + Cr (VI) 150 mg/L + pH :2)

Waktu (Jam)	pH	Suhu (°C)	V Sampel	f	Absorbansi	Konsentrasi Cr (VI) (mg/L)	% removal
C	4.48	-	5	50	0.102	141.667	0.000
0	2.27	31	5	25	0.06	41.667	70.588
1	2.4	31	5	1	0.056	1.556	98.902
3	2.52	32	5	1	0.006	0.167	99.882
5	2.31	32	5	1	0.003	0.083	99.941
12	2.56	33	5	1	0.005	0.139	99.902
24	2.62	30	5	1	0.01	0.278	99.804

7. Perlakuan X7 (DAS RPH + Cr (VI) 50 mg/L + pH :2)

Waktu (Jam)	pH	Suhu (°C)	V Sampel	f	Absorbansi	Konsentrasi Cr (VI) (mg/L)	% removal
C	4.07	-	5	50	0.048	66.667	0.000
0	2.06	30	5	1	0.231	6.417	90.375
1	2.13	30	5	1	0.022	0.611	99.083
3	2.1	30	5	1	0.021	0.583	99.125
5	2.36	30	5	1	0.025	0.694	98.958
12	2.01	30	5	1	0.026	0.722	98.917
24	2.33	31	5	1	0.027	0.750	98.875

8. Perlakuan X8 (DAS RPH + Cr (VI) 100 mg/L + pH :2)

Waktu (Jam)	pH	Suhu (°C)	V Sampel	f	Absorbansi	Konsentrasi Cr (VI) (mg/L)	% removal
C	4.79	-	10	50	0.14	97.222	0.000
0	2.28	31	5	25	0.056	38.889	60.000
1	2.39	31	5	1	0.183	5.083	94.771
3	2.34	31	5	1	0.011	0.306	99.686
5	2.38	31	5	1	0.011	0.306	99.686
12	2.41	31	5	1	0.009	0.250	99.743
24	2.42	30	5	1	0.011	0.306	99.686

9. Perlakuan X9 (DAS RPH + Cr (VI) 150mg/L + pH :2)

Waktu (Jam)	pH	Suhu (°C)	V Sampel	f	Absorbansi	Konsentrasi Cr (VI) (mg/L)	% removal
C	4.48	-	10	50	0.215	149.306	0.000
0	2.24	31	5	50	0.053	73.611	50.698
1	2,33	31	5	25	0.036	25.000	83.256
3	2,31	31	5	1	0.154	4.278	97.135
5	2.34	32	5	1	0.015	0.417	99.721
12	2.36	31	5	1	0.023	0.639	99.572
24	2.42	30	5	1	0.015	0.417	99.721

10. Perlakuan Z1 (Cr (VI) 50mg/L + pH :2)

Waktu (Jam)	pH	Suhu (°C)	V Sampel	f	Absorbansi	Konsentrasi Cr (VI) (mg/L)	% removal
0	4.43	28	10	50	0.083	57.639	0.000
0.02	2.03	29	10	50	0.066	45.833	20.482
1	2.16	30	10	50	0.066	45.833	20.482
3	2.13	32	10	50	0.07	48.611	15.663
5	2.12	32	10	50	0.063	43.750	24.096
12	2.15	32	10	50	0.066	45.833	20.482
24	2.22	31	10	50	0.068	47.222	18.072

11. Perlakuan Z2 (Cr (VI) 100mg/L + pH :2)

Waktu (Jam)	pH	Suhu (°C)	V Sampel	f	Absorbansi	Konsentrasi Cr (VI) (mg/L)	% removal
0	4.43	28	10	50	0.139	96.528	0.000
0.02	2.16	28	10	50	0.135	93.750	2.878
1	2.28	29	10	50	0.137	95.139	1.439
3	2.29	29	10	50	0.133	92.361	4.317
5	2.33	29	10	50	0.131	90.972	5.755
12	2.36	29	10	50	0.129	89.583	7.194
24	2.34	29	10	50	0.134	93.056	3.597

12. Perlakuan Z3 (Cr (VI) 150mg/L + pH :2)

Waktu (Jam)	pH	Suhu (°C)	V Sampel	f	Absorbansi	Konsentrasi Cr (VI) (mg/L)	% removal
0	3.69	-	10	100	0.122	169.444	0.000
0.02	2.17	30	5	50	0.109	151.389	10.656
1	2.16	31	5	50	0.107	148.611	12.295
3	2.14	31	5	50	0.114	158.333	6.557
5	2.16	30	5	50	0.109	151.389	10.656
12	2.13	31	5	50	0.119	165.278	2.459
24	2.22	31	5	40	0.15	166.667	1.639

13. Perlakuan Y1 (DAS IPLT + pH :2)

Waktu (Jam)	pH	Suhu (°C)	V Sampel	f	Absorbansi	Konsentrasi Cr (VI) (mg/L)
0	2.19	31	5	1	0.014	0.389
1	2.21	31	5	1	0.016	0.444
3	2.22	32	5	1	0.019	0.528
5	2.23	35	5	1	0.016	0.444
12	2.2	35	5	1	0.029	0.806
24	2.15	32	5	1	0.029	0.806

14. Perlakuan Y2 (DAS SIER + pH :2)

Waktu (Jam)	pH	Suhu (°C)	V Sampel	f	Absorbansi	Konsentrasi Cr (VI) (mg/L)
0	2.1	31	5	1	0.017	0.472
1	2.32	31	5	1	0.024	0.667
3	2.31	32	5	1	0.021	0.583
5	2.34	33	5	1	0.021	0.583
12	2.28	33	5	1	0.029	0.806
24	2.36	32	5	1	0.032	0.889

15. Perlakuan Y3 (DAS RPH + pH :2)

Waktu (Jam)	pH	Suhu (°C)	V Sampel	f	Absorbansi	Konsentrasi Cr (VI) (mg/L)
0	2.17	31	5	1	0.018	0.500
1	2.2	32	5	1	0.021	0.583
3	2.19	33	5	1	0.021	0.583
5	2.21	35	5	1	0.02	0.556
12	2.17	35	5	1	0.029	0.806
24	2.22	32	5	1	0.026	0.722

16. Perlakuan A1 (DAS IPLT + Cr (VI) 100 mg/L)

Waktu (Jam)	pH	V Sampel	f	Absorbansi	Konsentrasi Cr (VI) (mg/L)	% removal
0	3.52	10	50	0.157	109.028	0.000
0.02	5.91	10	50	0.1	69.444	36.306
1	6.33	10	50	0.108	75.000	31.210
3	6.66	10	50	0.103	71.528	34.395
5	6.74	10	50	0.085	59.028	45.860
12	6.69	10	50	0.101	70.139	35.669
24	7.8	10	50	0.073	50.694	53.503

17. Perlakuan A2 (DAS SIER + Cr (VI) 100 mg/L)

Waktu (Jam)	pH	V Sampel	f	Absorbansi	Konsentrasi Cr (VI) (mg/L)	% removal
0	3.52	10	50	0.156	108.333	0.000
0.02	6.32	10	50	0.127	88.194	18.590
1	6.72	10	50	0.11	76.389	29.487
3	6.77	10	50	0.102	70.833	34.615
5	6.94	10	50	0.099	68.750	36.538
12	7.3	10	50	0.081	56.250	48.077
24	7.55	10	50	0.081	56.250	48.077

18. Perlakuan A3 (DAS IPLT + Cr (VI) 100 mg/L)

Waktu (Jam)	pH	V Sampel	f	Absorbansi	Konsentrasi Cr (VI) (mg/L)	% removal
0	0	10	50	0.152	105.556	0.000
0.02	6.43	10	50	0.139	96.528	8.553
1	6.6	10	50	0.129	89.583	15.132
3	6.65	10	50	0.127	88.194	16.447
5	6.94	10	50	0.133	92.361	12.500
12	7.04	10	50	0.118	81.944	22.368
24	7.29	10	50	0.125	86.806	17.763

c. Data Isoterm Sorpsi

Isoterm Langmuir

PERLAKUAN	Persamaan	R ²	1/Q _{max}	1/b.Q _{max}	Q _{max} (mg/g)	b
X1	$y = 0.0222x - 0.0001$	1	0.0222	0.0001	45.05	222.00
X2	$y = 0.017x - 0.0008$	1	0.017	0.0008	58.82	21.25
X3	$y = 0.0112x - 0.0087$	0.9996	0.0112	0.0087	89.29	1.29
X4	$y = 0.0226x - 0.0005$	1	0.0226	0.0005	44.25	45.20
X5	$y = 0.0142x - 0.0029$	1	0.0142	0.0029	70.42	4.90
X6	$y = 0.0101x - 0.0025$	0.9999	0.0101	0.0025	99.01	4.04
X7	$y = 0.0167x - 0.001$	1	0.0167	0.001	59.88	16.70
X8	$y = 0.0175x - 0.017$	0.9981	0.0175	0.017	57.14	1.03
X9	$y = 0.0139x - 0.072$	0.9878	0.0139	0.072	71.94	0.19

Isoterm Freundlich

PERLAKUAN	Persamaan	R ²	1/n	Log (Kf)	Kf (mg/g)	n
X1	$y = -0.0104x + 1.6603$	0.8349	0.0104	1.6603	45.74	96.15
X2	$y = -0.0832x + 1.9029$	0.9895	0.0832	1.9029	79.97	12.02
X3	$y = -0.0638x + 2.1302$	0.6468	0.0638	2.1302	134.96	15.67
X4	$y = -0.0248x + 1.66$	0.9954	0.0248	1.66	45.71	40.32
X5	$y = -0.0966x + 1.9986$	0.9972	0.0966	1.9986	99.68	10.35
X6	$y = -0.0658x + 2.1218$	0.8563	0.0658	2.1218	132.37	15.20
X7	$y = -0.0388x + 1.8113$	0.9998	0.0388	1.8113	64.76	25.77
X8	$y = -0.0994x + 1.9646$	0.7485	0.0994	1.9646	92.17	10.06
X9	$y = -0.2147x + 2.3239$	0.824	0.2147	2.3239	210.81	4.66

“Halaman ini sengaja dikosongkan”

LAMPIRAN 5

Pembuatan Kurva Kalibrasi

Pembuatan kurva kalibrasi diawali dengan pembuatan larutan contoh dengan variasi kandungan Cr (VI) dalam larutan sebesar 10 μg hingga 100 μg . Berdasarkan prosedur pembuatan larutan kalibrasi sebelumnya, diambil sejumlah variasi volume (2 mL hingga 20 mL) dari larutan Cr dengan konsentrasi 5 $\mu\text{g}/\text{mL}$. Dalam pembuatan kurva kalibrasi ini diambil 9 jenis variasi volume dari 0.5 mL hingga 20 mL agar dapat mengetahui kondisi bawah dan puncak sehingga dapat terjangkau pada kurva kalibrasi.

Selanjutnya, ditentukan terlebih dahulu panjang gelombang maksimum. Dalam hal ini, digunakan volume 2 mL untuk menentukan panjang gelombang maksimum. Berikut ini adalah Grafik dan Tabel mengenai penentuan panjang gelombang maksimum.

Panjang Gelombang (nm)	Absorbansi
520	0.069
522	0.075
524	0.072
526	0.076
528	0.074
530	0.077
532	0.077
534	0.077
536	0.073
538	0.086
540	0.078
542	0.078
544	0.084
546	0.073
548	0.085
550	0.085

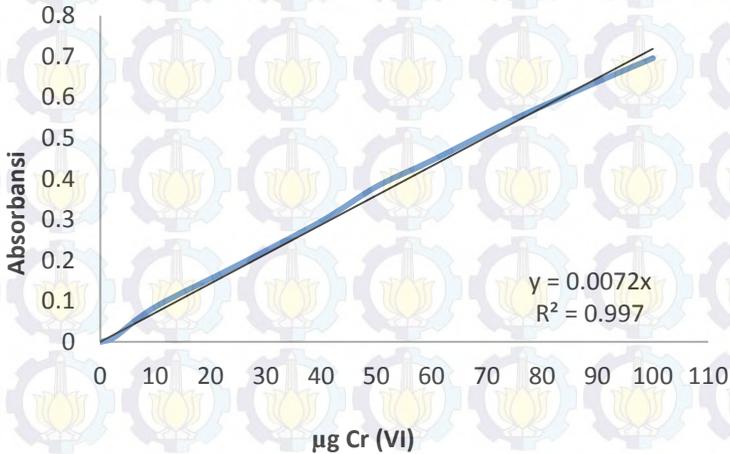


Dari Tabel dan Grafik tersebut didapatkan panjang gelombang maksimum sebesar 538 nm. Selanjutnya, variasi volume Cr (VI) diukur absorbansinya dengan panjang gelombang tersebut. Berikut ini adalah Grafik dan Tabel hasil pembuatan kurva kalibrasi.

Volume (mL)	Absorbansi	$\mu\text{g Cr (VI)}$
0	0	0
0.5	0.011	2.5
2	0.086	10
5	0.189	25
8	0.296	40
10	0.381	50
12	0.445	60
15	0.547	75
18	0.638	90

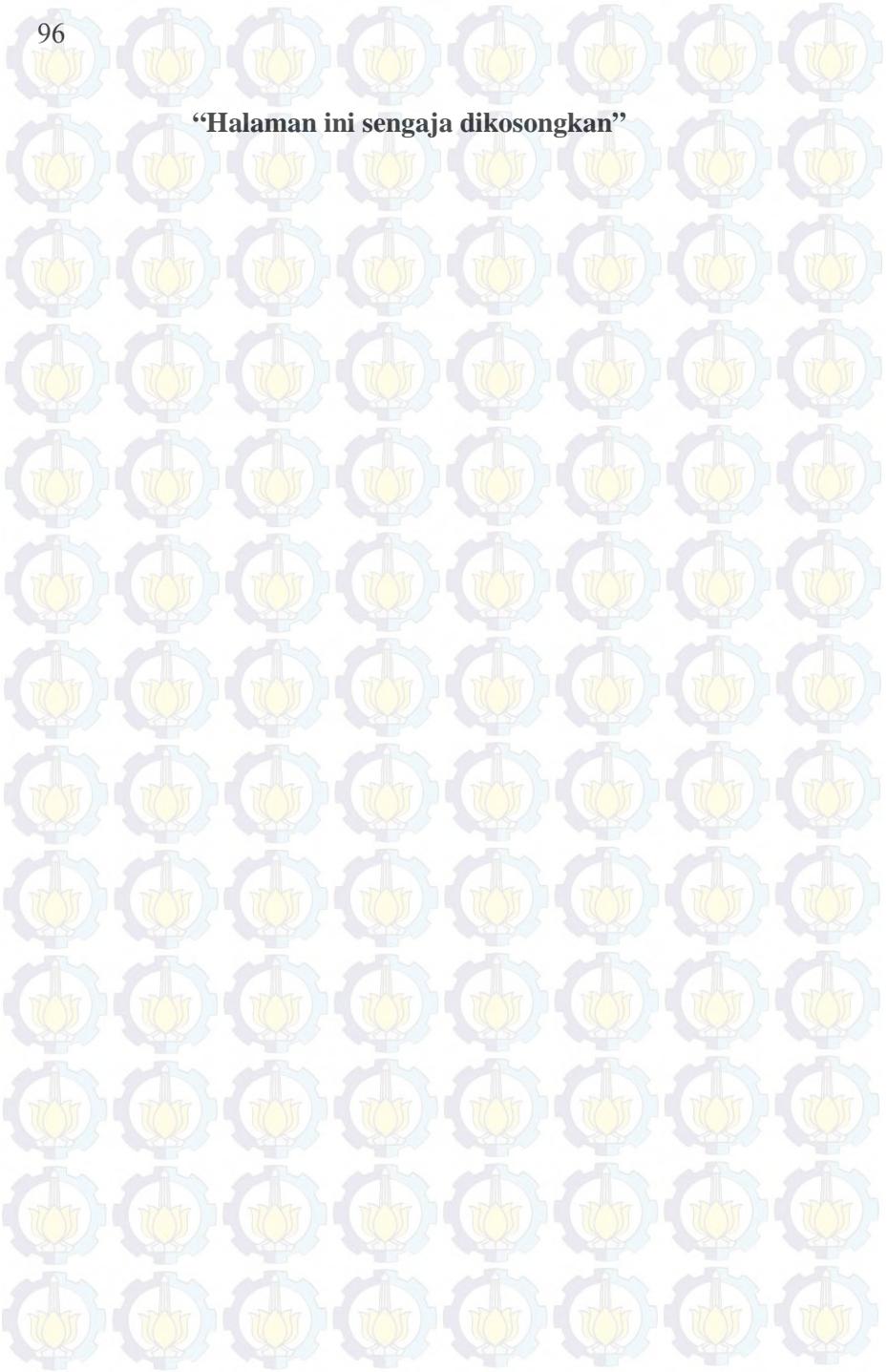
Volume (mL)	Absorbansi	$\mu\text{g Cr (VI)}$
20	0.696	100

Kalibrasi Cr (VI)



Dari kurva tersebut didapatkan persamaan $y = 0.0072 x$ dengan koefisien korelasi (R^2) sebesar 0.997. Dengan demikian, persamaan ini sudah dapat digunakan karena nilai $R^2 \geq 0,995$. Selanjutnya, hasil absorbansi pada contoh sampel dapat dimasukkan dalam persamaan ini untuk mendapatkan $\mu\text{g Cr (VI)}$, kemudian dibagi dengan volume sampel untuk mendapatkan konsentrasi Cr (VI) dalam sampel.

“Halaman ini sengaja dikosongkan”



Dokumentasi Penelitian



Dried Activated Sludge (DAS)

Kiri ke kanan: DAS IPLT, DAS SIER, DAS RPH



Larutan untuk pembuatan kurva kalibrasi



Proses *Running*



Hasil *running* DAS IPLT

Kiri-kanan: sampel 0 jam, 1 jam, 3 jam, 5 jam, 12 jam, dan 24 jam



Hasil running DAS RPH

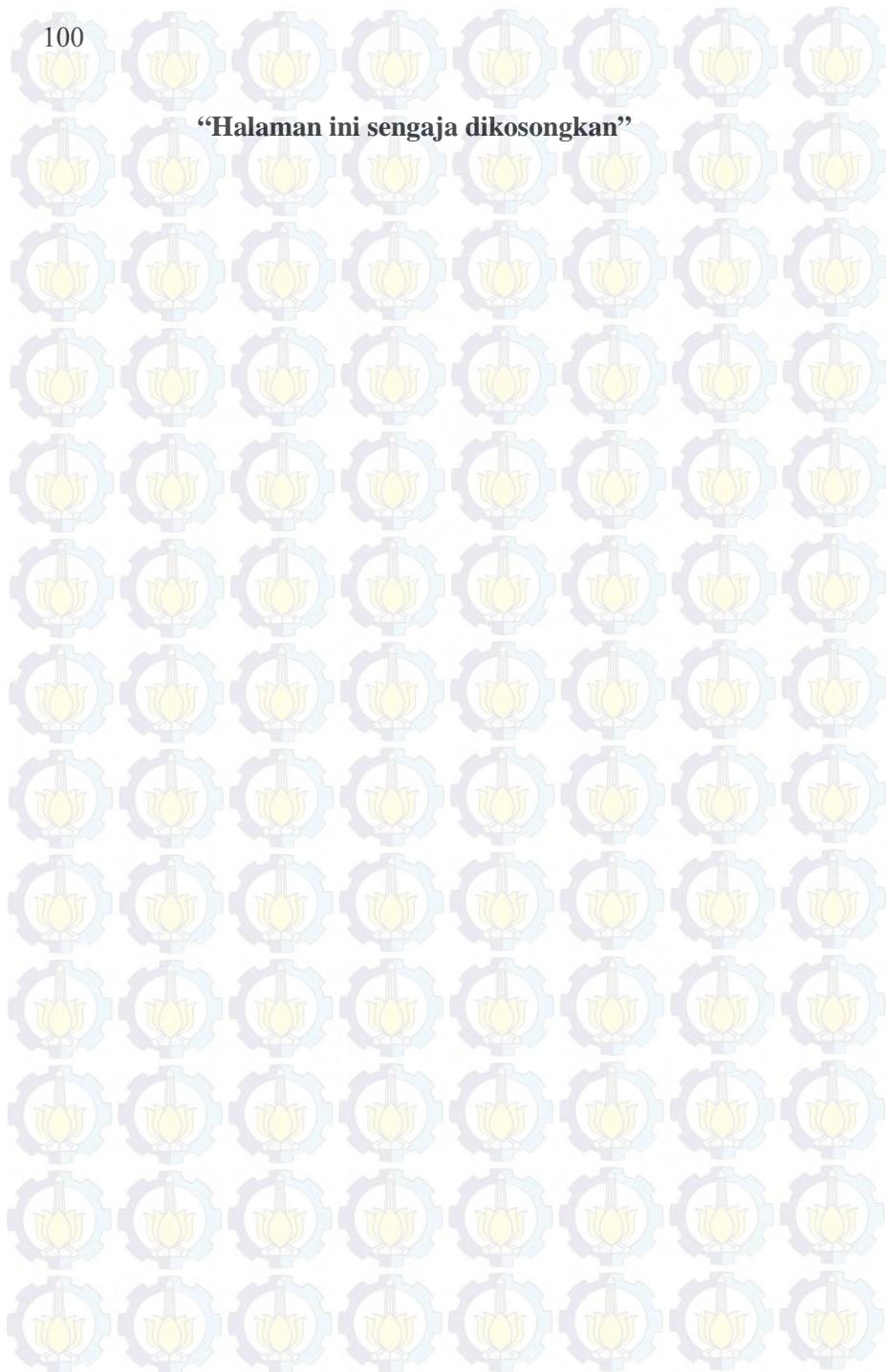
Kiri-kanan: sampel 0 jam, 1 jam, 3 jam, 5 jam, 12 jam, dan 24 jam



Hasil running DAS SIER

Kiri-kanan: sampel 0 jam, 1 jam, 3 jam, 5 jam, 12 jam, dan 24 jam

“Halaman ini sengaja dikosongkan”



Biodata Penulis



Penulis dilahirkan di Jakarta pada tanggal 16 Februari 1992, merupakan anak kedua dari empat bersaudara. Penulis menempuh pendidikan formal yaitu, TK Strada Dewi Sartika II Tangerang, SD Strada Slamet Riyadi II Tangerang, SMP Negeri 9 Tangerang dan SMA Negeri 1 Tangerang. Setelah lulus SMA, Penulis mengikuti SNMPTN dan diterima di Jurusan Teknik Lingkungan FTSP-ITS pada tahun 2010 dan terdaftar dengan NRP 3310100079.

Selama masa perkuliahan, Penulis aktif dalam aktivitas kemahasiswaan, yaitu aktif sebagai staf *Environmental Engineering English Club* (EEEC) HMTL ITS periode 2011-2012 dan 2012-2013 serta staf Departemen Kesejahteraan Mahasiswa HMTL ITS periode 2012-2013. Penulis juga berkesempatan menjadi *steering committee* pada acara Lomba Inovasi Teknologi Lingkungan (LITL) ke-7 tahun 2013. Selain itu, penulis juga sempat mengikuti kerja praktik di PT Metabisulphite Nusantara Gresik dalam bidang evaluasi kinerja *spray tower*. Penulis dapat dihubungi melalui email cicoparde@gmail.com.