



ELEKTROKOAGULASI

PADA PENGOLAHAN AIR DAN AIR LIMBAH

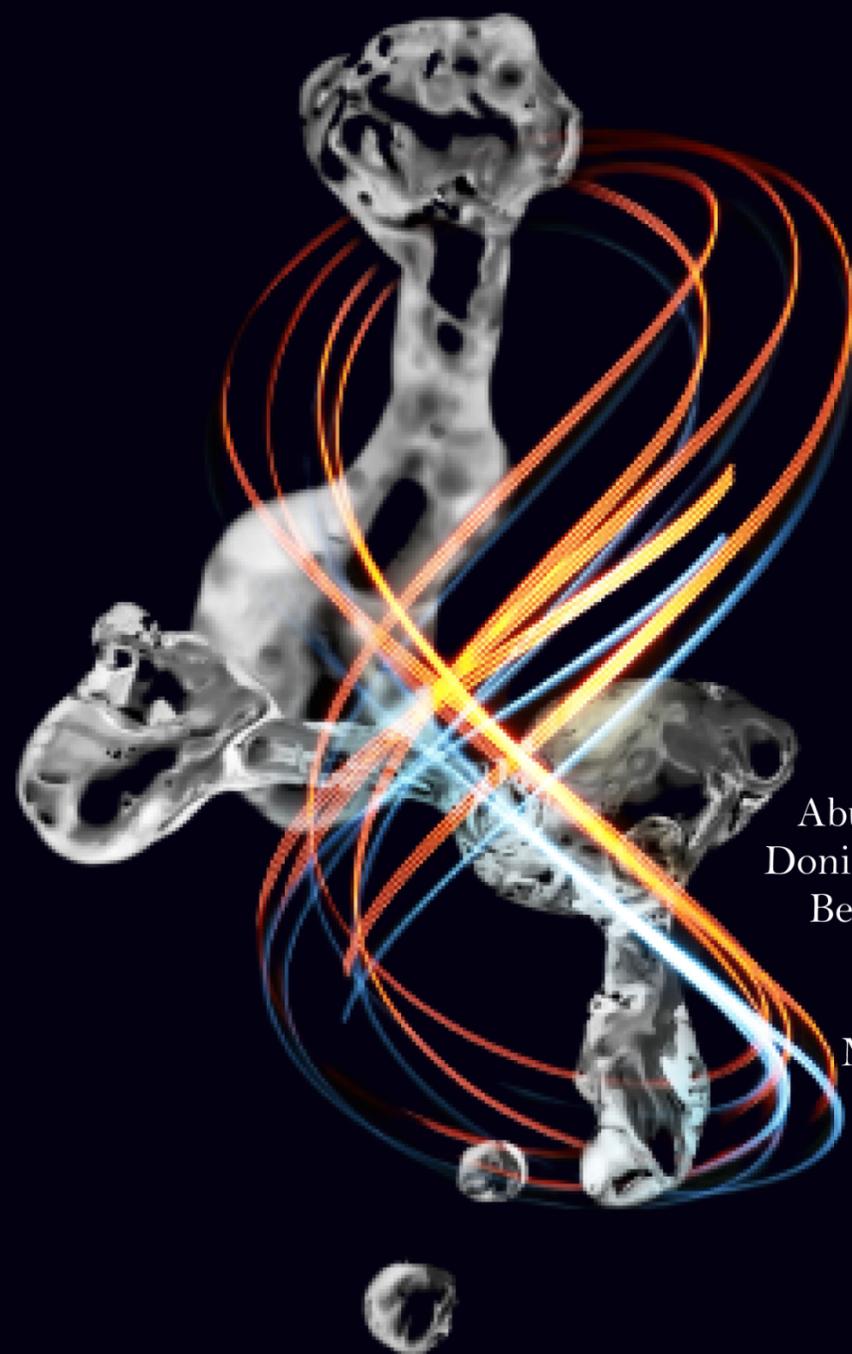


ELEKTROKOAGULASI

PADA PENGOLAHAN AIR DAN AIR LIMBAH

ELEKTROKOAGULASI

PADA PENGOLAHAN
AIR DAN AIR LIMBAH



Agus Mirwan
Abubakar Tuhuloula
Doni Rahmat Wicakso
Bella Febrianty P. S.
Siti Nurhalisa
Muhammad Alfi
Muhammad Rezal
Farah Pebrianti
Rahmiati

ELEKTROKOAGULASI

PADA PENGOLAHAN AIR DAN AIR LIMBAH

AGUS MIRWAN
ABUBAKAR TUHULOULA
DONI RAHMAT WICAKSO
BELLA FEBRIANTY P.S.
SITI NURHALISA
MUHAMMAD ALFI
MUHAMMAD REZAL
FARAH PEBRIANTI
RAHMIATI



Penulis:

Agus Mirwan, Abubakar Tuhuloula, Doni Rahmat
Wicakso, Bella Febrianty P.S., Siti Nurhalisa,
Muhammad Alfi, Muhammad Rezal, Farah Pebrianti,
Rahmiati

Desain Cover:

Muhammad Ricky Perdana

Tata Letak:

Noorhanida Royani

PENERBIT:

ULM Press, 2024

d/a Pusat Pengelolaan Jurnal dan Penerbitan ULM

Lantai 2 Gedung Perpustakaan Pusat ULM

Jl. Hasan Basri, Kayutangi, Banjarmasin 70123

Telp/Fax. 0511 - 3305195

ANGGOTA APPTI (004.035.1.03.2018)

Hak cipta dilindungi oleh Undang Undang

Dilarang memperbanyak sebagian atau seluruh isi buku tanpa izin

tertulis dari Penerbit, kecuali

untuk kutipan singkat demi penelitian ilmiah dan resensi

I - XX + 309 hal, 15,5 × 23 cm

Cetakan Pertama. ... 2024

ISBN : ...

KATA PENGANTAR

Alhamdulillah Robbal'alamin... puji syukur kehadiran Mu ya Allah, atas segala rahmat, nikmat, dan karunia yang diberikan sehingga penulis dapat menyelesaikan buku dengan judul: **“Elektrokoagulasi pada Pengolahan Air dan Air limbah”**.

Buku ini ditujukan kepada mahasiswa yang berkecimpung di bidang teknologi lingkungan agar memiliki pengetahuan mengenai teknologi pengolahan air dan air limbah ramah lingkungan yang nanti dapat digunakan pada mata kuliah Teknologi Lingkungan Lahan Basah, Pengendalian Pencemaran Lingkungan, Teknologi Pengolahan Air dan Limbah Lanjut untuk mendukung Tugas Akhir Prarancangan Pabrik Kimia dan Tesis sebagai salah satu persyaratan memperoleh gelar Sarjana dan Magister di Bidang Teknik Kimia.

Penulis mengucapkan terima kasih yang sebesar-besarnya kepada semua pihak yang telah memberikan masukan dan saran terselesainya buku ini. Semoga buku ini nantinya dapat memberikan sumbangsih dan memperkaya ilmu pengetahuan khususnya di bidang Teknik Kimia dan Teknologi Lingkungan serta bermanfaat bagi masyarakat dan bangsa Indonesia.

Aamiin Ya Robbal'alamin.

Januari, 2024

Penulis

PRAKATA

Air merupakan sumber daya vital yang mendukung kehidupan di planet ini. Namun, dengan pertumbuhan populasi dan industrialisasi yang pesat, kualitas air semakin terancam oleh pencemaran. Pencemaran air menjadi tantangan global yang memerlukan pendekatan inovatif untuk menjaga keberlanjutan ekosistem air. Salah satu teknologi yang menjanjikan dalam konteks ini adalah elektrokoagulasi.

Dalam prakata ini, kita akan menjelajahi konsep, aplikasi, dan manfaat dari elektrokoagulasi sebagai metode pengolahan air dan air limbah. Elektrokoagulasi menggunakan prinsip elektrokimia untuk mengatasi pencemaran air dengan efektif. Proses ini melibatkan penerapan arus listrik pada elektroda, yang memicu reaksi kimia sehingga menyebabkan penggumpalan dan pengendapan partikel-partikel terlarut dalam air.

Latar belakang masalah pencemaran air dan air limbah akan diuraikan, memberikan pemahaman tentang urgensi perlunya solusi yang inovatif. Prinsip dasar elektrokoagulasi, termasuk interaksi antara elektroda dan zat pencemar, akan dijelaskan secara mendalam untuk memberikan landasan teoritis yang kuat.

Buku ini akan membahas beragam aplikasi elektrokoagulasi, mulai dari pengolahan air limbah industri hingga pemurnian air minum. Keunggulan teknologi ini dalam mengatasi berbagai jenis zat pencemar, mulai dari logam berat hingga senyawa organik kompleks, akan menjadi fokus utama. Manfaat dari penggunaan elektrokoagulasi, seperti peningkatan efisiensi pengolahan dan pemulihan kualitas air yang tinggi, akan ditekankan sebagai aspek penting.

Namun, seperti setiap teknologi, elektrokoagulasi juga memiliki tantangan tertentu yang perlu diatasi. Prakata ini juga akan membahas kendala teknis, ekonomis, dan lingkungan yang mungkin muncul dalam penerapan teknologi ini. Selain itu, kita akan mendorong pembaca untuk mempertimbangkan peran mereka dalam mendukung riset lanjutan dan pengembangan teknologi elektrokoagulasi untuk menjawab panggilan mendesak untuk menjaga kualitas air di seluruh dunia.

Semoga buku ini dapat memberikan wawasan yang mendalam dan memotivasi para pembaca untuk terlibat dalam upaya kolektif menuju pengelolaan air dan air limbah yang berkelanjutan dan ramah lingkungan.

Januari, 2024

Penulis

PENGANTAR EDITOR

Selamat datang kepada para pembaca yang tertarik dengan isu-isu kritis dalam pengolahan air dan air limbah. Buku ini bertujuan untuk menyajikan pandangan holistik dan mendalam tentang teknologi terkini dalam pengolahan air dan air limbah, yaitu elektrokoagulasi. Sebagai editor buku ini, saya dengan bangga mempersembahkan berbagai wawasan dari para ahli dan peneliti terkemuka dalam bidang ini.

Pencemaran air dan air limbah telah menjadi perhatian global yang memerlukan solusi yang inovatif dan efektif. Oleh karena itu, buku ini mengeksplorasi metode elektrokoagulasi sebagai alat yang dapat diandalkan untuk mengatasi tantangan ini. Konsep dasar elektrokoagulasi, prinsip kerja, pemodelan matematis, dan aplikasi praktisnya dalam berbagai konteks pengolahan air dan air limbah akan diuraikan dengan cermat.

Bab-bab dalam buku ini mencakup latar belakang masalah, menjelaskan urgensi dan kompleksitas pencemaran air modern, hingga ke aplikasi teknis elektrokoagulasi dalam industri, perumahan, dan pertanian. Penulis-penulisnya membahas keunggulan teknologi ini dalam mengatasi berbagai jenis

kontaminan, memberikan bukti ilmiah yang kuat untuk mendukung keefektifan elektrokoagulasi.

Namun, kita juga tidak mengabaikan tantangan yang mungkin muncul. Buku ini menyajikan analisis mendalam tentang hambatan teknis, ekonomis, dan lingkungan yang perlu diatasi dalam menerapkan teknologi elektrokoagulasi. Dengan memahami kelebihan dan keterbatasan teknologi ini, pembaca diharapkan dapat membentuk pandangan yang seimbang dan informatif.

Saya berharap bahwa buku ini tidak hanya memberikan pemahaman yang lebih dalam tentang elektrokoagulasi, tetapi juga mendorong pembaca untuk berkontribusi pada perkembangan dan implementasi teknologi ini di berbagai konteks. Terima kasih kepada para penulis yang telah berkomitmen untuk menyajikan pengetahuan terbaru, serta kepada para pembaca yang berdedikasi untuk memahami dan mengatasi tantangan dalam pengelolaan air dan air limbah.

Selamat membaca dan semoga buku ini memberikan wawasan yang berharga serta memotivasi perubahan positif dalam mendukung keberlanjutan sumber daya air kita.

Januari, 2024

Editor

SINOPSIS

Elektro-koagulasi (EC) didasarkan pada prinsip mengalirkan arus listrik untuk menginduksi reaksi kimia dalam air sehingga menyebabkan destabilisasi sebagian besar polutan seperti partikel tersuspensi, bakteri, virus, bahan terlarut, logam, hidrokarbon, dan banyak organik. Konsumsi energi yang rendah dan tidak adanya penggunaan bahan kimia dengan potensi pemulihan dan penggunaan kembali air yang diolah membuat EC benar-benar teknologi hijau untuk pengolahan air/air limbah. Pengolahan air elektrokimia berbasis EC sebagai teknologi ramah lingkungan memiliki keunggulan utama dalam hal fleksibilitas ukuran sehingga dapat diterapkan di daerah perkotaan dan pedesaan.

Buku ini memberikan teknologi mutakhir dari aplikasi EC dalam berbagai proses pengolahan air dan air limbah. Bab 1 memperkenalkan prinsip-prinsip umum dan dasar-dasar elektro-koagulasi. Bab 2 membahas asal-usul dan prinsip-prinsip proses elektro-koagulasi. Bab 3 membahas pemodelan matematis elektro-koagulasi. Bab 4 memberikan perkembangan mendasar dan terkini dari teknologi berbasis EC, termasuk studi perbandingan antara elektro-koagulasi, adsorpsi, dan pengendapan kimia.

Selain itu, teknologi elektrokoagulasi akan diuraikan, memaparkan bagaimana penggunaan elektroda dan reaksi kimia dapat mengkoagulasi dan mengendapkan partikel-partikel terlarut, termasuk logam berat, senyawa organik, dan zat pencemar lainnya.

Beragam aplikasi teknologi ini akan diperkenalkan, mulai dari pengolahan air limbah industri hingga penyediaan air bersih untuk konsumsi. Keunggulan elektrokoagulasi dalam mengatasi spektrum luas pencemar akan ditonjolkan, mencakup kemampuannya dalam mengurangi kadar logam berat, menganeka zat organik, dan bahkan mikroba patogen.

Manfaat dari penggunaan elektrokoagulasi juga akan menjadi fokus, seperti peningkatan efisiensi dalam pemurnian air dan pengurangan dampak lingkungan. Namun, buku ini juga akan menggarisbawahi beberapa tantangan yang mungkin muncul, baik dalam hal aspek teknis maupun implementasi ekonomis.

Dengan menggali dalam konsep elektrokoagulasi, sinopsis ini bertujuan untuk memberikan pemahaman yang singkat tetapi informatif tentang potensi teknologi ini dalam memecahkan masalah kritis terkait kualitas air di seluruh dunia. Sebagai teknologi yang terus berkembang, elektrokoagulasi menjanjikan peran kunci dalam menciptakan masa depan yang lebih bersih dan

berkelanjutan untuk sumber daya air kita yang berharga.

Daftar Isi

KATA PENGANTAR.....	iii
PRAKATA.....	v
PENGANTAR EDITOR.....	vii
SINOPSIS.....	ix
Daftar Isi	xii
Daftar Gambar	xviii
Daftar Tabel.....	xix
Bab 1. Pengantar	1
1.1. Prinsip dan Definisi Elektro-Koagulasi	1
1.2. Proses Elektro-Koagulasi: Teknologi Baru untuk Pengolahan Air dan Air Limbah	6
1.3. Proses Elektro-Koagulasi: Teknologi Elektrokimia Hijau dan Bersih.....	7
1.4. Integrasi pada Instalasi Pengolahan Air/Air Limbah atau Aplikasi untuk Sanitasi Terdesentralisasi	9
1.4.1. Elektro-Koagulasi Digunakan sebagai Pengolahan Fisikokimia Utama.....	27
1.4.2. Elektro-Koagulasi Digunakan sebagai Pengolahan Sekunder	34
1.4.3. Elektro-Koagulasi Digunakan sebagai Pengolahan Tersier.....	37

1.5. Referensi.....	39
Bab 2. Proses Elektro-Koagulasi:	53
Asal-usul dan Konsep Dasar.....	53
2.1. Pengantar	53
2.2. Konsep Dasar Elektro-Koagulasi untuk Pengolahan Air dan Air Limbah	56
2.2.1. Desain Reaktor	64
2.2.2. Konfigurasi Monopolar dan Bipolar	72
2.2.3. Pembuatan Bahan Koagulasi	77
2.3. Karakteristik Eksperimental	82
2.3.1. Parameter Kerapatan Arus dan Energi.....	83
2.3.2. Jenis Catu Daya (<i>Power Supply Type</i>).....	87
2.3.3. Pengaruh Bahan Anoda dan Katoda.....	89
2.3.4. Pengaruh Parameter Operasi	92
2.4. Keuntungan dan Kerugian Elektro-Koagulasi	94
2.4.1. Keuntungan.....	95
2.4.2. Kerugian	98
2.4.3. Pekerjaan Penelitian Masa Mendatang.....	100
2.5. Referensi.....	101
Bab 3. Pemodelan Matematika Proses Elektro-Koagulasi..	113
3.1. Pengantar	113
3.2. Faktor Kritis yang Perlu Dipertimbangkan dalam Pemodelan Elektro-Koagulasi	116
3.3. Ketersediaan Teknik Pemodelan Berbeda untuk Elektro-Koagulasi.....	121

3.4.	Pemodelan Matematika Elektro-Koagulasi Menggunakan Artificial Neural Network.....	126
3.5.	Elemen Penting Pemodelan Elektro-Koagulasi dengan Artificial Neural Network.....	129
3.5.1.	Topologi <i>Artificial Neural Networks</i>	129
3.5.2.	Proses Pengembangan Model	132
3.5.3.	Algoritma Latihan	134
3.5.4.	Optimasi Model <i>Neural Network</i>	137
3.6.	Elemen Penting Pemodelan Statistik menggunakan Metodologi Permukaan Respons (Response Surface Methodology).....	141
3.6.1.	Pemilihan Variabel Independen	143
3.6.2.	Rancangan Eksperimental (<i>Experimental Design</i>)	144
3.6.3.	Perlakuan Statistik terhadap Data	145
3.6.4.	Penyesuaian Model (<i>Fitting of the Model</i>)	146
3.6.5.	Mendapatkan Kondisi Optimal	148
3.7.	Model Optimasi Multiobjektif.....	150
3.7.1.	Studi Pemodelan menggunakan <i>Artificial Neural Networks</i>	154
3.7.2.	Studi Pemodelan dalam Elektro-Koagulasi menggunakan Response Surface Methodology	159
3.8.	Kinetika Elektro-Koagulasi.....	170
3.9.	Berbagai Model Matematika untuk Elektro- Koagulasi.....	175

3.9.1. Model Adsorpsi	175
3.9.2. Komputasi Dinamika Fluida dan Elektro-Koagulasi.....	179
3.9.3. Model Matematika Elektro-Koagulasi dengan Kinetika Reaksi.....	185
3.9.4. Pemodelan Elektro-Koagulasi dengan Fenomena Flotasi dan Pengendapan.....	190
3.9.5. Pemodelan Elektro-Koagulasi Menggunakan Flokulasi	192
3.10. Kesimpulan.....	194
3.11. Referensi.....	196
Bab 4. Studi Perbandingan antara Elektro-Koagulasi, Pengendapan Kimia, dan Adsorpsi	213
4.1. Pengantar	213
4.2. Presipitasi kimia dan Adsorpsi	216
4.3. Prinsip-prinsip Presipitasi Kimia	218
4.3.1. Penambahan Lapisan Tambahan Muatan	220
4.3.2. Netralisasi Muatan	222
4.3.3. Jebakan Endapan.....	223
4.3.4. Polimer Organik Besar	223
4.4. Parameter Kritis yang Mempengaruhi Proses Koagulasi Kimia.....	225
4.4.1. Pencampuran	225
4.4.2. pH Sistem	225
4.4.3. Konsentrasi Koagulan dan Polutan.....	226

4.4.4. Suhu Media.....	227
4.5. Koagulan Umum yang Digunakan.....	228
4.5.1. Koagulan Berbasis Aluminium.....	228
4.5.2. Koagulan Berbasis Besi.....	230
4.5.3. Koagulan Lainnya.....	230
4.6. Prinsip Adsorpsi.....	231
4.6.1. Teori Adsorpsi.....	231
4.6.2. Kestimbangan Adsorpsi.....	234
4.7. Faktor-Faktor yang Mempengaruhi Adsorpsi.....	236
4.7.1. Waktu Tinggal dan Suhu.....	236
4.7.2. Ukuran Pori dan Luas Permukaan.....	237
4.7.3. Sifat Zat Terlarut dan Pelarut.....	237
4.7.4. pH.....	238
4.8. Elektro-Koagulasi.....	239
4.8.1. Elektrokimia dari Proses Elektro-Koagulasi.....	239
4.8.2. Parameter Kritis Elektro-Koagulasi.....	243
4.8.3. Spesiasi Aluminium dan Besi dengan pH.....	247
4.9. Perbandingan Antara Elektro-Koagulasi dan Koagulasi Kimia.....	249
4.10. Studi Perbandingan antara Elektrokoagulasi dan Koagulasi Kimia.....	254
4.11. Dasar Penilaian Praktis: Perbandingan Energi dan Ekonomi.....	267
4.12. Kesimpulan dan Prospek Ke Depan.....	275
4.13. Referensi.....	279

GLOSARIUM.....	295
INDEKS	299
Profil Penulis.....	303
SINOPSIS BUKU	309

Daftar Gambar

Gambar 2.1. Muatan permukaan pada koloid organik sebagai fungsi pH	44
Gambar 2.2. Diagram skematik proses EC	45
Gambar 2.3. Skema desain reaktor EC	52
Gambar 2.4. Metode untuk memisahkan agregat polutan	53
Gambar 2.5. Susunan elektroda monopolar menggunakan rangkaian paralel	57
Gambar 2.6. Susunan elektroda monopolar menggunakan rangkaian seri	57
Gambar 2.7. Susunan elektroda bipolar menggunakan rangkaian seri	58
Gambar 4.1. Ilustrasi Lapisan Muatan Ganda	173
Gambar 4.2. Ilustrasi Gaya Van Der Walls	174
Gambar 4.3. Ilustrasi Proses Elektrokoagulasi	189

Daftar Tabel

Tabel 1.1. Berbagai polutan yang dihilangkan dengan EC dalam air dan air limbah, beberapa studi penelitian terbaru, dan referensi terkait	9
Tabel 2.1. Reaksi dan Produksi Bahan Koagulan Karena Pelarutan Logam dalam EC	60
Tabel 4.1. Berbagai jenis adsorben untuk aplikasi penyisihan logam berat	188
Tabel 4.2. Keuntungan dan Kerugian Proses EC, CC, dan Adsorpsi	197
Tabel 4.3. Perbandingan Efisiensi Pengolahan melalui Metode Elektro-Koagulasi (EC), Pengendapan Kimiawi (Chemical Precipitation, CP), Koagulasi Kimiawi (Chemical Coagulation, CC), dan Adsorpsi (AD)	200

Bab 1. Pengantar

1.1. Prinsip dan Definisi Elektro-Koagulasi

Elektro-koagulasi (*electrocoagulation*, EC) adalah proses yang berasal dari proses koagulasi kimia konvensional. Teknologi EC memberikan koagulan melalui pelepasan anoda dan selanjutnya menghasilkan besi (Fe) (atau aluminium, Al) hidroksida yang memiliki kapasitas penyerapan cukup besar, sedangkan reaksi katoda secara simultan mampu menghilangkan polutan melalui pengendapan pada elektroda katoda atau melalui proses flotasi (pelepasan hidrogen pada katoda) (Chen, 2004; Mollah et al., 2001). Prinsip proses EC didasarkan pada penggunaan arus listrik untuk menginduksi reaksi kimia dalam air sehingga menyebabkan terjadinya destabilisasi sebagian besar polutan seperti partikel tersuspensi, bakteri, virus, bahan terlarut, logam, hidrokarbon, dan banyak senyawa organik. Selama pengolahan air limbah menggunakan proses EC, terjadi beberapa proses

(elektrokimia, fisikokimia, dan kimia yaitu: (1) reduksi katoda dan proses kimia dari bahan organik dan anorganik; (2) interaksi kimia antara ion Fe (atau Al), yang terbentuk selama pelepasan anoda, dan anion yang ada dalam air limbah yang menghasilkan pembentukan senyawa yang tidak larut; (3) proses pengapungan zat pengotor padat dan emulsi oleh gas hidrogen yang dihasilkan di katoda; dan (4) penyerapan ion dan molekul pengotor terlarut pada permukaan Fe (atau Al) hidroksida yang memiliki kapasitas penyerapan cukup besar. Selama proses EC, keluaran atau efluen yang dihasilkan tidak banyak mengandung anion dan kandungan garam tidak mengalami peningkatan dibandingkan dengan proses koagulasi secara kimia.

Elektroda yang digunakan bisa dalam berbagai bentuk tergantung pada laju aliran keluaran dan bentuk geometris reaktor. Elektroda yang biasa digunakan dapat berbentuk silinder, lingkaran dan persegi panjang (pelat) (Chen, 2004). Dalam industri, elektroda paling umum biasanya menggunakan elektroda berbentuk persegi panjang dengan jenis material berupa Al atau Fe.

Berdasarkan pengaturan elektroda, terdapat dua jenis konfigurasi sel elektrolitik yaitu monopolar dan bipolar elektroda.

Sel elektrolit bipolar terdiri dari potongan paralel elektroda plat Al atau baja ringan, dengan hanya dua elektroda terluar yang terhubung secara fisik ke sumber daya listrik. Setiap elektroda, kecuali pada masing-masing ujung, berfungsi sebagai anoda pada satu sisi dan sebagai katoda pada sisi lainnya. Sedangkan elektroda bagian dalam berfungsi sebagai elektroda yang diaktivasi oleh mobilitas ion dalam larutan yang setiap ion membawa sebagian kecil dari intensitas arus listrik yang dikenakan. Fraksi arus listrik yang dibawa oleh masing-masing ion (proses nomor 1) disebut nomor transportasi (t_i), yang didefinisikan sebagai rasio antara konduktivitas ion yang sesuai dan total konduktivitas larutan. Pengangkutan ion-ion ini menginduksi aktivasi elektroda bagian dalam, dan arus listrik mengalir melalui elektroda tersebut. Sebagai catatan bahwa selama elektrolisis, mobilitas ion dalam larutan disebabkan oleh medan listrik yang diinduksi oleh

perbedaan potensial yang ada di antara elektroda dan terhubung ke sumber arus listrik. Demikian pula, mobilitas ion yang mengangkut intensitas arus juga dihasilkan dari pencampuran elektrolit (mobilitas secara konveksi). Jadi, setiap dua elektroda yang berdekatan dan larutan yang mengintervensi adalah satu kesatuan. Setiap unit reaktor secara elektrik terhubung seri dengan yang lain, dan arus listrik yang sama mengalir melalui setiap unitnya.

Sebagai perbandingan, sel elektrolit monopolar terdiri dari potongan paralel elektroda pelat persegi panjang (baja ringan atau Al), masing-masing terhubung ke catu daya (*power supply*) secara individual, dengan anoda dan katoda bergantian dalam rangkaian elektroda. Dalam konfigurasi ini, setiap unit beroperasi pada tegangan yang sama, dengan arus total adalah jumlah dari arus unit individu; aktivasi elektroda oleh ion yang membawa arus listrik dapat diabaikan karena setiap elektroda terhubung secara individual ke catu daya.

Metode penyambungan bipolar dan monopolar telah digunakan secara luas. Perbedaan antara kedua konfigurasi tersebut dapat dilihat saat membandingkan perbedaan potensial yang diperlukan untuk aliran arus tertentu. Dalam sistem konfigurasi monopolar, arus listrik yang dikenakan dibagi di antara semua elektroda, dan perbedaan potensial merupakan perbedaan yang diperlukan oleh satu sel. Hal ini berbeda dengan konfigurasi bipolar, di mana perbedaan potensial yang lebih tinggi diperlukan karena resistensi yang lebih tinggi untuk sel yang terhubung secara seri. Dalam sistem konfigurasi bipolar, arus listrik yang sama mengalir melalui semua elektroda menginduksi resistensi yang lebih tinggi dalam sel elektrolitik. Bipolar sistem lebih diutamakan, karena lebih sedikit sambungan listrik yang dibutuhkan dan lebih sedikit disipasi daya yang terjadi di sirkuit eksternal (Laridi et al., 2005).

1.2. Proses Elektro-Koagulasi: Teknologi Baru untuk Pengolahan Air dan Air Limbah

Secara umum, pengolahan proses EC ditandai dengan peralatan yang sederhana, kemudahan pengoperasian, waktu retensi yang singkat, dan peralatan untuk penambahan bahan kimia dapat diabaikan, hal ini berkontribusi pada pengurangan biaya pengoperasian dalam aplikasi skala besar (Rumeau, 1989; Garcia-Segura et al., 2017; Moussa et al., 2017). Selain itu, sel elektrolisis dapat dengan mudah diotomatisasi dan digabungkan dengan proses lain, termasuk proses biologi, kimia, dan fisika, untuk meningkatkan efisiensi pengolahan. Pendekatan penggunaan proses koagulasi elektrokimia untuk pengolahan air/air limbah dapat dirangkum dalam tiga poin utama, yaitu: (1) Pengolahan EC memiliki keuntungan praktis dalam menghasilkan limbah yang memiliki pH mendekati netral, yang hal ini diperlukan untuk pembuangan limbah di penerima badan air; (2) Selama proses EC, keluaran yang dihasilkan tidak diperkaya dengan anion dan kandungan garam tidak

meningkat, tidak seperti proses koagulasi konvensional yang menggunakan bahan kimia seperti FeCl_3 atau $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, dimana hasil keluarannya banyak mengandung ion klorida; dan (3) secara in situ, proses EC dapat menghasilkan agen koagulasi yang berkontribusi untuk mengurangi biaya terkait transportasi bahan kimia karena tidak diperlukan penambahan bahan kimia dalam aplikasi skala besar. Demikian pula bahwa pendekatan ini dimungkinkan untuk meniadakan kendala terkait dengan penyimpanan bahan kimia. Proses EC cocok untuk sanitasi terdesentralisasi dan pengolahan air dalam kondisi ekstrim misalnya, di daerah terpencil dengan kualitas airnya yang jauh dari kata layak untuk digunakan.

1.3. Proses Elektro-Koagulasi: Teknologi Elektrokimia Hijau dan Bersih

Definisi dari kimia hijau (*green chemical*) telah diberikan oleh Anastas & Warner (1998) berdasarkan 12 prinsip yang berhubungan dengan beberapa tahapan,

diantaranya adalah bahan kimia harus disintesis dengan cara yang aman dan hemat energi; toksisitasnya harus minimal, sedangkan biodegradasi harus optimal; dampaknya terhadap lingkungan harus serendah mungkin. Teknologi pengolahan air limbah telah mengalami banyak transformasi dalam hal konsumsi energi, penggunaan bahan kimia, dan kualitas air olahan dengan kemungkinan penggunaan kembali dalam pengolahan limbah dan air limbah industri. Konsumsi energi yang rendah, tidak adanya penggunaan bahan kimia dengan potensi *recovery* dan penggunaan kembali air olahan, dan fleksibilitas ukuran totalnya menjadikan EC sebagai teknologi hijau sebenarnya yang dapat digunakan baik di daerah perkotaan maupun pedesaan untuk pengolahan air limbah. Demikian juga, energi matahari dapat digunakan sebagai sumber energi. Panel surya dapat digunakan untuk mengaktifkan elektroda di dalam sel elektrolisis.

1.4. Integrasi pada Instalasi Pengolahan Air/Air Limbah atau Aplikasi untuk Sanitasi Terdesentralisasi

EC untuk tujuan pengolahan air telah dipatenkan lebih dari satu abad yang lalu (Dieterich, 1906). Sampai beberapa dekade terakhir, dengan pesatnya perkembangan industri tenaga listrik dan meningkatnya kompleksitas komponen air limbah, telah memunculkan ketertarikan baru dalam penerapan EC. Secara *in situ*, proses EC yang didasarkan pada pelarutan elektrolitik dari bahan logam anoda dapat dengan mudah diotomatisasi. Bersamaan dengan reaksi anodik, gelembung gas dihasilkan pada permukaan katoda, mendorong terjadinya proses elektroflotasi. Biasanya, Al, Fe, dan/atau *stainless steel* (SS) dapat digunakan sebagai bahan elektroda (Mollah et al., 2001; Chen, 2004). Pengolahan dengan EC saat ini telah diterima sebagai salah satu teknologi pengolahan air dan air limbah yang menjanjikan dengan proses elektrokimia yang canggih, nyaman, efisien, dan ekonomis dengan menggabungkan kelebihan proses koagulasi, flotasi, dan elektrokimia.

Proses EC telah berhasil digunakan untuk (1) menghilangkan logam, minyak, dan lemak dari air limbah; (2) mengambil protein, lemak, dan serat dari aliran limbah proses makanan; (3) menghilangkan kebutuhan oksigen biologis (*biological oxygen demand*, BOD), total padatan tersuspensi (*total suspended solids*), total padatan terlarut (*total dissolved solids*, TDS), dan sebagainya dari air limbah sebelum dibuang ke sistem saluran pembuangan; (4) mendaur ulang air, memungkinkan dengan sistem *loop* tertutup; (5) pengolahan pendahuluan (*pretreatment*), pengkondisian (*conditioning*), dan *polishing* air minum; (6) rekondisi antibeku dengan menghilangkan minyak, kotoran, dan logam; (7) pengolahan awal (*pretreatment*) sebelum penerapan teknologi membran seperti *reverse osmosis* (RO); (8) prakondisi air *make-up* boiler dengan menghilangkan silika, kekerasan, TSS, dan seterusnya; (9) rekondisi *blowdown boiler* dengan menghilangkan padatan terlarut dan menghilangkan kebutuhan pengolahan kimia pada boiler; dan (10) mengeringkan lumpur limbah dan menstabilkan logam berat dalam

limbah, menurunkan biaya pengiriman dan memungkinkan lumpur diaplikasikan di tanah (Bharath et al., 2018; Chen, 2004; Garcia-Segura et al., 2017; Moussa et al., 2017; Nidheesh & Singh, 2017; Song et al., 2017). **Tabel 1.1** memperlihatkan berbagai polutan yang dihilangkan dengan EC dalam air dan air limbah, beberapa studi penelitian terbaru, dan referensi terkait.

Tabel 1.1. memperlihatkan berbagai polutan yang dihilangkan dengan EC dalam air dan air limbah, beberapa studi penelitian terbaru, dan referensi terkait.

Polutan, jenis air limbah	Material elektroda, anoda-katoda	Kondisi optimum	Efisiensi penyisihan (%)	Catatan khusus	Tingkat pengolahan (pengolahan primer, sekunder, tersier, atau kombinasi)	Referensi
Air limbah tekstil	Kombinasi EC, H ₂ O ₂ /Fe ²⁺ /UV dan adsorpsi karbon aktif; EC + Fenton (F) atau photo-Fenton (PF) + adsorpsi karbon aktif (EC + F / PF + AC)	pH = 4,3 [Fe ²⁺] = 1,1 mM dan [H ₂ O ₂] = 9,7 mM	EC: 94% warna 56% COD 54% TOC EC + PF: 100% warna 76% COD 78% TOC	Biaya total operasional termasuk bahan kimia, elektroda, konsumsi energi, dan pembuangan lumpur sebesar \$US	kombinasi	GilPavas et al., (2019)

Polutan, jenis air limbah	Material elektroda, anoda-katoda	Kondisi optimum	Efisiensi penyisihan (%)	Catatan khusus	Tingkat pengolahan (pengolahan primer, sekunder, tersier, atau kombinasi)	Referensi
				1,65 m ⁻³ untuk EC + F dan \$US 2,3 m ⁻³ untuk EC + PF		
Air limbah industri pengolahan telur dengan beban organik tinggi dan volume rendah	Al – Al dan Fe – Fe	Elektroda Al 10 min waktu retensi pada kerapatan arus 6,6 mA cm ⁻²	99% COD 98,5% TSS 99,99% TC	Elektroda Al dengan EEC sebesar 14,2 kWh m ⁻³ dan konsumsi anoda sebesar 0,53 mg cm ⁻² menunjukkan efisiensi biaya	Primer (utama)	Azarian et al., (2018)

Polutan, jenis air limbah	Material elektroda, anoda-katoda	Kondisi optimum	Efisiensi penyisihan (%)	Catatan khusus	Tingkat pengolahan (pengolahan primer, sekunder, tersier, atau kombinasi)	Referensi
Air limbah pabrik cat (<i>paint manufacturing wastewater</i> , PMW)	Al atau Fe	pH awal 2 – 10, kerapatan arus 5 – 80 A/m ² , dan waktu operasi 0 – 50 min	Untuk Fe: 93% COD 88% TOC Untuk Al: 94% COD 89% TOC pada kondisi optimum 35 Am ⁻² , 15 min, dan pH 6,95	besar dari penggunaan elektroda Fe Biaya operasional pada kondisi optimum: Fe: €0,187 m ⁻³ Al: €0,129 m ⁻³	Primer (utama)	Akyol (2012)

Polutan, jenis air limbah	Material elektroda, anoda-katoda	Kondisi optimum	Efisiensi penyisihan (%)	Catatan khusus	Tingkat pengolahan (pengolahan primer, sekunder, tersier, atau kombinasi)	Referensi
Proses gabungan elektrokoagulasi – nanofiltrasi air limbah tekstil (<i>hybrid electrocoagulation-nanofiltration process textile wastewater</i>)	Pengolahan air limbah tekstil sebenarnya dengan EC, nanofiltrasi (NF), dan kombinasi EC–NF	-	64% COD 94% warna rejeksi garam anorganik yang sangat rendah (kurang dari 4%)	Penggunaan EC dengan elektroda Al sangat baik dibandingkan elektroda lainnya. Penggunaan EC pada pengolahan awal (dengan elektroda Al) sangat efektif mengontrol	Primer (utama)	Tavangar et al. (2019)

Polutan, jenis air limbah	Material elektroda, anoda-katoda	Kondisi optimum	Efisiensi penyisihan (%)	Catatan khusus	Tingkat pengolahan (pengolahan primer, sekunder, tersier, atau kombinasi)	Referensi
				terjadinya penyumbatan (<i>fouling</i>) pada NF. Gabungan EC-NF dapat meningkatkan kekuatan dan mengurangi kelemahan masing-masing		

Polutan, jenis air limbah	Material elektroda, anoda-katoda	Kondisi optimum	Efisiensi penyisihan (%)	Catatan khusus	Tingkat pengolahan (pengolahan primer, sekunder, tersier, atau kombinasi)	Referensi
Sisa dari pengolahan kimiawi dari serat kelapa melalui pengolahan elektrokoagulasi dan karbon aktif		Aliran arusnya 100 – 2.000 mA Waktu 15 – 90 min Jumlah elektroda Fe 2, 4, dan 6. Kondisi pengolahan optimum adalah 6	92,8% COD 56% TOC 99% TDS	Biaya EC \$US 0,087/L telah diperoleh lebih rendah dari metode konvensional (\$US 0,384/L). Konsentrasi berbahaya 135 mgL ⁻¹ menunjukkan pembuangan yang lebih aman. Nilai	Kombinasi	Jose et al. (2019)

Polutan, jenis air limbah	Material elektroda, anoda-katoda	Kondisi optimum	Efisiensi penyisihan (%)	Catatan khusus	Tingkat pengolahan (pengolahan primer, sekunder, tersier, atau kombinasi)	Referensi
		elektroda, pH 7, dan 2.000 mA		LC50 menunjukkan pembuangan yang aman		
Pengolahan air limbah penol	Pasangan Anoda Zn / katoda <i>stainless-steel</i>	pH awal keluaran 3,2 pada kerapatan arus 250 Am ⁻² , dan jarak antar elektroda 1,0 cm dan	84,2% total penol 40,3% COD Depurasi limbah pabrik zaitun asli yang telah disaring tanpa	Konsumsi energi 40 kW.hm ⁻³ dan 34 kW.hm ⁻³ diamati untuk masing-masing simulasi dan kondisi sebenarnya	Primer (utama)	Fajardo et al. (2015)

Polutan, jenis air limbah	Material elektroda, anoda-katoda	Kondisi optimum	Efisiensi penyisihan (%)	Catatan khusus	Tingkat pengolahan (pengolahan primer, sekunder, tersier, atau kombinasi)	Referensi
		1,5 gL ⁻¹ NaCl	penambahan NaCl: 72,3% total penol 20,9% COD	pengolahan air limbah		
Air limbah biodisel – minyak dan lemak	Anoda Al dan katoda grafit	pH 6,06 voltase 18,2 V waktu reaksi 23,5 min	55,43% COD 98,42% minyak dan lemak 96,59% padatan terlarut 50,07%COD 90,40% TSS		Primer (utama)	Chavalparit & Ongwandee (2009)

Polutan, jenis air limbah	Material elektroda, anoda-katoda	Kondisi optimum	Efisiensi penyisihan (%)	Catatan khusus	Tingkat pengolahan (pengolahan primer, sekunder, tersier, atau kombinasi)	Referensi
			70,80% kekeruhan			
Air limbah rumah tangga	Pasangan EC – elektro – Fenton	pH 7,0 elektroda Fe (anoda) dan karbon murni (katoda) arus: 0,34 A·dm ⁻² waktu: 60 min	50,07% COD 90,40% TSS 70,80% kekeruhan	0,21 (termasuk biaya elektroda, konsumsi energi, dan pembuangan lumpur)	Sekunder	Daghrir & Drogui (2013)

Polutan, jenis air limbah	Material elektroda, anoda-katoda	Kondisi optimum	Efisiensi penyisihan (%)	Catatan khusus	Tingkat pengolahan (pengolahan primer, sekunder, tersier, atau kombinasi)	Referensi
Lindi tempat pembuangan akhir (TPA)	Anoda = rangkaian Al EC dan biofilter (BF) yang digunakan untuk mengolah lindi TPA. FA dan senyawa hidropilik dihilangkan selama proses BF	$(i = 8 \text{ mA cm}^{-2} \text{ dan } t = 20 \text{ min})$	Pengolahan EC: 37±2% COD 82±2,7% kekeruhan 60±13% warna 95±2,6% Zn 95±2,3% Fe 82±5,5% fosfor		Sekunder	Dia et al. (2018)

Polutan, jenis air limbah	Material elektroda, anoda-katoda	Kondisi optimum	Efisiensi penyisihan (%)	Catatan khusus	Tingkat pengolahan (pengolahan primer, sekunder, tersier, atau kombinasi)	Referensi
Air limbah rumah tangga	Reaktor elektrokoagulasi berbantuan medan listrik bermigrasi (<i>migration electric-field assisted electrocoagulation</i> , MEaEC)	Anoda (Fe atau Al dan katoda udara	Efisiensi penyisihan fosfat yang tinggi dengan konsumsi energi yang rendah. Dengan efluen penjernih (clarifer) sekunder, penyisihan	Pelat Ti lebih tahan lama dibandingkan grafit sebagai elektroda pengisian (inert)	Pasca pengolahan tersier	Tian et al. (2018)

Polutan, jenis air limbah	Material elektroda, anoda-katoda	Kondisi optimum	Efisiensi penyisihan (%)	Catatan khusus	Tingkat pengolahan (pengolahan primer, sekunder, tersier, atau kombinasi)	Referensi
			yang diperoleh adalah $< 0,1 \text{ mgL}^{-1} \text{ PO}_4^{3-}$ Fe – MEAEC bekerja lebih baik dari Al – MEAEC dengan konsentrasi rendah PO_4^{3-} dalam air limbah			

Polutan, jenis air limbah	Material elektroda, anoda-katoda	Kondisi optimum	Efisiensi penyisihan (%)	Catatan khusus	Tingkat pengolahan (pengolahan primer, sekunder, tersier, atau kombinasi)	Referensi
Air limbah molases dengan kandungan nitrogen tinggi yang dihasilkan dari industri ragi roti	Elektroda besi dan tembaga digunakan dalam berbagai bentuk	Waktu pengolahan 3,5 jam dan rapat arus 33 mA.cm ⁻²	10 sampai 54% COD 70% amonium	Biaya operasi rata-rata dari €0,2 sampai dengan €33 kg-1 COD disisihkan, Kondisi yang dioptimalkan dapat dibuat dengan pengenceran air limbah molase	Pasca pengolahan	Tsioptsias et al. (2015)

Polutan, jenis air limbah	Material elektroda, anoda-katoda	Kondisi optimum	Efisiensi penyisihan (%)	Catatan khusus	Tingkat pengolahan (pengolahan primer, sekunder, tersier, atau kombinasi)	Referensi
Air limbah molases dengan kandungan nitrogen tinggi yang dihasilkan dari industri ragi roti	Sel elektrolisis menggunakan elektroda baja ringan (anoda) dan karbon murni (katoda)	Kerapatan arus 4,0 ma cm ⁻² waktu 60 menit	COD: 67±9%, padatan terlarut: 98±2%, kekeruhan: 55±10%, warna: 61±9, total fosfor (P _{tot}): 97±0%, patogen (<i>fecal</i>)	moderat (misalnya, 45%)	Tersier	Senghor et al. (2015)

Polutan, jenis air limbah	Material elektroda, anoda-katoda	Kondisi optimum	Efisiensi penyisihan (%)	Catatan khusus	Tingkat pengolahan (pengolahan primer, sekunder, tersier, atau kombinasi)	Referensi
Air limbah perkotaan yang tercemar (<i>municipal wastewater</i> , MWW)	Sel elektrolit bipolar yang terbuat dari elektroda baja ringan	Kerapatan arus 38,2 mA cm ⁻² selama 20 menit	<i>coliform</i>): 99±1%	P_{tot} : 97%, terlepas dari konsentrasi P_{tot} awal yang diberlakukan (5,0-50 mgL ⁻¹) dalam MWW	Tersier	Tran et al. (2012)

Pabrik pengolahan limbah kota yang khusus dapat mencakup pengolahan primer untuk menghilangkan bahan padat, pengolahan sekunder untuk mendegradasi bahan organik terlarut dan tersuspensi serta nutrisi (nitrogen dan fosfor), dan (terkadang namun tidak selalu) disinfeksi untuk membunuh patogen. Teknologi EC unik dan menawarkan banyak peluang yang sulit ditandingi oleh teknologi lain. EC dapat digunakan sebagai pengolahan primer, pengolahan sekunder, pengolahan tersier, dan dengan kombinasi dengan pengolahan lainnya. Detail tentang cara mengintegrasikan EC ke dalam proses pengolahan yang berbeda dijelaskan selanjutnya.

1.4.1. Elektro-Koagulasi Digunakan sebagai Pengolahan Fisikokimia Utama

Secara umum, pengolahan pendahuluan dan primer diterapkan untuk menghilangkan bahan kasar dari air limbah mentah untuk melindungi bagian mekanik dan listrik pada tahapan pengolahan hilir. Tahapan pengolahan primer sangat penting karena memungkinkan penggunaan unit pengolahan sekunder

secara efisien dan berkelanjutan. Di pabrik pengolahan air limbah konvensional, pengolahan primer terdiri dari bak penampungan limbah sementara (yaitu, tangki sedimentasi primer) dimana padatan berat dapat mengendap ke dasar sedangkan minyak, lemak, dan padatan ringan mengapung ke permukaan. Bahan-bahan yang mengendap dan mengambang dihilangkan, dan cairan yang tersisa dapat dibuang atau dilakukan pengolahan sekunder.

Proses pengolahan fisikokimia klasik yang digunakan untuk pengolahan air limbah primer (atau lanjut) meliputi adsorpsi, ultrafiltrasi, *reverse osmosis* (RO), elektrodialisis, volatilisasi, dan pelucutan gas. Praktik umumnya melibatkan penggunaan bahan kimia dalam pengolahan air limbah, yang terkadang beracun. Salah satu dari teknik berbasis teknologi elektrokimia canggih adalah proses EC. EC tidak hanya menyediakan tingkat penghilangan polutan yang cepat dan pengoperasian yang sederhana, tetapi juga tidak memerlukan bahan kimia tambahan (Nariyan et al., 2017; Song et al., 2017; Azarian et al., 2018; Dia et al.,

2018). Selain itu, EC menghasilkan lumpur dalam jumlah yang lebih sedikit (Mouedhen et al., 2008). Sifat menguntungkan ini membuat EC lebih disukai daripada proses pengolahan fisikokimia konvensional.

EC dapat digunakan untuk menghilangkan sebagian besar bahan tersuspensi dan ion logam dari larutan. Oleh karena itu, EC dapat diaplikasikan pada proses pengolahan, pertambangan, pelapisan logam, dan proses air limbah lainnya, air tanah yang terkontaminasi serta pengolahan awal air minum. Misalnya, proses EC dapat digunakan sebagai pengolahan pendahuluan sebelum proses RO karena EC mampu menghilangkan bahan tersuspensi, mengurangi pembentukan kerak kalsium, dan secara umum, mengurangi kadar garam total dalam air dan air limbah (Chen, 2004; Garcia-Segura et al., 2017; Moussa et al., 2017; Song et al., 2017; Bharath et al., 2018). Flotasi merupakan pengolahan utama konvensional untuk menghilangkan minyak (*oil*) dan lemak (*grease*) (O&G) sebelum pengolahan biologis. Baru-baru ini, EC juga telah berhasil diterapkan untuk menghilangkan O&G

dan kebutuhan oksigen kimia (COD) dari air limbah berminyak yang berasal dari restoran dan industri mekanik dan metalurgi (Xu & Zhu, 2004; Tir & Moulai-Mostefa, 2008).

Studi yang dilakukan oleh Chavalparit & Ongwandee (2009) menggunakan EC untuk mengolah air limbah biodiesel. Produksi biodiesel melalui metode transesterifikasi menghasilkan air limbah dalam jumlah besar yang mengandung COD dan O&G yang tinggi. Flotasi merupakan pengolahan utama konvensional untuk penyisihan O&G sebelum pengolahan biologis. Hasil penelitian menunjukkan bahwa EC dapat secara efektif menurunkan COD, O&G, dan *suspended solid* (SS) masing-masing sebesar 55,43%, 98,42%, dan 96,59%, pada kondisi optimum pH 6,06, tegangan 18,2 V, dan waktu reaksi 23,5 menit. Pengamatan eksperimental sesuai dengan nilai yang dimodelkan Chavalparit & Ongwandee (2009).

Eksperimen EC secara *batch* dilakukan untuk mengevaluasi penghilangan sulfat dan COD dari air limbah kilang minyak bumi menggunakan tiga jenis

elektroda: aluminium, *stainless steel*, dan besi. Pengaruh rapat arus, susunan elektroda, waktu elektrolisis, pH awal, dan suhu diteliti untuk dua sampel air limbah dengan konsentrasi COD dan sulfat yang berbeda. Hasil percobaan menunjukkan bahwa penggunaan aluminium, sebagai anoda dan katoda, sejauh ini merupakan elektroda yang paling efisien dalam mereduksi kedua kontaminan tersebut. Proses pengolahan ternyata sangat dipengaruhi oleh kerapatan arus dan komposisi awal air limbah. Meskipun EC paling efektif pada suhu 25 °C dan pH 8, pengaruh kedua parameter ini terhadap laju penyisihan tidak signifikan. Hasilnya menunjukkan kelayakan teknis EC sebagai teknik yang mungkin dan dapat diandalkan untuk pengolahan awal air limbah kilang minyak bumi yang sangat terkontaminasi Chavalparit & Ongwandee (2009). Cairan hitam (*black liquor*) merupakan salah satu produk samping utama industri *pulp* kertas yang dianggap sebagai polutan karena mengandung sekitar 50% lignin. Lignin merupakan campuran senyawa polifenol dengan struktur kimia yang agak kompleks

yang tidak bisa diproses menggunakan pengolahan biologi secara konvensional karena sifatnya yang tidak dapat terurai secara alami. Kehadiran lignin dalam air limbah menyebabkan peningkatan COD dan BOD yang signifikan. Selain lignin, lindi hitam mengandung asam alifatik, lemak asam, resin, dan polisakarida. Bahan organik ini, terutama yang terlarut, menghasilkan BOD dan COD yang relatif tinggi. Pembuangan limbah ini ke alam tanpa pengolahan apa pun menyebabkan kerusakan serius terhadap lingkungan dan merupakan ancaman bagi kesehatan manusia. EC adalah teknik yang efektif, cepat, dan ekonomis untuk pengolahan lindi hitam yang dihasilkan dari industri kertas (Zaied & Bellakhal, 2009). Pengaruh waktu elektrolisis, rapat arus, jenis bahan elektroda, dan pH awal telah dipelajari dalam upaya mencapai kapasitas penghilangan yang lebih tinggi. Di bawah kondisi percobaan yang optimal (pH awal 7, $t = 50$ menit, dan $J = 14 \text{ mA cm}^{-2}$), perlakuan lindi hitam dengan EC telah menghasilkan kapasitas penghilangan COD sebesar 98%, polifenol 92%, dan intensitas warna 99% dengan kemampuan pengulangan

yang baik (RSD < 3%), sehingga dimungkinkan dapat diaplikasikan ke industri menggunakan proses elektrokimia ini (Zaied & Bellakhal, 2009). Dalam proses pengolahan primer, pengolahan kimia mampu mengatasi padatan tersuspensi, minyak dan gas, dan beberapa logam berat, namun memerlukan hingga tiga polimer dan beberapa penyesuaian pH untuk pengolahan yang tepat. Teknologi ini memerlukan penambahan bahan kimia sehingga mengakibatkan pengolahan yang mahal, kotor, dan tenaga kerja khusus. Proses ini juga memerlukan penambahan udara bertekanan untuk pengapungan kontaminan yang terkoagulasi. Secara umum, filtrasi juga diperlukan sebagai fase pasca pengolahan untuk produk akhir. EC tidak memerlukan filter, tidak ada perawatan harian, dan tidak ada bahan tambahan, namun yang luar biasa, EC mampu menghilangkan padatan tersuspensi dalam berbagai ukuran, minyak dan gas, dan logam berat (Akyol, 2012; Li et al., 2018; Ogando et al., 2019; Pujol Pozo et al., 2019; Sharma & Simsek, 2019).

1.4.2. Elektro-Koagulasi Digunakan sebagai Pengolahan Sekunder

Pengolahan sekunder menghilangkan bahan biologis terlarut dan tersuspensi; karena dirancang secara substansial untuk menurunkan dan menghilangkan kandungan biologis terlarut dan tersuspensi dari limbah yang berasal dari kotoran manusia, limbah makanan, sabun, dan deterjen. Pengolahan sekunder biasanya dilakukan oleh mikroorganisme asli yang terbawa air di habitat yang dikelola. Pengolahan sekunder mungkin memerlukan proses pemisahan untuk menghilangkan mikroorganisme dari air yang diolah sebelum dibuang atau ke pengolahan tersier.

Proses biologi (BP) secara konvensional digunakan untuk pengolahan lindi di tempat pembuangan akhir (TPA). Penggunaan BP dikarenakan prosesnya sederhana, biaya perawatan yang rendah, dan kinerja yang baik untuk menghilangkan bahan organik dan nitrogen yang dapat terurai secara alami (Kurniawan et al., 2006). Namun, teknologi ini memiliki

beberapa batasan karena lindi memiliki proporsi senyawa biorefraktori yang tinggi (Xiao et al., 2013). Untuk mengatasi masalah ini, BP dapat digabungkan dengan sistem nonbiologis lainnya untuk meningkatkan efisiensi pemurnian (Mandal et al., 2017). Di antara kombinasi ini, proses EC bisa menjadi pendekatan yang menarik untuk mendukung sistem biologis. Keuntungan utama dari EC adalah produksi lumpur yang dihasilkan rendah dibandingkan dengan proses koagulasi kimia, kebutuhan reagen kimia yang rendah atau tidak ada sama sekali, waktu perawatan yang singkat, dan otomatisasi yang mudah (Droguet et al., 2007). Bergantung pada kebutuhan pengolahan, BP dapat digunakan sebagai langkah pra-pengolahan atau pasca-pengolahan.

Keberhasilan mengolah lindi TPA menggunakan pendekatan kombinasi proses EC dan biofiltrasi (BF) telah diteliti (Dia et al., 2018). Pra-pengolahan dengan proses EC mampu menghilangkan total COD sebesar $37\pm 2\%$. Fraksinasi bahan organik (sebelum dan sesudah pengolahan EC) menunjukkan bahwa fraksi COD yang

dihilangkan dari lindi TPA dapat dihubungkan dengan penghilangan COD dan asam humat (*humic acid*, HA) yang tidak larut. Selanjutnya, polutan lain seperti kekeruhan, warna sebenarnya, seng, dan fosfor telah berhasil dihilangkan (persen penghilangan masing-masing sebesar $82\pm 2,7\%$, $60\pm 13\%$, $95\pm 2,6\%$, dan $82\pm 5,5\%$). Lebih lanjut, pengolahan secara biologi mampu menghilangkan amonia yang disertai dengan sebagian kecil dari bahan organik terlarut. Lebih dari 99% dari NH_4 dapat dihilangkan, dan nitrat merupakan produk samping nitrogen utama yang terbentuk dari proses nitrifikasi. Namun, defisiensi fosfor dan sisa ion aluminium dalam lindi TPA pada proses EC tidak berdampak negatif pada proses nitrifikasi. Oleh karena itu, dapat disimpulkan bahwa proses hybrid EC/BF merupakan teknologi yang menjanjikan untuk pengolahan lindi TPA. Kedua teknologi ini saling melengkapi yang mampu menghilangkan secara efisien berbagai rentang polutan yang terkandung dalam limbah lindi TPA. Proses hybrid ini juga ekonomis. Biaya pengoperasian proses diperkirakan sekitar \$US

1,23 juta–3, yang berada di bawah biaya pengoperasian sebagian besar proses alternatif yang digunakan untuk pengolahan lindi TPA. Biaya ini memperhitungkan aerasi biofilter, pembaharuan bahan anoda dan media biofilter, konsumsi energi, dan pengolahan lumpur EC (Dia dkk. 2018).

1.4.3. Elektro-Koagulasi Digunakan sebagai Pengolahan Tersier

Pengolahan tersier merupakan proses pelengkap dari pengolahan primer dan sekunder yang memiliki tujuan menghilangkan sisa zat organik dan anorganik, dalam beberapa kasus, zat terlarut dan zat-zat yang sulit dihilangkan sampai pada tingkat yang diperlukan. Hal ini memberikan tahap pengolahan akhir untuk lebih meningkatkan kualitas limbah sebelum dibuang ke lingkungan penerima (seperti laut, sungai, danau, lahan basah, tanah, dan lain-lain). Lebih dari satu proses pengolahan tersier yang dapat digunakan di setiap instalasi pengolahan.

Pengolahan tersier didefinisikan sebagai metode pengolahan yang lebih dari perlakuan primer dan sekunder untuk memungkinkan dilakukan pembuangan ke ekosistem yang sangat sensitif (muara, sungai beraliran rendah, terumbu karang, dan lain-lain). Air yang diolah terkadang didesinfeksi secara kimia atau fisik (misalnya dengan laguna dan mikrofiltrasi) sebelum dibuang ke sungai, teluk, laguna, atau lahan basah, atau dapat digunakan untuk irigasi lapangan golf, jalur hijau, atau taman. Jika cukup bersih, dapat juga digunakan untuk pengisian air tanah atau keperluan pertanian.

Efluen dari instalasi pengolahan air limbah kota (IPAL) dapat mengandung sisa konsentrasi fosfor diatas nilai batas yang direkomendasikan, dan dapat menimbulkan dampak lingkungan yang tinggi (misalnya, eutrofikasi akibat kelebihan nutrisi). Untuk menghasilkan efluen yang sesuai untuk debit aliran, teknik elektrokimia (Tran et al., 2012) telah dieksplorasi di skala percontohan laboratorium untuk fosfor total (P_{tot}) penghapusan dari air limbah perkotaan yang

tercemar (*municipal wastewater*, MWW). Hasilnya menunjukkan bahwa P_{tot} penghapusan dari MWW sangat efektif pada kesempatan ketika EC dikombinasikan dengan flokulasi. Dalam kondisi optimal, elektrolisis dioperasikan pada kerapatan arus $38,2 \text{ mA}\cdot\text{cm}^{-2}$ selama 20 menit pengolahan, dan kemudian, efluen EC diflokulasi menggunakan polimer kationik (10 mgL^{-1}) sebelum filtrasi. Setidaknya, 97% dari P_{tot} telah dihilangkan terlepas dari konsentrasi awal P_{tot} yang dikenakan ($5,0$ hingga 50 mgL^{-1}) dalam MWW. Kondisi optimal ditentukan untuk P_{tot} pembuangan, termasuk konsumsi energi, konsumsi elektroda, dan pembuangan lumpur logam (Tran et al., 2012).

1.5. Referensi

Akyol, A. (2012). Treatment of paint manufacturing wastewater by electrocoagulation. *Desalination*, 285, 91–99.
<https://doi.org/10.1016/j.desal.2011.09.039>

- Anastas, P. T., & Warner, J. C. (1998). *Green Chemistry: Theory and Practice*. Oxford University Press.
- Azarian, G., Rahmani, A. R., Masoudi khoram, M., Atashzaban, Z., & Nematollahi, D. (2018). New batch electro-coagulation process for treatment and recovery of high organic load and low volume egg processing industry wastewater. *Process Safety and Environmental Protection*, 119, 96–103. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2018.07.025>
- Bharath, M., Krishna, B. M., & Manoj Kumar, B. (2018). A Review of Electrocoagulation Process for Wastewater Treatment. *International Journal of ChemTech Research*. <https://doi.org/10.20902/IJCTR.2018.110333>
- Chavalparit, O., & Ongwandee, M. (2009). Optimizing electrocoagulation process for the treatment of biodiesel wastewater using response surface methodology. *Journal of Environmental Sciences*, 21(11), 1491–1496. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(08\)62445-6](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(08)62445-6)

- Chen, G. (2004). Electrochemical technologies in wastewater treatment. *Separation and Purification Technology*, 38(1), 11–41.
<https://doi.org/10.1016/j.seppur.2003.10.006>
- Daghrir, R., & Drogui, P. (2013). Coupled electrocoagulation–electro-Fenton for efficient domestic wastewater treatment. *Environmental Chemistry Letters*, 11(2), 151–156.
<https://doi.org/10.1007/s10311-012-0390-2>
- Dia, O., Drogui, P., Buelna, G., & Dubé, R. (2018). Hybrid process, electrocoagulation-biofiltration for landfill leachate treatment. *Waste Management*, 75, 391–399.
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.02.016>
- Dieterich, A. E. (1906). *Electric water-purifier* (United States Patent US823671A).
<https://patents.google.com/patent/US823671A/en>
- Drogui, P., Blais, J.-F., & Mercier, G. (2007). Review of Electrochemical Technologies for Environmental Applications. *Recent Patents on Engineering*, 1(3),

257–272.

<https://doi.org/10.2174/187221207782411629>

Fajardo, A. S., Rodrigues, R. F., Martins, R. C., Castro, L. M., & Quinta-Ferreira, R. M. (2015). Phenolic wastewaters treatment by electrocoagulation process using Zn anode. *Chemical Engineering Journal*, 275, 331–341.
<https://doi.org/10.1016/j.cej.2015.03.116>

Garcia-Segura, S., Eiband, M. M. S. G., de Melo, J. V., & Martínez-Huitle, C. A. (2017). Electrocoagulation and advanced electrocoagulation processes: A general review about the fundamentals, emerging applications and its association with other technologies. *Journal of Electroanalytical Chemistry*, 801, 267–299.
<https://doi.org/10.1016/j.jelechem.2017.07.047>

GilPavas, E., Dobrosz-Gómez, I., & Gómez-García, M.-Á. (2019). Optimization and toxicity assessment of a combined electrocoagulation, H₂O₂/Fe²⁺/UV and activated carbon adsorption for textile wastewater treatment. *Science of The Total*

Environment, 651, 551–560.

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.125>

Jose, S., Mishra, L., Debnath, S., Pal, S., Munda, P. K., & Basu, G. (2019). Improvement of water quality of remnant from chemical retting of coconut fibre through electrocoagulation and activated carbon treatment. *Journal of Cleaner Production*, 210, 630–637. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.11.011>

Kristijarti, A. P., Suharto, I., & Marieanna. (2013). Penentuan Jenis Koagulan Dan Dosis Optimum Untuk Meningkatkan Efisiensi Sedimentasi Dalam Instalasi Pengolahan Air Limbah Pabrik Jamu X. *Lembaga Penelitian Dan Pengabdian Kepada Masyarakat*, 1–33.

Kurniawan, T. A., Chan, G. Y. S., Lo, W.-H., & Babel, S. (2006). Physico–chemical treatment techniques for wastewater laden with heavy metals. *Chemical Engineering Journal*, 118(1), 83–98. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2006.01.015>

Laridi, R., Drogui, P., Benmoussa, H., Blais, J.-F., & Auclair, J. C. (2005). Removal of Refractory

Organic Compounds in Liquid Swine Manure Obtained from a Biofiltration Process Using an Electrochemical Treatment. *Journal of Environmental Engineering*, 131(9), 1302–1310. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(2005\)131:9\(1302\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(2005)131:9(1302))

Li, C., Feng, G., Song, C., Zhong, G., Tao, P., Wang, T., & Shao, M. (2018). Improved oil removal ability by the integrated electrocoagulation (EC)-carbon membrane coupling with electrochemical anodic oxidation (CM/EAO) system. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 559, 305–313. <https://doi.org/10.1016/j.colsurfa.2018.09.043>

Mandal, P., Dubey, B. K., & Gupta, A. K. (2017). Review on landfill leachate treatment by electrochemical oxidation: Drawbacks, challenges and future scope. *Waste Management*, 69, 250–273. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.08.034>

Mollah, M. Y. A., Schennach, R., Parga, J. R., & Cocke, D. L. (2001). Electrocoagulation (EC)—Science and

applications. *Journal of Hazardous Materials*, 84(1), 29–41. [https://doi.org/10.1016/S0304-3894\(01\)00176-5](https://doi.org/10.1016/S0304-3894(01)00176-5)

Moradi, M., Vasseghian, Y., Arabzade, H., & Mousavi Khaneghah, A. (2021). Various wastewaters treatment by sono-electrocoagulation process: A comprehensive review of operational parameters and future outlook. *Chemosphere*, 263, 128314. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128314>

Mouedhen, G., Feki, M., Wery, M. D. P., & Ayedi, H. F. (2008). Behavior of aluminum electrodes in electrocoagulation process. *Journal of Hazardous Materials*, 150(1), 124–135. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.04.090>

Moussa, D. T., El-Naas, M. H., Nasser, M., & Al-Marri, M. J. (2017a). A comprehensive review of electrocoagulation for water treatment: Potentials and challenges. *Journal of Environmental Management*, 186, 24–41. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.10.032>

- Moussa, D. T., El-Naas, M. H., Nasser, M., & Al-Marri, M. J. (2017b). A comprehensive review of electrocoagulation for water treatment: Potentials and challenges. *Journal of Environmental Management*, *186*, 24–41. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.10.032>
- Nariyan, E., Aghababaei, A., & Sillanpää, M. (2017). Removal of pharmaceutical from water with an electrocoagulation process; effect of various parameters and studies of isotherm and kinetic. *Separation and Purification Technology*, *188*, 266–281. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2017.07.031>
- Nidheesh, P. V., & Singh, T. S. A. (2017). Arsenic removal by electrocoagulation process: Recent trends and removal mechanism. *Chemosphere*, *181*, 418–432. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.04.082>
- Notodarmojo, S., Mahmud, & Larasati, A. (2017). Adsorption of natural organic matter (NOM) in peat water by local indonesia tropical clay soils.

- International Journal of GEOMATE*, 13(38), 111–119. <https://doi.org/10.21660/2017.38.30379>
- Ogando, F. I. B., Aguiar, C. L. de, Viotto, J. V. N., Heredia, F. J., & Hernanz, D. (2019). Removal of phenolic, turbidity and color in sugarcane juice by electrocoagulation as a sulfur-free process. *Food Research International*, 122, 643–652. <https://doi.org/10.1016/j.foodres.2019.01.039>
- Pujol Pozo, A. A., Bustos Bustos, E., & Monroy-Guzmán, F. (2019). Decontamination of radioactive metal surfaces by electrocoagulation. *Journal of Hazardous Materials*, 361, 357–366. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2018.08.061>
- Rumeau, M. (1989). Méthodes électrolytiques de traitement des effluents—Première partie. Électro-coagulation, flottation, détoxification, chloration. *L'eau et l'industrie*, 38, 47–51.
- Senghor, F., Drogui, P., & Seyhi, B. (2015). A Combined Electrocoagulation-Electroperoxidation Process for the Tertiary Treatment of Domestic

- Wastewaters. *Water, Air, & Soil Pollution*, 226(11), 373. <https://doi.org/10.1007/s11270-015-2637-6>
- Sharma, S., & Simsek, H. (2019). Treatment of canola-oil refinery effluent using electrochemical methods: A comparison between combined electrocoagulation + electrooxidation and electrochemical peroxidation methods. *Chemosphere*, 221, 630–639. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.01.066>
- Song, P., Yang, Z., Zeng, G., Yang, X., Xu, H., Wang, L., Xu, R., Xiong, W., & Ahmad, K. (2017). Electrocoagulation treatment of arsenic in wastewaters: A comprehensive review. *Chemical Engineering Journal*, 317, 707–725. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.02.086>
- Tahreen, A., Jami, M. S., & Ali, F. (2020). Role of electrocoagulation in wastewater treatment: A developmental review. *Journal of Water Process Engineering*, 37(June), 101440. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101440>

- Tavangar, T., Jalali, K., Alaei Shahmirzadi, M. A., & Karimi, M. (2019). Toward real textile wastewater treatment: Membrane fouling control and effective fractionation of dyes/inorganic salts using a hybrid electrocoagulation – Nanofiltration process. *Separation and Purification Technology*, 216, 115–125.
<https://doi.org/10.1016/j.seppur.2019.01.070>
- Tian, Y., He, W., Liang, D., Yang, W., Logan, B. E., & Ren, N. (2018). Effective phosphate removal for advanced water treatment using low energy, migration electric-field assisted electrocoagulation. *Water Research*, 138, 129–136.
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.03.037>
- Tir, M., & Moulai-Mostefa, N. (2008). Optimization of oil removal from oily wastewater by electrocoagulation using response surface method. *Journal of Hazardous Materials*, 158(1), 107–115.
<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.01.051>

- Tran, N., Drogui, P., Blais, J.-F., & Mercier, G. (2012). Phosphorus removal from spiked municipal wastewater using either electrochemical coagulation or chemical coagulation as tertiary treatment. *Separation and Purification Technology*, 95, 16–25. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2012.04.014>
- Tsiptsias, C., Petridis, D., Athanasakis, N., Lemonidis, I., Deligiannis, A., & Samaras, P. (2015). Post-treatment of molasses wastewater by electrocoagulation and process optimization through response surface analysis. *Journal of Environmental Management*, 164, 104–113. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.09.007>
- Xiao, S., Peng, J., Song, Y., Zhang, D., Liu, R., & Zeng, P. (2013). Degradation of biologically treated landfill leachate by using electrochemical process combined with UV irradiation. *Separation and Purification Technology*, 117, 24–29. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2013.04.024>

Xu, X., & Zhu, X. (2004). Treatment of refractory oily wastewater by electro-coagulation process. *Chemosphere*, 56(10), 889–894. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.05.003>

3

Zaied, M., & Bellakhal, N. (2009). Electrocoagulation treatment of black liquor from paper industry. *Journal of Hazardous Materials*, 163(2), 995–1000. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.07.115>

Bab 2. Proses Elektro-Koagulasi: Asal-usul dan Konsep Dasar

2.1. Pengantar

Air merupakan salah satu kebutuhan yang paling mendasar untuk mempertahankan kehidupan. Meskipun 70% bumi ditutupi oleh air, hanya 2,5% yang segar, tetapi hanya 1% yang dapat diakses dan dibagikan kepada 7,6 miliar orang di seluruh dunia. Hal ini akan berdampak langsung pada pasokan air tawar, yang tidak akan cukup untuk memenuhi permintaan populasi yang terus meningkat. Penggunaan air industri sangat berbeda dengan penggunaan domestik. Di industri yang berbeda, limbah yang ada dalam air limbah yang dibuang berbeda dan kompleks. Biasanya, air limbah mengandung partikel padat dengan berbagai ukuran, membuat proses pembuangannya menjadi sulit.

Pemisahan kontaminan dari air limbah adalah proses fisik yang tidak berdampak besar pada karakteristik kimia atau biologi. Proses kimia, juga

dikenal sebagai proses aditif, melibatkan penambahan bahan kimia ke kontaminan tertentu untuk membuatnya bereaksi, menurunkan konsentrasi polutan dalam air limbah. Unit proses biologis meliputi biodegradasi kontaminan dengan memanfaatkan mikroorganisme untuk meminimalkan jumlah bahan organik dalam air limbah. Meskipun ada berbagai teknik pengolahan air, sebagian besar membutuhkan energi dalam jumlah besar dari sumber tak terbarukan, yang menyebabkan emisi karbon dioksida lebih tinggi.

Metode elektrokimia seperti elektroflotasi (EF), remediasi elektro-kinetik, EC, dan elektro-oksidasi (EO) telah mendapat banyak perhatian dalam beberapa tahun terakhir terutama karena pada metode ini menggunakan bahan kimia yang relatif rendah. Sejak diperkenalkan ratusan tahun yang lalu, metode EC telah digunakan untuk mengolah air limbah secara efektif dari berbagai sumber, seperti industri manufaktur tekstil, pengolah daging dan unggas, piringan logam, dan pembersih uap. Tujuan utama dari penyelidikan ini adalah untuk menemukan faktor-faktor yang mempengaruhi

kemanjuran metode elektrokoagulasi dan kemungkinan untuk meningkatkan kemanjuran menghilangkan limbah dari air limbah.

Dalam mengolah air baku dan air limbah saat ini banyak metode pengolahan yang digunakan mencakup pengolahan konvensional, koagulasi-flokulasi, serta sedimentasi gravitasi yang merupakan proses pengolahan paling umum untuk menghilangkan partikel koloid. Awalnya, penerapan proses EC untuk mengolah air baku terjadi pada tahun 1889 di London (Vik dkk. 1984). Setelah itu, A.E. Dietrich pada tahun 1906 mengajukan paten atas proses EC untuk mengolah air lambung dari kapal (Moreno-Casillas, dkk. 2009). Pada tahun 1909, J. T. Harries menerima paten untuk elektrolisis pengolahan air limbah menggunakan elektroda aluminium dan besi (Moreno-Casillas dkk. 2009). Namun, karena biaya operasi dan produksi lumpur koagulan kimia yang tinggi, semua pabrik EC ditinggalkan. Selanjutnya, pada tahun 1940-an, untuk memurnikan air, sebuah koagulator elektronik dengan aluminium terlarut (dari anoda) dan ion hidroksil (dari

katoda) digunakan (Holt dkk. 2005). Pada tahun 1956, di Inggris, koagulator elektronik digunakan untuk mengolah air sungai (Moreno-Casillas dkk. 2009). Pada awal tahun 1970an, EC dilakukan untuk mengolah air limbah industri makanan (Matteson dkk. 1995). Dalam buku ini, akan membahas dasar-dasar proses EC untuk mengolah air baku dan air limbah serta keuntungan dan kerugian akan dijelaskan secara rinci. Selain itu, fitur eksperimental seperti kerapatan arus, material anoda dan katoda serta efek parameter operasi pada efisiensi proses EC juga akan dibahas.

2.2. Konsep Dasar Elektro-Koagulasi untuk Pengolahan Air dan Air Limbah

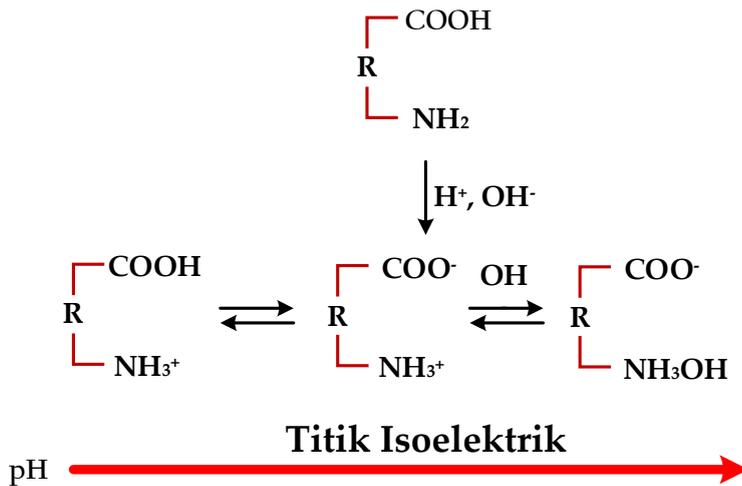
EC berarti menerapkan arus listrik untuk mengubah muatan permukaan partikel (menyebabkan destabilisasi) dan meningkatkan koagulasi. Secara umum, EC adalah pengolahan air dan air limbah alternatif yang menggabungkan proses elektrokimia dengan koagulasi kimia konvensional. Koagulasi adalah proses kimiawi, di mana koagulan [misalnya, garam

logam terlarut, FeCl_3 , $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$] ditambahkan untuk membentuk massa seperti gelatin untuk menjebak (atau menyatukan) partikel, yang mengarah ke aglomerasi partikel untuk membentuk massa yang cukup besar untuk mengendap (yaitu menghilangkan muatan yang menolak dan mendestabilisasi suspensi). Studi terperinci tentang koagulasi kimia (biasanya polimer organik dengan penambahan garam logam) tersedia saat dibandingkan dengan EC. Selain itu, koagulasi kimia dan EC pada dasarnya memiliki mekanisme destabilisasi yang serupa. Oleh karena itu, perlu untuk memahami dasar-dasar destabilisasi koloid dengan koagulan kimia.

Dalam air dan air limbah, partikel koloid berada dalam kisaran 0,001 hingga 10 μm . Partikel-partikel ini bertanggung jawab atas kekeruhan dan warna (Herrada et al., 2014). Secara umum, proses koagulasi terjadi dalam tiga langkah terpisah dan berurutan (Ghernaout et al. 2011), yaitu: ① Pelarutan koagulan (koagulan dikelilingi oleh molekul air), ② Destabilisasi partikel, dan ③ Tumbukan antarpartikel.

Dua tahapan pertama terjadi pada laju yang cepat selama pencampuran cepat, sedangkan tumbukan antarpartikel terjadi selama pencampuran lambat. Untuk partikel koloid, gaya gravitasi dapat diabaikan karena relatif kecil ukuran dan massa kecil; Namun, sifat permukaan mendominasi karena adanya luas permukaan yang besar (Ghernaout et al. 2011). Koloid memperoleh muatan positif atau negatif karena disosiasi gugus fungsi atau dengan adsorpsi preferensial ion dari larutan (Herrada et al., 2014).

Dengan perubahan pH dalam larutan curah (*bulk*), koloid akan memiliki muatan positif atau negatif (**Gambar 2.1**) (Sincero dan Sincero 2002). Ketika pH larutan curah adalah tinggi (atau konsentrasi ion hidrogen rendah), reaksi akan bergeser ke kanan, dan koloid akan mencapai muatan negatif. Untuk pH rendah, reaksi akan bergeser ke kiri, dan koloid akan bermuatan positif (karena ionisasi dari gugus amino). Pada titik isoelektrik (*isoelectric point*) (**Gambar 2.1**), koloid partikel koloid tidak memiliki muatan positif atau negatif, dan berada dalam keadaan netral.

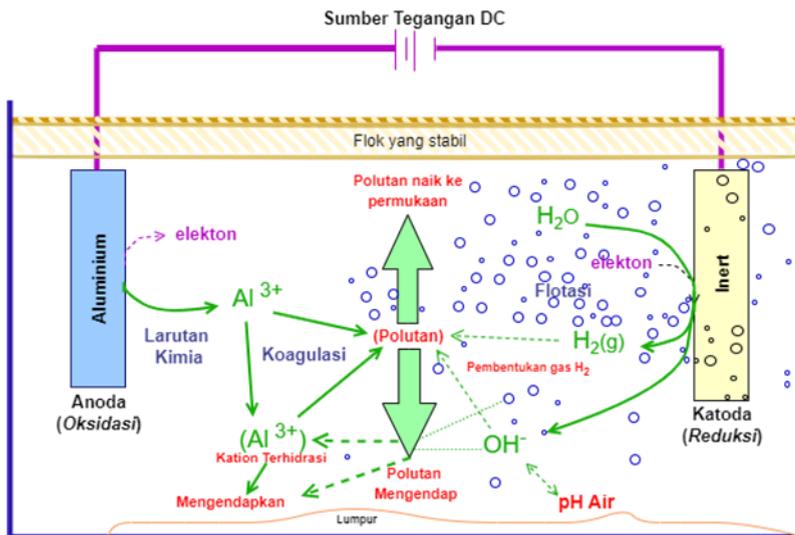


Gambar 2.1. Muatan permukaan pada koloid organik sebagai fungsi pH

Dalam koagulasi kimia dan EC, prinsip destabilisasi koloid serupa; namun, EC berbeda dalam beberapa aspek lain, karena reaksi samping terjadi pada elektroda. Oleh karena itu, sangat penting untuk memahami bahwa EC adalah proses di mana anoda korban mengalami pelarutan listrik untuk menghasilkan kation. EC terjadi melalui tiga langkah terpisah dan berurutan (Mollah et al. 2004). Langkah 1: Prekursor koagulan aktif terbentuk karena oksidasi elektrolitik dari elektroda korban (*sacrificial*); langkah 2: Prekursor

koagulan aktif akan mendestabilisasi kontaminan, suspensi partikulat, dan pemisahan campuran; dan langkah 3: Agregat material yang tidak stabil akan membentuk flok.

Secara umum, EC terjadi dalam sel elektrokimia yang terdiri dari katoda dan anoda sacrificial yang direndam dalam larutan (air atau air limbah yang akan diolah). Anoda dan katoda terhubung melalui sirkuit untuk menginduksi arus, seperti yang ditunjukkan pada **Gambar 2.2.**



Gambar 2.2. Diagram skematik proses EC

Dalam proses EC, reaksi oksidasi dan reduksi terjadi pada antarmuka elektroda/elektrolit (**Gambar 2.2**). Proses oksidasi dan reduksi masing-masing terjadi di anoda dan katoda. Karena anoda adalah elektroda sacrificial, maka anoda melepaskan prekursor koagulan. Ringkasan destabilisasi kontaminan, suspensi partikulat, dan pemecahan campuran adalah sebagai berikut (Mollah et al. 2004, Naje Ahmed dkk. 2017):

- **Kompresi:** Ion-ion yang dihasilkan selama oksidasi anoda sacrificial bereaksi dengan partikel bermuatan, yang mengarah ke kompresi difusi lapisan ganda.
- **Netralisasi muatan dan koagulasi:** Spesies ionik dalam larutan (air/air limbah) berinteraksi dengan ion penyeimbang yang dihasilkan oleh pelarutan elektrokimiawi dari elektroda sacrificial, yang menyebabkan netralisasi muatan. Karena adanya ion penyeimbang, tolakan antarpartikel elektrostatis berkurang hingga daya tarik Van der Waals lebih dominan, sehingga meningkatkan

koagulasi. Dengan demikian, partikel koloid mencapai muatan nol dalam situasi ini.

- **Pembentukan flok:** flok yang terbentuk selama koagulasi menghasilkan lumpur penutup (Gambar 2.2) yang menjebak dan menghubungkan partikel koloid yang tersisa dalam fase air. Permukaan negatif dari oksida padat, hidroksida, dan oksida dan hidroksida akan menyerap kontaminan yang ada di dalam larutan.

Dalam sel elektrokimia, bahan katoda yang paling umum digunakan adalah baja tahan karat atau grafit, sedangkan aluminium atau besi digunakan sebagai logam anoda. Namun, pilihan logam anoda yang digunakan tergantung pada jenis/karakteristik air limbah yang akan diolah (Harif et al. 2012). EC telah berkembang sebagai proses pengolahan alternatif, kompetitif, dan efektif yang dapat digunakan untuk menghilangkan berbagai polutan mulai dari padatan tersuspensi (dari air dan air limbah), logam berat, produk minyak bumi, warna dari larutan yang mengandung zat warna, humus air, dan zat warna

lainnya. humus, fluorida dalam air, dan sebagainya (Moreno-Casillas dkk. 2009, Butler dkk. 2011).

EC merupakan salah satu teknologi menggunakan sel elektrokimia untuk mendegradasi polutan yang terkandung dalam air limbah. Metode tersebut menargetkan penghilangan partikel dari air limbah melalui destabilisasi/penetralan gaya tolak yang membuat partikel tetap tersuspensi dalam air (Moussa, dkk. 2016). EC punya efisiensi yang tinggi dalam penghilangan kontaminan pada limbah dengan biaya operasi yang lebih rendah. Reaktor EC merupakan sel elektrokimia dimana anoda yang biasanya menggunakan aluminium atau besi dipakai sebagai agen koagulan. Secara simultan, gas-gas elektrolit dihasilkan berupa hidrogen pada katoda.

Proses EC prinsipnya berdasarkan pada proses sel elektrolisis. Sel elektrolisis merupakan suatu alat yang dapat mengubah energi listrik DC (*direct current*) untuk menghasilkan reaksi elektrodik. Setiap sel elektrolisis mempunyai dua elektroda, katoda dan anoda. EC mampu menyisahkan berbagai jenis polutan

dalam air, yaitu partikel tersuspensi, logam-logam berat, produk minyak bumi, warna pada zat pewarna, larutan humus, dan deflourinasi air. Selain itu, EC dapat digunakan untuk pengolahan awal teknologi membran seperti *reverse osmosis* (RO).

Pada bagian selanjutnya, parameter dasar yang mempengaruhi EC akan dirinci seperti reaktor desain reaktor, konfigurasi elektroda, dan agen koagulasi. Sementara fitur eksperimental EC, seperti kerapatan arus, parameter energik, dan efek bahan anodik dan katoda, dan parameter operasi dirangkum di Bagian 2.3. Selain itu, keuntungan dan kerugian dari EC akan diuraikan pada bagian selanjutnya.

2.2.1. Desain Reaktor

Berbagai macam konfigurasi reaktor EC tersedia dalam literatur (Moreno-Casillas dkk. 2007, Kabdaşlı dkk. 2017). Setiap pengaturan memiliki kelebihan dan kekurangannya sendiri. Umumnya, reaktor EC adalah alternatif untuk sistem dosis kimia; namun, efek dari pembentukan gas elektrolitik selama EC tidak dipertimbangkan (Kabdaşlı dkk. 2017). Data literatur

yang ada tidak memberikan satu pendekatan empiris atau sistematis untuk optimasi desain dan operasi reaktor EC (Holt dkk. 2005, Kabdaşlı dkk. 2017). Sebagian besar, desain reaktor EC sebagian besar masih bersifat empiris dan heuristik. Geometri reaktor EC sangat penting, karena mempengaruhi kinerja EC secara keseluruhan. Parameter operasi EC dipengaruhi oleh geometri reaktor EC, seperti rezim aliran fluida, pembentukan flok, jalur gelembung, efektivitas pengapungan, hasil penyisihan, dan karakteristik pencampuran/pengendapan.

Sebagai informasi, desain reaktor EC (Gambar 2.3) diklasifikasi berdasarkan tiga perbedaan utama (Hakizimana dkk. 2017)

1. Konfigurasi reaktor (misalnya sistem *batch* atau kontinyu): Dalam sistem *batch*, reaktor diisi dengan volume tertentu (air/air limbah yang akan diolah) per siklus pengolahan. Kelemahan utama terkait dengan desain dan pengoperasian reaktor batch. Dalam sistem kontinyu, cairan (air/air limbah) terus menerus dimasukkan ke dalam reaktor EC

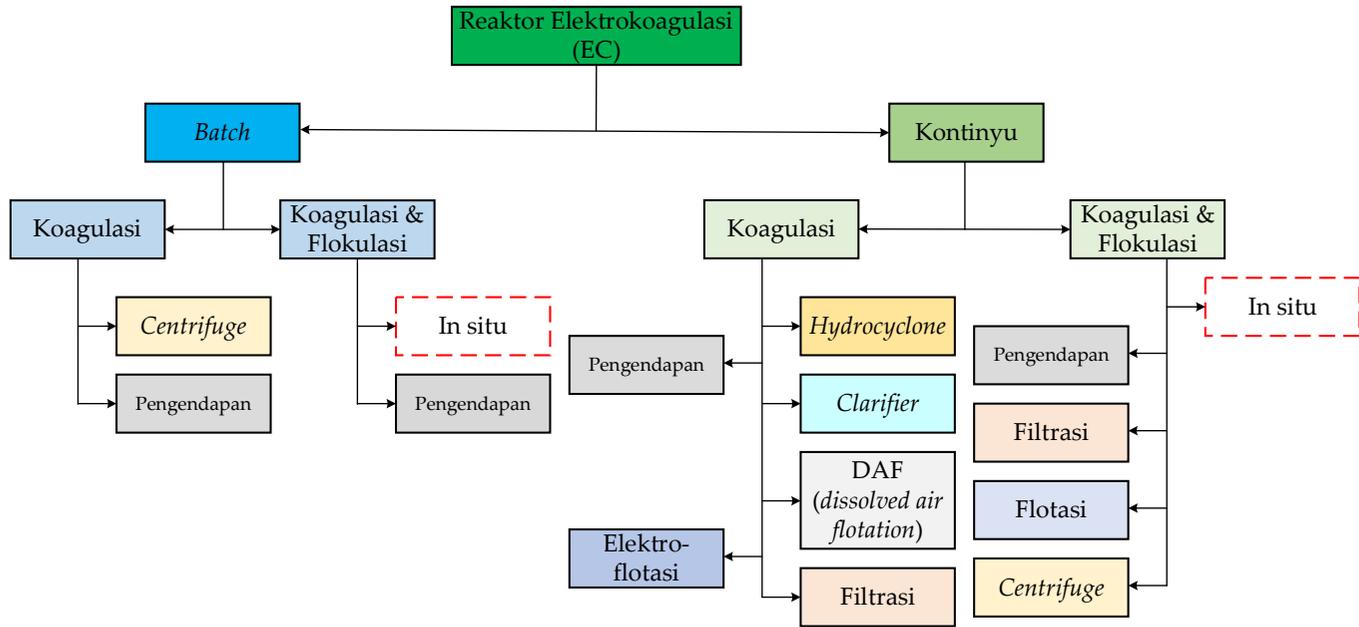
untuk mempertahankan kondisi kondisi tunak (semu). Keuntungan utama dari kontinu sistem adalah bahwa persyaratan koagulan pada dasarnya tetap.

2. Metode memisahkan agregat polutan: Ketika arus melewati sel elektrokimia, spesies koagulan yang dihasilkan melalui proses pelarutan elektroda anoda korban (**Gambar 2.3**). Oksidasi dan reduksi masing-masing terjadi di anoda dan katoda, yang mengarah pada pembentukan endapan. Kation logam yang dilepaskan ke dalam larutan air melewati beberapa reaksi kesetimbangan yang sesuai dengan reaksi asam/basa, kompleksasi, pengendapan, dan redoks di dalam air (Hakizimana et al. 2017). Selain itu, kation logam yang dilepaskan dari anoda menunjukkan kelarutan yang rendah dan mudah mengendap (yaitu, terutama karena pembentukan hidroksida logam). Untuk kontaminan yang diendapkan (yaitu lumpur),

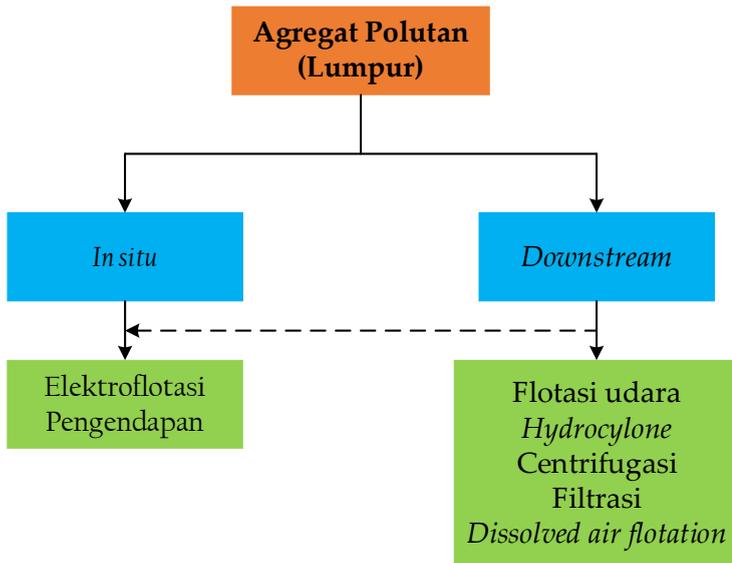
pemisahan dilakukan dengan dua metode fisik (**Gambar 2.4**).

3. Desain geometri elektroda: Desain yang paling umum dalam aplikasi umumnya adalah sel pelat vertikal atas terbuka (diikuti oleh pengendap) yang memiliki elektroda persegi panjang datar. Mollah dkk. (2004) telah meninjau sel EC dan menyimpulkan bahwa tidak ada perubahan signifikan dalam sel tersebut dalam dekade terakhir. Terutama, anoda vertikal dan katoda sama-sama ditempatkan secara paralel dengan rasio panjang vertikal/horizontal yang digunakan. Selanjutnya, jarak elektroda juga akan mempengaruhi EC melalui volume kerja reaktor, yaitu rasio luas permukaan/volume elektroda (A/V). Rasio A/V merupakan parameter peningkatan skala yang signifikan dari skala laboratorium ke skala penuh (Hakizimana et al. 2017). Rasio A/V elektroda mempengaruhi waktu perawatan dan densitas arus optimum, yaitu peningkatan rasio A/V akan menghasilkan

penurunan waktu perawatan dan rapat arus optimum (Kabdaşlı et al. 2017). Kisaran umum rasio A/V elektroda bervariasi dari 15 hingga 45 m^2m^{-3} (Hakizimana et al. 2017). Mengurangi jarak antara elektroda akan mengarah pada produksi gelembung gas, yang secara elektrokimia menghasilkan hidrodinamika yang turbulen. Dengan demikian, perpindahan massa yang tinggi dan laju reaksi yang tinggi antara jenis koagulan dan polutan akan terjadi (Hakizimana et al. 2017).



Gambar 2.3. Skema desain reaktor EC



Gambar 2.4. Metode untuk memisahkan agregat polutan

Bersamaan dengan pengaturan elektroda dan jarak elektroda, desain reaktor EC mempengaruhi EC melalui volume kerja reaktor yang mengintervensi untuk menentukan rasio area/volume elektroda (A/V) dan melalui geometri EC. Rasio elektroda A/V merupakan satu-satunya parameter peningkatan skala dalam desain pabrik yang memungkinkan pengembangan peralatan skala penuh EC dari eksperimen laboratorium dengan menjaga jarak antar-elektroda yang sama saat menggunakan pelat elektroda.

Peningkatan dari rasio A/V menghasilkan penurunan waktu perlakuan dan kerapatan arus secara optimum. Karena ketika area elektroda cukup tinggi, parameter utamanya adalah konsentrasi arus dibagi volume air atau I/V. Parameter ini menggabungkan densitas dan area/volume serta menentukan konsentrasi koagulan yang dilepaskan dalam air pada waktu tertentu dalam kondisi *batch*. Pada sistem kontinyu, volume reaktor memungkinkan menentukan waktu tinggal untuk laju aliran air/air limbah yang dipertimbangkan dan dengan demikian jumlah koagulan yang dilepaskan dapat ditentukan dengan :

$$C = \frac{M}{ZF} \left(\frac{I}{V} \right) t \quad (2-1)$$

dimana C dan V adalah konsentrasi teoritis kation logam (g/m³) dan volume dari elektrokoagulasi (m³).

Geometri reaktor umumnya seperti paralelepiped silindris, kubik dan persegi panjang, memiliki sedikit efek pada kinerja EC, kecuali dari reaktor EC berbentuk non-konvensional yang dikenal sebagai reaktor pengangkat udara yang digerakkan

secara elektrokimia. Chafi dkk. (2011) mempelajari dekolonisasi air limbah pewarna tekstil oleh EC/elektroflotasi dalam reaktor pengangkutan udara loop eksternal, biasanya digunakan untuk melakukan oksidasi kimia dan biokimia. Penggunaan densitas arus dan posisi elektroda yang optimal memungkinkan menghilangkan 80% COD (kebutuhan oksigen kimiawi) dan warna dari air limbah pewarna tekstil. Ini menyoroti peran kunci yang dapat dimainkan oleh geometri reaktor EC dalam hal sifat hidrodinamika dan pencampuran.

2.2.2. Konfigurasi Monopolar dan Bipolar

Pada tahun 1979, Pickett mengusulkan variasi susunan elektroda dalam EC (Pickett 1979). Susunan sederhana sel elektrolitik terdiri dari satu anoda dan katoda yang terhubung ke arus searah. Secara praktis, susunan sederhana ini tidak cukup untuk menghilangkan polutan untuk larutan. Oleh karena itu, diperlukan beberapa pengaturan untuk meningkatkan efisiensi penyisihan polutan. Pengaturan beberapa elektroda dalam sel EC meliputi yang berikut ini: (i)

Elektroda monopolar secara paralel; (ii) elektroda monopolar secara seri; dan (iii) elektroda bipolar secara seri.

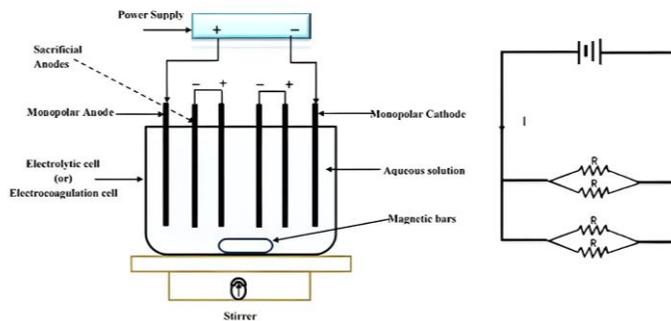
1. Elektroda monopolar secara paralel (MP-P): Dalam konfigurasi ini, anoda dan katoda ditempatkan secara bergantian pada potensial anodik atau katodik yang sama (Mollah et al. 2004, Hakizimana et al. 2017). Dalam pengaturan monopolar, setiap pasangan katoda/anoda berhubungan dengan sel elektrolit kecil yang memiliki voltase yang sama. Arus dari setiap sel elektrolit adalah aditif untuk elektroda monopolar secara paralel (Gambar 2.5).
2. Elektroda monopolar dalam seri (MP-S): Dalam konfigurasi seri, setiap pasang elektroda sacrificial bergabung secara internal tanpa saling berhubungan dengan elektroda luar. Karena elektroda dalam seri, arus listrik yang melewati semua elektroda adalah sama, sedangkan tegangan total adalah jumlah tegangan di setiap

sel elektrolit masing-masing (**Gambar 2.6**) (Hakizimana et al. 2017).

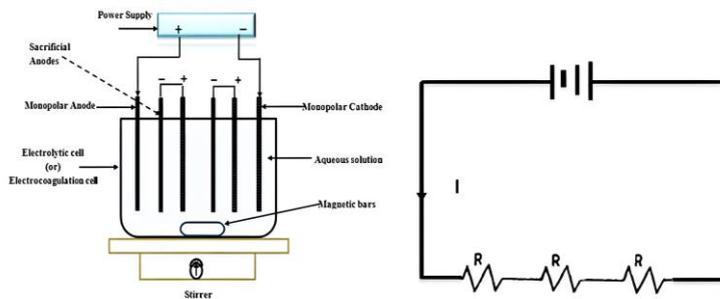
3. Elektroda bipolar dalam seri: Dalam konfigurasi seri bipolar, dua elektroda luar (katoda dan anoda monopolar) terhubung ke catu daya listrik dan elektroda sacrificial berada di antara elektroda luar. Elektroda bagian dalam adalah bipolar, sedangkan elektroda bagian luar adalah monopolar. Elektroda bagian dalam (elektroda bipolar) tidak saling berhubungan, dengan masing-masing sisinya bertindak sebagai anoda dan katoda. Dengan demikian, sisi berlawanan dari elektroda bipolar diisi dengan tanda yang berlawanan (**Gambar 2.7**); pelarutan anodik terjadi pada sisi positif, sedangkan sisi negatif cenderung memiliki reaksi katodik.

Monopolar elektroda pada rangkaian seri (MP-S), dalam konfigurasi seri, setiap pasangan elektroda bergabung secara internal tanpa saling berhubungan dengan elektroda luar. Karena elektroda-elektroda tersebut dipasang secara seri sehingga arus listrik yang

melewati semua elektroda sama besarnya. Sedangkan tegangan total adalah penjumlahan antara tegangan pada masing-masing elektroda.

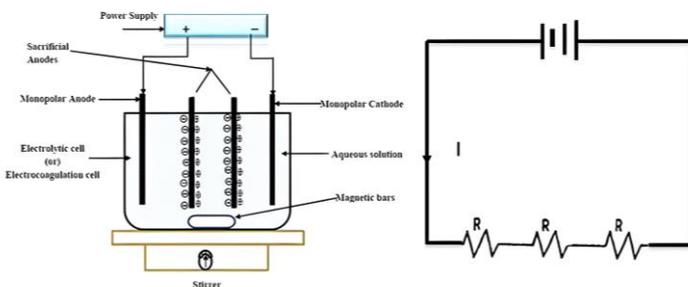


Gambar 2.5 Susunan elektroda monopolar menggunakan rangkaian paralel



Gambar 2.6 Susunan elektroda monopolar menggunakan rangkaian seri

Selain konfigurasi monopolar, reaktor EC dapat mempergunakan konfigurasi bipolar (**Gambar 2.7**). Pada konfigurasi ini, hanya satu elektroda yang dihubungkan dengan kutub positif (anoda) dan satu elektroda dihubungkan dengan kutub negatif (katoda). Rangkaian seperti ini membuat reaktor EC menjadi lebih sederhana dan mudah dalam perawatannya (Mollah, dkk. 2004). Ketika arus listrik dialirkan melalui dua elektroda, maka elektroda yang tidak dialiriakan berubah dari kondisi netral menjadi dua kutub yang berbeda pada masing-masing sisi, yaitu sisi yang menghadap kutub positif menjadi negatif dan sisi yang menghadap kutub negatif menjadi positif. Elektroda yang memiliki sifat seperti ini disebut “bipolar”.



Gambar 2.7 Susunan elektroda bipolar menggunakan rangkaian seri

Menurut Mollah, (2004) untuk menghasilkan efisiensi pengolahan yang maksimum maka dalam mendesain reaktor elektrokoagulasi perlu mempertimbangkan beberapa faktor berikut ini, yaitu: IR-drop elektroda harus diminimalkan, akumulasi gas O_2 dan H_2 dipermukaan elektroda harus diminimalkan, dan penghalang proses transfer masa melewati daerah antar elektroda harus diminimalkan.

2.2.3. Pembuatan Bahan Koagulasi

Secara umum proses koagulasi adalah pembubuhan bahan kimia ke dalam air limbah yang akan diolah dengan maksud agar partikel- partikel yang susah mengendap dalam air mengalami destabilisasi dan saling berikatan membentuk flok yang lebih besar dan berat, sehingga mudah mengendap di bak sedimentasi dan atau bak filtrasi. EC adalah proses kompleks yang memiliki berbagai mekanisme yang dapat bersifat elektrokimia (pelarutan logam dan reduksi air, elektro-oksidasi atau reduksi polutan),

kimiawi (asam/basa dengan perubahan pH, presipitasi hidroksida, reaksi redoks dalam curah), dan fungsi fisik (adsorpsi, koagulasi, flotasi) (Hakizimana dkk. 2017). EC melibatkan pelarutan logam dari anoda *sacrificial* dalam *in situ* menghasilkan ion logam aktif yang bertindak sebagai agen koagulan, yang berbeda dari koagulasi kimia. Bahan koagulan mendestabilisasikan kontaminan dalam suatu larutan berair. Pada umumnya logam besi dan aluminium digunakan sebagai anoda *sacrificial*, dan elektroda besi lebih unggul dari aluminium (untuk setiap kasus dapat berupa Al atau Fe) dalam hal efisiensi penyisihan COD dan konsumsi energi (Koby et al. 2003). Pada Tabel 2.1, reaksi kimia yang terjadi pada anoda dan katoda disajikan. Dalam kasus elektroda besi, Chaturvedi (2013) telah mengusulkan dua mekanisme.

Tabel 2.1. Reaksi dan Produksi Bahan Koagulan Karena Pelarutan Logam dalam EC

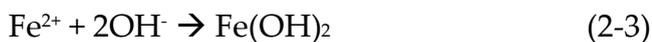
Elektroda logam	Kondisi	Reaksi		Reaksi keseluruhan
		Anoda	Katoda	

Anoda aluminium (mekanisme 1 atau 2)	Basa	$\text{Al} \rightarrow \text{Al}^{3+} + 3\text{e}^-$	$3\text{H}_2\text{O} + 3\text{e}^- \rightarrow \frac{3}{2}\text{H}_2 + 3\text{OH}^-$	$2\text{Al} + 6\text{H}_2\text{O} \rightarrow 2\text{Al}(\text{OH})_3 + 3\text{H}_2$
	Asam	$\text{Al}^{3+} + 3\text{OH}^- \rightarrow \text{Al}(\text{OH})_3$ $\text{Al}^{3+} + 3\text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{Al}(\text{OH})_3 + 3\text{H}^+$		
Anoda besi (mekanisme 1)	Basa	$\text{Fe} \rightarrow \text{Fe}^{2+} + 2\text{e}^-$	$8\text{H}^+ + 8\text{e}^- \rightarrow 4\text{H}_2$	$4\text{Fe} + 10\text{H}_2\text{O} + \text{O}_2 \rightarrow 4\text{Fe}(\text{OH})_3 + 4\text{H}_2$
	Asam	$\text{Fe}^{2+} + 3\text{OH}^- \rightarrow \text{Fe}(\text{OH})_2$ $4\text{Fe}^{2+} + \text{O}_2 + 2\text{H}_2\text{O} \rightarrow 4\text{Fe}^{3+} + 4\text{OH}^-$		

Sumber: Cañizares dkk. (2005).

Rincian Mekanisme 1 dijelaskan pada Tabel 2.1, sedangkan mekanisme 2 dijelaskan sebagai berikut:

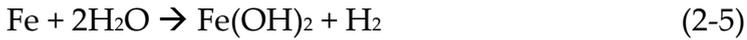
Pada anoda:



Pada katoda:



Reaksi keseluruhan:



pH memiliki pengaruh yang kuat dalam pelarutan kimia elektrode logam (Cañizares et al. 2005). Pelarutan kimia meningkat beberapa kali lipat pada pH basa. Pada anoda, pH turun karena produksi proton dengan konsentrasi tinggi, sedangkan pada katoda, pH meningkat karena proses reduksi air menghasilkan pembentukan ion hidroksida (Cañizares et al. 2005). Lebih lanjut, ketika aluminium atau besi digunakan, Al^{3+} atau Fe^{3+} yang dihasilkan akan segera mengalami reaksi spontan untuk menghasilkan hidroksida dan polihidroksida yang bersesuaian. Ion-ion, Al^{3+} dan OH^- , yang dihasilkan selama pelarutan akan bereaksi lebih lanjut membentuk berbagai spesies monomer seperti $\text{Al}(\text{OH})^{2+}$, $\text{Al}_2(\text{OH})^{4+}$, dan jenis polimer seperti $\text{Al}_{16}(\text{OH})_{15}^{3+}$, $\text{Al}_{17}(\text{OH})_{17}^{4+}$, $\text{Al}_{18}(\text{OH})_{20}^{4+}$, $\text{Al}_{13}\text{O}_4(\text{OH})_{24}^{7+}$, dan $\text{Al}_{13}(\text{OH})_{34}^{5+}$. Jenis monomer dan polimer pada akhirnya akan berubah menjadi $\text{Al}(\text{OH})_3$ sesuai dengan kinetika pengendapan kompleks (Kobyta et al. 2003). Demikian pula, ion besi yang dielektrogenasi dapat

membentuk ion monomer, $\text{Fe}(\text{OH})_3$, dan hidrokompleks polimer seperti $\text{Fe}(\text{H}_2\text{O})_6^{3+}$, $\text{Fe}(\text{H}_2\text{O})_5^{2+}$, $\text{Fe}(\text{H}_2\text{O})_4(\text{OH})_2^+$, $\text{Fe}(\text{H}_2\text{O})_3(\text{OH})_3$, dan $\text{Fe}(\text{H}_2\text{O})_2(\text{OH})_4^+$, tergantung pada pH media air (Chaturvedi 2013). Elektrokimia pelarutan elektroda logam dapat dihitung menurut hukum kedua Faraday (Mollah et al. 2004, Kim et al. 2016, Yildiz et al. 2007, Yilmaz et al. 2007, Can et al. 2014):

Logam (Al atau Fe) (mg L^{-1}) = ion logam aktif (Al atau Fe) yang dihasilkan (mg s^{-1})/aliran air umpan (L s^{-1})

$$(2-6)$$

Ion logam aktif yang dihasilkan (mg s^{-1}) = $I \times M \times (1.000 \text{ mg g}^{-1}) / (F \times n_e)$

$$(2-7)$$

dimana:

I = Arus yang diterapkan di A (C s^{-1}),

M = berat molekul logam (Al atau Fe),

F = konstanta Faraday ($96.485 \text{ C mol}^{-1}$), dan

n_e = Jumlah elektron yang ditransfer dalam reaksi

Pembentukan ion Al^{3+} atau Fe^{3+} dan hidrolisis lebih lanjut akan mengaktifkan EC, yaitu prekursor (kation logam) yang dihasilkan akan bereaksi dengan

partikel bermuatan negatif dan akan terbawa ke anoda melalui gerakan elektroforesis dengan berbagai mekanisme destabilisasi (Tabel 2.1). Selain itu, reaksi samping yang terjadi secara bersamaan, seperti perubahan pH dan pembentukan gelembung hidrogen, akan semakin meningkatkan penyisihan polutan (Kuokkanen dkk. 2013, Sakarinen 2016). Mekanisme destabilisasi meliputi hal-hal berikut: (1) netralisasi muatan: hasil hidrolisis kationik menetralkan koloid bermuatan negatif dalam larutan air, dan (2) flokulasi sapan: endapan hidroksida amorf endapan hidroksida amorf akan bertindak sebagai perangkap untuk menghilangkan polutan.

2.3. Karakteristik Eksperimental

Efisiensi penghilangan polutan tergantung pada fitur operasional/eksperimental EC yang berbeda. Parameter seperti kerapatan arus, bahan elektroda, waktu elektrolisis, suhu, pH, konduktivitas larutan, elektrolit pendukung, dan jarak antar elektroda dapat mempengaruhi efisiensi EC (Valente et al. 2012,

Bazrafshan et al. 2013, Liu et al. 2010), yang diuraikan sebagai berikut.

2.3.1. Parameter Kerapatan Arus dan Energi

Dalam EC, jumlah pelarutan elektrolit dari elektroda sacrificial (Al atau Fe) dan pelepasan ion (Al^{3+} atau Fe^{2+}) bergantung pada suplai arus (Liu dkk. 2010). Naje Ahmed dkk. (2017) telah mencatat bahwa kerapatan arus merupakan parameter penting untuk menganalisis laju dosis koagulan, laju pembentukan gelembung, dan ukuran serta perkembangan flok karena mempengaruhi efisiensi proses EC. Pelarutan elektrolitik dari anoda sacrificial berbanding lurus dengan kerapatan arus (Naje Ahmed dkk. 2017). Ketika kerapatan arus meningkat melebihi nilai optimal, tidak ada efek pada efisiensi penyisihan kontaminan (Barrera-Díaz dkk. 2012, Khaled dkk. 2019, Naje Ahmed dkk. 2017). Namun, ada kemungkinan besar energi listrik yang terbuang saat memanaskan larutan air.

Selain itu, kerapatan arus yang besar akan menghasilkan penurunan efisiensi arus yang besar

(Chen 2004). Untuk mendapatkan efisiensi arus yang tinggi dalam sel EC, pemilihan densitas arus diperlukan bersama dengan parameter operasi lainnya seperti pH, suhu, waktu elektrolisis, dan laju aliran (Chen, 2004; Naje Ahmed et al. 2017). Efisiensi arus tergantung pada kerapatan arus dan jenis elektroda yang digunakan. Hubungan antara kerapatan arus ($A\ cm^{-2}$) dan jumlah zat (g dalam $M\ cm^{-2}$) ditetapkan dari hukum kedua Faraday, yaitu pelarutan elektrolit elektroda berbanding lurus dengan kerapatan arus (Kabdaşlı et al. 2012).

$$Q_m = J \times t \times (M / n) \times F \quad (2-8)$$

dimana:

Q_m = Jumlah bahan elektroda (Al atau Fe) yang terlarut (g dari $M\ cm^{-2}$),

J = Kerapatan arus yang digunakan ($A\ cm^{-2}$),

t = Waktu elektrolisis (detik),

M = Massa molar relatif dari bahan elektroda,

n = Jumlah elektron yang ditransfer dalam reaksi pada elektroda, dan

F = Konstanta Faraday ($96.485\ C\ mol^{-1}$).

Massa ekuivalen elektrokimia untuk Al dan Fe masing-masing adalah 335,6 dan 1.041 mg (A h)⁻¹.

Kerapatan arus merupakan parameter yang penting dalam elektrokoagulasi karena dapat menentukan dosis koagulan yang terbentuk, pembentukan gelembung, ukuran dan pertumbuhan flok, dimana ini berdampak pada efisiensi elektrokoagulasi. Penambahan kerapatan arus meningkatkan laju pelarutan anoda sehingga logam hidroksida dalam larutan akan bertambah. Penambahan kerapatan arus yang terlalu tinggi tidak akan berpengaruh pada efisiensi karena pada larutan telah terdapat jumlah hidroksida logam yang cukup untuk proses sedimentasi polutan. Kerapatan arus dapat diukur menggunakan persamaan (Keizmirizadeh, 2011)

:

$$CD = \frac{I}{A} \quad (2-9)$$

dimana CD = *current density*/kerapatan arus (A/m²); I = arus yang digunakan (A); dan A = luas permukaan elektroda efektif (m²)

Kerapatan arus berhubungan langsung dengan laju reaksi elektrokimia yang terjadi pada permukaan elektroda. Pada penggunaan anoda besi dan aluminium, reaksi pelarutan menjadi reaksi utama, dan proporsi reaksi lainnya menjadi tidak signifikan pada kerapatan arus dan potensial elektroda tertentu pada kondisi pH netral atau asam.

Koagulan yang dihasilkan melalui elektrolisis dapat dihitung berdasarkan hukum Faraday ketika arus dan waktu yang digunakan diketahui. Konsentrasi koagulan yang dihasilkan dari elektrolisis pada anoda sebanding dengan arus listrik yang digunakan per volume. Disamping itu, total koagulan yang terlarut juga hasil penambahan dari pelarutan elektroda pada pH rendah dan pelarutan katoda aluminium. Kerapatan arus juga mempengaruhi disolusi katoda aluminium karena pengaruh laju pembentukan ion hidroksil pada katoda.

2.3.2. Jenis Catu Daya (*Power Supply Type*)

Pada proses elektrokoagulasi, terjadi pembentukan ion hidroksida logam secara in-situ akibat oksidasi elektrolitik dari anoda sacrificial. Ion tersebut berfungsi sebagai koagulan dan menghilangkan polutan dari larutan secara sedimentasi. Penelitian yang telah dilakukan umumnya menggunakan arus *direct current* (DC) dalam proses elektrokoagulasi. Penggunaan arus DC mengakibatkan pembentukan korosi pada anoda akibat oksidasi. Lapisan oksidasi tersebut juga menyebabkan pengurangan aliran arus antara katoda dan anoda, hal ini menyebabkan efisiensi penyisihan polutan menjadi berkurang.

Penyearah (*DC Power Supply*) banyak digunakan untuk pengolahan air limbah dengan proses elektrolisis, desalinasi air laut, pengolahan air *ballast*, pembangkitan sodium hipoklorit dari air laut atau air garam (elektroklorinasi), diterapkan dalam desinfeksi air di industri, kota kecil, koloni perumahan, sekolah dan badan air lainnya, pengolahan air balas; pengolahan air laut untuk industri yang menggunakan air laut untuk

sistem pendingin seperti pada pembangkit listrik berpendingin, industri petrokimia, terminal LNG, fasilitas desalinasi & industri pesisir lainnya. Sedangkan arus bolak-balik (*alternative current*, AC) adalah cara daya listrik ditransmisikan dari fasilitas pembangkit ke pengguna akhir. Hal ini digunakan untuk transportasi listrik karena listrik perlu diubah beberapa kali selama proses transportasi. Generator listrik menghasilkan tegangan sekitar 40.000 V, atau 40 kV. Tegangan ini kemudian dinaikkan ke mana saja antara 150 kV dan 800 kV, untuk mengurangi kehilangan daya saat mengangkut arus listrik jarak jauh. Setelah mencapai area tujuan, tegangan diturunkan menjadi antara 4kV dan 35kV. Terakhir, sebelum arus mencapai pengguna individu, dikurangi menjadi 120V atau 240V, tergantung lokasi.

Vasudevan dkk (2011) mempelajari tentang efek penggunaan arus AC dan DC pada penyisihan kadmium dari air menggunakan anoda dan katoda alumunium. Percobaan tersebut menghasilkan efisiensi penyisihan sebesar 97,5 dan 96,2% dengan konsumsi

energi 0,454 dan 1,002 kW·h/kL⁻¹ dengan kerapatan arus 0.2 A/dm² dan pH 7 untuk AC dan DC. Hasil tersebut menunjukkan bahwa pembentukan korosi pada elektroda dapat dikurangi dengan menggunakan arus AC untuk menggantikan DC.

2.3.3. Pengaruh Bahan Anoda dan Katoda

Prinsip dasar dari elektrokoagulasi adalah reaksi reduksi dan oksidasi (redoks). Dalam suatu sel elektrokoagulasi peristiwa oksidasi terjadi di anoda, sedangkan reduksi terjadi di katoda. Dalam reaksi elektrokoagulasi selain elektroda juga melibatkan air yang diolah yang berfungsi sebagai larutan elektrolit. Apabila dalam suatu elektrolit ditempatkan dua elektroda dan dialiri arus listrik searah maka akan terjadi peristiwa elektrokimia yaitu gejala dekomposisi elektrolit, dimana ion positif (kation) bergerak ke katoda dan menerima elektron yang direduksi dan ion negatif (anion) bergerak ke anoda dan menyerahkan elektron yang dioksidasi. Untuk proses elektrokoagulasi digunakan elektroda yang terbuat dari aluminium (Al)

karena logam ini mempunyai sifat sebagai koagulan yang baik.

Proses elektrokoagulasi pada prinsipnya berdasarkan pada proses sel elektrolisis. Sel elektrolisis merupakan suatu alat yang dapat mengubah energi listrik DC untuk menghasilkan reaksi elektrolitik. Setiap sel elektrolisis mempunyai dua elektroda, katoda dan anoda. Anoda berfungsi sebagai koagulan dalam proses koagulasi-flokulasi yang terjadi di dalam sel tersebut. Sedangkan di katoda terjadi reaksi katodik dengan membentuk gelembung-gelembung gas hidrogen yang berfungsi untuk menaikkan flok-flok tersuspensi yang tidak dapat mengendap di dalam sel. Reaksi yang terjadi pada sel elektroda dengan anoda dan katoda yang digunakan aluminium adalah (Hanum,dkk. 2015) :

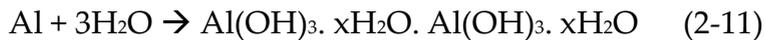
Reaksi pada anoda :



(2-10)

Proses anoda mengakibatkan terlarutnya logam aluminium menjadi molekul ion Al^{+3} . Ion yang terbentuk ini, di dalam larutan akan mengalami reaksi hidrolisis,

menghasilkan padatan $\text{Al}(\text{OH})_3 \cdot x\text{H}_2\text{O}$ yang tidak dapat larut lagi dalam air. Reaksinya :



yang terbentuk dalam larutan dapat berfungsi sebagai koagulan untuk proses koagulasi-flokulasi yang terjadi pada proses selanjutnya di dalam sel elektrokoagulasi. Setelah proses koagulasi-flokulasi ini selesai maka kontaminan-kontaminan yang berada dalam air buangan dapat terpresipitasi dengan sendirinya.

Reaksi pada katoda :



Reaksi sel merupakan hasil reaksi dari proses anoda dan katoda yang terjadi secara serentak, laju mol ekuivalen yang sama pada masing-masing elektroda. Hasil reaksi sel yang terjadi sangat bervariasi dan dapat berupa bahan-bahan yang terlarut dan ion-ion terlarut seperti Al^{+3} dan OH^- atau berupa bahan padatan yang tidak dapat larut seperti Al_2O_3 , $\text{Al}(\text{OH})_3$, dan pembentukan H_2 . Berlangsungnya proses reaksi elektroda mengakibatkan terjadinya perubahan komposisi elektrolit terutama kenaikan pH karena

adanya pelepasan OH⁻ dan gas H₂ pada reaksi katodik. Besar atau kecilnya pengaruh-pengaruh tersebut tergantung pada rapat arus katoda dan jumlah Al⁺³ yang terhidrolisis. Adanya kenaikan pH karena reaksi katodik pada permukaan katoda akan mengakibatkan logam Aluminium terlapisi oleh suatu lapisan hidroksida yang mengendap (pasivitas).

2.3.4. Pengaruh Parameter Operasi

Faktor-faktor yang mempengaruhi proses elektrokoagulasi antara lain:

- Kerapatan arus listrik

Kenaikan kerapatan arus akan mempercepat ion bermuatan membentuk flok. Jumlah arus listrik yang mengalir berbanding lurus dengan bahan yang dihasilkan selama proses.

- Waktu

Menurut hukum Faraday, jumlah muatan yang mengalir selama proses elektrolisis sebanding dengan jumlah waktu kontak yang digunakan. Lama kontak terhadap elektroda adalah faktor yang sangat

berpengaruh dalam proses Elektrokoagulasi, makin lama waktu kontak penempelan ion-ion logam pada elektroda semakin banyak COD dapat diturunkan, sehingga disimpulkan bahwa, waktu yang diperlukan oleh suatu tahap pengolahan sangat penting agar tujuan pengolahan dapat dicapai secara optimal.

- Tegangan

Karena arus listrik yang menghasilkan perubahan kimia mengalir melalui medium (logam atau elektrolit) disebabkan adanya beda potensial, karena tahanan listrik pada medium lebih besar dari logam, maka yang perlu diperhatikan adalah mediumnya dan batasan antar logam dengan medium.

- Kadar keasaman (pH)

Karena pada proses elektrokoagulasi terjadi proses elektrolisis air yang menghasilkan gas hydrogen dan ion hidroksida, dengan semakin lama waktu kontak yang digunakan, maka semakin cepat juga pembentukan gas hydrogen dan ion hidroksida, apabila ion hidroksida yang dihasilkan lebih banyak maka akan menaikkan pH dalam larutan. pH larutan juga mempengaruhi kondisi

spesies padalarutan dan kelarutan dari produk yang dibentuk. pH larutan mempengaruhi keseluruhan efisiensi dan efektifitas dari elektrokoagulasi. pH larutan dapat dengan mudah diubah. pH optimal untuk menambah efektifitas proses elektrokoagulasi yang terdapat dalam larutan berkisar antara nilai 6,5 sampai 7,5.

- Ketebalan plat

Semakin tebal plat elektroda yang digunakan, daya tarik elektrostatisnya dalam mereduksi dan mengoksidasi ion logam dalam larutan akan semakin besar.

- Jarak antar elektroda

Besarnya jarak antar elektroda mempengaruhi besarnya hambatan elektrolit, semakin besar jaraknya semakin besar hambatannya, sehingga semakin kecil arus yang mengalir.

2.4. Keuntungan dan Kerugian Elektro-Koagulasi

Metode elektrokoagulasi merupakan gabungan dari proses elektrokimia dan proses koagulasi-flokulasi. Proses ini diduga dapat menjadi pilihan metode

pengolahan fasa cair limbah radioaktif dan limbah Bahan Berbahaya dan Beracun (B3) sebagai alternatif kombinasi metode-metode pengolahan yang lain yang telah dilaksanakan.

2.4.1. Keuntungan

Keuntungan EC adalah sebagai berikut:

- Secara relatif, biaya EC lebih rendah dibandingkan dengan sistem konvensional.
- EC dapat terus menerus menghasilkan berbagai jenis koagulan, membutuhkan peralatan yang sederhana, dan mudah dikendalikan dengan kebebasan operasional yang diperlukan untuk mengatasi sebagian besar masalah yang dihadapi dalam menjalankannya (Bazrafshan et al. 2015).
- Lumpur yang dihasilkan dari EC cenderung mudah mengendap dan mudah dikeringkan dibandingkan dengan lumpur koagulasi kimiawi konvensional. Lumpur yang dihasilkan EC terutama mengandung oksida / hidroksida logam, yang tidak memiliki muatan sisa.

- Dalam EC, flokulasi meningkat karena (i) pergerakan yang terkecil koloid bermuatan di dalam medan listrik yang dihasilkan dalam sel elektrokimia sel, dan (ii) turbulensi yang disebabkan oleh gelembung.
- Laju filtrasi lebih tinggi untuk flok yang dihasilkan oleh EC, karena floknya lebih besar ukurannya, mengandung lebih sedikit air terikat, tahan asam, dan lebih stabil.
- Perbandingan antara koagulasi kimiawi dan EC menunjukkan bahwa volume lumpur yang dihasilkan oleh koagulasi kimiawi lebih rendah daripada koagulasi EC, yaitu sebesar 50% hingga 70%.
- EC lebih efektif dan lebih cepat untuk pemisahan bahan organik daripada koagulasi kimia konvensional. Selain itu, EC menghasilkan air yang enak, jernih, tidak berwarna, dan tidak berbau dari air limbah.
- Total padatan terlarut dari limbah yang diolah yang dihasilkan dari proses EC lebih sedikit

dibandingkan dengan limbah dari proses kimia lainnya.

- Dibandingkan dengan teknik kimia dan biologi konvensional, EC adalah efektif dalam menghilangkan partikel koloid terkecil karena memiliki lebih besar kemungkinan koagulasi oleh medan listrik yang memberi pergerakan.
- Dalam EC, proses menetralkan bahan kimia berlebih dan kemungkinan polusi sekunder akibat penambahan konsentrasi tinggi bahan kimia selama koagulasi kimiawi tidak ada lagi.
- Evolusi gelembung gas selama elektrolisis dapat membawa polutan ke bagian atas larutan di mana dapat dengan mudah terkonsentrasi, sehingga memudahkan proses pengumpulan dan pembuangan.
- Sistem EC sangat sederhana dan dapat dengan mudah dibangun di daerah pedesaan bahkan di tempat-tempat di mana listrik tidak tersedia, karena panel surya yang terpasang sistem EC

mungkin cukup untuk melakukan proses tersebut.

2.4.2. Kerugian

- Penggantian elektroda sacrificial secara teratur diperlukan karena elektroda tersebut larut ke dalam larutan karena oksidasi.
- Di beberapa tempat yang listriknnya mahal, EC tidak memungkinkan. Selanjutnya, hari yang cerah diperlukan untuk menunjang panel surya dalam mengoperasikan sistem EC.
- Pasifasi katoda (yaitu, pembentukan lapisan oksida pada katoda karena oksidasi/penggunaan anoda) akan menghambat EC.
- EC dapat menghasilkan konsentrasi elektroda sisa dalam limbah, hal ini merupakan kerugian utama dari sistem ini.
- Karena EC adalah proses yang kompleks dan tidak ada satu set konfigurasi yang dapat diterapkan untuk semua persyaratannya, banyak

parameter perlu disesuaikan agar pengolahannya optimal.

- Parameter seperti bahan elektroda, desain elektroda, jarak elektroda, polaritas yang konsisten atau bolak-balik, kerapatan arus, konfigurasi aliran, dan waktu retensi perlu dioptimalkan untuk proses polutan tertentu. Selain itu, sifat-sifat larutan yang diolah, termasuk pH, konsentrasi bahan kimia, suhu, dan ukuran partikel, juga mempengaruhi efisiensi EC.
- Penambahan elektrolit pendukung yang berlebihan akan menyebabkan konsumsi berlebihan elektroda Al karena adanya lapisan korosi, dan pelarutan Al mungkin terjadi menjadi tidak teratur.
- Dalam beberapa kasus, hidroksida dan polihidroksida (yaitu hidroksida gelatin) cenderung melarut.
- Hasil laboratorium yang diperoleh dalam kondisi terkontrol tidak dapat dikembangkan ke skala besar (Anantha Singh dan Ramesh 2013).

2.4.3. Pekerjaan Penelitian Masa Mendatang

Proses EC telah menunjukkan bahwa sangat menguntungkan dibandingkan koagulasi kimia tradisional. Namun, penerapan elektrokoagulasi dalam prakteknya masih terbatas. Ini terutama disebabkan oleh ketidakstabilan kinerja dan biayanya. Sehubungan dengan hal tersebut, penelitian selanjutnya sebaiknya fokus pada aspek-aspek berikut :

- Optimalisasi parameter untuk meningkatkan efisiensi proses;
- Aplikasi sistem EC beberapa anoda-katoda harus dipelajari terutama pada penempatan elektroda sehingga dapat meningkatkan efisiensi proses;
- Kombinasi metode pembangkitan listrik lainnya harus dikembangkan untuk mencegah terhentinya EC karena gangguan listrik; dan
- Diperlukan pengembangan material baru untuk anoda dan katoda untuk menghindari tingginya konsentrasi logam dalam limbah.

2.5. Referensi

- Anantha Singh, T. S., & Ramesh, S. T. (2013). New Trends in Electrocoagulation for the Removal of Dyes from Wastewater: A Review. *Environmental Engineering Science*, 30(7), 333–349. <https://doi.org/10.1089/ees.2012.0417>
- Barrera-Díaz, C. E., Lugo-Lugo, V., & Bilyeu, B. (2012). A review of chemical, electrochemical and biological methods for aqueous Cr(VI) reduction. *Journal of Hazardous Materials*, 223–224, 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.04.054>
- Bazrafshan, E., Moein, H., Kord Mostafapour, F., & Nakhaie, S. (2012). Application of Electrocoagulation Process for Dairy Wastewater Treatment. *Journal of Chemistry*, 2013, e640139. <https://doi.org/10.1155/2013/640139>
- Butler, E., Hung, Y.-T., Yeh, R. Y.-L., & Suleiman Al Ahmad, M. (2011). Electrocoagulation in

Wastewater Treatment. *Water*, 3(2), Article 2.
<https://doi.org/10.3390/w3020495>

Can, B. Z., Boncukcuoglu, R., Yilmaz, A. E., & Fil, B. A. (2014). Effect of some operational parameters on the arsenic removal by electrocoagulation using iron electrodes. *Journal of Environmental Health Science and Engineering*, 12(1), 95.
<https://doi.org/10.1186/2052-336X-12-95>

Cañizares, P., Carmona, M., Lobato, J., Martínez, F., & Rodrigo, M. A. (2005). Electrodissolution of Aluminum Electrodes in Electrocoagulation Processes. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 44(12), 4178–4185.
<https://doi.org/10.1021/ie048858a>

Chafi, M., Gourich, B., Essadki, A. H., Vial, C., & Fabregat, A. (2011). Comparison of electrocoagulation using iron and aluminium electrodes with chemical coagulation for the removal of a highly soluble acid dye. *Desalination*,

281, 285–292.

<https://doi.org/10.1016/j.desal.2011.08.004>

Chaturvedi, S. I. (2013). Electrocoagulation: A novel waste water treatment method. *International Journal of Modern Engineering Research*, 3(1), 93–100.

Chen, G. (2004). Electrochemical technologies in wastewater treatment. *Separation and Purification Technology*, 38(1), 11–41.
<https://doi.org/10.1016/j.seppur.2003.10.006>

Gheraout, D., Naceur, M. W., & Gheraout, B. (2011). A review of electrocoagulation as a promising coagulation process for improved organic and inorganic matters removal by electrophoresis and electroflotation. *Desalination and Water Treatment*, 28(1–3), 287–320.
<https://doi.org/10.5004/dwt.2011.1493>

Hakizimana, J. N., Gourich, B., Chafi, M., Stiriba, Y., Vial, C., Drogui, P., & Naja, J. (2017).

Electrocoagulation process in water treatment: A review of electrocoagulation modeling approaches. *Desalination*, 404, 1–21.
<https://doi.org/10.1016/j.desal.2016.10.011>

Hanum, F., Tambun, R., Ritonga, M. Y., & Kasim, W. W. (2015). Aplikasi elektrokoagulasi dalam pengolahan limbah cair pabrik kelapa sawit. *Jurnal Teknik Kimia USU*, 4(4), Article 4.
<https://doi.org/10.32734/jtk.v4i4.1508>

Harif, T., Khai, M., & Adin, A. (2012). Electrocoagulation versus chemical coagulation: Coagulation/flocculation mechanisms and resulting floc characteristics. *Water Research*, 46(10), 3177–3188.
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.03.034>

Herrada García, R., Pérez Corona, M., Shrestha, R., Pamukcu, S., & Bustos, E. (2014). *Electrokinetic Remediation of Polluted Soil Using Nano-materials: Nano-iron Case* (p. 37/661).

Holt, P. K., Barton, G. W., & Mitchell, C. A. (2005). The future for electrocoagulation as a localised water treatment technology. *Chemosphere*, 59(3), 355–367.

<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.10.023>

Kabdaşlı, I., Arslan-Alaton, I., Ölmez-Hancı, T., & Tünay, O. (2012). Electrocoagulation applications for industrial wastewaters: A critical review. *Environmental Technology Reviews*, 1(1), 2–45.

<https://doi.org/10.1080/21622515.2012.715390>

Kabdaşlı, I., Atalay, Z., & Tünay, O. (2017). Effect of solution composition on struvite crystallization.

Journal of Chemical Technology & Biotechnology, 92(12), 2921–2928.

<https://doi.org/10.1002/jctb.5310>

Keshmirizadeh, E., Yousefi, S., & Rofouei, M. K. (2011). An investigation on the new operational parameter effective in Cr(VI) removal efficiency:

A study on electrocoagulation by alternating pulse current. *Journal of Hazardous Materials*, 190(1), 119–124.
<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2011.03.010>

Khaled, B., Wided, B., Béchir, H., Elimame, E., Mouna, L., & Zied, T. (2019). Investigation of electrocoagulation reactor design parameters effect on the removal of cadmium from synthetic and phosphate industrial wastewater. *Arabian Journal of Chemistry*, 12(8), 1848–1859.
<https://doi.org/10.1016/j.arabjc.2014.12.012>

Kim, K.-J., Baek, K., Ji, S., Cheong, Y., Yim, G., & Jang, A. (2015). Study on electrocoagulation parameters (current density, pH, and electrode distance) for removal of fluoride from groundwater. *Environmental Earth Sciences*, 75(1), 45.
<https://doi.org/10.1007/s12665-015-4832-6>

Kobyas, M., Can, O. T., & Bayramoglu, M. (2003). Treatment of textile wastewaters by

electrocoagulation using iron and aluminum electrodes. *Journal of Hazardous Materials*, 100(1), 163–178. [https://doi.org/10.1016/S0304-3894\(03\)00102-X](https://doi.org/10.1016/S0304-3894(03)00102-X)

Kuokkanen, V., Kuokkanen, T., Rämö, J., & Lassi, U. (2013). Recent Applications of Electrocoagulation in Treatment of Water and Wastewater—A Review. *Green and Sustainable Chemistry*, 3(2), Article 2. <https://doi.org/10.4236/gsc.2013.32013>

Liu, H., Zhao, X., & Qu, J. (2010). Electrocoagulation in Water Treatment. In C. Comninellis & G. Chen (Eds.), *Electrochemistry for the Environment* (pp. 245–262). Springer. https://doi.org/10.1007/978-0-387-68318-8_10

Matteson, M. J., Dobson, R. L., Glenn, R. W., Kukunoor, N. S., Waits, W. H., & Clayfield, E. J. (1995). Electrocoagulation and separation of aqueous suspensions of ultrafine particles. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*,

104(1), 101–109. [https://doi.org/10.1016/0927-7757\(95\)03259-G](https://doi.org/10.1016/0927-7757(95)03259-G)

Mollah, M. Y. A., Morkovsky, P., Gomes, J. A. G., Kesmez, M., Parga, J., & Cocke, D. L. (2004). Fundamentals, present and future perspectives of electrocoagulation. *Journal of Hazardous Materials*, 114(1), 199–210. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2004.08.009>

Mollah, M. Y. A., Schennach, R., Parga, J. R., & Cocke, D. L. (2001). Electrocoagulation (EC)—Science and applications. *Journal of Hazardous Materials*, 84(1), 29–41. [https://doi.org/10.1016/S0304-3894\(01\)00176-5](https://doi.org/10.1016/S0304-3894(01)00176-5)

Moreno-Casillas, H. A., Cocke, D. L., Gomes, J. A. G., Morkovsky, P., Parga, J. R., Peterson, E., & Garcia, C. (2009). Electrochemical Reactions for Electrocoagulation Using Iron Electrodes. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 48(4), 2275–2282. <https://doi.org/10.1021/ie8013007>

- Moussa, D. T., El-Naas, M. H., Nasser, M., & Al-Marri, M. J. (2017). A comprehensive review of electrocoagulation for water treatment: Potentials and challenges. *Journal of Environmental Management*, 186, 24–41.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.10.032>
- Naje, A. S., Chelliapan, S., Zakaria, Z., Ajeel, M. A., & Alaba, P. A. (2017). A review of electrocoagulation technology for the treatment of textile wastewater. *Reviews in Chemical Engineering*, 33(3), 263–292.
<https://doi.org/10.1515/revce-2016-0019>
- Pickett, D. J. (1979). *Electrochemical Reactor Design*. Elsevier Publishing Company.
- Sakarinen, E. (2016). *Humic acid removal by chemical coagulation, electrocoagulation and ultrafiltration* [Degree thesis]. Arcada University of Applied Sciences.

- Sincero, A. P., & Gregoria, A. S. (2002). *Physical-Chemical Treatment of Water and Wastewater*. CRC Press.
<https://doi.org/10.1201/9781420031904>
- Valente, G. F. S., Santos Mendonça, R. C., Pereira, J. A. M., & Felix, L. B. (2012). The efficiency of electrocoagulation in treating wastewater from a dairy industry, Part I: Iron electrodes. *Journal of Environmental Science and Health, Part B*, 47(4), 355–361.
<https://doi.org/10.1080/03601234.2012.646174>
- Vasudevan, S., Kannan, B. S., Lakshmi, J., Mohanraj, S., & Sozhan, G. (2011). Effects of alternating and direct current in electrocoagulation process on the removal of fluoride from water. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, 86(3), 428–436.
<https://doi.org/10.1002/jctb.2534>
- Vik, E. A., Carlson, D. A., Eikum, A. S., & Gjessing, E. T. (1984). Electrocoagulation of potable water. *Water*

Research, 18(11), 1355–1360.

[https://doi.org/10.1016/0043-1354\(84\)90003-4](https://doi.org/10.1016/0043-1354(84)90003-4)

Yildiz, Y. Ş., Koparal, A. S., İrdemez, Ş., & Keskinler, B. (2007). Electrocoagulation of synthetically prepared waters containing high concentration of NOM using iron cast electrodes. *Journal of Hazardous Materials*, 139(2), 373–380. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2006.06.044>

Yilmaz, A. E., Boncukcuoğlu, R., & Kocakerim, M. M. (2007). An empirical model for parameters affecting energy consumption in boron removal from boron-containing wastewaters by electrocoagulation. *Journal of Hazardous Materials*, 144(1), 101–107. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2006.09.085>

Bab 3. Pemodelan Matematika Proses Elektro-Koagulasi

3.1. Pengantar

Secara umum, air yang tercemar atau air bersih yang diperoleh dari akuifer dan badan air lainnya melewati serangkaian pengolahan secara fisik, kimia, dan biologis untuk mendapatkan sertifikasi sebagai air yang dimurnikan untuk diminum atau digunakan secara luas. Metode pengolahan air limbah konvensional melibatkan pengolahan primer, biologis sekunder, pengolahan tersier, dan, jika diperlukan, pengolahan kuartener sebelum dibuang atau digunakan sebagai sumber air minum. Fasilitas pengolahan air limbah biasanya dirancang dan dibangun untuk memenuhi kebutuhan pengolahan tertentu. Namun, dengan meningkatnya populasi dan perubahan gaya hidup yang dinamis oleh industrialisasi ekonomi yang cepat dan modernisasi masyarakat global, fasilitas pengolahan air limbah yang ada mungkin sudah

ketinggalan zaman dan tidak berfungsi dengan baik. Kemajuan teknologi dalam kosmetik, obat-obatan, dan banyak produk perawatan pribadi telah menyebabkan pelepasan banyak kontaminan ke dalam sistem lingkungan air, namun kontaminan yang timbul ini tidak dapat diperlakukan sepenuhnya dengan fasilitas perawatan yang ada. Persyaratan yang mendesak untuk menggunakan metode pengolahan limbah baru menggunakan teknologi canggih pengolahan air limbah (atau hanya air) seperti EO, EC, oksidasi Fenton, pengolahan dengan UV, elektoreduksi, dan ozonisasi (Chitra dan Balasubramanian 2010).

Di antara berbagai teknik elektrokimia, EO dan EC sering digunakan untuk pengolahan air dan air limbah. EC merupakan teknik yang memanfaatkan arus listrik untuk menghasilkan koagulan secara in situ dengan menggunakan elektroda logam untuk menjerap (interaksi fisik atau kimia) partikel polutan, mengendapkan polutan dari larutan, dan mempermudah pemisahan partikel yang tersisa (sering kali dalam flok-flok kecil setelah pengolahan EC) dari

cairan yang besar dengan penyaringan sederhana atau metode pemisahan padat-cair lainnya. Reaksi yang berbeda terjadi pada anoda dan katoda dalam hubungannya dengan disosiasi elektrokatalitik secara paralel dalam air. Banyak peneliti (Butler dkk. 2011, Hakizimana dkk. 2017, Holt dkk. 2005, Kuokkanen dkk. 2013, Verma dkk. 2012) telah menjelaskan dan mengulas berbagai prinsip dan fenomena yang mendasari proses EC, yang telah memperdalam pemahaman tentang EC.

Dalam lingkup aplikasi teknik dan teknologi EC, sangat penting untuk memahami berbagai aspek proses dan interaksinya satu sama lain. Pemahaman tentang EC dari sudut pandang teknik diperlukan untuk menyesuaikan dan mengoptimalkan proses agar mendapatkan hasil terbaik yang diinginkan. Dalam skenario pengolahan air limbah, secara umum, tingkat polutan bervariasi jenis dan konsentrasi dari satu hari ke hari lainnya; oleh karena itu, penting bagi operator untuk memahami penyesuaian proses yang diperlukan agar tetap mencapai persyaratan pengolahan, sambil tetap berpegang pada norma-norma peraturan. Untuk

tujuan ini, berkat kemajuan teknik komputasi yang canggih, para peneliti telah mampu memodelkan, mengkarakterisasi, dan mensimulasikan proses EC untuk mengungkap cara-cara yang mungkin dapat mengoptimalkan dan memaksimalkan kinerja pengolahan dari proses tersebut. Teknik pemodelan yang berbeda telah berkembang, dimana dapat mensimulasikan dan memprediksi hasil EC secara akurat. Bab ini menguraikan berbagai teknik pemodelan yang diterapkan pada proses EC menggunakan berbagai alat komputasi. Jenis alat prediksi tersebut merupakan kebutuhan saat ini untuk mengoptimalkan parameter proses dengan cepat dan menghemat banyak waktu, uang, dan upaya untuk mengembangkan proses skala industri yang berfungsi penuh.

3.2. Faktor Kritis yang Perlu Dipertimbangkan dalam Pemodelan Elektro-Koagulasi

Berbagai faktor penting mempengaruhi EC. Berbagai studi yang ada dalam literatur terutama membahas sebagian dari parameter-parameter ini

berdasarkan data yang tersedia dari literatur. Menurut literatur (Mollah et al. 2001, 2004), faktor utama yang dipertimbangkan dalam semua studi pemodelan adalah jenis elektroda, jenis pH awal larutan umpan, jarak antar elektroda, suhu, waktu elektrolisis, konduktivitas larutan dengan elektrolit tambahan, rapat arus, dan konsentrasi awal polutan (Butler dkk. 2011, Mollah dkk. 2001, Verma dkk. 2012).

Para peneliti baru-baru ini (Amani-Ghadim dkk., 2013, Lakshmanan dkk., 2010) mencoba memahami kepekaan beberapa faktor EC yang disebutkan di atas dengan menggunakan teknik *response surface methodology* (RSM). Penelitian ini berfokus pada penghilangan pewarna *Reactive Red 43* (RR43) (yang digunakan dalam industri tekstil) dari air limbah sintetis. Penelitian ini membahas empat faktor penting (kerapatan arus, waktu, pH, dan konsentrasi elektrolit) dan merancang 31 percobaan menggunakan desain gabungan pusat (*central composite design*, CCD). Desain eksperimental menghasilkan model permukaan respons polinomial tingkat dua (kuadratik) yang sesuai dengan

data eksperimen. Persamaan regresi mengolah nilai input faktor untuk menghasilkan efisiensi penyisihan (*removal efficiency*, RE). Penelitian ini memodelkan persamaan respons kuadratik untuk elektroda besi dan aluminium dalam hal pengaruh masing-masing dan interaksi timbal baliknya. Analisis signifikansi dan kecukupan dilakukan dengan menggunakan analisis varians (*analysis of variance*, ANOVA). Model tersebut divalidasi untuk mengetahui tingkat kepentingannya dengan menggunakan uji F (uji rasio varians Fisher). Penelitian ini bertujuan untuk mengevaluasi signifikansi setiap faktor dengan menghitung persentase pentingnya dengan analisis Pareto. Dalam analisis Pareto, persentase pengaruh setiap istilah (P_i) terhadap respon (misalnya, persentase penyisihan COD) dihitung dengan menggunakan persamaan berikut:

$$P_i = \left(\frac{b_i^2}{\sum b_i^2} \right) \times 100 \quad (3-1)$$

di mana b_i merupakan koefisien regresi dalam persamaan model untuk suku ke- i . Hasil penelitian menunjukkan bahwa pada proses EC-Fe (EC

menggunakan elektroda besi), rapat arus merupakan parameter yang paling penting dan kontribusinya terhadap persentase penyisihan zat warna adalah 42,55%, diikuti oleh waktu elektrolisis yang kontribusinya diperkirakan sebesar 19,68%. Sebaliknya, untuk proses EC-Al, pH larutan diamati sebagai faktor yang paling penting (dengan kontribusi penyisihan zat warna diperkirakan sebesar 68,92%). Istilah interaksi pH-waktu sangat signifikan. Hal ini menandakan bahwa proses EC-Al lebih sensitif terhadap pH, sedangkan proses EC-Fe lebih sensitif terhadap kerapatan arus. Hasil penelitian khusus ini mengungkapkan bahwa hasil akhir pengolahan bergantung pada jenis elektroda untuk proses pengolahan tertentu. Oleh karena itu, penting untuk melakukan analisis sensitivitas serupa (analisis Pareto) untuk mengetahui faktor mana yang harus dioptimalkan dengan lebih tepat. Banyak penelitian yang ada dalam literatur biasanya berfokus pada pengoptimalan berbagai faktor yang disarankan oleh literatur yang tersedia dan pengalaman intuitif seperti waktu elektrolisis, pH umpan, dan konsentrasi

polutan. Oleh karena itu, berbagai alat tersedia untuk melakukan optimasi parameter pada proses elektrokimia, dan telah banyak diaplikasikan pada proses EC.

Aber dkk. (2009) melakukan analisis serupa untuk mengidentifikasi bobot atau signifikansi relatif dari variabel independen terhadap hasil akhir (efisiensi pengolahan) dengan menggunakan jaringan syaraf tiruan (*artificial neural network*, ANN). Seperti yang telah diperkirakan, hasilnya menunjukkan bahwa parameter pH, konsentrasi polutan awal, voltase, dan waktu elektrolisis merupakan faktor penentu yang signifikan dalam proses EC dan, dengan demikian, tidak dapat diabaikan. Literatur berisi banyak penelitian yang berfokus pada pengungkapan parameter yang paling penting atau pasangan parameter yang berinteraksi untuk berbagai polutan dan matriks air limbah menggunakan teknik pemodelan yang berbeda (Amani-Ghadim et al. 2013, Kobya et al. 2010, Secula et al. 2014, Thirugnanasambandham et al. 2014a).

3.3. Ketersediaan Teknik Pemodelan Berbeda untuk Elektro-Koagulasi

Model matematika merupakan sekumpulan persamaan yang secara sistematis dihubungkan satu sama lain dan secara fungsional menghubungkan berbagai variabel bebas dari suatu proses dengan hasil akhir (fungsi objektif, tujuan akhir yang dinyatakan dalam persamaan matematis dari variabel terikat) dari proses tersebut. Dalam sebagian besar studi EC yang ditemukan dalam literatur sejauh ini, fungsi obyektifnya adalah menghilangkan satu atau lebih dari satu polutan tertentu. Sebagian besar penelitian ini difokuskan pada penghilangan zat warna (senyawa logam berat) dari limbah industri tekstil (Aber dkk. 2009, Alinsafi dkk. 2005, Amani-Ghadim dkk. 2013, Dalvand dkk. 2011, Mirsoleimani-Azizi dkk. 2015).

Berbagai teknik pemodelan yang berbeda yang telah diterapkan pada EC menggunakan keterampilan komputasi tingkat lanjut dan beberapa perangkat lunak. Teknik pemodelan yang digunakan termasuk ANN, RSM, model berbasis adsorpsi, dan model berbasis

persamaan kinetik matematis. Teknik-teknik ini sangat berbeda dalam hal konsep inti untuk memodelkan proses, tetapi masing-masing telah berhasil diterapkan untuk memprediksi hasil dari proses EC. Model-model yang dikembangkan untuk EC dapat secara akurat memprediksi kinerja pengolahan untuk berbagai parameter operasional. Model-model ini dapat digunakan dengan sukses untuk mengoptimalkan parameter operasional. Dengan menggunakan model-model ini, para peneliti telah menemukan signifikansi relatif dari setiap parameter dan sensitivitasnya terhadap hasil proses. Selain itu, model yang terdefinisi dengan baik dapat membantu dalam optimasi multiobjektif untuk mengurangi konsumsi energi dan dapat dengan mudah diintegrasikan ke dalam analisis tekno-ekonomi untuk menemukan bentuk proses yang paling layak. Model yang baik ini tidak hanya dapat mempercepat pengembangan proses tetapi juga membantu dalam desain reaktor, studi prinsip-prinsip mekanistik, dan peningkatan kapasitas.

Teknik pemodelan yang paling terkenal diterapkan untuk mensimulasikan proses elektrokimia adalah RSM dan ANN. Teknik RSM sebagian besar didasarkan pada serangkaian eksperimen yang dirancang menggunakan perangkat lunak dengan rentang nilai yang telah ditentukan sebelumnya untuk masing-masing variabel. Meskipun merupakan teknik pemodelan yang paling mudah dilakukan oleh para peneliti sejauh ini, RSM memiliki beberapa kekurangan yang perlu diatasi. Ide utama di balik penerapan teknik optimasi statistik adalah untuk memudahkan metode optimasi dengan cara bergerak ke arah solusi yang dioptimalkan dengan jumlah percobaan yang minimum. Metode CCD sering digunakan dalam RSM untuk melakukan desain eksperimental. Jumlah percobaan dalam desain eksperimen CCD masih sangat tinggi karena kombinasi parameter dan tingkat nilainya yang berbeda. Untuk kemudahan penggunaan, para peneliti membatasi hingga tiga level nilai parameter, dan pada umumnya desain eksperimen CCD dilakukan untuk 4 hingga 5 parameter secara bersamaan. Pada situasi

nyata, jumlah parameter bisa jadi terlalu banyak untuk diselesaikan dengan teknik optimasi RSM (Cassettari et al. 2013).

Istilah respon pemodelan optimasi yang digunakan dalam sebagian besar literatur adalah persamaan kuadrat yang memberikan istilah interaksi berpasangan untuk dua parameter yang dipilih, meskipun secara realistis, mungkin ada lebih dari dua parameter yang berinteraksi yang dapat memiliki beberapa efek simultan. Pendekatan semacam ini hanya dapat dilakukan dengan persamaan respons polinomial kubik atau orde tinggi. Lebih lanjut, desain eksperimental seperti CCD atau *Box-Behnken Design* (BBD) membutuhkan pengetahuan sebelumnya tentang batas-batas sistem. Bahkan, setelah desain dibuat, metode ini tidak fleksibel untuk mengakomodasi level data baru selama analisis dan eksperimen.

Sebaliknya, ANN menyelesaikan sebagian besar kekurangan yang ditimbulkan oleh metodologi RSM. Teknik pengoptimalan ini didasarkan pada algoritma pembelajaran mendalam yang secara praktis dapat

menangani segala jenis sistem yang berinteraksi. Meskipun ANN telah terbukti menjadi alat yang sangat berguna untuk optimasi dan prediksi sistem yang kompleks dengan berbagai parameter, ANN masih memiliki banyak tantangan yang tak terhindarkan yang terkait dengan sistem itu sendiri. Untuk mengembangkan arsitektur saraf untuk ANN, sangat penting untuk memiliki jumlah data latihan yang melimpah yang tersedia secara langsung untuk model. Jumlah kumpulan data yang diperlukan dapat berkisar dari ratusan hingga ribuan hasil eksperimen. Untuk mengatasi masalah ini, para peneliti sering menggunakan alat pemodelan statistik lain untuk memprediksi dan menghasilkan set data ini. Masalah mendasar dengan ANN adalah, jika menggunakan teknik ini, peneliti tidak dapat mengembangkan model prediktif untuk sistem yang mengandung banyak fenomena stokastik yang hasil dan interaksinya tidak didasarkan pada teori yang berkorelasi, melainkan murni pada distribusi probabilitas acak tanpa bias (Navarro dan Bennun, 2014).

Selain itu, ANN memiliki tantangan praktis seperti durasi komputasi yang lama karena pengembangan ANN membutuhkan proses pembelajaran yang ketat. Waktu komputasi dapat meningkat secara signifikan dengan bertambahnya jumlah parameter masukan. Fasilitas komputasi yang canggih diperlukan untuk mengoperasikan dan mengembangkan model prediktif ini secara layak. Pengoperasian dan analisis data ANN membutuhkan keterampilan komputasi yang tinggi. Karena ANN tidak lebih dari 50 tahun, ketersediaan peneliti ANN yang terlatih dan terampil sangat terbatas. Pada bagian selanjutnya, elemen-elemen penting dari berbagai teknik pemodelan dan alur pengerjaannya akan dibahas.

3.4. Pemodelan Matematika Elektro-Koagulasi Menggunakan Artificial Neural Network

ANN merupakan teknik yang menjanjikan untuk memodelkan sistem yang kompleks. ANN tidak memerlukan deskripsi matematis dari setiap peristiwa tertentu, tetapi keberhasilan ANN untuk beroperasi

sangat bergantung pada ketersediaan sejumlah besar kumpulan data eksperimental (Daneshvar et al. 2006). ANN terinspirasi dari koneksi kompleks yang ada di otak manusia dengan miliaran neuron yang saling berhubungan dan berkomunikasi satu sama lain dengan dorongan kelistrikan untuk melakukan tugas-tugas yang paling rumit setiap detik seperti pengenalan pola visual, pengambilan keputusan, estimasi, dan tindakan mekanis melalui neuron motorik. Kemampuan otak manusia untuk secara akurat menjalankan tugas yang diberikan bergantung pada pengalaman sebelumnya.

Kemampuan otak manusia untuk secara akurat menjalankan tugas yang diberikan tergantung pada sejarah paparan (pengalaman) sebelumnya. Mengekstrapolasi logika yang sama ke dunia mesin, para ahli data telah mengembangkan kecerdasan buatan yang disebut ANN berdasarkan pemikiran fundamental tersebut. Seperti otak manusia, ANN juga terdiri dari simpul-simpul (dan *neuron*) yang saling berhubungan. Jaringan yang lengkap terstruktur (Mirsoleimani-Azizi

et al. 2015) dalam tiga lapisan: (1) lapisan input, (2) lapisan pemrosesan tersembunyi, dan (3) lapisan output akhir. Interkoneksi antara simpul ini dalam bentuk persamaan matematis yang memberikan keluaran dari satu simpul sebagai masukan ke simpul lain, yang pada gilirannya menyampaikan informasi ini setelah memproses masukan dengan definisi matematis simpul tersebut.

Topologi ANN ditentukan oleh jumlah lapisan yang ada, jumlah simpul yang dimilikinya, dan fungsi transfer (fungsi matematika atau aturan yang menyampaikan informasi). Langkah pertama dalam pengembangan ANN adalah menentukan jumlah masukan dan keluaran independen. Variabel independen dalam EC biasanya adalah waktu elektrolisis, pH umpan air limbah, kerapatan arus, dan sebagainya (tergantung pada pilihan peneliti). Selanjutnya, eksekusi model memerlukan pilihan fungsi transfer, algoritma pengujian, dan validasi menggunakan data uji. Validasi atau akurasi model ditentukan oleh berbagai parameter seperti *root mean*

square error (RMSE) atau koefisien regresi (R^2). Rincian dari setiap elemen ANN akan dibahas di bagian selanjutnya.

3.5. Elemen Penting Pemodelan Elektro-Koagulasi dengan Artificial Neural Network

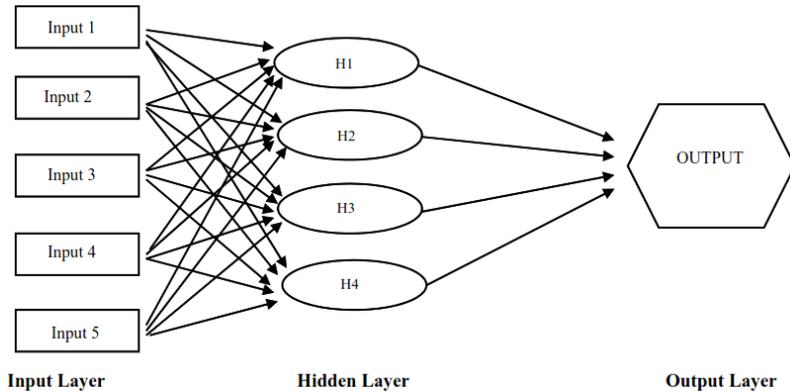
Dalam dekade terakhir, karena kemajuan kapasitas komputasi melalui ketersediaan komputer berkecepatan tinggi yang canggih, pencapaian baru telah dibuat dalam desain ANN. Meskipun ANN telah berhasil diterapkan untuk sejumlah besar teknologi pengolahan air limbah canggih, sangat terbatas jumlah studi yang tersedia di EC, yang mungkin disebabkan oleh kurangnya pelatihan komputasi yang tersedia bagi para peneliti, di antara banyak alasan lainnya. Pada bagian ini, akan dijelaskan berbagai elemen penting dalam desain ANN, yaitu esensial untuk mengembangkan model yang handal untuk proses yang kompleks.

3.5.1. Topologi Artificial Neural Networks

Neural network pada umumnya terdiri dari tiga lapisan paralel yang saling berhubungan seperti yang

telah dijelaskan sebelumnya, yaitu lapisan masukan (*input*), lapisan tersembunyi (*hidden layer*), dan lapisan keluaran (*output*) (**Gambar 3-1**). Lapisan-lapisan ini terdiri dari neuron-neuron yang terhubung satu sama lain dengan korelasi matematis. Kekuatan korelasi ini ditentukan oleh bobot yang terkait dengannya. Korelasi matematis ini disebut fungsi transfer. Lapisan masukan terdiri dari banyak simpul sebanyak jumlah variabel independen yang ingin dimasukkan ke dalam model. Lapisan tersembunyi bertindak sebagai pendeteksi fitur, dan ada beberapa lapisan tersembunyi. Jumlah neuron pada lapisan tersembunyi ditentukan berdasarkan akurasi yang diinginkan dari prediksi model. Masukan untuk lapisan tersembunyi dan lapisan keluaran adalah penjumlahan bobot dari semua masukan dari lapisan sebelumnya. Jumlah terbobot ditransformasikan menggunakan fungsi aktivasi dan diumpangkan ke lapisan keluaran, di mana jumlah tersebut menjalani transformasi lain. Pada akhirnya, topologi ANN diputuskan oleh jumlah lapisan, jumlah simpul, dan sifat fungsi transfer. Topologi ANN merupakan faktor

yang sangat penting dalam menentukan kemampuan dan kekuatan komputasi.



Gambar 3-1. Struktur umum *neural network*

Sampai hari ini, tidak banyak penelitian yang tersedia tentang EC yang membahas tentang pentingnya berbagai topologi ANN yang mensimulasikan proses EC. Aber dkk. (2009), saat mempelajari penyisihan Cr (VI) dengan EC, mencoba mengoptimalkan topologi ANN untuk proses EC proses EC. Penelitian ini menguji topologi ANN yang berbeda dengan memvariasikan jumlah simpul tersembunyi dari 2 hingga 20. Setiap topologi diulang sebanyak tiga kali.

$$MSE = \frac{1}{N} * \left\langle \sum_{i=1}^{i=N} * (y_{i.pred} - y_{i.exp})^2 \right\rangle \quad (3-2)$$

MSE = Mean square error

N = Jumlah pengamatan

y_i = Nilai parameter

Penelitian ini menyimpulkan bahwa fungsi MSE untuk ANN diamati minimum untuk 10 simpul atau titik di lapisan tersembunyi. MSE [Persamaan (3-2)] adalah parameter yang sangat umum untuk menentukan kinerja ANN. Evaluasi seperti ini sangat penting karena jumlah simpul dalam sebuah lapisan pada akhirnya menentukan waktu komputasi yang dibutuhkan oleh perangkat lunak (atau komputer) untuk memproses, memprogram, dan bekerja pada kumpulan data yang diberikan. Seiring dengan meningkatnya kompleksitas masalah dan ukuran kumpulan data, pentingnya topologi ANN menjadi jelas.

3.5.2. Proses Pengembangan Model

Pembelajaran atau pelatihan ANN tidak didefinisikan dengan jelas dalam literatur, yang membuatnya cukup subjektif menurut persepsi seorang

peneliti. Pembelajaran oleh model adalah proses yang sangat dinamis yang mengubah parameter model secara terus menerus. Pembelajaran terdiri dari tiga jenis, yaitu (1) diawasi, (2) diperkuat, dan (3) tidak terawasi.

Dalam proses pembelajaran yang diawasi, sebuah model diberi masukan dari lingkungan dan diminta untuk memprediksi keluarannya. Keluaran diverifikasi atau dibandingkan dengan nilai yang diketahui, dan model dibuat mengerti tentang umpan balik perbedaan antara nilai sebenarnya dan nilai yang diprediksi (fungsi kesalahan) untuk memberikan petunjuk dalam mengoreksi bobot koneksi sinaptik (korelasi). Namun, dalam proses pembelajaran yang diperkuat, tidak ada umpan balik seperti itu yang diberikan kepada model, dan model harus menggunakan metode coba-coba untuk menentukan arah penyesuaian rasio bobotnya untuk mencapai keluaran yang paling sesuai. Dalam proses pembelajaran tanpa pengawasan, tidak ada indikasi nilai sebenarnya yang diberikan, dan model itu sendiri harus mengenali pola perubahan keluaran dengan perubahan variabel lingkungan dan

memberikan keluaran yang sama untuk setiap masukan baru. Para pembaca disarankan untuk merujuk ke sumber-sumber lain (Forsyth 1988, Tipping 2004) untuk detail lebih lanjut tentang proses pembelajaran perangkat lunak.

3.5.3. Algoritma Latihan

Tahap kedua dalam pengembangan model adalah latihan model *neural network*. Pada langkah ini, interkoneksi (korelasi atau fungsi transfer) dari *neural network*, rasio beban, dan bias diperbarui secara iteratif dengan menggunakan berbagai protokol. Dalam praktiknya, ada tiga algoritma untuk meningkatkan dan mengubah nilai beban: (1) algoritma *backpropagation*, (2) algoritma quasi-Newton, dan (3) algoritma Levenberg-Marquardt. Metode *back-propagation* standar mencakup algoritma gradient descent, seperti aturan pembelajaran Widrow-Hoff untuk jaringan berlapis-lapis (Khataee dan Kasiri 2010). Algoritma ini juga dikenal sebagai algoritma gradien layak karena jaringan bobot bergerak di sepanjang negatif dari gradien fungsi kinerja. Dalam

Dalam algoritma ini (bentuk paling sederhana dari aplikasinya), nilai bobot akan diperbarui arah yang paling cepat mengalami penurunan kinerja (atau negatif dari arah gradien). Hal ini dapat diberikan oleh persamaan berikut:

$$x_{k+1} = x_k - \alpha_k g_k \quad (3-3)$$

Dimana x_k = bobot, g_k = gradien, dan α_k = laju pembelajaran

Dalam metode ini, diasumsikan bahwa mengubah bobot dalam negatif dari konvergensi arah gradien dengan nilai sebenarnya akan dicapai lebih cepat.

Algoritma quasi-Newton adalah metode alternatif Newton lainnya untuk optimasi. Metode dasarnya dijelaskan dengan rumus berikut:

$$x_{k+1} = x_k - A_k^{-1} g_k \quad (3-4)$$

di mana A_k^{-1} adalah matriks Hessian dari indeks kinerja dari nilai bobot dan bias saat ini. Algoritma ini adalah algoritma tercepat untuk konvergensi, tetapi secara komputasi mahal dan kompleks. Sebagai alternatif, untuk menghindari perhitungan matriks Hessian untuk

setiap iterasi (yang membutuhkan sebagian besar sumber daya komputasi), metode quasi-Newton (atau *secant*) tersedia untuk digunakan. Rincian lebih lanjut tentang algoritma Newton tersedia di tempat lain (Demuth dan Beale 1993).

Untuk menghindari keharusan menghitung matriks Hessian (H) yang rumit, algoritma Levenberg-Marquardt dirancang untuk mencapai orde kedua kecepatan pengujian. Metode ini mengestimasi matriks Hessian (turunan dari fungsi kinerja) dengan matriks Jacobian (J) sesuai dengan persamaan berikut:

$$H = J^T J \quad (3-5)$$

dan fungsi gradien (g) adalah

$$g = J^T e \quad (3-6)$$

di mana J^T adalah transpose dari matriks Jacobian, dan J adalah matriks Jacobian dari turunan pertama dari fungsi kesalahan network. Dalam hal komputasi, Jacobian mudah dihitung dibandingkan dengan matriks Hessian. Setelah itu, bobot didekati [Persamaan (3-7)]

dengan Persamaan (3-3) yang mirip dengan Newton yang disubstitusikan dengan persamaan (3-5) dan (3-6)

$$X_{k+1} = X_k - [J^T J + \mu I]^{-1} J^T e \quad (3-7)$$

Metode Newton adalah metode konvergensi tercepat. Oleh karena itu, dalam hal ini metode ini, tujuannya adalah untuk mengubah format ini secepat mungkin ke bentuk Persamaan Newton [Persamaan (3-3)]. Dengan demikian, pada setiap langkah, nilai μ berkurang secara bertahap, cenderung menuju nol. Pemahaman yang mendetail tentang algoritma proses latihan berada di luar cakupan bab ini, tetapi pembaca dianjurkan untuk merujuk ke sumber daya pemodelan sumber daya pemodelan komputasi lainnya (Bishop 1995).

3.5.4. Optimasi Model *Neural Network*

Secara umum, ada empat langkah utama yang tersedia untuk menguji *neural network*: ① perakitan data pelatihan, ② pembuatan objek *network*, ③ latihan *network*, dan ④ simulasi tanggapan terhadap input baru.

Dalam praktiknya, network dengan bias, lapisan sinyal sigmoid, dan output linear dapat mensimulasikan sistem apa pun. Jaringan *feed-forward* sering kali berisi satu atau lebih lapisan neuron tersembunyi (sigmoid) yang terhubung secara linier ke lapisan output. Jumlah simpul di lapisan tersembunyi dioptimalkan dengan memvariasikan simpul antara 2 dan 20 dan meminimalkan MSE [Persamaan (3-2)]. Seperti yang telah disebutkan sebelumnya, latihan networking dilakukan oleh salah satu algoritma pengujian. Tujuan dari pengujian ini adalah untuk menemukan set nilai bobot untuk kesalahan minimum untuk mencapai nilai yang sedekat mungkin dengan nilai target. Berbagai peneliti telah menggunakan fungsi transfer sigmoid pada lapisan tersembunyi yang semua inputnya diperkecil (dinormalisasi) dengan menggunakan Persamaan 3-8:

$$x_i = 0.8 \left(\frac{X_i - X_{\min}}{X_{\max} - X_{\min}} \right) + 0.1 \quad (3-8)$$

di mana X adalah nilai variabel yang dapat mengambil nilai maksimum, minimum, dan ke-i maksimum,

minimum, dan nilai ke-i. Setiap topologi (konfigurasi jaringan simpul) diulang beberapa kali dengan bobot yang diinisialisasi secara acak hingga kinerja jaringan menjadi stabil.

Evaluasi kecocokan model (*model fitting evaluation*). Untuk mengevaluasi kinerja dan kecocokan model, output dari model dikembalikan ke skala aslinya dan dibandingkan dengan nilai sebenarnya (hasil eksperimen yang diharapkan). Secara grafis, dua garis digambar. Salah satunya adalah $Y = X$ (kemiringan = 1; intersep 0, 0), dan yang lainnya adalah garis kecocokan terbaik yang diperoleh dari nilai prediksi ($Y = aX + b$). Jika kecocokannya sempurna, kedua garis seharusnya saling berhimpitan atau hampir berhimpitan. Parameter lainnya adalah koefisien korelasi (nilai R) antara output dan target. Jika angka ini sama dengan 1, maka dikatakan memiliki kecocokan yang sempurna.

Signifikansi parameter input. Hal ini juga penting karena alasan praktis untuk mendapatkan kesimpulan yang tepat dari data model. Signifikansi relatif dari variabel input adalah salah satu parameter yang

mengisyaratkan sensitivitas hasil model terhadap parameter input yang diberikan. Hal ini dapat diukur dengan bobot jaringan saraf yang dikaitkan dengan hasil akhir melalui berbagai fungsi transfer dalam neural network tersembunyi ke lapisan output. Garson (1998) mengusulkan sebuah metode untuk mengevaluasi bobot neural network dengan korelasi berikut:

$$I_j = \frac{\left\{ \sum_{m=1}^{m=N_h} \left(\left(\frac{|W_{jm}^{ih}|}{\sum_{k=1}^{N_i} |W_{km}^{ih}|} \right) \times |W_{mn}^{ho}| \right) \right\}}{\left\{ \sum_{k=1}^{N_i} \left\{ \sum_{m=1}^{m=N_h} \left(\left(\frac{|W_{jm}^{ih}|}{\sum_{k=1}^{N_i} |W_{km}^{ih}|} \right) \times |W_{mn}^{ho}| \right) \right\} \right\}} \quad (3-9)$$

di mana I_j = Kepentingan relatif dari variabel input ke- j pada variabel output; N_i dan N_h = Jumlah input dan neuron tersembunyi; W_s = Bobot koneksi; dan i , h , dan o = Neuron lapisan input, tersembunyi, dan output, secara berurutan.

Dalam EC, tidak banyak studi yang ditemukan yang menghitung indeks signifikansi relatif dari

variabel input. Aber dkk. (2009) melakukan penelitian yang menggunakan pendekatan ini untuk mengidentifikasi signifikansi relatif dari parameter input terhadap hasil. Studi ini menggunakan analisis pemodelan ANN dalam studi EC untuk menghilangkan Cr (VI). Para penulis memperkirakan bahwa kerapatan arus, waktu elektrolisis, konsentrasi Cr awal, dan konsentrasi elektrolit memiliki nilai indeks masing-masing 16,51, 32,36, 23,82, dan 27,03, yang berarti bahwa semua variabel memiliki efek yang sama kuatnya terhadap hasil, dan tidak ada yang dapat diabaikan.

3.6. Elemen Penting Pemodelan Statistik menggunakan Metodologi Permukaan Respons (Response Surface Methodology)

Secara konvensional, para peneliti telah melakukan optimasi sistem multivariabel dengan menggunakan metode satu variabel dalam satu waktu. Metode-metode ini membutuhkan sejumlah besar eksperimen yang tidak praktis untuk dilakukan. Selain itu, metode-metode ini mengasumsikan independensi ortogonal

(tidak memiliki korelasi matematis) antara dua parameter.

RSM adalah teknik pemodelan matematika dan statistik terkenal yang telah diterapkan oleh beberapa peneliti untuk mengoptimalkan dan memodelkan proses (sistem) tertentu. Optimasi RSM memiliki kemampuan untuk mengkorelasikan parameter input independen ke satu atau lebih hasil yang berbeda (atau respon) dengan korelasi polinomial. RSM mengatasi masalah yang dihadapi oleh pendekatan satu variabel pada satu waktu dengan mengusulkan matriks sistematis dari desain eksperimental dan, setelah itu, memodelkan hasil akhir akhir dalam bentuk persamaan kecocokan polinomial. Metode ini menerapkan beberapa pendekatan desain yang berbeda seperti BBD dan CCD. Secara umum, para peneliti telah menerapkan persamaan kuadrat yang memungkinkan mereka untuk memahami interaksi antara dua faktor independen secara bersama-sama. Polinomial dengan orde yang lebih tinggi dari 2 dapat mengungkapkan interaksi antara tiga atau lebih parameter secara

bersamaan, tetapi model ini ternyata menjadi lebih kompleks untuk dihitung dan diinterpretasikan. Ada beberapa langkah yang diperlukan dalam penerapan teknik pemodelan RSM pada sistem apa pun.

3.6.1. Pemilihan Variabel Independen

Langkah pertama dalam pemodelan RSM adalah memilih jumlah variabel independen. Sebuah proses dapat memiliki lebih dari dua variabel, tetapi tergantung pada wawasan seorang peneliti untuk memilih untuk mensimulasikan hanya faktor-faktor utama yang mempengaruhi hasil proses secara signifikan. Pengetahuan yang baik tentang prinsip proses penting untuk menentukan parameter proses yang dipilih agar dapat disimulasikan dalam RSM. Jumlah parameter secara langsung mempengaruhi jumlah eksperimen yang diperlukan pada desain eksperimen yang diberikan.

3.6.2. Rancangan Eksperimental (*Experimental Design*)

Bentuk paling sederhana dari model yang dapat digunakan dalam RSM adalah fungsi linier yang digambarkan dalam persamaan berikut:

$$y = \beta_0 \sum_{i=1}^k \beta_i x_i + \varepsilon \quad (3-10)$$

Dimana k = jumlah variabel, β_0 = konstanta, β_i = koefisien parameter, x_i = variabel, dan ε = konstanta untuk memperhitungkan kesalahan.

Model linier tidak dapat menyajikan kelengkungan dalam respons; oleh karena itu, untuk mengevaluasi kelengkungan, model tingkat dua harus digunakan, dan juga dapat memperhitungkan istilah interaksi. Oleh karena itu, istilah kuadratik sering digunakan untuk memfasilitasi perhitungan titik maksimum atau minimum dan titik saddle menurut persamaan berikut:

$$y = \beta_0 + \sum_{i=1}^k \beta_i x_i + \sum_{i=1}^k \beta_{ii} x_i^2 + \sum_{i \leq j}^k \beta_{ij} x_i x_j + \varepsilon \quad (3-11)$$

Dimana β_{ij} adalah suku interaksi, dan β_{ii} adalah suku kuadrat. Untuk menghitung nilai parameter, desain

eksperimen perlu menjalankan setidaknya tiga level faktor. Desain eksperimental yang telah banyak digunakan oleh para peneliti adalah sebagai berikut: (1) BBD; (2) CCD; dan (3) Desain Doehlert. Rincian mengenai desain-desain ini dan fitur-fiturnya dapat ditemukan dalam literatur lain yang relevan (Bezerra et al. 2008).

3.6.3. Perlakuan Statistik terhadap Data

Setelah rencana eksperimen dirancang seperti yang disarankan oleh model, eksperimen perlu dilakukan di laboratorium untuk mendapatkan respons untuk setiap set parameter. Setelah data eksperimen tersedia, model mencocokkan data tersebut ke dalam persamaan desain. Model menghitung nilai semua koefisien persamaan menggunakan metode kuadrat terkecil (*method of least square/MLS*). Setelah model memiliki nilai dari semua koefisien, model menghasilkan permukaan respons (sering divisualisasikan sebagai permukaan 3D).

3.6.4. Penyesuaian Model (*Fitting of the Model*)

Setelah model dikembangkan, dilakukan penyesuaian dengan alat bantu perangkat lunak. Dalam kasus ketika model tidak sepenuhnya pas atau 100% ditumpangkan, dilaksanakan pengukuran kecocokan. Pengukuran kecocokan model dilakukan dengan ANOVA. Dalam ANOVA, penyebaran variasi kumpulan data dipelajari untuk semua nilai yang diamati dan pengulangannya. Kuadrat deviasi diberikan sebagai Persamaan (3-12):

$$d_i^2 = (y_{ij} - y_m)^2 \quad (3-12)$$

d_i = deviasi; y_{ij} = pengulangan pengamatan; y_i = pengamatan; Y_m = nilai tengah

Variasi dalam nilai model dapat disebabkan oleh banyak faktor seperti kesalahan yang disebabkan oleh regresi dan kesalahan residual. Kesalahan residual selanjutnya terdiri dari kesalahan murni dan kesalahan yang disebabkan oleh kurangnya kecocokan. Semua kesalahan ini dijumlahkan bersama untuk semua pengamatan, dan ketika dibagi dengan derajat kebebasan, maka akan menghasilkan median kuadrat.

Sebagai contoh, jumlah kesalahan yang disebabkan oleh regresi (SS_{reg}) dihitung sebagai Persamaan (3-13):

$$SS_{reg} = \sum_i^m \sum_j^n (y_i - y)^2 \quad (3-13)$$

dengan derajat kebebasan $p-1$, jumlah rata-rata kesalahan (MS_{reg}) = $SS_{reg}/(p - 1)$, di mana p adalah jumlah koefisien model, n adalah jumlah observasi, dan m adalah jumlah level yang digunakan dalam penyelidikan.

Signifikansi regresi dihitung sebagai rasio dari median regresi dengan median residual, yang juga disebut sebagai rasio F . Agar model tersebut secara statistik cocok secara statistik, nilai rasio F harus lebih tinggi dari nilai yang disajikan dalam tabulasi nilai F .

Parameter lain yang sering diperiksa untuk mengevaluasi kecocokan sebuah model adalah uji *lack-of-fit* (LOF). Uji *lack-of-fit* didefinisikan sebagai rasio median dari jumlah (MS_{lof}) *lack-of-fit* terhadap median dari jumlah kesalahan murni (MS_{pe}). Jika rasio ini ditemukan lebih tinggi dari nilai F tabulasi standar,

maka model kurang cocok dan dapat diperbaiki lebih lanjut.

3.6.5. Mendapatkan Kondisi Optimal

Permukaan yang dihasilkan oleh model RSM dapat digunakan untuk mendapatkan solusi optimal. Secara matematis, titik maksimum, minimum, atau titik *saddle* mengacu pada optimal di permukaan. Model kuadratik dua variabel terlihat seperti Persamaan (3-14):

$$y = b_0 + b_1x_1 + b_2x_2 + b_{11}x_1^2 + b_{22}x_2^2 + b_{12}x_1x_2 \quad (3-14)$$

Persamaan (3-14) diferensialkan dengan X_1 dan X_2 akan memberikan satu set persamaan diferensial orde satu yang dapat diselesaikan untuk mencari nilai X_1 dan X_2 . Visualisasi dari solusi tersebut adalah permukaan n -dimensi dalam ruang dimensi $n+1$. Untuk persamaan yang diimplikasikan berupa permukaan 2D dalam ruang 3D. Inspeksi visual dari permukaan ini (representasi solusi) dapat memberikan solusi optimal. Tujuan dasar dari pemodelan statistik adalah untuk menemukan solusi optimal (satu set nilai parameter)

dengan memaksimalkan kinerja pengolahan EC dalam hal penyisihan polutan.

Para peneliti yang melakukan eksperimen dalam media buatan dengan satu polutan tunggal yang sengaja ditambahkan biasanya memiliki tujuan tunggal untuk memaksimalkan penyisihan polutan tersebut, tetapi dalam aplikasi EC yang sebenarnya, sistem harus dirancang untuk memaksimalkan penyisihan berbagai polutan (COD, warna, TSS, TOC, konsentrasi logam, dan lain-lain) dengan fungsi multiobjektif. Lebih lanjut, karena EC membutuhkan energi listrik, fokusnya selalu pada meminimalkan konsumsi energi. Tujuan lain yang berbeda dimungkinkan, seperti memaksimalkan kapasitas pengolahan, ukuran reaktor, dan sebagainya. Oleh karena itu, dapat dilihat bahwa dalam implikasi kehidupan nyata, dimungkinkan untuk memiliki beberapa tujuan yang ingin dicapai dalam proses yang sama. Teknik pemodelan sering kali menerapkan strategi yang disebut optimasi multiobjektif untuk mencapai hasil gabungan keseluruhan yang diinginkan.

3.7. Model Optimasi Multiobjektif

Optimasi multiobjektif adalah sebuah konsep di mana optimasi model dilakukan dengan mempertimbangkan dua tujuan secara bersamaan, yaitu, penghilangan polutan maksimum polutan maksimum dan minimalisasi konsumsi energi. Hal ini tentunya berbeda dengan pendekatan pemodelan klasik, karena perbedaannya terletak pada metode komputasi metode komputasi sehingga sampai pada topologi jaringan yang optimal, optimasi pelatihan dan solusi optimal akhir. Dengan kata lain, perbedaan pemodelan dapat muncul karena kedua tujuan tersebut mungkin bersifat antagonistik.

Bhatti dkk. (2011a) mengembangkan model untuk menghilangkan ion tembaga dari larutan tembaga sintesis dengan metode EC. Proses ini dilakukan secara eksperimental dioptimalkan dengan teknik optimasi RSM menggunakan CCD untuk mengembangkan strategi eksperimental. Sebanyak 21 percobaan CCD dilakukan untuk menghasilkan kumpulan data, dan perangkat lunak ahli desain digunakan untuk

menganalisis dan merepresentasikan kumpulan data RSM secara grafis. Dengan menggunakan RSM, persamaan karakteristik dikembangkan untuk mewakili output (% penghilangan tembaga) dalam hal faktor input. Dalam penelitian ini, ANN juga dikembangkan dengan menggunakan empat faktor input, yaitu konsentrasi tembaga, pH, tegangan, dan waktu elektrolisis. Efisiensi penghilangan tembaga dan konsumsi energi didefinisikan sebagai dua tujuan hasil akhir. Jaringan dikembangkan adalah jaringan tiga lapisan klasik dengan lapisan atas, lapisan tersembunyi, dan lapisan keluaran. Jaringan ini dilatih dengan regularisasi Bayesian berbasis Fungsi MATLAB yang disebut TRAINBR untuk memilih jumlah neuron yang optimal di lapisan tersembunyi. Setelah optimasi, lima neuron di lapisan tersembunyi dipilih. Untuk mengoptimalkan faktor bobot, dalam propagasi balik kesalahan, 202 iterasi dilakukan, menghasilkan kecocokan regresi sebesar 0,982.

Kompleksitas muncul pada pemikiran bahwa ketika dua atau lebih tujuan diberikan pada sebuah

model, solusi optimal untuk satu tujuan mungkin bukan solusi optimal optimal untuk tujuan kedua. Model ini memiliki dilema untuk menghitung solusi optimal tanpa mengkompromikan kedua tujuan secara signifikan. Dengan demikian, tidak ada solusi optimal itu sendiri, tetapi satu set solusi ini tersedia, yang sama-sama baik untuk kedua tujuan, dan ini dikenal sebagai solusi optimal *Pareto*. Satu set solusi ini bersama-sama disebut *Pareto front*, yang terdiri dari solusi bahwa tidak ada solusi yang lebih baik dari solusi-solusi yang ada dalam solusi *Pareto* depan. Algoritma genetika (sebuah kelas algoritma khusus) digunakan untuk membuat *Pareto front*. Algoritma ini ("gamultiobj") tersedia dalam alat komputasi seperti MATLAB.

Akhirnya, dalam studi oleh Bhatti dkk. (2011a), kedua metode RSM dan ANN berkorelasi dengan baik dengan data eksperimental untuk kedua tujuan ($R = 0,994$ penyisihan tembaga dan $0,949$ konsumsi energi). Kesimpulan akhir dari penelitian ini disimpulkan dengan membagi nilai tujuan 1 (penyisihan tembaga) dengan nilai tujuan 2 (konsumsi energi) yang ada dalam

set solusi optimal *Pareto* untuk mendapatkan tujuan akhir penyisihan tembaga per unit energi yang dikonsumsi. Hasilnya menunjukkan bahwa efisiensi penyisihan per watt-jam minimum (25,37) untuk tembaga 15 mg / L konsentrasi pada pH 7,6, sedangkan maksimum (40,63) pada pH 6,0 di antara set solusi *Pareto*.

Dalam pemodelan multiobjektif, sangat penting untuk memahami interaksi antar parameter untuk mengetahui bagaimana pengaruhnya terhadap hasil akhir tujuan akhir. Studi ini lebih lanjut menyimpulkan bahwa pH memiliki dampak negatif tertinggi pada penyisihan tembaga, sedangkan tegangan dan waktu perawatan memiliki dampak positif pada penyisihan tembaga (Tujuan 1). Namun, jika kita berbicara tentang tujuan kedua (konsumsi energi energi), tegangan dan waktu memiliki konsekuensi negatif. Baik tegangan dan waktu meningkatkan konsumsi energi, tetapi tegangan memiliki kontribusi yang lebih tinggi dari waktu; oleh karena itu, waktu pengolahan dapat ditingkatkan tetapi mengurangi muatan listrik diterapkan. Jika waktu

pengolahan perlu ditingkatkan, hal itu berarti untuk mencapai tujuan pengolahan yang sama (laju kapasitas volumetrik pengolahan air), dan satu hal yang mungkin diperlukan lebih banyak reaktor atau volume reaktor yang lebih besar untuk tujuan ini. Dengan demikian, pendekatan pemodelan dalam beragam aspek dapat digunakan untuk mengatasi hambatan proses jika terjadi variasi dalam nilai parameter.

3.7.1. Studi Pemodelan menggunakan *Artificial Neural Networks*

ANN telah digunakan secara luas dalam dekade terakhir. Industri tekstil adalah salah satu industri yang paling banyak mencemari air. Sebagian besar penelitian difokuskan pada penghilangan warna kontaminan pewarna logam berat dari limbah industri tekstil (Aber et al. 2009, Bhatti et al. 2011b, Daneshvar et al. 2006, Elemen et al. 2012, Sinha et al. 2012, Turan et al. 2011).

Daneshvar dkk. (2006) mempelajari penghilangan pewarna C.I. Basic Yellow-28 dengan proses EC. Penelitian ini mengoptimalkan kondisi untuk

menghilangkan pewarna dengan melakukan berbagai eksperimen. Data eksperimen digunakan untuk mengembangkan ANN dan memvalidasi model. Studi ini menyimpulkan bahwa ANN dengan 10 neuron di lapisan tersembunyi dengan fungsi transfer sigmoidal dapat berhasil memprediksi efisiensi penghilangan zat warna. Korelasi kecocokan model (R^2) adalah 0,974 ketika diuji terhadap kumpulan data validasi. Dalam penelitian serupa oleh Murugan dkk. (2009), sejumlah neuron di lapisan tersembunyi dioptimalkan dengan mensimulasikan ANN untuk EC limbah tekstil. Dalam penelitian ini, ANN juga merupakan jaringan tiga lapis yang umum. Disimpulkan bahwa dengan menggunakan nilai kesalahan R^2 yang diminimalkan, jumlah optimum neuron yang ditemukan adalah 10 dengan tiga lapisan tersembunyi.

Studi serupa dilakukan oleh Aber dkk. (2009) untuk meneliti penyisihan Cr (VI) dari air limbah sintesis dan air limbah nyata. Penelitian ini mengembangkan ANN dan mengoptimalkan jumlah neuron dalam lapisan tersembunyi. Studi ini menemukan bahwa *mean*

square error (MSE) minimum dengan 10 titik di lapisan tersembunyi. Selanjutnya, peneliti menghitung signifikansi relatif dari parameter input dan menemukan bahwa waktu, kerapatan arus, konsentrasi NaCl, dan konsentrasi Cr awal semuanya berpengaruh signifikan secara statistik.

Bhatti dkk. (2011b), dalam penelitiannya, mengembangkan ANN untuk penyisihan Cr(VI) dengan empat neuron pada lapisan tersembunyi dengan fungsi transfer sigmoidal. Model ANN tersebut diuji coba dengan data yang telah dinormalisasi yang diperoleh dari CCD dengan 60 iterasi. MSE dari model yang dioptimalkan ditemukan sebesar 0,0242. Model RSM adalah dioptimalkan menggunakan model ANN, dan model RSM yang dioptimalkan dapat mengurangi konsumsi energi sebesar 44,8%. Model kuadratik yang diprediksi untuk penyisihan Cr (VI) dan konsumsi energi memiliki nilai koefisien determinasi (R^2) sebesar masing-masing sebesar 0,975 dan 0,990. Berbeda dengan penelitian lainnya, Mirsoleimani-Azizi et al. (2015) mempelajari penghilangan endosulfan (pestisida).

Dalam penelitian ini, jaringan dioptimalkan untuk sejumlah neuron dalam lapisan tersembunyi. Hasilnya menunjukkan bahwa lapisan tersembunyi dengan delapan neuron memberikan kecocokan yang sukses untuk melatih set data, menghasilkan konfigurasi topologi 5-8-1 untuk ANN. Korelasi Koefisien korelasi (R^2) sebesar 0,976 menunjukkan bahwa model dapat dengan mudah menyesuaikan dan memprediksi set data validasi.

Nourouzi dkk. (2011) mempelajari penghilangan pewarna *Reactive Black 5* dengan EC berikutnya dan flokulasi menggunakan EC. Penelitian ini mengoptimalkan proses dengan dua teknik pemodelan, RSM dan ANN. Penelitian tersebut membandingkan kinerja prediksi dari kedua teknik ini. Parameter input yang dipelajari adalah waktu, arus, konduktivitas, dan dosis flokulan. Jumlah maksimum iterasi adalah 1.000, dan empat set data percobaan dari 40 percobaan yang dilakukan digunakan untuk memeriksa kinerja model, sedangkan 36 set data digunakan untuk melatih model. Fungsi transfer yang digunakan di semua titik adalah

sigmoidal. Jaringan memiliki satu lapisan tersembunyi dengan 10 titik di dalam lapisan tersebut. Jaringan dipelajari dengan algoritma pemodelan *Quickprop*. Model dievaluasi dengan menggunakan nilai fitting R^2 , dan model terbaik dengan $R^2 = 0.9968$ dipilih. Selama evaluasi dan validasi model, disimpulkan bahwa model tersebut cocok secara signifikan dengan $R^2 = 0,9764$, yang lebih tinggi daripada model RSM (0,9446). Studi ini menyimpulkan bahwa dengan menggunakan langkah flokulasi tambahan, efisiensi penyisihan zat warna dapat ditingkatkan secara signifikan. Demikian pula, teknik pemodelan ANN telah terbukti berhasil mensimulasikan pengolahan berbagai polutan lain seperti endosulfan, limbah penyamakan minyak, dan pewarna azo asam (Lakshmi dan Sivashanmugam 2013, Mirsoleimani-Azizi dkk. 2015, Piuleac dkk. 2013, Taheri dkk. 2015).

Pemodelan EC dengan ANN hanya dilakukan oleh sejumlah kecil peneliti. Alasan dari sedikitnya penelitian ini adalah karena ANN baru ada sekitar 50 hingga 60 tahun, dan aplikasinya dalam sistem EC masih

sangat baru. Namun, alasan utama dari sedikitnya penelitian dalam pemodelan ANN adalah kurangnya pengetahuan statistik dan komputasi yang dibutuhkan untuk pengembangan ANN dan analisis data. Selain itu, simulasi ANN cukup mahal secara komputasi dan membutuhkan mesin komputasi berkinerja tinggi. Terlepas dari keterbatasan ini, ANN masih berfungsi sebagai alat yang ampuh untuk menghasilkan model prediktif dan menganalisis signifikansi relatif dari parameter operasional. Hanya masalah waktu bahwa dengan komputer canggih dan pelatihan peneliti yang memadai, ANN akan menjadi teknik pemodelan arus utama untuk peneliti untuk bekerja pada berbagai proses elektrokimia.

3.7.2. Studi Pemodelan dalam Elektro-Koagulasi menggunakan Response Surface Methodology

RSM merupakan salah satu teknik pemodelan yang paling disukai oleh berbagai peneliti. Menurut tinjauan literatur baru-baru ini, para peneliti telah mencoba memodelkan berbagai sistem EC (Hakizimana

et al. 2017). Alinsafi dkk. (2005) mempelajari EC pewarna tekstil aktif dan menerapkan RSM untuk mengoptimalkan penyisihan polutan pewarna. Parameter yang dipertimbangkan dalam penelitian ini adalah pH, waktu, dan intensitas arus. Tujuan pemodelan dalam penelitian ini adalah untuk mengembangkan persamaan yang dapat menjelaskan pengaruh parameter input terhadap hasil akhir proses. Model yang dikembangkan oleh RSM adalah persamaan orde dua, persamaan (3-15):

$$y = b_0 + b_1x_1 + b_2x_2 + b_{12}x_1x_2 + b_{13}x_1x_3 + b_{23}x_2x_3 + b_{123}x_1x_2x_3 \quad (4-15)$$

di mana, y = respons objektif; x_s = variabel independen; dan b_s = koefisien.

Model ini menghitung signifikansi setiap koefisien dan hasilnya menunjukkan bahwa koefisien b_0 , b_1 , dan b_3 signifikan pada tingkat kurang dari 5%, sedangkan koefisien interaksi b_{13} signifikan pada tingkat kurang dari 10%. Hasil ini berarti bahwa waktu reaksi (b_1), kerapatan arus (b_3), dan interaksi di antara keduanya merupakan faktor yang paling berpengaruh.

Penelitian ini membuat pengamatan yang berlawanan bahwa pH memiliki tingkat signifikan pada 85%, yang berarti bahwa pH bukanlah parameter yang penting. Menurut analisis ANOVA, model tersebut cocok 92% dengan data eksperimen. Setelah kesimpulan awal, penelitian ini selanjutnya mengoptimalkan dua parameter yang signifikan, yaitu densitas arus dan waktu elektrolisis, dengan model RSM dua faktor. Dengan menggunakan plot kontur 2D, disimpulkan bahwa penyisihan COD maksimum pada kisaran 90 hingga 120 menit, dengan kerapatan arus 12 mA/cm². Meskipun meningkatkan kerapatan arus dan waktu elektrolisis secara bersama-sama menghasilkan peningkatan dekolorisasi hingga 98%, target model adalah untuk mencapai dua tujuan secara bersamaan (yaitu, penyisihan COD dan dekolorisasi). Untuk menjalankan optimasi simultan, keinginan individu dari setiap target diberi nilai (d_i), dan kelayakan gabungan (D) dihitung untuk skenario yang berbeda melalui Persamaan (3-16):

$$D = (d_1 \times d_2 \times d_3 \dots d_m)^{1/m} \quad (3-16)$$

di mana D adalah nilai kelayakan gabungan, dan d_i adalah nilai kelayakan objektif individu (seperti dekolorisasi). Dengan menggunakan model tersebut, ditemukan bahwa kondisi optimum adalah 105 menit dan 12 mA/cm² memberikan penyisihan COD sebesar 35% dan penghilangan warna sebesar 92%.

Studi serupa dilakukan oleh Amani-Ghadim dkk. (2013) untuk menghilangkan zat warna azo (*reactive red 43* atau RR43). Para peneliti tersebut menggunakan konsep RSM untuk membandingkan pengembangan model dua elektroda yang berbeda, besi dan aluminium. Dua model kuadratik dikembangkan dengan menggunakan desain eksperimental yang diperoleh dari CCD. Model-model tersebut diuji untuk mengetahui ketidaksesuaiannya, dan signifikansi model dievaluasi dengan menggunakan uji *F Fisher*. Validasi statistik dari kedua model dikonfirmasi oleh nilai p yang rendah. Hasil penelitian menunjukkan bahwa nilai R^2 untuk model elektroda besi (EC-Fe) adalah 0,981, sedangkan

untuk aluminium (EC-Al) adalah 0,934. Model yang dioptimalkan memprediksi penyisihan 99,8% dan 99,99% untuk masing-masing EC-Fe dan EC-Al. Setelah percobaan validasi, hasil percobaan sangat mendukung model tersebut karena penyisihan eksperimental masing-masing adalah 98,90% dan 98,88%.

Potensi sebenarnya dari teknik pemodelan RSM terletak pada kenyataan bahwa teknik ini dapat mengatasi evaluasi interaksi antara parameter dan menyelesaikan masalah untuk mencapai dua optimasi simultan secara matematis. Studi yang dilakukan oleh Bhatti dkk. (2011b) memodelkan EC untuk menghilangkan Cr (VI) menggunakan menggunakan teknik RSM. Model yang dikembangkan berbentuk persamaan kuadrat (3-17):

$$\% \text{Penyisihan Cr(VI)} = 21,42 + 4,236V + 4,149t - 0,393V \times t - 0,091t^2 \quad (3-17)$$

dengan waktu dalam menit, dan volt dalam voltase. Studi ini menyimpulkan bahwa model tersebut cocok dengan koefisien regresi (R²) hingga nilai 0,976 dan dengan nilai *goodness-of-fit* sebesar 1,86% (dimana

hingga 5% dianggap sangat baik). Model memiliki rasio *signal-to-noise* (S/N) yang dapat diterima sebesar 34,17. Waktu dan tegangan memiliki efek berlawanan seperti yang ditunjukkan oleh koefisien negatif. Pengoptimalan model menyarankan 12,8 V dan 19,2 menit sebagai nilai optimum untuk menghasilkan penyisihan 51,9%. Ketika percobaan validasi dilakukan, penyisihan diperoleh sebesar 52%. Dengan mempertimbangkan konsumsi energi, persamaan kuadrat lain dikembangkan untuk memprediksi konsumsi energi, dan dua persamaan model diselesaikan untuk menemukan solusi optimal. Model tersebut menunjukkan bahwa 11 V dan 18,6 menit adalah parameter optimum untuk penyisihan Cr (VI) maksimum (50%) dan konsumsi energi paling sedikit (8,66 W jam). Percobaan validasi yang dilakukan memberikan penyisihan kromium sebesar 49,8% dengan konsumsi energi 8,60 W jam, yang sangat mendukung model prediksi.

Meskipun teknik RSM telah berperan penting dalam mengembangkan dan mengoptimalkan model prediktif untuk senyawa pewarna dan logam berat

dalam media sintesis, baru-baru ini, berbagai peneliti juga telah menerapkan teknik RSM pada matriks air limbah nyata seperti air limbah pengolahan ayam (Thirugnanasambandham dkk. 2014a), air limbah abu-abu (Karichappan dkk. 2014), air limbah industri pulp dan kertas berbahan baku ampas tebu (Thirugnanasambandham dkk. 2015), dan air limbah industri pengolahan telur (Thirugnanasambandham dkk. 2016). Karichappan dkk. (2014) menerapkan teknik RSM untuk mengembangkan model prediktif untuk memprediksi COD, total padatan (*total suspended, TS*), dan *fecal coliform* (FC) dalam sistem pengolahan air limbah berwarna abu-abu. Tiga model kuadratik yang berbeda dirancang menggunakan BBD dengan pH awal, kerapatan arus, jarak elektroda, dan waktu elektrolisis sebagai parameter model. Dua puluh sembilan percobaan dilakukan untuk mengembangkan dan menyesuaikan model akhir. Kecukupan model diverifikasi dengan memplotkan data eksperimen versus prediksi yang mendekati garis $y = x$. Selanjutnya, analisis ANOVA dilakukan, dan ditemukan bahwa nilai

F Fisher dan nilai p menunjukkan signifikansi statistik yang tinggi dari koefisien model. Model dengan parameter individu dan koefisien interaksi divisualisasikan dalam grafik 3D untuk mempelajari pengaruh masing-masing parameter. Untuk mendapatkan parameter proses yang optimal, ketiga tujuan, TS, COD, dan FC, digabungkan dengan optimasi metodologi fungsi yang diinginkan Derringer [dijelaskan sebelumnya dalam Persamaan (3-15)]. Berdasarkan proses optimasi, nilai akhir dari parameter adalah pH 7, kerapatan arus 20 mA/cm², jarak elektroda 50 mm, dan waktu proses 20 menit. Eksperimen validasi mengkonfirmasi ketangguhan hasil akhir eksperimen dengan persentase penyisihan TS, COD, dan FC masing-masing sebesar 99,87%, 95,47%, dan 97,15%, yang mendekati nilai prediksi sebesar 98,45%, 94,75%, dan 96,34%. Pada tahun-tahun berikutnya, kelompok penelitian yang sama melakukan berbagai matriks air limbah sebenarnya dengan menggunakan strategi yang sama dan berhasil menunjukkan bahwa matriks air limbah sebenarnya yang kompleks sekalipun dapat

dimodelkan secara andal untuk proses EC menggunakan teknik RSM.

Teknik pemodelan RSM telah menjadi teknik yang paling diminati karena kesederhanaan dan alat yang mudah tersedia untuk melakukan data desain eksperimental analisis. Analisis pustaka menunjukkan bahwa saat ini para peneliti berfokus pada matriks air limbah, tetapi sangat sedikit yang mempelajari air permukaan atau air tanah untuk penggunaan air minum (Behloul dkk. 2013, Karichappan dkk. 2013, Kobya dkk. 2014, Lakshmi dan Sivashanmugam 2013, Orssatto dkk. 2017, Shankar dkk. 2013, Zodi dkk. 2010).

Air tanah atau air permukaan untuk penggunaan air minum membutuhkan kondisi pengolahan yang sangat sederhana. Besi dan aluminium adalah dua yang paling banyak disukai atau hampir satu-satunya elektroda yang digunakan dalam teknik EC. Alasan untuk memilih Fe dan Al adalah keefektifan biaya dan potensinya untuk secara reaktif menghasilkan kation multivalen dalam berbagai bentuk terkoordinasi (ion atau hidroksida). Sifat dasar matriks air limbah

mempengaruhi efisiensi pengolahan. Misalnya, dalam kasus air limbah ragi roti, air limbah penyulingan, air limbah pistachio, dan lindi TPA, efisiensi penyisihan COD dengan kondisi yang paling optimal adalah 41% (Arulmurugan et al. 2007), 52,2% (Gengec et al. 2012), 57,4% (Un et al. 2014), dan 60,5% (Moulai-Mostefa et al. 2013). Beberapa matriks air limbah yang kompleks ada, yang menunjukkan efisiensi pengolahan lebih dari 90%. Misalnya, air limbah limbah ampas tebu, air limbah pemotongan logam, air limbah penggilingan padi, dan air limbah whey keju memiliki efisiensi pengolahan masing-masing sebesar 98%, 88,43%, 97%, dan 86,4%. RSM telah menjadi alat pemodelan yang sangat bermanfaat untuk mengembangkan model prediktif yang kuat pada beberapa matriks air limbah yang berbeda. RSM dapat dengan mudah mensimulasikan proses EC untuk berbagai skema pengolahan. Dengan menggunakan RSM, solusi yang dioptimalkan untuk suatu proses dapat diperoleh dengan cara tercepat dengan jumlah percobaan terkecil. Optimasi multiobjektif RSM dapat dengan mudah dilakukan

untuk menemukan ruang solusi yang paling efektif pada sistem EC. RSM akan terus menjadi salah satu teknik pemodelan yang diminati di masa mendatang.

Meskipun RSM dan ANN memberikan prediksi yang paling andal dan kuat untuk sistem EC, para peneliti juga telah mencoba pemodelan matematika melalui pendekatan lain seperti model fenomenologis, model berdasarkan elektrokimia kinetika, adsorpsi, dinamika fluida komputasi, flokulasi, pengapungan, dan pengendapan. Model-model ini memberikan lebih banyak wawasan tentang proses dan mekanisme tindakan untuk menghilangkan polutan selama EC. Model-model ini relatif sederhana dan membutuhkan lebih sedikit daya komputasi dalam menyelesaikan persamaan. Model-model ini juga cukup berguna untuk prediksi yang lebih cepat atau pengembangan kumpulan data. Teknik-teknik ini dapat dikombinasikan dengan teknik RSM dan ANN untuk akurasi yang lebih tinggi.

3.8. Kinetika Elektro-Koagulasi

Dalam istilah fenomenologi, EC adalah proses dari dua peristiwa yang terjadi secara bersamaan: (1) pembentukan flok senyawa logam terhidroksilasi (Fe/Al), dan (2) adsorpsi polutan di dalam flok-flok ini. Banyak peneliti mencoba memodelkan kinetika EC dengan menggunakan persamaan matematis. Berdasarkan penelitian (Mameri et al. 1998), persamaan kinetika defluorinasi mengikuti jalur eksponensial, membuat laju fluorida merupakan peristiwa kinetika orde pertama. Demikian pula, para peneliti (Balasubramanian dkk. 2009, Chitra dan Balasubramanian 2010, Ouaisa dkk. 2014) telah mencoba untuk menggambarkan secara matematis peristiwa penyisihan polutan dengan menggunakan persamaan kinetika orde- n .

$$\frac{dC}{dt} = KC^n \quad (3-18)$$

dimana C = konsentrasi awal polutan; K = konstanta laju reaksi; n = orde reaksi.

Balasubramanian dkk. (2009) melaporkan bahwa laju penyisihan arsenik adalah persamaan orde pertama semu (*pseudo first-order*) (konsentrasi adsorben diasumsikan konstan), seperti yang ditunjukkan pada Persamaan berikut.

$$\log \frac{C}{C_i} = -kt \quad (3-19)$$

Konstanta laju dapat dihitung secara grafis dengan memplot $\log (C/C_i)$ versus waktu. Berbagai peneliti juga telah menggunakan persamaan empiris untuk memodelkan penurunan polutan. Yehya dkk. (2014) ketika mempelajari penyisihan fluorida melakukan analisis regresi ganda dengan menggunakan paket statistik untuk ilmu-ilmu sosial (SPSS) guna mengembangkan model empiris untuk memprediksi konstanta laju. Hasil penelitian menunjukkan bahwa konstanta laju eksperimental dan konstanta laju yang diprediksi memiliki kesesuaian yang kuat. Dengan menggunakan konstanta laju prediksi (persamaan empiris), para penulis berhasil menyajikan persamaan

model untuk menghitung persentase penyisihan fluorida:

$$E_t = 1 - e^{-10^{-5}[5.9(I/V) - 37.1(C_0) - 82.1(d) + 2746.4]t} \quad (3-20)$$

di mana

E_t = Efisiensi defluoridasi setiap saat (%),

C_0 = Konsentrasi fluorida awal (mg/L),

I/V = Konsentrasi arus (A/m³),

d = Jarak antara elektroda (mm), dan

T = Waktu elektrolisis (menit).

Chitra dan Balasubramanian (2010) mengusulkan model kinetik orde pertama semu untuk penyisihan polutan:

$$q_t = \frac{V(COD_e - COD_t)}{m} \quad (3-21)$$

$$\frac{dq_t}{dt} = k_1(q_e - q_t) \quad (3-22)$$

di mana q_t adalah jumlah polutan yang dihilangkan pada setiap waktu t . Huruf e mengacu pada nilai kesetimbangan polutan.

Terkadang, sistem tidak mengikuti kinetika orde satu tetapi mengikuti kinetika orde dua, yang dapat dinyatakan sebagai

$$\frac{dq_t}{dt} = k_2 (q_e - q_t)^2 \quad (3-23)$$

Penyelesaian Persamaan (3-22) dan (3-23) dengan menggunakan aturan normal kalkulus integral akan memberikan solusi dalam bentuk Persamaan (3-24) untuk kinetika orde satu dan (3-25) untuk kinetika orde dua:

$$\log(q_e - q_t) = \log q_e - \frac{k_1}{2.303} t \quad (3-24)$$

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{k_2 q_e^2} + \frac{1}{q_e} t \quad (3-25)$$

Nilai untuk konstanta laju dapat dengan mudah dihitung secara grafis. Untuk persamaan orde pertama, grafik $\log (q_e - q_t)$ vs waktu dapat memberikan nilai konstanta laju. Demikian pula, untuk persamaan orde dua [Persamaan (3-25)], grafik antara t/q_t dan t dapat diselesaikan untuk nilai konstanta laju. Untuk mencapai penghilangan polutan secara maksimal, para peneliti berupaya untuk memaksimalkan laju konstanta laju

dengan memvariasikan parameter operasional yang berbeda.

Peneliti lain telah menerapkan model yang dikembangkan untuk fenomena adsorpsi yang berbeda pada EC karena adanya kesamaan yang mencolok dalam prinsip dan mekanisme penyisihan polutan dalam EC. Model Elovich, yang awalnya dikembangkan untuk menggambarkan kinetika kemisorpsi gas heterogen pada permukaan padat, telah diterapkan pada EC oleh Ouaisa dkk. (2014) untuk mempelajari penyisihan senyawa tetrasiklin, sebuah senyawa obat kimia (antibiotik). Serupa dengan model kinetik yang telah dijelaskan sebelumnya, bentuk linear dari model ini terlihat mirip dengan persamaan berikut:

$$q_t = \left(\frac{1}{\beta} \right) \ln \frac{\alpha}{\beta} + \frac{1}{\beta} \ln t \quad (3-26)$$

Ouaisa dkk. (2014) menerapkan model kinetik yang berbeda (orde pertama, orde kedua kedua, model Elovich, dll.) untuk menggambarkan penghilangan tetrasiklin. Hasilnya menunjukkan bahwa di antara

semua model, persamaan kinetik orde dua paling cocok untuk penghilangan tetrasiklin oleh EC.

3.9. Berbagai Model Matematika untuk Elektro-Koagulasi

3.9.1. Model Adsorpsi

Model adsorpsi telah banyak digunakan untuk menggambarkan proses EC. Berbagai isoterm adsorpsi yang berbeda dapat diterapkan pada EC. Isoterm yang berbeda model adalah (1) isoterm Langmuir, (2) isoterm Freundlich, dan (3) isoterm Langmuir-Freundlich. Persamaan karakteristik untuk model-model isoterm ini ditunjukkan pada Persamaan (4-27) hingga (4-29):

Isoterm Langmuir

$$q_e = q_{\max} \left(\frac{K_L C_e}{1 + K_L C_e} \right) \quad (3-27)$$

Isoterm Freundlich

$$q_e = K_f C_e^{1/p} \quad (3-28)$$

Isoterm Langmuir-Freundlich

$$q_e = q_{\max} \left(\frac{K_{LF} C_e^n}{1 + K_{LF} C_e^n} \right) \quad (3-29)$$

di mana q_e dan q_{max} masing-masing adalah kesetimbangan dan jumlah maksimum polutan yang teradsorpsi per satuan massa adsorben. K_L , K_f , dan K_{L-F} adalah konstanta untuk isotherm Langmuir, Freundlich, dan Langmuir-Freundlich. Sebuah metode baru yang disebut kinetika orde variabel (*variable order kinetics*, VOK) yang menggabungkan hukum elektrolisis Faraday dan model adsorpsi secara bersamaan (Hu et al. 2007) telah digunakan oleh berbagai peneliti untuk memodelkan penyisihan polutan seperti fluorida. Bentuk kinetik dari model ini diberikan dalam Persamaan (3-30):

$$-\frac{dC_t}{dt} = \varnothing_m q_e \frac{dM_{tot}}{dt} \quad (3-30)$$

di mana \varnothing_m adalah efisiensi kompleksasi fluorida (polutan) dengan aluminium (elektroda). M_{tot} adalah jumlah aluminium yang dihasilkan oleh proses elektrolisis, yang dapat diberikan oleh hukum Faraday [(Persamaan (4-31))]:

$$\frac{dM_{tot}}{dt} = \varnothing \frac{I}{Z F V} \quad (3-31)$$

Model VOK dapat dengan mudah disubstitusikan ke dalam isoterm adsorpsi [Persamaan (3-27) hingga (3-29), substitusi q_e] untuk menghasilkan persamaan model gabungan [Persamaan (3-32) hingga (3-34)]:

Langmuir-VOK

$$\frac{dC_t}{dt} = \emptyset_m \emptyset \frac{I}{Z_{FV}} q_{\max} \left(\frac{K_L C_e}{1 + K_L C_e} \right) \quad (3-32)$$

Freundlich-VOK

$$\frac{dC_t}{dt} = \emptyset_m \emptyset \frac{I}{Z_{FV}} K_f C_e^{1/p} \quad (3-33)$$

Langmuir–Freundlich-VOK

$$\frac{dC_t}{dt} = \emptyset_m \emptyset \frac{I}{Z_{FV}} q_{\max} \left(\frac{K_{LF} C_e^n}{1 + K_{LF} C_e^n} \right) \quad (3-34)$$

Banyak versi lain dari isoterm adsorpsi yang telah dikembangkan oleh para peneliti untuk menjelaskan efek yang berbeda seperti interaksi adsorben-adsorben. Isoterm Temkin (Temkin dan Pyzhev, 1940) adalah salah satu model yang dikembangkan untuk menjelaskan interaksi adsorben/adsorbat pada isoterm, dan berikut ini adalah bentuk yang disarankan:

$$q_e = B \ln A + B \ln C_e \quad (3-35)$$

di mana $B = RT/b$, dan A dan B adalah konstanta Temkin. Sebuah grafik q_e versus $\ln C_e$ dapat digunakan untuk menentukan nilai konstanta-konstanta ini. Sebuah studi yang dilakukan oleh Chitra dan Balasubramanian (2010) membandingkan tiga isoterm adsorpsi utama untuk menggambarkan pengolahan limbah industri tekstil. Di antara isoterm Langmuir, Freundlich, dan Temkin, isoterm Langmuir paling cocok dengan data EC untuk pengolahan tekstil limbah.

Hu dkk. (2007) mempelajari defluoridasi menggunakan model gabungan ini dan menemukan bahwa model Langmuir-VOK menggambarkan proses EC secara memuaskan. Isoterm adsorpsi juga diselidiki oleh Balasubramanian dkk. (2009) untuk penyisihan arsenik. Studi yang telah dilakukan menyimpulkan bahwa isoterm Langmuir standar lebih sesuai daripada isoterm Freundlich untuk elektroda aluminium dan baja. Sebuah studi yang dilakukan oleh Chou dkk. (2010) juga membandingkan model adsorpsi yang berbeda

untuk pengolahan air limbah pemolesan mekanik kimia oksida dari industri semikonduktor. Hasilnya menunjukkan bahwa di antara isotherm Freundlich dan Langmuir, isotherm Freundlich lebih cocok dengan data eksperimen.

3.9.2. Komputasi Dinamika Fluida dan Elektro-Koagulasi

Para peneliti juga telah menerapkan konsep komputasi dinamika fluida (*computational fluid dynamics, CFD*) untuk mengkarakterisasi proses EC yang berkesinambungan. Studi semacam itu dapat membantu menyederhanakan asumsi yang terlalu rumit dari berbagai model kinetika (seperti pencampuran seragam) untuk memahami proses secara mekanis. CFD dapat membantu memahami efek pencampuran, rheologi, perpindahan massa, dan sifat hidrodinamika lainnya pada EC.

Simulasi peristiwa elektrokimia yang berbeda dilakukan dengan berbagai persamaan matematis untuk massa, momentum, energi, potensial listrik, dan

distribusi spasial saat ini. Karakteristik aliran sel aliran EC dapat berupa laminar atau turbulen. Solusi matematis untuk keseimbangan massa (dalam koordinat Cartesian) diberikan oleh persamaan kontinuitas berikut [Persamaan (3-36)]:

$$\frac{\partial \rho}{\partial t} + \rho \frac{\partial u_i}{\partial x_i} = 0 \quad (3-36)$$

di mana ρ adalah massa jenis fluida, dan u_i adalah vektor kecepatan. Persamaan momentum biasanya dijelaskan oleh persamaan *Reynolds-Averaged-Navier-Stokes* (RANS) secara umum:

$$\frac{\partial \rho u_i}{\partial t} + \frac{\partial \rho u_i u_j}{\partial x_j} = \frac{\partial p}{\partial x_i} + \frac{\partial}{\partial x_i} \left(\mu \frac{\partial u_i}{\partial x_j} \right) + \frac{\partial}{\partial x_j} (-\rho u_i' u_j') + \rho g_i \quad (3-$$

37)

di mana

u' = Kecepatan turbulen,

p = Tekanan, dan

μ = Viskositas kinematik.

Demikian pula, untuk spesies ion yang berbeda atau entitas kimia apa pun, kekekalan massa diberikan oleh Persamaan (3-38):

$$\frac{\partial C_i}{\partial t} = -\nabla N_i + R_i \quad (3-38)$$

di mana

C_i = Konsentrasi rata-rata;

N_i = Fluks jenis kimia karena konveksi aliran fluida; dan

R = Istilah laju reaksi.

N_i dapat dihitung dengan menerapkan persamaan Nernst-Planck [Persamaan (3-39)]:

$$N_i = C_i u - Z_i u_{m,i} F C_i \nabla \phi - D_i \nabla C_i \quad (3-39)$$

di mana

Z_i = Nomor muatan,

u = Kecepatan,

$u_{m,i}$ = Mobilitas spesies I, dan

D_i = Koefisien difusi.

Lu dkk. (2017) memodelkan distribusi berbagai jenis ionik yang dihasilkan selama proses EC dalam sel aliran EC (panjang 30 cm dengan aliran masuk dan keluar yang kontinu). Studi tersebut menyimpulkan bahwa konsentrasi Al^{3+} dan OH^- tidak berubah-ubah di sepanjang arah aliran. Konsentrasi ion yang tinggi ditemukan di sekitar elektroda. Distribusi yang sama

diamati untuk spesies aluminium hidroksida. Penelitian ini lebih lanjut menyelidiki distribusi spasial H^+ dan OH^- dan menyimpulkan bahwa dalam proses EC, tiga front pH dapat dilayani, yaitu, front asam (didominasi oleh H^+), front basa (didominasi oleh OH^-), dan lapisan penyangga (*buffering front*). Keberadaan lapisan permukaan ini akan menentukan pH keseluruhan area (*pH front*), yang pada gilirannya dapat mempengaruhi sifat muatan pada spesies kimia. Jumlah ion hidronium dan hidroksil berbanding lurus dengan kerapatan arus, tetapi bentuk dan ukuran pH depan ternyata tidak bergantung pada kerapatan arus. Sebagian besar $Al(OH)_3$ dihasilkan di bagian depan penyangga saluran EC. Dengan demikian, penelitian ini dengan jelas menunjukkan distribusi spasial, dan jumlah flok hidroksida aluminium dikontrol oleh transfer massa dan reaksi hidrolisis dalam jalur EC.

Distribusi arus adalah faktor utama lain yang dapat mempengaruhi efisiensi EC dan penggunaan energi. Dalam studi CFD, distribusi arus dan potensial dikategorikan (Ferziger dan Peric 2012) menjadi tiga

jenis: (1) primer, (2) sekunder, dan (3) tersier. Distribusi primer tidak memperhitungkan transfer muatan pada elektroda karena potensi berlebih yang dapat diabaikan dan adanya gradien konsentrasi. Distribusi sekunder mempertimbangkan kelebihan potensial aktivasi di mana transfer muatan terjadi pada permukaan elektroda tetapi masih mengabaikan kelebihan potensial karena adanya gradien konsentrasi. Dalam distribusi tersier, ketika ada gradien konsentrasi di dekat elektroda karena penerapan arus tinggi di atas nilai pembatas, ada superimposisi dari potensi berlebih konsentrasi pada potensi berlebih aktivasi.

Keseragaman distribusi arus sering dinyatakan sebagai fungsi dari bilangan tak berdimensi Wagner [diberikan dalam Persamaan (3-40) dan (3-41)].

$$W_a = \frac{K}{L} \frac{\partial n}{\partial i} \quad (3-40)$$

$$\nabla^2 \phi = 0 \quad (3-41)$$

dimana

$\partial n / \partial i$ = Kemiringan polarisasi anodik; K = Konduktivitas elektrolit, dan L = Panjang sistem.

CFD telah berhasil digunakan untuk mempelajari fenomena hidrodinamika dalam sel EC, seperti penyaluran, resirkulasi internal, dan zona kosong. Studi CFD dapat membantu meningkatkan desain reaktor untuk mendapatkan parameter operasional yang dioptimalkan dan meningkatkan efisiensi sistem. Vázquez dkk. (2012) mempelajari distribusi arus dalam sel elektrokimia. Studi tersebut menunjukkan bahwa arus dan tegangan tidak terdistribusi secara seragam dalam sel konvensional. Tepi elektroda memiliki sebuah kepadatan listrik yang relatif tinggi, yang dapat menghasilkan efek zona lokal dalam kepadatan arus yang lebih rendah dan lebih tinggi di zona yang berbeda. Studi teoritis tentang distribusi kerapatan arus dapat membantu dalam merancang reaktor EC yang efisien. Studi ini menyimpulkan bahwa peningkatan distribusi kerapatan arus dalam EC dapat menghasilkan peningkatan penggunaan energi, dan model yang berbeda dapat digunakan untuk meminimalkan konsumsi energi. Meskipun CFD memiliki potensi besar untuk melakukan studi teoritis-eksperimental

terintegrasi untuk meningkatkan desain dan peningkatan sel EC. Kekurangan dari CFD adalah bagian komputasi membutuhkan keahlian dan pelatihan yang tinggi untuk menjalankan dan menganalisis data. Waktu komputasi yang diperlukan untuk simulasi mengharuskan penggunaan perangkat komputasi yang kuat (komputer). Pengembangan komputer secara simultan akan menyelesaikan masalah ini di masa depan.

3.9.3. Model Matematika Elektro-Koagulasi dengan Kinetika Reaksi

Pemodelan pemisahan polutan dan agen koagulasi EC telah menjadi sangat sangat diperlukan (Canizares et al. 2008a, b). Dari perspektif ini, dua proses utama yang terjadi selama EC adalah (1) pengendapan ion secara langsung, dan (2) pengikatan ion anorganik dalam flok Fe/Al. Menurut berbagai penelitian, polutan molekul diperkirakan sebagai berikut:

$$AP_0 = AP_1 + AP_2 + AP_3 + AP_4$$

(3-42)

di mana AP (*anionic pollutant*) 1, 2, 3, 4, dan 0 masing-masing adalah refraktori, pengendapan langsung yang dapat dihilangkan, pengendapan yang dapat dihilangkan, anion sisa yang dapat dihilangkan, dan anion total. Hal ini mengimplikasikan bahwa, dengan EC, ion yang dihilangkan akan terdiri dari AP₂ dan AP₃ (AP_e terhilangkan). Peristiwa pengendapan langsung dianggap sebagai reaksi kesetimbangan yang diberikan oleh Persamaan (3-43):



di mana n adalah koefisien pengendapan langsung, dan bervariasi dengan jenis muatan yang ada dalam larutan. K_1 adalah konstanta kesetimbangan. Karena $AP_2 = n \times M_4$, K_1 dapat dihitung sebagai $k = AP_2 / M_3 \times AP_4$. Demikian pula, reaksi pengikatan dapat dianggap sebagai reaksi kesetimbangan lain [Persamaan (4-44)]:



Dengan menyelesaikan AP₄, kita bisa mendapatkan Persamaan (3-45):



dan

$$AP_4 = \frac{AP_0 - AP_1 - mM_1}{1 + k_1 \cdot M_3} \quad (3-46)$$

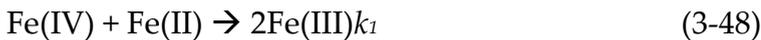
dan

$$M_3 = \frac{M_0 / \alpha - M_1 - M_2}{1 + (k_1 AP_4 / n)} \quad (3-47)$$

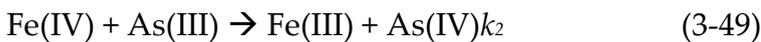
Model fenomenologi ini telah digunakan oleh Lacasa dkk. (2013) untuk menghilangkan arsenat menggunakan EC. Penelitian ini menguji kesesuaian model dan menemukan bahwa model tersebut dapat digunakan secara konsisten dengan koefisien regresi (R^2) > 0,9. Studi ini selanjutnya menggunakan model tersebut untuk mensimulasikan perlakuan yang luas berbagai konsentrasi As oleh EC dan meminimalkan biaya pengolahan. Demikian pula, Canizares dkk. (2008) mengembangkan model untuk menghilangkan pewarna tekstil dan mengolah limbah dari industri tekstil. Penelitian ini menggunakan model yang telah dikembangkan sebelumnya dengan suspensi Kaolin (Canizares et al. 2008). Dengan menggunakan konsentrasi aluminium dan polutan (dalam hal

kekeruhan), model ini menggunakan persamaan kesetimbangan semu untuk mengkarakterisasi peristiwa koagulasi dan pemisahan dalam sistem EC. Model ini sesuai dengan data validasi eksperimental dengan koefisien regresi keseluruhan (R^2) sebesar 0,92. Li dkk. (2012) mengembangkan model kinetik kimia untuk penyisihan arsenik dengan menggunakan berbagai reaksi kimia yang diperkirakan terjadi selama proses EC [Persamaan (3-48) hingga (3-53)]:

Oksidasi Fe (II):



Reduksi Fe (IV) menggunakan A (III):



Fe(IV) digunakan dalam kedua proses yang dijelaskan di atas. Dengan demikian, untuk menentukan fraksi Fe (IV) untuk setiap tujuan, model ini mengusulkan agar fraksi tersebut dapat dihitung menggunakan persamaan berikut:

$$R_{\text{Fe(IV)} \rightarrow \text{As(III)}} = \frac{1}{1 + k_1 [\text{Fe(II)}] / k_2 [\text{As(III)}]} \quad (3-50)$$

Dengan menggunakan persamaan yang disebutkan di atas, model ini menghitung laju oksidasi As(III) oksidasi sebagai

$$\begin{aligned} \frac{d[As(III)]_{oksidasi}}{dt} &= R \times \frac{d[Fe(IV)]_{oksidasi}}{dt} \\ &= \frac{\beta}{1 + (k_1[Fe(II)] / k_2[As(III)])} = \frac{d[Fe(II)]_{oksidasi}}{dt} \end{aligned} \quad (3-51)$$

Laju oksidasi Fe(II) diberikan oleh $d[Fe(II)]_{oksidasi}/dt = -k_{app} = [Fe(II)][O_2]$. Konstanta laju semu (K_{app}) sebagian besar dipengaruhi oleh spesiasi Fe(II) dengan pH yang sesuai, dan sama dengan jumlah tertimbang dari laju oksidasi semua jenis larutan Fe(II) yang mungkin. Adsorpsi arsenat diberikan oleh

$$[As(III)] = \frac{q_{max} [Fe(III)] K_{As(III)} [As(III)]}{1 + K_{As(III)} + K_{As(V)} [As(V)] + K_p [P] + K_i [Si]} \quad (3-52)$$

di mana

q_{max} = Kapasitas adsorpsi; Fe(III) = Konsentrasi HFO; dan $K_{As(III)}$, $K_{As(V)}$, K_p , dan K_{Si} = Konstanta kesetimbangan adsorpsi untuk adsorpsi kompetitif masing-masing As(III), As(V), P, dan Si.

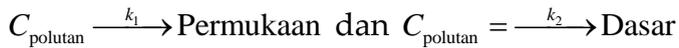
Dengan menyelesaikan persamaan yang diusulkan dalam model, konsentrasi akhir As(III)

setelah perlakuan dapat dihitung dengan mudah, yaitu, As(III) akhir = awal-teroksidasi-teradsorpsi. Li dkk. (2012) melakukan beberapa percobaan untuk mendapatkan nilai parameter model dan kemudian memvalidasinya menggunakan hasil percobaan tersebut. Hasil penelitian menunjukkan kesesuaian yang cukup baik antara nilai prediksi dan eksperimen. Model ini berhasil memberikan dosis besi minimal yang dibutuhkan untuk pengolahan yang layak, dan dengan demikian, dapat membantu upaya-upaya yang bertujuan untuk meminimalkan biaya.

3.9.4. Pemodelan Elektro-Koagulasi dengan Fenomena Flotasi dan Pengendapan

Pengendapan dan pengapungan adalah dua fenomena fisik berlawanan yang terjadi dalam sistem Sistem EC. Pengendapan disebabkan oleh flok hidroksida logam yang mengikat polutan, sedangkan pengapungan disebabkan oleh interaksi fisik antara gas produk sampingan (hidrogen atau oksigen) dari reaksi elektrolisis. Holt dkk. (2005) menggambarkan sebuah

model untuk menjelaskan kedua fenomena ini. Studi ini mengasumsikan bahwa penghilangan polutan dalam larutan curah (bulk) mengikuti kinetika orde pertama:



(3-53)

Oleh karena itu, laju penyisihan polutan (r_{poll}) akan menjadi

$$r_{\text{poll}} = -\frac{dC_{\text{poll}}}{dt} = k_1 C_{\text{poll}} + k_2 C_{\text{poll}} = (k_1 + k_2) C_{\text{poll}} \quad (3-54)$$

Konstanta laju (k_1 dan k_2) dapat ditentukan dari analisis data eksperimental. Dalam cairan curah, setelah flok lebih berat daripada media air, flok akan mulai mengendap. Pengendapan flok lumpur telah dimodelkan oleh berbagai peneliti. Model-model ini terdiri dari berbagai varian seperti model daya, model eksponensial, model eksperimental Cho, model orde tiga, model orde empat, dan model eksponensial kompleks Cho. Meskipun model-model tersebut telah diterapkan secara berkala untuk memberikan estimasi, model-model ini tidak terlalu tepat karena mengabaikan fakta bahwa sistem mengalami banyak hambatan dari

naiknya gelembung gas dan gangguan akibat medan listrik. Rincian dari model-model ini dapat ditemukan dalam karya Hakizimana dkk. (2017).

3.9.5. Pemodelan Elektro-Koagulasi Menggunakan Flokulasi

Di antara berbagai proses yang terjadi di dalam sel EC, pembentukan dan agregasi flok adalah yang paling utama. Flokulasi partikel terjadi karena tabrakan dua atau lebih partikel berdasarkan gerakan Brown, aliran konvektif cairan curah, dan medan gravitasi. Laju tumbukan antara dua partikel dapat dimodelkan sebagai fungsi frekuensi tumbukan, konsentrasi partikel, dan ukuran partikel (Thomas et al. 1999). Beberapa laporan mengusulkan model yang sangat disederhanakan dalam sistem reaktor yang diidealkan, tetapi model tersebut jarang dapat diterapkan pada sistem kehidupan nyata. Oleh karena itu, model yang baru dan lebih baik diperlukan untuk memodelkan flokulasi dalam sistem EC. Teori fraktal (*fractal*) dapat mengkuantifikasi sistem yang tidak teratur, dan

didasarkan pada perilaku hukum pangkat (Bushell dkk. 2002) dan secara matematis dinyatakan dengan Persamaan (3-55):

$$M \propto r^{D_f} \quad (3-55)$$

Dimana M = Massa, r = Jari-jari, dan D_f = Dimensi fraktal massa.

Nilai dimensi fraktal berkisar antara 1 hingga 3. Nilai D_f bervariasi dengan dimensi partikel, dan diukur dengan sebaran, analisis gambar, dan kecepatan sedimentasi. Teori fraktal belum pernah digunakan dalam EC, kecuali dalam beberapa penelitian. Argaman dan Kaufman (Ofir et al. 2007) mempelajari keseluruhan model kinetik flokulasi dengan mengintegrasikan laju pemecahan flok dalam turbulen pencampuran. Penelitian lebih lanjut dapat membantu dalam memahami perkembangan flok dalam EC dan karakteristik geometrisnya untuk mengoptimalkan pengendapan dan memperpendek waktu pemisahan pengendapan.

3.10. Kesimpulan

Pemodelan dalam EC dilakukan dengan berbagai teknik seperti ANN dan RSM dan dengan menggunakan model fenomenologis seperti adsorpsi, flokulasi, pengapungan, dinamika fluida komputasi, dan kinetika reaksi elektrokimia. Semua model ini telah diterapkan pada sistem EC dan menghasilkan prediksi yang dapat diandalkan, meskipun RSM dan ANN tampaknya merupakan teknik yang paling disukai dan paling kuat untuk pengembangan model. Teknik pemodelan lainnya (model fenomenologis) adalah model cepat yang dapat dikembangkan, tetapi menunjukkan kekuatan prediksi dan kepastian yang lebih rendah dibandingkan dengan ANN dan RSM. Dalam model yang didasarkan pada fenomena, sering terjadi penyederhanaan yang berlebihan untuk memudahkan penghitungan, yang membuat model-model tersebut jauh dari kenyataan. Meskipun model-model ini dapat membuat prediksi yang lebih cepat, model-model ini tidak bisa dipercaya untuk desain geometri reaktor dengan skala besar dan

kompleks. Untuk mengembangkan model yang paling akurat, disarankan untuk memilih model yang paling realistis (dari CFD dan model fenomenologis lainnya) dan penerapannya bersama-sama untuk memodifikasi dan memperlakukan data yang diperoleh dari ANN atau RSM untuk mencapai akurasi dan presisi yang lebih tinggi dalam prediksi data. Teknik pemodelan dari disiplin ilmu lain seperti dinamika fluida, sistem padat-cair, dan elektrokimia dapat disatukan untuk mengembangkan satu rangkaian teknik pemodelan gabungan yang dapat mengakomodasi efek yang terabaikan oleh keterbatasan yang ditimbulkan oleh satu model tunggal. Kemajuan lebih lanjut dalam alat komputasi dan ketersediaan pelatihan keterampilan tinggi dapat membantu meningkatkan teknik pemodelan dan mungkin mengarah pada peningkatan jumlah peneliti yang menerapkan teknik pemodelan ini untuk EC.

3.11. Referensi

- Aber, S., Amani-Ghadim, A. R., & Mirzajani, V. (2009). Removal of Cr(VI) from polluted solutions by electrocoagulation: Modeling of experimental results using artificial neural network. *Journal of Hazardous Materials*, 171(1), 484–490. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.06.025>
- Alinsafi, A., Khemis, M., Pons, M. N., Leclerc, J. P., Yaacoubi, A., Benhammou, A., & Nejmeddine, A. (2005). Electro-coagulation of reactive textile dyes and textile wastewater. *Chemical Engineering and Processing: Process Intensification*, 44(4), 461–470. <https://doi.org/10.1016/j.cep.2004.06.010>
- Amani-Ghadim, A. R., Aber, S., Olad, A., & Ashassi-Sorkhabi, H. (2013). Optimization of electrocoagulation process for removal of an azo dye using response surface methodology and investigation on the occurrence of destructive side reactions. *Chemical Engineering and Processing: Process Intensification*, 64, 68–78. <https://doi.org/10.1016/j.cep.2012.10.012>

- Arulmurugan, A., Kumaran, C., Ramamurthy, T., & Subramanian, B. (2007). Degradation of textile effluent by electro coagulation technique. *Bulletin of Electrochemistry*, 23, 247–252.
- Balasubramanian, N., Kojima, T., & Srinivasakannan, C. (2009). Arsenic removal through electrocoagulation: Kinetic and statistical modeling. *Chemical Engineering Journal*, 155(1), 76–82. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2009.06.038>
- Bezerra, M. A., Santelli, R. E., Oliveira, E. P., Villar, L. S., & Escaleira, L. A. (2008). Response surface methodology (RSM) as a tool for optimization in analytical chemistry. *Talanta*, 76(5), 965–977. <https://doi.org/10.1016/j.talanta.2008.05.019>
- Bhatti, M. S., Kapoor, D., Kalia, R. K., Reddy, A. S., & Thukral, A. K. (2011). RSM and ANN modeling for electrocoagulation of copper from simulated wastewater: Multi objective optimization using genetic algorithm approach. *Desalination*, 274(1), 74–80. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2011.01.083>

- Bhatti, M. S., Reddy, A. S., Kalia, R. K., & Thukral, A. K. (2011). Modeling and optimization of voltage and treatment time for electrocoagulation removal of hexavalent chromium. *Desalination*, 269(1), 157–162. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2010.10.055>
- Bishop, C. M. (1995). *Neural Networks for Pattern Recognition*. Clarendon Press.
- Bushell, G. C., Yan, Y. D., Woodfield, D., Raper, J., & Amal, R. (2002). On techniques for the measurement of the mass fractal dimension of aggregates. *Advances in Colloid and Interface Science*, 95(1), 1–50. [https://doi.org/10.1016/S0001-8686\(00\)00078-6](https://doi.org/10.1016/S0001-8686(00)00078-6)
- Butler, E., Hung, Y.-T., Yeh, R. Y.-L., & Suleiman Al Ahmad, M. (2011). Electrocoagulation in Wastewater Treatment. *Water*, 3(2), Article 2. <https://doi.org/10.3390/w3020495>
- Cañizares, P., Martínez, F., Rodrigo, M. A., Jiménez, C., Sáez, C., & Lobato, J. (2008a). Modelling of wastewater electrocoagulation processes: Part I. General description and application to kaolin-polluted wastewaters. *Separation and Purification*

Technology, 60(2), 155–161.

<https://doi.org/10.1016/j.seppur.2007.08.003>

Cañizares, P., Martínez, F., Rodrigo, M. A., Jiménez, C., Sáez, C., & Lobato, J. (2008b). Modelling of wastewater electrocoagulation processes: Part II: Application to dye-polluted wastewaters and oil-in-water emulsions. *Separation and Purification Technology*, 60(2), 147–154.

<https://doi.org/10.1016/j.seppur.2007.08.005>

Cassettari, L., Mosca, R., Revetria, R., & Rolando, F. (2013). Effectiveness and limits of response surface methodology in application to discrete and stochastic simulation of manufacturing plants. *Applied Mathematical Sciences*, 7, 4137–4172.

<https://doi.org/10.12988/ams.2013.212634>

Chou, W.-L., Wang, C.-T., Chang, W.-C., & Chang, S.-Y. (2010). Adsorption treatment of oxide chemical mechanical polishing wastewater from a semiconductor manufacturing plant by electrocoagulation. *Journal of Hazardous Materials*,

180(1), 217–224.

<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.04.017>

Dalvand, A., Gholami, M., Joneidi, A., & Mahmoodi, N.

M. (2011). Dye Removal, Energy Consumption and Operating Cost of Electrocoagulation of Textile

Wastewater as a Clean Process. *CLEAN – Soil, Air,*

Water, 39(7), 665–672.

<https://doi.org/10.1002/clen.201000233>

Daneshvar, N., Khataee, A. R., & Djafarzadeh, N. (2006).

The use of artificial neural networks (ANN) for modeling of decolorization of textile dye solution

containing C. I. Basic Yellow 28 by electrocoagulation process. *Journal of Hazardous*

Materials, 137(3), 1788–1795.

<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2006.05.042>

Demuth, H., & Beale, M. (1993). Neural Network

Toolbox User's Guide. *MathWorks.*

Elemen, S., Akçakoca Kumbasar, E. P., & Yapar, S. (2012).

Modeling the adsorption of textile dye on organoclay using an artificial neural network. *Dyes*

- and Pigments*, 95(1), 102–111.
<https://doi.org/10.1016/j.dyepig.2012.03.001>
- Ferziger, J. H., & Perić, M. (2002). *Computational Methods for Fluid Dynamics*. Springer.
<https://doi.org/10.1007/978-3-642-56026-2>
- Garson, G. D. (1998). *Neural Networks: An Introductory Guide for Social Scientists* (1st edition). SAGE Publications Ltd.
- Gengec, E., Kobya, M., Demirbas, E., Akyol, A., & Oktor, K. (2012). Optimization of baker's yeast wastewater using response surface methodology by electrocoagulation. *Desalination*, 286, 200–209.
<https://doi.org/10.1016/j.desal.2011.11.023>
- Hakizimana, J. N., Gourich, B., Chafi, M., Stiriba, Y., Vial, C., Drogui, P., & Naja, J. (2017). Electrocoagulation process in water treatment: A review of electrocoagulation modeling approaches. *Desalination*, 404, 1–21.
<https://doi.org/10.1016/j.desal.2016.10.011>
- Holt, P. K., Barton, G. W., & Mitchell, C. A. (2005). The future for electrocoagulation as a localised water

- treatment technology. *Chemosphere*, 59(3), 355–367.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.10.023>
- Hu, C.-Y., Lo, S.-L., & Kuan, W.-H. (2007). Simulation the kinetics of fluoride removal by electrocoagulation (EC) process using aluminum electrodes. *Journal of Hazardous Materials*, 145(1), 180–185.
<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2006.11.010>
- Karichappan, T., Venkatachalam, S., Jeganathan, P., & Sengoden, K. (2013). Treatment of Rice Mill Wastewater Using Continuous Electrocoagulation Technique: Optimization and Modelling. *Journal of the Korean Chemical Society*, 57.
<https://doi.org/10.5012/jkcs.2013.57.6.761>
- Koby, M., Can, O. T., & Bayramoglu, M. (2003). Treatment of textile wastewaters by electrocoagulation using iron and aluminum electrodes. *Journal of Hazardous Materials*, 100(1), 163–178. [https://doi.org/10.1016/S0304-3894\(03\)00102-X](https://doi.org/10.1016/S0304-3894(03)00102-X)
- Kumaran, C., & Subramanian, B. (2010). Modeling Electrocoagulation Through Adsorption Kinetics. *J. Model. Simul. Syst.*, 1.

- Kuokkanen, V., Kuokkanen, T., Rämö, J., & Lassi, U. (2013). Recent Applications of Electrocoagulation in Treatment of Water and Wastewater—A Review. *Green and Sustainable Chemistry*, 3(2), Article 2. <https://doi.org/10.4236/gsc.2013.32013>
- Lacasa, E., Cañizares, P., Sáez, C., Martínez, F., & Rodrigo, M. A. (2013). Modelling and cost evaluation of electro-coagulation processes for the removal of anions from water. *Separation and Purification Technology*, 107, 219–227. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2013.01.035>
- Li, C., Feng, G., Song, C., Zhong, G., Tao, P., Wang, T., & Shao, M. (2018). Improved oil removal ability by the integrated electrocoagulation (EC)-carbon membrane coupling with electrochemical anodic oxidation (CM/EAO) system. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 559, 305–313. <https://doi.org/10.1016/j.colsurfa.2018.09.043>
- Lu, J., Wang, Z., Ma, X., Tang, Q., & Li, Y. (2017). Modeling of the electrocoagulation process: A study on the mass transfer of electrolysis and hydrolysis

- products. *Chemical Engineering Science*, 165, 165–176.
<https://doi.org/10.1016/j.ces.2017.03.001>
- Maha Lakshmi, P., & Sivashanmugam, P. (2013). Treatment of oil tanning effluent by electrocoagulation: Influence of ultrasound and hybrid electrode on COD removal. *Separation and Purification Technology*, 116, 378–384.
<https://doi.org/10.1016/j.seppur.2013.05.026>
- Mameri, N., Yeddou, A. R., Lounici, H., Belhocine, D., Grib, H., & Bariou, B. (1998). Defluoridation of septentrional Sahara water of north Africa by electrocoagulation process using bipolar aluminium electrodes. *Water Research*, 32(5), 1604–1612.
[https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(97\)00357-6](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(97)00357-6)
- Mirsoleimani-azizi, S. M., Amooey, A. A., Ghasemi, S., & Salkhordeh-panbechouleh, S. (2015). Modeling the Removal of Endosulfan from Aqueous Solution by Electrocoagulation Process Using Artificial Neural Network (ANN). *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 54(40), 9844–9849.
<https://doi.org/10.1021/acs.iecr.5b02846>

- Mollah, M. Y. A., Morkovsky, P., Gomes, J. A. G., Kesmez, M., Parga, J., & Cocke, D. L. (2004). Fundamentals, present and future perspectives of electrocoagulation. *Journal of Hazardous Materials*, *114*(1), 199–210. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2004.08.009>
- Mollah, M. Y. A., Schennach, R., Parga, J. R., & Cocke, D. L. (2001). Electrocoagulation (EC)—Science and applications. *Journal of Hazardous Materials*, *84*(1), 29–41. [https://doi.org/10.1016/S0304-3894\(01\)00176-5](https://doi.org/10.1016/S0304-3894(01)00176-5)
- Moulai-Mostefa, N., Ladjelat, S., Kermet-Said, H., Krea, M., & Tir, M. (2014). Optimization of operational parameters in the pretreatment of surface water by electrocoagulation using a response surface method. *Desalination and Water Treatment*, *52*(13–15), 2382–2387. <https://doi.org/10.1080/19443994.2013.793904>
- Murugan, A. A., Ramamurthy, T., Subramanian, B., Kannan, C. S., & Ganesan, M. (2009). Electrocoagulation of Textile Effluent: RSM and ANN Modeling. *International Journal of Chemical*

Reactor Engineering, 7(1).

<https://doi.org/10.2202/1542-6580.1942>

Navarro, H., & Bennun, L. (2014). Descriptive examples of the limitations of Artificial Neural Networks applied to the analysis of independent stochastic data. *International Journal of Computer Engineering & Technology*, 5, 40–42.

Nourouzi, M. M., Chuah, T. G., & Choong, T. S. Y. (2011). Optimisation of reactive dye removal by sequential electrocoagulation-flocculation method: Comparing ANN and RSM prediction. *Water Science and Technology: A Journal of the International Association on Water Pollution Research*, 63(5), 984–994.
<https://doi.org/10.2166/wst.2011.280>

Ofir, E., Oren, Y., & Adin, A. (2007). Modified equilibrium-solubility domains and a kinetic model of iron oxide and hydroxide colloids for electroflocculation. *Desalination*, 204(1), 79–86.
<https://doi.org/10.1016/j.desal.2006.03.535>

Orssatto, F., Ferreira Tavares, M. H., Manente da Silva, F., Eyng, E., Farias Biassi, B., & Fleck, L. (2017).

- Optimization of the pretreatment of wastewater from a slaughterhouse and packing plant through electrocoagulation in a batch reactor. *Environmental Technology*, 38(19), 2465–2475.
<https://doi.org/10.1080/09593330.2016.1266036>
- Ouaissa, Y. A., Chabani, M., Amrane, A., & Bensmaili, A. (2014). Removal of tetracycline by electrocoagulation: Kinetic and isotherm modeling through adsorption. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2(1), 177–184.
<https://doi.org/10.1016/j.jece.2013.12.009>
- Piuleac, C., Curteanu, S., Rodrigo, M., Sáez, C., & Fernández, F. (2013). Optimization methodology based on neural networks and genetic algorithms applied to electro-coagulation processes. *Open Chemistry*, 11(7), 1213–1224.
<https://doi.org/10.2478/s11532-013-0253-0>
- Secula, M. S., Stan, C. S., Cojocaru, C., Cagnon, B., & Cretescu, I. (2014). Multi-Objective Optimization of Indigo Carmine Removal by an Electrocoagulation/GAC Coupling Process in a

- Batch Reactor. *Separation Science and Technology*, 49(6), 924–938.
<https://doi.org/10.1080/01496395.2013.871292>
- Shankar, R., Singh, L., Mondal, P., & Chand, S. (2014). Removal of COD, TOC, and color from pulp and paper industry wastewater through electrocoagulation. *Desalination and Water Treatment*, 52(40–42), 7711–7722.
<https://doi.org/10.1080/19443994.2013.831782>
- Sinha, K., Saha, P. D., & Datta, S. (2012). Response surface optimization and artificial neural network modeling of microwave assisted natural dye extraction from pomegranate rind. *Industrial Crops and Products*, 37(1), 408–414.
<https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2011.12.032>
- Taheri, M., Moghaddam, M. R. A., & Arami, M. (2015). Improvement of the /Taguchi/ design optimization using artificial intelligence in three acid azo dyes removal by electrocoagulation. *Environmental Progress & Sustainable Energy*, 34(6), 1568–1575.
<https://doi.org/10.1002/ep.12145>

- Tezcan Un, U., Kandemir, A., Erginel, N., & Ocal, S. E. (2014). Continuous electrocoagulation of cheese whey wastewater: An application of Response Surface Methodology. *Journal of Environmental Management*, 146, 245–250. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.08.006>
- Thirugnanasambandham, K., Sivakumar, V., & Maran, J. P. (2014). Efficiency of electrocoagulation method to treat chicken processing industry wastewater— Modeling and optimization. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 45(5), 2427–2435. <https://doi.org/10.1016/j.jtice.2014.04.011>
- Thirugnanasambandham, K., Sivakumar, V., & Prakash Maran, J. (2015). Evaluation of an electrocoagulation process for the treatment of bagasse-based pulp and paper industry wastewater. *Environmental Progress & Sustainable Energy*, 34(2), 411–419. <https://doi.org/10.1002/ep.12001>
- Thirugnanasambandham, K., Sivakumar, V., & Shine, K. (2016). Studies on treatment of egg processing industry wastewater using electrocoagulation

method: Optimization using response surface methodology. *Desalination and Water Treatment*, 57(46), 21721–21729. <https://doi.org/10.1080/19443994.2015.1129504>

Thomas, D. N., Judd, S. J., & Fawcett, N. (1999). Flocculation modelling: A review. *Water Research*, 33(7), 1579–1592. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(98\)00392-3](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(98)00392-3)

Tipping, M. E. (2004). Bayesian Inference: An Introduction to Principles and Practice in Machine Learning. In O. Bousquet, U. von Luxburg, & G. Rätsch (Eds.), *Advanced Lectures on Machine Learning: ML Summer Schools 2003, Canberra, Australia, February 2–14, 2003, Tübingen, Germany, August 4–16, 2003, Revised Lectures* (pp. 41–62). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-540-28650-9_3

Turan, N. G., Mesci, B., & Ozgonenel, O. (2011). The use of artificial neural networks (ANN) for modeling of adsorption of Cu(II) from industrial leachate by pumice. *Chemical Engineering Journal*, 171(3), 1091–1097. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2011.05.005>

- Vázquez, A., Rodríguez, I., & Lázaro, I. (2012). Primary potential and current density distribution analysis: A first approach for designing electrocoagulation reactors. *Chemical Engineering Journal*, 179, 253–261. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2011.10.078>
- Verma, A. K., Dash, R. R., & Bhunia, P. (2012). A review on chemical coagulation/flocculation technologies for removal of colour from textile wastewaters. *Journal of Environmental Management*, 93(1), 154–168. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.09.012>
- Yehya, T., Chafi, M., Balla, W., Vial, Ch., Essadki, A., & Gourich, B. (2014). Experimental analysis and modeling of denitrification using electrocoagulation process. *Separation and Purification Technology*, 132, 644–654. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2014.05.022>
- Zodi, S., Potier, O., Lopicque, F., & Leclerc, J.-P. (2010). Treatment of the industrial wastewaters by electrocoagulation: Optimization of coupled electrochemical and sedimentation processes. *Desalination*, 261(1), 186–190. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2010.04.024>

Bab 4. Studi Perbandingan antara Elektro-Koagulasi, Pengendapan Kimia, dan Adsorpsi

4.1. Pengantar

Air merupakan salah satu elemen terpenting dalam kehidupan. Meskipun telah mencapai kemajuan teknologi yang luar biasa, Dunia modern masih berjuang untuk menggunakan kembali, memelihara, dan mempertahankan semua sumber daya air yang tersedia secara efisien. Menurut berbagai sumber dan laporan penelitian yang tak ada habisnya mengenai masalah krisis air, 663 juta orang di dunia masih hidup tanpa air bersih. Untuk menyediakan air bersih dan air minum yang aman bagi sebagian besar penduduk dunia, metode penggunaan kembali air yang efisien perlu dikembangkan.

Dalam bidang pengolahan air bekas (*greywater*), terdapat banyak teknologi pengolahan yang dapat membuat air layak untuk digunakan kembali atau

setidaknya cukup layak untuk digunakan manusia. Berbagai teknologi pengolahan yang tersedia dapat diklasifikasikan secara fundamental sebagai fisik, kimia, dan biologis. Dalam pengolahan air limbah yang umum ketiga kelas operasi/proses unit dapat diamati. Sebagai contoh, pengolahan utama air limbah pada dasarnya adalah proses fisik. Selanjutnya, semua bentuk pemisahan padat-cair melalui pengendapan (baik setelah EC atau bahan kimia flokulasi) atau penyaringan adalah fisik perawatan proses. Kimia proses adalah proses yang membutuhkan aditif (atau bahan kimia) untuk menghilangkan padatan yang terlarut dari polutan atau padatan tersuspensi dari air. Persyaratan penambahan dari aditif membuat tersebut proses kurang atraktif. Proses biologi dalam rantai proses dari pengolahan air limbah dimana agen biologis (seperti mikroorganisme) dapat digunakan untuk membawa keluar proses penghilangan polutan dari air.

Tidak seperti teknologi pengolahan konvensional yang sudah dijelaskan, EC adalah teknik spektrum luas yang berada dalam lingkup teknologi pengolahan

canggih dan telah digunakan untuk menghilangkan partikel tersuspensi dari air. Meskipun penggunaan listrik dalam sistem pengolahan air limbah sudah ada sejak abad kesembilan belas, EC telah mengalami hambatan dalam perkembangannya hingga saat ini, mungkin karena tingginya biaya modal untuk penerapannya (Chen, 2004). Sebagai teknologi baru untuk pengolahan air dan air limbah, EC menggabungkan konsep koagulasi-flokulasi (proses fisikokimia) dengan elektrokimia. Berbeda dengan metode kimia [koagulasi kimiawi (*chemical coagulation*, CC) dan adsorpsi], metoda EC adalah efisien dan tidak memerlukan bahan tambahan eksternal. Literatur yang ada mengenai perbandingan antara teknik CC, adsorpsi, dan EC klasik telah disandingkan dengan teknologi-teknologi ini untuk efisiensi penghilangan polutannya; namun, informasi terperinci tentang kesepakatan umum mengenai teknologi mana yang lebih baik dalam hal efisiensi energi, keekonomian, atau penghilangan polutan masih belum tersedia. Dalam bab ini, secara kritis meninjau literatur yang ada dan secara teknis

membandingkan ketiga proses tersebut dalam kaitannya dengan berbagai aspek umumnya.

4.2. Presipitasi kimia dan Adsorpsi

Presipitasi (pengendapan) merupakan reaksi pembentukan padatan dalam suatu larutan yang akhirnya mengendap. Pengendapan juga dapat terjadi karena adanya difusi dalam padatan. Ketika reaksi terjadi dalam larutan dalam larutan cair, padatannya disebut sebagai endapan. Presipitasi kimia adalah proses pembentukan padatan pada suatu larutan selama proses kimia. Pengendapan kimia terdapat proses koagulasi dan flokulasi.

Koagulasi merupakan proses destabilisasi muatan partikel koloid, *suspended* koloid halus dengan penambahan koagulan disertai dengan pengadukan cepat untuk mendispersikan bahan kimia secara merata. Koloid bersifat stabil (tidak mengendap) dan terjaga dalam keadaan terdispersi. Hal ini dikarenakan koloid mempunyai gaya elektrostatis yang diperolehnya dari ionisasi bagian permukaan. Sedangkan flokulasi adalah

proses penggabungan flok-flok yang terbentuk dari proses koagulasi. Partikel yang telah stabil saling bertumbukan dan melakukan proses tarik-menarik, kemudian membentuk flok yang ukurannya makin lama makin besar dan mudah mengendap.

Adsorpsi merupakan suatu proses yang terjadi pada permukaan. Proses yang terjadi ketika sejumlah kuantitas gas menetap pada suatu permukaan. Interaksi yang terjadi akan mengalami perubahan atau modifikasi. Adsorpsi dapat terjadi karena adanya gaya tarik-menarik. Gas maupun larutan yang tertarik pada permukaan logam disebut dengan adsorbat (zat yang diserap), sedangkan permukaan logam disebut sebagai adsorben (zat penyerap). Adsorpsi dapat disosiatif ataupun molekuler, adsorpsi dikatakan asosiatif bila molekul yang diadsorpsi terurai menjadi molekul lain yang lebih kecil. Sebaliknya dikatakan adsorpsi molekuler bila molekul yang diadsorpsi tidak mengalami disosiasi.

Adsorpsi adalah proses yang dapat menghilangkan berbagai jenis kontaminan yang larut

dalam air. Karbon aktif merupakan adsorben yang biasa digunakan untuk menghilangkan polutan organik dalam air. Kinerja unggul dari bahan karbon ini dalam menyerap *natural organic matter* (NOM) telah dilaporkan sampai batas tertentu. Namun, karbon aktif memerlukan modifikasi yang membutuhkan pemrosesan tambahan. Oleh karena itu, upaya mencari adsorben yang murah, mudah ditemukan dan berdaya serap tinggi menjadi salah satu perhatian saat ini (Notodarmojo et al., 2017).

4.3. Prinsip-prinsip Presipitasi Kimia

Pengendapan kimia adalah proses di mana zat terlarut dari suatu larutan dapat dipisahkan dalam bentuk yang tidak larut dengan penambahan reagen kimia tertentu. Manfaat yang diberikannya adalah kemungkinan untuk memisahkan bentuk yang tidak larut dari yang lainnya dengan mudah. Dalam larutan, misalnya, $(\text{SO}_4)^{2-}$ dan $(\text{PO}_4)^{3-}$ adalah ion-ion yang dapat larut bermuatan negatif; keduanya dapat dibuat untuk bergabung dengan reagen seperti barium klorida, yang

mengawali pembentukan barium sulfat, yang mengarah pada pembentukan senyawa tak larut yang dapat dihilangkan dengan mudah dari suspensi. Penghilangan senyawa yang tidak larut dari larutan dapat difasilitasi dengan cara flokulasi, filtrasi, dan sedimentasi. Oleh karena itu, pengendapan kimiawi adalah fenomena di mana keadaan fisik pengotor diubah melalui pereaksi kimia, yaitu dari larut menjadi tidak larut, dan kemudian terjadi pemisahan melalui sedimentasi. Istilah lain, CC, yang juga digunakan secara bergantian dengan istilah pengendapan kimiawi, merupakan fenomena penggumpalan atau aglomerasi partikel. Proses ini merupakan kombinasi dari dua tahap, yaitu koagulasi dan flokulasi. Reagen koagulasi yang ditambahkan selama koagulasi menetralkan suspensi koloid yang bermuatan negatif, sehingga menghasilkan pembentukan gumpalan. Flokulasi adalah proses pencampuran perlahan yang membantu menyatukan (melalui tumbukan) gumpalan submikroskopis bermuatan netral, sehingga membentuk gumpalan yang disebut pin *flocs*. Berdasarkan sifat pin *flocs*, apakah itu

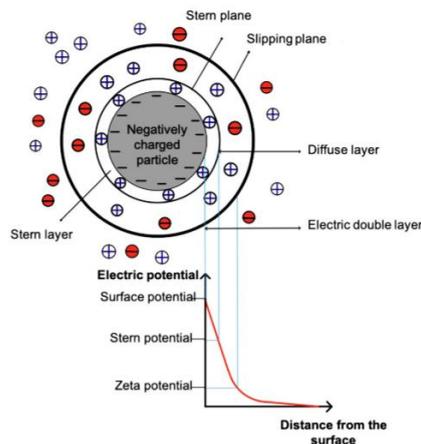
buih atau endapan, misalnya, langkah pemisahan fisik berikutnya akan dilanjutkan. Pengamatan yang cermat mengungkapkan bahwa koagulasi muncul menjadi bagian fenomena dan bagian intrinsik dari pengendapan.

4.3.1. Penambahan Lapisan Tambahan Muatan

Penambahan muatan dalam air akan meningkatkan kekuatan ionik. Hal ini dikarenakan dalam air terdapat partikel koloid yang bermuatan negatif (anion) sehingga menyebabkan gaya tolak-menolak. Dengan penambahan muatan positif (kation) dalam air akan menyebabkan gaya tarik-menarik sehingga memperkecil jarak muatan dari permukaan partikel serta menekan lapisan muatan ganda (*double-change layer*).

Lapisan muatan ganda terdiri dari lapisan dalam di mana ion bermuatan berlawanan terikat erat ke permukaan koloid dan lapisan luar di mana ion bebas bergerak dengan difusi (lapisan atau bidang difusi ionik). Ketebalan lapisan muatan ganda mempengaruhi

tingkat tolakkan antara partikel dan stabilitasnya. Karena ketebalan lapisan ganda berkurang, tolakan juga berkurang dan partikel dapat dengan mudah berkumpul untuk membentuk partikel yang lebih besar. Untuk mengkompres muatan rangkap, ion bermuatan berlawanan ditambahkan ke larutan dengan garam logam/elektrolit. Ion-ion ini akan berdifusi melalui lapisan muatan ganda menyebabkan konsentrasi reaktif yang lebih tinggi di sekitar partikel koloid, sehingga mengurangi ketebalan lapisan muatan ganda dan gaya tolak menolak (Moussa et al., 2017).

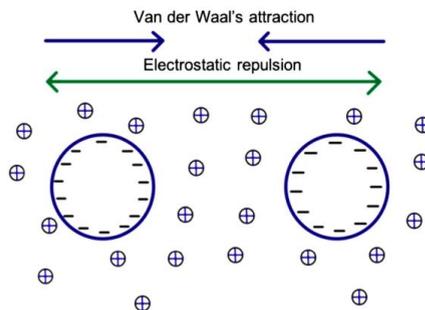


Gambar 4.1 Ilustrasi Lapisan Muatan Ganda

4.3.2. Netralisasi Muatan

Proses ini dilakukan dengan menambahkan bahan kimia/koagulan untuk menurunkan zeta potensial. Zeta potensial merupakan parameter muatan antara partikel koloid. Penambahan muatan dari koagulan berlawanan dari ion koloid sehingga akan terjadi gaya Van der Waals dan terbentuk netralisasi lapisan tunggal.

Ion yang muatannya berlawanan pada permukaan partikel koloid akan menghasilkan penetralan muatan di permukaannya sehingga gaya tolak dapat diatasi dan gaya Van der Waals terbentuk. Partikel koloidnya pun saling mendekat dan menggumpal.



Gambar 4.2 Ilustrasi Gaya Van Der Walls

4.3.3. Jebakan Endapan

Jebakan endapan terjadi setelah penambahan koagulan. Koagulan memiliki muatan yang berlawanan dengan muatan partikel koloid, sehingga mengalami gaya tarik-menarik. Adanya gaya tarik menarik menyebabkan muatannya saling berikatan membentuk flok yang menggumpal. Penggumpalan ini akan membentuk endapan dengan adanya gaya gravitasi. Pada proses ini garam logam bereaksi dengan air yang membentuk hidrat logam yang tidak larut yang mengendap. Endapan yang terbentuk akhirnya menjebak partikel koloid.

4.3.4. Polimer Organik Besar

Polimer organik adalah bahan yang pada dasarnya mengandung atom karbon dan memiliki ikatan ionik. Pada proses destabilisasi, molekul polimer berinteraksi pada permukaan partikel koloid. Apabila terjadi kontak, beberapa dari kelompok kimia pada polimer terserap ke permukaan partikel, dan terbentuk ikatan. Polimer-polimer yang terbentuk mengandung

situs aktif sepanjang rantainya yang dapat menyebabkan adsorpsi koloid. Koloid akan terikat pada beberapa situs sepanjang rantai polimer yang terbentuk.

Ketika koagulan logam dipolimerisasi, koagulan mampu membentuk jembatan antar partikel koloid, terutama ketika polimer memiliki berat molekul tinggi dan rantai yang panjang. Fenomena ini disebabkan adanya gugus reaktif polimer yang dapat teradsorpsi pada permukaan koloid diantaranya yaitu interaksi muatan dan ikatan hidrogen. Proses destabilisasi dapat menjembatani partikel-partikel koloid untuk membentuk koloid yang lebih besar. Mekanisme ini cukup berisiko, karena partikel koloid dapat diperoleh kembali jika rantai polimer terikat pada semua partikel koloid yang ada, namun ada rantai bebas panjang yang tidak terikat pada partikel apa pun. Dalam kasus seperti ini, rantai bebas akan menempel pada partikel yang sama dan menyebabkan ketidakstabilan. Oleh karena itu, penting untuk pemberian polimer tidak overdosis. Selain overdosis pada polimer, pencampuran cepat juga

dapat memecah partikel koloid sehingga partikel koloid menjadi stabil kembali.

4.4. Parameter Kritis yang Mempengaruhi Proses Koagulasi Kimia

4.4.1. Pencampuran

Proses koagulasi terdiri dari dua tahap, yaitu tahap penambahan koagulan dan tahap pencampuran koagulan. Proses pencampuran terdiri dari dua macam pengadukan yaitu pengadukan cepat dengan tujuan mempercepat dan menyeragamkan penyebaran zat kimia melalui air yang diolah dan untuk menghasilkan dispersi yang seragam dari partikel-partikel koloid. Dan pengadukan lambat yang bertujuan untuk menggumpalkan partikel-partikel terkoagulasi berukuran mikro menjadi partikel-partikel flok yang lebih besar (Santoso dkk, 2022).

4.4.2. pH Sistem

Derajat keasaman (pH) merupakan salah satu faktor terpenting yang mempengaruhi proses koagulasi. Bahan koagulan biasanya memiliki rentang pH yang

berbeda-beda. Apabila proses koagulasi dilakukan tidak pada rentang pH optimum, maka akan menyebabkan gagalnya proses pembentukan flok dan kualitas air yang dihasilkan rendah.

Adanya batasan nilai pH terjadi karena pengaruh jenis koagulan yang digunakan dan reaksi dalam air yang menentukan konsentrasi koagulan yang digunakan. Ketidaktepatan pengoperasian dalam menentukan *range* pH akan mengakibatkan pemborosan bahan kimia dan mengakibatkan kualitas yang rendah dalam *effluent* pengolahan air. Misalnya jika menggunakan koagulan Fe *range* pH koagulasi adalah 5 - 8,5 namun umumnya adalah pH 7,5.

4.4.3. Konsentrasi Koagulan dan Polutan

Konsentrasi koagulan dan polutan sangat berpengaruh pada proses koagulasi – flokulasi. Hal ini dikarenakan pemakaian dosis koagulan harus sesuai dengan nilai optimum kondisi air sampel agar proses pengolahannya berjalan dengan baik. Pemakaian dosis koagulan yang tidak sesuai atau berlebih menyebabkan

hasil yang kurang baik karena dapat membentuk kembali partikel koloid dalam larutan akibat adanya deflokulasi. Selain itu konsentrasi awal polutan juga perlu diperhatikan karena berpengaruh terhadap efisiensi penyisihan polutan (Moradi et al., 2021). Oleh karena itu perlu analisis konsentrasi polutan terlebih dahulu, jika air sampelnya keruh didominasi lumpur yang kasar dan halus diperlukan koagulan yang sedikit dan apabila airnya keruh dikarenakan partikel koloid perlu koagulan yang lebih besar sehingga pemakaian dosis konsentrasi koagulan tergantung kondisi dari kondisi konsentrasi polutan.

4.4.4. Suhu Media

Suhu rendah berpengaruh pada proses koagulasi dan flokulasi karena mengubah solubilitas koagulan, meningkatkan viskositas air, dan memperlambat kinetika reaksi hidrolisis dan flokulasi partikel. Semakin rendah suhu akan membutuhkan waktu kontak yang lama sehingga berefek terhadap efisiensi proses

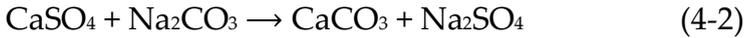
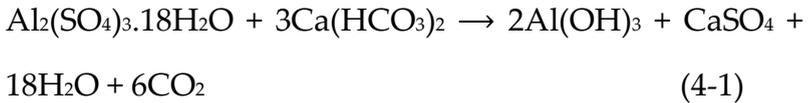
pengolahan. Oleh karena itu, perlu suhu yang tepat agar mempercepat proses koagulasi dan flokulasi.

4.5. Koagulan Umum yang Digunakan

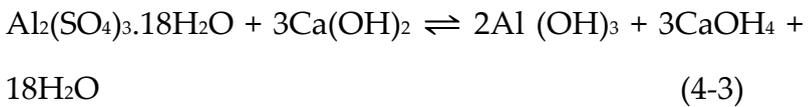
4.5.1. Koagulan Berbasis Aluminium

Koagulan berbasis aluminium yang biasanya dipakai adalah aluminium sulfat (alum atau tawas) dan *polyaluminium chloride* (PAC). Tawas adalah koagulan yang sering dipakai untuk pengolahan air limbah dan air minum. Koagulan ini cukup mudah diperoleh di pasaran. Rumus kimia tawas adalah $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14\text{H}_2\text{O}$ dengan kadar aluminium sekitar 7,4% - 9,5% dari massanya. Ketika ditambahkan air, maka tawas bereaksi dengan air dan menghasilkan ion-ion yang bermuatan positif. Umumnya tawas bereaksi pada keadaan basa untuk membentuk senyawa $\text{Al}(\text{OH})_3$. pH optimum untuk proses koagulasi tergantung pada karakteristik air yang diolah. Biasanya sekitar pH 5-8. Tawas memerlukan alkalinitas untuk membentuk flok (Kristijarti et al., 2013).

Penambahan kalsium bikarbonat



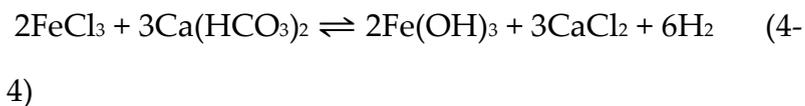
Jika alkalinitasnya masih kurang, bisa ditambahkan $\text{Ca}(\text{OH})_2$



PAC memiliki rumus kimia $\text{Al}_n\text{Cl}_m(\text{OH})(3_{n-m})$ dan merupakan koagulan yang banyak diaplikasikan. PAC digunakan jika pH air yang diolah lebih dari 7,5. Hidrolisis PAC lebih mudah dari pada tawas karena dapat mengeluarkan polihidroksida yang memiliki rantai molekul panjang dan muatan listrik yang besar dari larutan sehingga mampu mengoptimalkan gaya fisis dalam proses flokulasi. Kelebihan PAC diantaranya adalah memiliki kemampuan menghilangkan kekeruhan dan warna dengan sangat baik, menekan dan menghentikan penguraian flok, membutuhkan suasana kebasaaan yang rendah untuk proses hidrolisis, dan mengurangi dosis koagulan sebanyak 30-70% dibandingkan koagulan lainnya.

4.5.2. Koagulan Berbasis Besi

Koagulan yang berbasis besi diantaranya adalah *ferrous sulphate* dan *ferric chloride*. *Ferrous sulphat* atau *iron sulphate* memiliki rumus kimia FeSO_4 merupakan garam yang murah untuk proses koagulasi. Koagulan ini memiliki sifat yang bermuatan positif sehingga dapat menekan gaya tolak menolak antar partikel koloid. *Ferric chloride* memiliki rumis kimia FeCl_3 dan dalam rumus *liquid* memiliki rumus kimia $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ dengan warna cokelat gelap. Pada bentuk padat, sifatnya higroskopik dan jika dalam bentuk larutan sifatnya sangat korosif dan bereaksi hampir semua logam dan beton. Berikut adalah reaksi FeCl_3 (Kristijarti et al., 2013).



4.5.3. Koagulan Lainnya

Koagulan selain berbasis aluminium dan besi adalah kalsium hidrokida dan *polyelectrolyte*. Kalsium hidroksida memiliki rumus kimia $\text{Ca}(\text{OH})_2$. Kalsium hidroksida sebagai koagulan mampu menyediakan

alkalinitas dari air yang diberi perlakuan akan terbentuk ion Ca^+ dan OH^- yang terlarut dalam air. Reaksinya sebagai berikut :



Reaksi tersebut menjelaskan bahwa ion Ca^+ dalam air berfungsi sebagai pembentuk flok yang akan mengendap. Selain itu kalsium hidroksida juga berfungsi untuk menaikkan pH larutan. Sedangkan ion OH^- dalam air mengikat asam sehingga pH air menjadi naik.

Polyelectrolyte bersifat viskos dan hanya digunakan dalam dosis yang rendah. Oleh karena itu terdapat turbulensi pada pengumpanan untuk memastikan pencampuran yang cepat dan menyeluruh. Contoh *polyelectrolyte* organik seperti sodium alginate dan sebagian produk pati yang larut dalam air.

4.6. Prinsip Adsorpsi

4.6.1. Teori Adsorpsi

Adsorpsi merupakan suatu proses yang terjadi pada permukaan ketika sejumlah kuantitas gas menetap

pada suatu permukaan. Interaksi yang terjadi akan mengalami perubahan atau modifikasi. Adsorpsi dapat terjadi karena adanya gaya tarik-menarik. Gas maupun larutan yang tertarik pada permukaan padatan disebut dengan adsorbat (zat yang diserap), sedangkan permukaan padatan disebut sebagai adsorben (zat penyerap). Adsorpsi dapat bersifat disosiatif ataupun molekuler, adsorpsi dikatakan asosiatif bila molekul yang diadsorpsi terurai menjadi molekul lain yang lebih kecil. Sebaliknya dikatakan adsorpsi molekuler bila molekul yang diadsorpsi tidak mengalami disosiasi.

Berdasarkan kekuatan interaksinya, adsorpsi memiliki dua tipe yaitu adsorpsi fisik (fisorpsi) dan adsorpsi kimia (kemisorpsi). Pada adsorpsi fisik kekuatan ikatan antara molekul yang diadsorpsi dan permukaan sangat lemah, atau disebut tipe Van der Waals. Energi yang berasosiasi dengan ikatan tersebut relatif lemah. Sedangkan pada proses adsorpsi kimia, interaksi adsorbat dengan adsorben melewati proses pembentukan ikatan kimia. Kemisorpsi diawali dengan terjadinya adsorpsi fisik, yaitu partikel-partikel adsorbat

yang mendekat ke permukaan adsorben melalui gaya Van Der Waals atau melalui ikatan hidrogen. Selanjutnya diikuti oleh adsorpsi kimia yang terjadi setelah adsorpsi fisika. Dalam adsorpsi kimia, partikel melekat dipermukaan dengan membentuk ikatan kimia yang berperan penting dan merupakan suatu penempatan elektron dalam reaksi diantara adsorbat dan adsorben. Kekuatan ikatan dalam kemisorpsi menjadi penting dibandingkan pada fisisorpsi. Keadaan molekul dari adsorbat akan berbeda dari keadaan awal. Atom permukaan mempunyai suatu karakter elektronik yang tidak jenuh dengan kehadiran beberapa valensi bebas (kekosongan). Pembentukan lapisan sempurna dari molekul yang diadsorpsi secara kimia memungkinkan jenuh secara sempurna pada daerah kekosongan. Jika adsorbat dan permukaan adsorben bereaksi secara kimiawi maka disebut *chemisorption*. Nilai panas adsorpsi setara dengan reaksi kimia karena adanya ikatan kimia yang terbentuk maupun yang terputus selama proses adsorpsi (Widayatno, 2017). Adsorpsi

antara gas oksigen dan permukaan logam merupakan contoh dari peristiwa kemisorpsi.

Daya adsorpsi merupakan ukuran kemampuan suatu adsorben yang menarik sejumlah adsorbat. Proses adsorpsi tergantung pada luas spesifik padatan atau luas permukaan adsorben, konsentrasi keseimbangan zat terlarut atau tekanan adsorpsi gas, suhu saat proses adsorpsi berlangsung dan sifat adsorbat atau adsorben itu sendiri. Semakin besar luas permukaan maka daya adsorpsinya juga semakin kuat. Sifat adsorpsi pada permukaan zat padat sangat selektif, artinya pada campuran zat hanya satu komponen yang diadsorpsi oleh zat padat tertentu.

4.6.2. Kesetimbangan Adsorpsi

Kesetimbangan adsorpsi adalah suatu keadaan dinamis yang tercapai ketika laju partikel yang teradsorpsi ke permukaan sama dengan laju desorpsinya. Kesetimbangan adsorpsi terjadi apabila larutan dikontakkan dengan adsorben padat dan molekul dari adsorbat berpindah dari larutan ke

padatan sampai konsentrasi adsorbat dilarutan dan padatan dalam keadaan setimbang. Adsorpsi isothermis merupakan data kesetimbangan adsorpsi yang dihasilkan pada temperatur konstan. Untuk mengukur kesetimbangan adsorpsi dapat dilakukan melalui pengukuran konsentrasi adsorbat di larutan pada awal dan kesetimbangan (Widayatno, 2017).

Model kesetimbangan yang paling banyak dikenal untuk memahami sistem adsorpsi adalah persamaan isotherm Langmuir dan Freundlich. Berikut Persamaan isotherm adsorpsi Langmuir (Wijayanti et al., 2019):

$$Q = \frac{b.K.C_e}{1 + K.C_e} \quad (4-6)$$

Persamaan diatas dapat diturunkan secara linier menjadi :

$$\frac{C_e}{Q} = \frac{1}{Kb} + \frac{1}{b}C_e \quad (4-7)$$

C_e merupakan konsentrasi kesetimbangan adsorbat dalam larutan setelah adsorpsi (mg/L); Q adalah jumlah adsorbat teradsorpsi per bobot adsorben (mg/g); K adalah konstanta kesetimbangan adsorpsi (L/mg); dan b

adalah kapasitas adsorpsi maksimum dari adsorben (mg/g).

untuk persamaan isoterm adsorpsi Freundlich dirumuskan dengan

$$Q = k.Ce^{1/2} \quad (4-8)$$

Persaman (4-8) dapat diubah ke dalam bentuk linier dengan cara mengubah ke bentuk logaritmanya:

$$\log Q = \log K + \frac{1}{n} \log Ce \quad (4-9)$$

Ce adalah konsentrasi kesetimbangan adsorbat dalam larutan setelah adsorpsi (mg/L); K adalah konstanta adsorpsi Freundlich; n adalah konstanta empiris; dan Q adalah jumlah adsorbat teradsorpsi per bobot adsorben (mg/g).

4.7. Faktor-Faktor yang Mempengaruhi Adsorpsi

4.7.1. Waktu Tinggal dan Suhu

Pemanasan atau pengaktifan adsorben akan meningkatkan daya serap adsorben terhadap adsorbat karena pori-pori adsorben lebih terbuka. Pemanasan

yang terlalu tinggi menyebabkan rusaknya adsorben sehingga kemampuan penyerapannya menurun.

4.7.2. Ukuran Pori dan Luas Permukaan

Semakin luas permukaan adsorben, maka semakin banyak zat yang teradsorpsi. Luas permukaan adsorben ditentukan oleh ukuran partikel dan jumlah adsorben yang penting dalam proses adsorpsi (Dahlan et al., 2011). Adsorben yang sering digunakan dalam proses adsorpsi berupa padatan berpori seperti zeolit, silika gel, dan karbon aktif. Dari beberapa jenis adsorben tersebut yang paling banyak digunakan adalah karbon aktif. Hal ini disebabkan karbon aktif memiliki luas permukaan yang lebih besar dari adsorben-adsorben yang lain karena dapat mengadsorpsi lebih banyak molekul (Sudibandriyo & Lydia, 2018).

4.7.3. Sifat Zat Terlarut dan Pelarut

Proses adsorpsi terjadi saat adsorbat terpisah dari larutan dan menempel di permukaan adsorben. Partikel adsorbat yang terlarut memiliki afinitas yang kuat. Namun terdapat pengecualian, beberapa senyawa yang

sedikit larut sulit untuk menyerap, sedangkan ada beberapa senyawa yang sangat larut namun dapat diserap dengan mudah.

4.7.4. pH

pH adalah derajat keasaman yang digunakan untuk menyatakan tingkat keasaman atau kebasaan oleh suatu larutan dan pH sebagai kologaritma aktivitas ion hidrogen (H^+) yang terlarut. Derajat keasaman (pH) merupakan salah satu faktor yang mempengaruhi proses adsorpsi. Hal ini berhubungan dengan protonasi atau deprotonasi permukaan sisi aktif dari adsorben (Las et al., 2011). Selain itu, pH merupakan faktor yang sangat mempengaruhi kelarutan ion logam, aktivitas gugus fungsi dan kompetisi ion logam dalam proses adsorpsi (Simatupang et al., 2014).

Para peneliti telah mengevaluasi sejumlah besar adsorben yang berbeda untuk aplikasi pengolahan air limbah. Penyisihan logam berat adalah salah satu tujuan yang paling utama di banyak instalasi pengolahan air limbah industri karena sifat berbagai bahan kimia yang

digunakan dalam proses industri. **Tabel 4.1** mencantumkan berbagai penelitian yang menggunakan berbagai adsorben untuk menghilangkan logam berat.

4.8. Elektro-Koagulasi

4.8.1. Elektrokimia dari Proses Elektro-Koagulasi

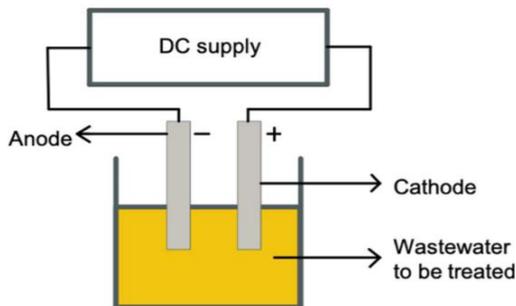
Elektrokoagulasi adalah suatu metode pengolahan air secara elektrokimia dimana pada anoda terjadi pelepasan koagulan aktif berupa ion logam (umumnya aluminium atau besi) ke dalam larutan, sedangkan pada katoda terjadi reaksi elektrolisis berbentuk pelepasan gas hidrogen (Takwanto et al., 2018). Ada banyak metode dalam proses pengolahan limbah, salah satunya pengolahan secara elektrokimia (elektrolisis) yang menggunakan limbah cair hasil proses industri. Pengolahan secara elektrokimia pada prosesnya tidak menggunakan bahan kimia, sehingga tidak perlu dilakukan penetralan terhadap pemakaian bahan kimia berlebih.

Tabel 4.1. Berbagai jenis adsorben untuk aplikasi penyisihan logam berat

Adsorben	Kapasitas Adsorpsi (mg/g)						Referensi
	Pb ²⁺	Cd ²⁺	Zn ²⁺	Cu ²⁺	Cr ⁶⁺	Ni ²⁺	
Material alam termodifikasi							
Zeolit, clinoptilolite	1,6	2,4	0,5	1,64	-	0,4	Babel & Kurniawan (2003)
Zeolit termodifikasi, MMZ	123	-	-	-	-	8	Nah et al. (2006)
Lempung yang diberi perlakuan HCl	-	-	63,2	83,3	-	-	Vengris et al. (2001)
Lempung/poly(methoxyethyl)acrylamide	81,02	-	20,6	29,8		80,9	Sölenera et al. (2008)
Fosfat terkalsinasi	155,0	-	-	-	-	-	Moufliha et al. (2005)
Fosfat teraktivasi	4	-	-	-	-	-	Pan et al. (2007)
Limbah pertanian dan biologi							
<i>Maize cope</i> dan sekam	456	493,7	495,9	-	-	-	Igwe et al. (2005)
Kulit jeruk	-	-	-	-	-	158	Ajmal et al. (2000)
Arang tempurung kelapa	-	-	-	-	3,65	-	Babel & Kurniawan (2003)
Karbon aktif dari cangkang kemiri	-	-	13,9	31,7	-	-	Bansode et al. (2003)
Sekam padi	-	2,0	-	-	0,79	-	Bishnoi et al. (2004)
Sekam padi termodifikasi	-	-	-	-	23,4	-	Tang et al. (2003)
Spirogyra (alga hijau)	-	-	-	133	-	-	Gupta et al. (2006)
Ecklonia maksima-alga laut	235	-	-	90	-	-	Feng and aldrich (2004)
Ulva lactuca	-	-	-	-	112,3	-	El-Sikaily et al. (2007)
Oedogonium species	145	-	-	-	-	-	Gupta & Rastogi (2008)
Nostoc species	93,5	-	-	-	-	-	Gupta & Rastogi (2008)

Adsorben	Kapasitas Adsorpsi (mg/g)						Referensi
	Pb ²⁺	Cd ²⁺	Zn ²⁺	Cu ²⁺	Cr ⁶⁺	Ni ²⁺	
S. bacillus-bakteri biomassa	467	85,3	418	381	39,9	-	Ahluwalia and goyal (2007)
Biopolimer termodifikasi							
Kitosan ikatan silang	-	150	-	164	-	230	Crini (2005)
Silika termodifikasi kitosan	87,2	-	-	-	-	-	Wicakso et al. (2022)

Prinsip kerja dari elektrokoagulasi yaitu menggunakan dua buah lempeng elektroda yang dimasukkan ke dalam wadah yang telah diisi dengan air yang akan dijernihkan kemudian kedua elektroda dialiri arus listrik searah sehingga terjadilah proses elektrokimia yang menyebabkan kation bergerak ke arah katoda dan anion bergerak menuju anoda, sehingga terbentuk suatu flokulan yang mengikat kontaminan maupun partikel-partikel dari air baku tersebut.



Gambar 4.3 Ilustrasi Proses Elektrokoagulasi

4.8.1. Destabilisasi Koloid

Pengurangan potensial elektrostatis yang terjadi dalam proses koagulasi disebut dengan destabilisasi. Destabilisasi partikel koloid dilakukan dengan menambahkan bahan kimia berupa tawas, atau

dilakukan secara fisik dengan *rapid mixing* (pengadukan cepat), pompa hidrolis (*hydrolic jump*), maupun secara mekanis (menggunakan batang pengaduk). Proses koagulasi pada pengolahan air limbah dapat dilakukan jika kekuatan ionik dalam air sangat kecil sehingga menyebabkan kondisi koloid menjadi stabil dan sulit untuk saling berikatan karena koloid memiliki muatan yang sama. Maka itu, diperlukan proses koagulasi agar destabilisasi koloid terjadi (Moelyo, 2012).

4.8.2. Parameter Kritis Elektro-Koagulasi

4.8.3.1. Jenis Elektroda Logam

Pada beberapa penelitian yang dilaporkan dalam literatur ilmiah, sebagian besar menggunakan aluminium, besi, baja ringan, dan baja tahan karat. Peneliti membandingkan kinerja elektroda besi dan elektroda aluminium untuk menghilangkan warna dari larutan yang mengandung pewarna. Kesimpulannya bahwa kondisi operasi elektrokoagulasi optimum bervariasi dengan pilihan elektroda besi atau aluminium. EC sangat baik bila diterapkan pada

permukaan aluminium dibandingkan dengan elektroda baja. Hal ini dikaitkan dengan pembentukan aluminium-hidroksida yang terdispersi melalui hidrolisis ion aluminat, yang tidak terjadi ketika menggunakan elektroda baja.

4.8.3.2. Susunan Elektroda

Pada susunan elektroda monopolar dari sel EC, setiap pasangan elektroda terhubung secara internal satu sama lain, dan tidak ada interkoneksi dengan elektroda luar. Susunan elektroda pada seri ini secara elektrik mirip dengan sel tunggal dengan banyak elektroda dan interkoneksi. Dalam susunan sel seri, perbedaan potensial yang lebih tinggi diperlukan untuk mengalirkan arus karena sel yang terhubung secara seri memiliki resistansi yang lebih tinggi. Dalam pengaturan ini arus yang sama mengalir melalui semua elektroda (Kabdaşlı et al., 2012).

4.8.3.3. Kerapatan Arus

Kerapatan arus merupakan salah satu parameter terpenting dalam elektrokoagulasi, yang memiliki

pengaruh signifikan pada efisiensi proses. Parameter ini dapat menentukan laju takaran pada logam elektrokimia dalam air dan kerapatan produksi gelembung elektrolitik. Kerapatan arus yang tinggi diperlukan untuk proses pemisahan dengan melibatkan sel flotasi atau tangki pengendapan, sedangkan kerapatan arus yang rendah cocok untuk elektrokoagulator yang terstruktur dengan saringan pasir dan batu bara secara konvensional (Kabdaşlı et al., 2012).

Analisis sistematis diperlukan untuk mendefinisikan dan menyempurnakan hubungan antara metode yang menggunakan kerapatan arus dan efek penghilangan polutan yang ditargetkan. Dalam percobaan elektrokoagulasi tertentu, elektroda atau perakitan elektroda biasanya terhubung ke sumber listrik DC eksternal. Jumlah logam terlarut berbanding lurus dengan jumlah arus yang mengalir melalui larutan elektrolit. Sederhananya rasio kerapatan arus (mA/cm^2) dan Jumlah zat terlarut (M) dalam satuan (gM/cm^2) diturunkan dari hukum Faraday (Kabdaşlı et al., 2012):

$$W = J \times t \times \left(\frac{M}{n} \right) \times F \quad (4-10)$$

di mana W adalah jumlah bahan elektroda terlarut (g dari M per cm^2); J adalah kerapatan arus yang diterapkan (mA/cm^2); t adalah waktu elektrolisis; M adalah massa molar relative bahan elektroda yang digunakan; n adalah jumlah elektron reaksi oksidasi/reduksi; dan F adalah konstanta Faraday ($96,500\text{C}/\text{mol}$).

4.8.3.4. Konduktivitas Air atau Konsentrasi Anion

Konduktivitas air merupakan faktor penting yang mempengaruhi efisiensi dan pemakaian daya elektrokoagulasi. Konduktivitas yang tinggi maka arus yang diperlukan lebih rendah untuk mencapai efisiensi penurunan polutannya. Oleh karena itu, konduktivitas air perlu untuk ditingkatkan dengan menambahkan garam/elektrolit. Umumnya elektrolit yang digunakan adalah seperti NaCl dan NH_4Cl .

4.8.3.5. pH Awal

pH adalah parameter penting untuk dipertimbangkan dalam elektrokoagulasi karena memengaruhi konduktivitas larutan, potensial zeta dan pelepasan elektron (elektroda). Akan tetapi, sulit untuk menetapkan hubungan yang jelas antara pH larutan dan efisiensi elektrokoagulasi karena pH air yang diolah berubah selama proses elektrokoagulasi. Oleh karena itu biasanya pH larutan mengacu pada pengukuran awal larutan. Langkah ini adalah langkah yang tepat untuk menentukan pengaruh pH pada elektrokoagulasi.

4.8.3. Spesiasi Aluminium dan Besi dengan pH

4.8.3.1. Aluminium

Aluminium yang digunakan sebagai anoda akan mengalami elektrolisis, aluminium dapat larut sebagai trivalen (Al^{3+}) yang teroksidasi menjadi $\text{Al}(\text{OH})_3$. Reaksi anoda membuat pH sedikit asam dan disekitar katoda menjadi sedikit basa karena terdapat produksi OH^- . Spesiasi aluminium berjalan optimal pada pH 6,5 pada pengolahan air limbah. Ketika pH bersifat sangat asam

maka selama proses elektrokoagulasi diharapkan pH naik. Sebaliknya pH air yang bersifat basa diharapkan akan turun selama proses elektrokoagulasi. Oleh karena itu, penggunaan anoda aluminium dapat menetralkan pH (Tahreen et al., 2020).

4.8.3.2. Besi

Berbeda dari aluminium, besi dapat larut sebagai divalen (ion^{2+}) atau trivalen (ion^{3+}) yang kemudian dihidrolisis untuk membentuk senyawa besi. Hal ini dikarenakan besi melepaskan ion Fe^{2+} yang cenderung teroksidasi lebih lanjut mejadi Fe^{3+} sebelum membentuk hidroksida. Pembentukan Fe^{2+} hasil dari elektrolisis diikuti dengan hidrolisis untuk menghasilkan $\text{Fe}(\text{OH})_2(\text{s})$. Selain itu pembentukan Fe lebih lanjut yang dihidrolilis menghasilkan $\text{Fe}(\text{OH})_3(\text{s})$. Analisis spesies besi yang terbentuk selama proses elektrokoagulasi pada pH yang berbeda untuk memvalidasi pembentukan Fe. Elektrolisis besi menghasilkan pembentukan Fe^{2+} kemudian mengalami oksidasi dikarenakan adanya oksigen terlarut dan pH yang

sesuai untuk membentuk Fe^{3+} . Kemudian dihidrolisis menjadi $\text{Fe}(\text{OH})_3(\text{s})/\text{FeOOH}(\text{s})$ yang tidak larut. Selama proses elektrokoagulasi ion OH^- yang terbentuk di katoda akan meningkatkan pH yang mempercepat laju Fe^{2+} menjadi Fe^{3+} . Sedangkan di anoda, pH ion OH^- mengalami penurunan. Spesiasi besi memberikan hasil terbaik pada pH 7,5 yang menunjukkan kinerja optimalnya pada pengolahan limbah (Tahreen et al., 2020).

4.9. Perbandingan Antara Elektro-Koagulasi dan Koagulasi Kimia

EC merupakan suatu proses pengendapan dan penggumpalan partikel-partikel halus yang terdapat pada air dengan menggunakan energi listrik. Metoda EC meniadakan penambahan bahan kimia sebagai koagulan. Prinsip dasar elektrokoagulasi yaitu menggunakan reaksi reduksi dan oksidasi (redoks). EC terdiri dari satu atau lebih pasang lembaran (plat) logam yang disebut elektroda (katoda dan anoda) dan ditempatkan dalam suatu wadah yang berisi cairan yang

kemudian dialiri listrik. Elektroda dapat berupa plat besi, plat aluminium, plat titanium, baja nirkarat dan sebagainya. Dalam suatu sel elektrokoagulasi, peristiwa oksidasi terjadi pada elektroda positif (+) yaitu anoda, sedangkan reduksi terjadi pada elektroda negatif (-) yaitu katoda. Proses EC dengan memanfaatkan arus listrik yang dialirkan ke pasangan elektroda cukup efektif untuk menghilangkan atau mereduksi berbagai kontaminan dalam air. Proses berlangsungnya destabilisasi suspensi dan koloid, pengemulsi atau pengotor terlarut dalam lingkungan cair melalui pemberian arus listrik oleh gaya gerak listrik yang menyebabkan terjadinya reaksi kimia (Prabowo et al., 2018).

CC adalah proses yang memanfaatkan ion-ion yang mempunyai muatan berlawanan dengan muatan koloid yang terdapat dalam cairan sehingga meniadakan kestabilan ion. Dalam proses koagulasi, bahan kimia yang digunakan berupa kaporit, kapur, tawas dan bahan kimia lainnya yang dapat mengubah partikel koloid menjadi flok yang berukuran lebih besar,

penyerapan bahan organik terlarut pada flok tersebut sehingga pengotor yang ada dalam air dapat dipisahkan melalui proses penyaringan padat-cair. Prinsip dasar proses koagulasi adalah terjadinya gaya tarik menarik antara ion-ion negatif di suatu pihak dengan ion-ion positif di pihak lain. Yang bertindak sebagai ion negatif adalah partikel-partikel yang terdiri dari zat-zat organik (partikel koloid), mikroorganisme dan bakteri.

Para peneliti berpendapat bahwa kedua metode ini tidak berbeda, kecuali untuk cara menambahkan ion logam (atau koagulan) ke dalam sistem pengolahan air limbah. Bagian ini menunjukkan perbedaan yang menonjol dalam aspek teknik dari kedua proses tersebut, dan bagaimana para peneliti telah berusaha untuk membedakan, mengkarakterisasi, dan mengkualifikasikannya secara terpisah seperti ditunjukkan pada Tabel 4.2.

Tabel 4.2. Keuntungan dan Kerugian Proses EC, CC, dan Adsorpsi

Metode Pengolahan	Target Penghilangan	Keuntungan	Kerugian	Referensi
Elektrokoagulasi	Pewarna, logam berat dari air lindi, air limbah kota air limbah (BOD, COD, dan nutrisi)	Selektivitas pemisahan tinggi	Biaya operasional yang tinggi karena penyumbatan membran dan konsumsi energi	Mohammdi et al. (2005)
Pengendapan kimia	Logam berat, logam-logam divalen	Biaya operasional yang rendah, pengoperasian sederhana	Pembentukan lumpur, biaya operasioan berlebih untuk pembuangan lumpur	Kurniawan et al. (2006)
Adsorpsi	Penghilangan warna,	Biata rendah, kondisi operasi	Selektivitas rendah,	Aklil et al. (2004), Babel & Kurniawan

Metode Pengolahan	Target Penghilangan	Keuntungan	Kerugian	Referensi
	penelusuran pencemaran seperti air dalam minyak atau minyak dalam air	yang mudah, range pH yang besar, kapasitas pengikatan logam yang tinggi	menghasilkan produk limbah	(2003)

4.10. Studi Perbandingan antara Elektrokoagulasi dan Koagulasi Kimia

EC adalah proses koagulasi kontinyu yang menggunakan arus listrik (searah) melalui proses elektrokimia yang merupakan gejala dekomposisi elektrolit, dimana salah satu elektrodanya adalah logam. Reaksi kimia yang terjadi selama elektrokoagulasi adalah reaksi reduksi dan reaksi oksidasi, karena adanya arus listrik searah (Khaer & Rusli, 2018). EC dianggap sebagai salah satu jenis proses oksidasi lanjutan untuk pengolahan air dan air limbah. Dibandingkan dengan proses kimiawi, proses EC menghasilkan volume lumpur yang lebih sedikit. Sedangkan proses koagulan pada *in situ* kemungkinan timbul polutan sekunder karena overdosis atau efek sisa bahan kimia dalam air adalah nol. Desain reaktor dapat sepenuhnya dilakukan secara otomatis, dan semua parameter dapat dengan mudah diatur. Air limbah yang menggunakan EC menghasilkan limbah yang jernih, tidak berwarna, dan tidak berbau. EC dapat dengan mudah menargetkan

suspensi koloid yang sangat halus, yang terkadang sulit dihilangkan dengan CC. Flok yang dihasilkan oleh proses EC berukuran relatif besar dan lebih stabil dibandingkan dengan proses CC. Namun demikian, EC juga memiliki beberapa kelemahan seperti penggantian elektroda yang digunakan secara teratur dan berkurangnya efisiensi proses yang disebabkan oleh pasivasi katoda yang terjadi selama proses. Selain itu, proses ini terdengar sangat tidak praktis dan tidak ekonomis jika digunakan di tempat yang harga listriknya mahal.

Meskipun keekonomisan proses tetap menjadi titik kritis untuk memutuskan ke arah mana proses tersebut akan jatuh, pada kondisi yang semakin menurun ini, maka harus dibandingkan kedua proses tersebut dalam hal kelayakan teknisnya dengan mempertimbangkan semua faktor penting dan menentukan yang dapat membuat suatu proses menjadi berkelanjutan dan berkembang atau tidak berkelanjutan dan berhenti secara alamiah. Dalam konteks ini, peneliti membutuhkan landasan yang sama untuk

membandingkan kedua proses tersebut agar tetap tidak bias dan rasional. Para peneliti telah melakukan yang terbaik untuk membandingkan kedua proses tersebut dan memberikan pendapat yang wajar mengenai potensi dan kelayakannya (**Tabel 4.3**).

Tabel 4.3. Perbandingan Efisiensi Pengolahan melalui Metode Elektro-Koagulasi (EC), Pengendapan Kimiawi (Chemical Precipitation, CP), Koagulasi Kimiawi (Chemical Coagulation, CC), dan Adsorpsi (AD)

Pencemar air limbah (konsentrasi awal)	Konsentrasi awal	pH	Proses/material	Efisiensi penyisihan (removal)	Konsumsi energi khusus (rapat arus)	Biaya operasi	Waktu pengolahan	Cara kerja	Referensi
Virus	10 ⁶ pfu/mL	6,3-8,3	Fe-EC (EC-MF) CC	99,99% 49,99%	0,25 mA/cm ²	-	-	Batch	Zhu et al. (2005)
Air permukaan (EC dan CC sebagai proses pengolahan awal membran)	DOC 5.0–5.6 mg/l UV254	6,4	Fe-EC	40% DOC, 50% UV254, Pembentukan ion Fe ²⁺ yang terlarut. Pemisahan yang tidak diinginkan.	-	-	-	Batch	Bagga et al. (2008)
		6,4	CC (FeCl ₃)	50% DOC, 60% UV254					

Industri logam (emulsi air dal minyak)	3,000 mg dm ³	6,0	Al-EC	COD sekitar 90%	10,1 mA/cm ²	-	-	<i>Batch</i>	Cañizares et al. (2008)
		11,5	CC (AlCl ₃)	COD sekitar 90%	-	-	-		
Limbah industri makanan dan minuman (Pabrik industri fermentasi)	4.500 mg O ₂ /L	8,6	Al-EC	70% COD	13,7 mA/cm ²	-	-	<i>Batch</i>	Ryan et al. (2008)
		3,8	CC (Al ₂ (SO ₄) ₃)	50% COD	-	-	-		
		8,8	Fe-EC	63% COD	-	-	-		
		2,4	CC (FeCl ₃)	80% COD	13,7 mA/cm ²	-	-		
Logam berat – Cu	45 mg/L	9,0	Al-EC	100%	5,50 kWh/m ³	0,97 \$US/m ³	40 min	<i>Batch</i>	Akbal and Camci (2010)
		9,0	Fe-EC	100%	4,26 kWh/m ³	0,59 \$US/m ³	32 min		
		11,0	CC	100%	-	1,176 \$US/m ³	-		
		11,0	CC (FeCl ₃)	100%	-	0,859 \$US/m ³	-		
		-	-	-	-	1,176 \$US/m ³	-		
Logam berat – Cr	44,5 mg/L	9,0	Al-EC	100%	5,50 kWh/m ³	0,97 \$US/m ³	40 min	<i>Batch</i>	Akbal and Camci (2010)
		9,0	Fe-EC	100%	4,26 kWh/m ³	0,59 \$US/m ³	32 min		
		11,0	CC	100%	-	1,176 \$US/m ³	-		
		11,0	CC (FeCl ₃)	100%	-	0,859 \$US/m ³	-		
		-	-	-	-	1,176 \$US/m ³	-		

						0,859 \$US/m ³			
Logam berat – Ni	394 mg/L	9,0 9,0 11,0 11,0	Al-EC Fe-EC CC CC (FeCl ₃)	99,6% 99,5% 98,8% 99,0%	5,50 kWh/m ³ 4,26 kWh/m ³ - -	0,97 \$US/m ³ 0,59 \$US/m ³ 1,176 \$US/m ³ 0,859 \$US/m ³	40 min 40 min 32 min 32 min	<i>Batch</i>	Akbal and Camci (2010)
Logam berat – As(V)	0,05 mg/L	7,5 6,5	Fe-EC CC (FeCl ₃)	Sekitar 70% ~85 – 95%	28 mA -	- -	20 min 2 min	kontinyu <i>Batch</i>	Lakshmanan et al. (2010)
As (penyisihan melalui EC dan CC yang masing- masing dikombinasi dengan mikrofiltrasi	100 µg/L	7,0	EC-MF CC-MF	90,64% 96%	- -	0,12 \$US/m ³ 0,066 \$US/m ³	- -	<i>Batch</i> <i>Batch</i>	Mólgora et al. (2013)
Air limbah sintetik (pewarna merah, <i>red dye</i>)	100 mg/L	6,1	Al-EC	80 – 95% warna	1,5 – 3,5 kWh/kg pewarna (208 – 310 A/m ²)	0,34 – 0,52 \$US kg pewarna	14 min	Kontinyu	Merzouk et al. (2011)

			CC (Al ₂ (SO ₄) ₃ .18H ₂ O)	87% warna	-		0,32 \$US/kg pewarna	1 Jam 10 min		
Air limbah sintetik (pewarna asam, <i>acid dye</i>)	50 mg/L	7,0	Al-EC	87,5 – 93,4%	27,8 – 99,0 kWh/kg pewarna (155 – 350 A/m ²)	7,04 – 17,4 \$US/kg pewarna (0,31 – 0,8 \$/m ³)	-	-	<i>batch</i>	Chafi et al. (2011)
			Fe-EC	90,7 – 98,1%	26,7 – 76,6 kWh/kg pewarna (155 – 350 A/m ²)	4,01 – 13,8 \$US/kg pewarna (0,19 – 0,68 \$/m ³)	-			
Air asam tambang batu bara (berbagai jenis logam)	500 mL/L	2,43	Fe-EC	28,7 – 99,96%	1,32 – 5,6 kWh/m ³ (200 – 500 A/m ³)	1,09 – 2,184 \$US/m ³ (0,91 – 1,93 £/m ³)	-	-	<i>Batch</i>	Oncel et al. (2013)
			CP (NaOH)	-	-			50 min	<i>batch</i>	
						1,173 – 7,49 \$US/m ³ (1,064 –				

						6,6177				
						£/m ³)				
Limbah tekstil	2031 mg/L COD (kondisi dibawah optimum)	6,3	Al-EC (MP-P)	63%	0,72 kWh/m ³ (30 A/m ²)	0,4 \$US/m ³	15 min	<i>batch</i>	Bayramoglu et al. (2007)	
		7,9	Fe-EC (MP-P)	63%	0,68 kWh/m ³ (30 A/m ²)	0,25 \$US/m ³	15 min			
			CC (FeCl ₃ .6H ₂ O)	71%	-	\$US/m ³	25 min			
			CC (Fe ₂ (SO ₄) ₃ .7H ₂ O)	68%	-	0,67 \$US/m ³	25 min			
			CC (AlCl ₃ .6H ₂ O)	68%	-	\$US/m ³	25 min			
			CC (Al ₂ SO ₄) ₃ .18H ₂ O)	59%	-	0,75 \$US/m ³	25 min			
						0,96 \$US/m ³				
						0,75 \$US/m ³				
Penghilangan Pb ²⁺ dan Zn ²⁺ dari lindi tanah asam	-	-	Fe-EC	99,4% (Zn ²⁺) 99,7% (Pb ²⁺)	18,5 kWh/tst (68 A/m ²)	35,38 \$US/tst	-	<i>batch</i>	Drogui et al. (2011)	
			CP-Ca(OH) ₂	98,9% (Zn ²⁺) 99% (Pb ²⁺)	88,7 kg Ca(OH) ₂ /tst	38,29 \$US/tst				
			CP(NaOH)	97,2% (Zn ²⁺) 98,3% (Pb ²⁺) 91,6% (Zn ²⁺)	65 kg NaOH/tst					

AD (CS = <i>cocoa shell</i>)	90% (Pb ²⁺)	100 kg CS/tst	50,98 \$US/tst 39,15 \$US/tst
-------------------------------	-------------------------	------------------	----------------------------------------

Catatan: tst = *ton of soil treated*

Ketiga proses CC, adsorpsi, dan EC memiliki beberapa kesamaan dan perbedaan utama. Proses-proses ini saja tidak dapat mencapai tujuan yang sebenarnya dan harus ditindaklanjuti dengan berbagai teknik pemisahan padat-cair seperti mikrofiltrasi, sentrifugasi, flokulasi, dan pengendapan. Ketiga proses tersebut membedakan satu sama lain melalui interaksi koloid tersuspensi dengan elemen penyebab destabilisasi koloid dan pemisahan padat-cair. Adsorpsi bekerja pada interaksi fisikokimia partikel koloid dengan adsorben, sedangkan dua proses lainnya pada dasarnya melibatkan netralisasi muatan permukaan partikel koloid. Meskipun secara mekanis mirip satu sama lain, EC dan CC berbeda dalam hal pengenalan ion logam, yang menghasilkan netralisasi muatan dan akibatnya menggumpalkan partikel koloid, sehingga mengganggu kestabilan kekeruhan larutan. Meskipun partikel koloid yang dinetralkan bersatu (dalam EC dan CC) atau pasangan partikel adsorben-koloid biasanya cukup besar untuk mengendap tidak adanya muatan permukaan yang menstabilkan, penggunaan flokulan

polimer sangat dianjurkan direkomendasikan untuk mempercepat proses pemisahan padat-cair.

Pada dasarnya, semua studi yang dilakukan untuk membandingkan EC dan CC dilakukan dalam mode batch, kecuali beberapa. Untuk aplikasi industri praktis dan peningkatan skala proses, EC perlu dipelajari dalam mode kontinu. Studi terperinci harus dilakukan untuk memahami sensitivitas dan efektivitas berbagai parameter dalam EC (waktu retensi, periode stabilisasi, profil konsentrasi, kinetika pengembangan konsentrasi, gradien konsentrasi, kinetika dan mekanisme penyisihan, tingkat konsumsi logam, profil hidrodinamika) yang memengaruhi efisiensi penyisihan polutan dalam proses. Pengetahuan semacam itu akan membantu mengembangkan EC yang ditingkatkan skalanya yang lebih besar.

Penelitian-penelitian dengan proses EC biasanya hanya menggunakan elektroda non inert. Salah satu elektroda non inert adalah logam aluminium (plat aluminium), selain karena harga yang murah dan mudah didapat, penggunaan elektroda aluminium juga

mampu membentuk koagulan yang sangat baik dalam mengikat polutan-polutan dalam air. Elektroda ada juga yang bersifat inert, yakni elektroda karbon. Karbon memiliki harga yang relatif murah dan mudah didapatkan (Koharruddin et al., 2019). Keuntungan EC adalah proses ini dapat dilakukan dengan peralatan sederhana dan mudah untuk dioperasikan serta tidak memerlukan bahan kimia. Air limbah yang diolah dengan elektrokoagulasi menghasilkan effluent yang jernih, tidak berwarna dan tidak berbau (Nur et al., 2020).

Salah satu tahapan penting dalam pengolahan air adalah tahapan koagulasi. Polutan dalam air yang stabil akan menjadi tidak stabil dengan menghilangkan muatannya. Dengan kehilangan muatan, partikel kontaminan akan mudah membentuk flok dan mengendap. Untuk menghilangkan muatan dan pembentukan flok digunakan bahan kimia sebagai koagulan dan sebagai flokulan. Tawas dan polialuminium klorida adalah contoh koagulan dan flokulan yang umum digunakan atau ditambahkan ke

dalam air untuk mengendapkan partikel koloid dalam pengolahan limbah. Selain aluminium sulfat, besi sulfat dan besi klorida lazim sebagai koagulan.

Prinsip dasar koagulasi adalah gaya tarik menarik antara ion positif dan negatif. Ion negatif merupakan partikel yang terdiri dari zat organik, mikroorganisme dan bakteri. Mekanisme pembentukan flok pada proses koagulasi-flokulasi meliputi 3 tahap yaitu tahap destabilisasi partikel koloid, tahap pembentukan mikrofilik dan tahap pembentukan makrofilik. Tahap pertama dan kedua berlangsung selama koagulasi, dan tahap ketiga berlangsung selama flokulasi. Pembentukan makrofilik selama flokulasi terjadi karena tumbukan antar partikel koloid. Koagulasi membutuhkan koagulan. Koagulan merupakan bahan kimia yang ditambahkan ke dalam air untuk dapat mengendapkan partikel koloid yang sulit terhilangkan didalam air. Koagulan diperlukan dalam proses koagulasi agar dapat menjaga kestabilan muatan dengan menekan atau menghilangkan lapisan diffused layer sehingga yang tersisa adalah gaya tarik

menarik antar partikel dengan gaya Van Der Waals. (Fatoni et al., 2020).

4.11. Dasar Penilaian Praktis: Perbandingan Energi dan Ekonomi

Perkembangan isu-isu global saat ini yang berkisar pada keberlanjutan dan konservasi energi dan lingkungan penting untuk selalu memperhatikan efisiensi energi dari setiap proses yang dikembangkan. Pengembangan lebih lanjut agar sebuah proses dapat bertahan dalam masyarakat yang dengan memperhatikan aspek keuntungan dan ekonomis. Banyak penelitian (**Tabel 4.3**) melakukan analisis ekonomi EC dengan melakukan analisis komparatif diantaranya (Ryan et al., 2008; Cañizares et al., 2008b; Akbal & Camcı, 2010; Mólgora et al., 2013; Oncel et al., 2013). Total biaya operasi adalah jumlah dari berbagai biaya yang terkait dengan operasi proses EC. Operasi proses mengandung berbagai elemen yang bisa dinyatakan dalam Persamaan :

$$TCO = r_e * E + r_A * A + r_s * S + r_c * C + M + L - Am \quad (4-11)$$

TCO = Total biaya operasi

r_e = Harga listrik

E = Jumlah energi listrik yang dikonsumsi

r_A = Harga anoda

A = Jumlah bahan anoda

r_s = Harga pengangkutan dan pembungan lumpur

S = Jumlah lumpur yang dihasilkan

r_c = Laju alir bahan kimia yang digunakan

C = Jumlah bahan kimia yang digunakan

M = Pemeliharaan unit

D = Despresiasi

L = Biaya tenaga kerja

Am = Biaya amortisasi

Meskipun TCO tergantung pada banyak faktor seperti yang ditunjukkan pada persamaan (4-11) , dua faktor utama adalah konsumsi energi dan elektroda. Konsumsi energi listrik (*electrical energy consumption*, EEC) dan konsumsi elektroda menentukan arah kelayakan ekonomi dari proses tersebut. EEC dapat diberikan sebagai persamaan:

$$EEC = EI \frac{t_{EC}}{V_s} \quad (4-12)$$

Dimana :

E = Potensial listrik (V)

I = Arus yang diterapkan (A)

t_{EC} = Waktu elektrolisis

V_s = Volume curah cair

Dalam beberapa literatur, energi sering dinyatakan dalam bentuk konsumsi energi listrik spesifik (*specific electrical energy consumption*, SEEC) dimana energi disebut sebagai energi per unit elektroda yang dikonsumsi:

$$SEEC = nF \frac{E}{3,6 \times 10^{-3} M_w \varphi} \quad (4-13)$$

Dimana :

n = Jumlah elektron ($n = 2$ untuk Fe dan $n = 3$ untuk Al)

F = Konstanta Faraday

M_w = Berat molekul material anoda

φ = Efisiensi muatan arus

Bentuk efisiensi sistem dapat dihitung menggunakan persamaan (4-14)

$$\varphi = \frac{\Delta m_{\text{exp}}}{\Delta m_{\text{theo}}} \quad (4-14)$$

dimana Δm_{exp} adalah massa elektroda yang hilang selama percobaan yang dihitung berdasarkan rancangan percobaan, sedangkan Δm_{theo} adalah massa elektroda teoritis yang dihitung menurut persamaan (4-15)

$$\Delta m_{\text{theo}} = \frac{M_w I t_{EC}}{nF} \quad (4-15)$$

Telah sering diteliti oleh para peneliti bahwa nilai efisiensi listrik adalah kadang-kadang lebih besar dari 1; ini telah diperhitungkan oleh fakta bahwa selama elektrolisis, pelarutan koagulan tidak hanya oleh energi listrik tetapi juga oleh korosif lingkungan yang diberikan oleh reaksi kimia yang sedang berlangsung dalam elektrokimia sel. Terkadang para peneliti telah menyatakan konsumsi energi spesifik dalam istilah polutan yang dihilangkan (*specific energy consumption in terms of pollutants, SEECP*), sebagaimana ditentukan oleh Persamaan (4-16):

$$SEECP = \frac{E I t_{EC}}{V_s \sum (Y M_{\text{pol}} [\text{Pollutant}]_o)} \quad (4-16)$$

dimana

Y = persen penghilangan polutan

M_{pol} = berat molekul polutan

$[Pollutant]_o$ = konsentrasi awal polutan

V_s = volume cairan

m_{pol} = total massa polutan yang dihilangkan

Konsumsi elektroda pada EC ditentukan dari jumlah muatan yang digunakan, namun jenis pelarutannya tergantung dari komposisi matriknya. Kondisi pH dan adanya anion dapat menghasilkan pasivasi dan mengurangi efisiensi pelarutan elektrolit. Pada penelitian lainnya oleh Oncel dkk, 2013, bahwa biaya operasi dua proses yaitu EC dan CC dapat dievaluasi saat pengolahan CMDW. Energi yang digunakan pada proses EC dapat dihitung menggunakan persamaan (4-12). Studi ini memperhitungkan biaya energi, elektroda, dan bahan kimia sebagai biaya utama. Konsumsi energi dan elektroda dalam EC masing-masing adalah 1,32 hingga 5,64 kWh/m³ dan 0,92 hingga 1,7 kg/m³. Biaya operasi keseluruhan berada pada kisaran €0,91 hingga €1,98 /m³

saat menghasilkan 0,85 hingga 3,58 kg/m³ lumpur. Meskipun EC dan CC adalah teknik yang berhasil untuk menghilangkan partikel tersuspensi, integrasi keduanya dengan teknik lain seperti mikrofiltrasi telah memperluas cakrawala ilmiah. Mólgora dkk. (2013) melakukan perbandingan biaya antara teknik EC-MF dan CC-MF untuk penyisihan arsenik. Penelitian tersebut mengasumsikan sebuah fasilitas dengan kapasitas pengolahan 108 m³/jam. Total biaya energi dihitung dalam hal disipasi hidrolis dan disipasi elektrolitik elektroda logam. Dalam EC, Persamaan (10-16) hingga (10-18) digunakan dengan mengasumsikan efisiensi mesin sebesar 0,75.

$$EEC = \frac{[P_r + P_e] \times C_e \times 0,75}{Q} \quad (4-16)$$

$$P_r = G_t^2 \mu V_t \quad (4-17)$$

$$P_e = VI \quad (4-18)$$

dimana

P_r = daya hidrolis

P_e = daya elektrolitik

C_e = biaya listrik

Q = laju alir cairan

G_t = gradien kecepatan

μ = viskositas dinamis

V_t = volumen cairan diantara elektroda

I = arus

V = perbedaan potensial (voltase) yang digunakan

Dalam kasus CC, pencampuran merupakan biaya utama untuk energi. Biaya energi kimia (CEC) dapat diberikan melalui Persamaan (4-19) dan (4-20).

$$CEC = P_m \times C_e \times \frac{0,75}{Q} \quad (4-19)$$

$$P_m = G_t^2 \mu V_t R_T \quad (4-20)$$

Semua istilah dalam CC mirip dengan yang ada di EC, kecuali tidak ada energi konsumsi energi untuk pembuangan elektrolit. R_T adalah waktu tinggal hidraulik di dalam reaktor. Untuk konsumsi energi dalam mikrofiltrasi (MEC), persamaan (4-21) berikut dapat digunakan:

$$MEC = C_e V_p E_e \quad (4-21)$$

di mana V_p adalah volume permeat, dan E_e adalah energi spesifik MF. Nilai dari energi spesifik MF sering diambil sebagai 0,2 kWh/m³.

Di antara dua varian konfigurasi proses (CC-MF dan EC-MF), CC-MF lebih murah daripada EC-MF. EC-MF 1,8 kali lebih mahal daripada CC-MF. Hasil serupa diperoleh oleh Merzouk dkk. (2011) saat mengolah pewarna merah dari larutan air. Biaya operasi adalah 0,32 \$/kg pewarna yang dihilangkan untuk CC dan sekitar 0,52\$US/kg untuk EC. Analisis ekonomi juga dilakukan oleh (Akbal dan Camcı 2010) saat mempelajari penyisihan logam berat. Hasilnya dalam penelitian ini bertentangan dengan persepsi sebelumnya bahwa EC relatif lebih mahal untuk dioperasikan daripada CC. Biaya operasi adalah 0,970\$US/m³ untuk EC-Al dan sekitar 1,176\$US/m³ untuk CC yang menggunakan aluminium sulfat sebagai koagulan.

Hal ini melahirkan konsep analisis teknoekonomi yang komprehensif untuk mendapatkan gambaran yang benar tentang keekonomian proses (Ryan et al., 2008), di mana kondisi yang paling optimal harus digunakan

untuk mengevaluasi keekonomian proses dan membandingkannya untuk mencapai tujuan bersama. Tujuan umum dapat berupa laju aliran volumetrik yang sama dari air yang diolah dengan standar pengolahan yang sebanding atau sama. Analisis teknoekonomi memberi kita alat untuk mendapatkan pandangan mata elang tentang proses dan melakukan analisis sensitivitas untuk memahami efek dari setiap parameter proses individu pada biaya keseluruhan proses. Penting juga untuk memahami bahwa sifat polutan serta interaksinya dengan koagulan dan sistem pengenalannya akan mempengaruhi efisiensi proses; dengan demikian, analisis teknoekonomi untuk satu jenis sistem polutan tidak dapat dipercaya atau digeneralisasi untuk semua jenis polutan yang berbeda (Cañizares et al., 2009).

4.12. Kesimpulan dan Prospek Ke Depan

Dalam EC, banyak proses yang beroperasi secara sinergis. Keunggulan teknik ini dapat dipelajari dari fakta bahwa dengan mengatur parameter masing-masing, efisiensi penyisihan polutan dapat

ditingkatkan. Sifat polutanlah yang menentukan parameter mana yang paling berdampak pada peningkatan efisiensi. Pewarna biasa, virus, logam berat, beban organik (COD), dan berbagai jenis air limbah industri dapat diolah dengan EC. EC menemukan aplikasinya dalam pengolahan berbagai jenis air seperti air limbah industri penyamakan kulit, air limbah industri makanan, pulp dan air limbah industri kertas, air limbah kilang, dan air bersih, dan juga di instalasi pengolahan air limbah kota. Sebuah studi komparatif dari berbagai jenis sistem air limbah berbeda adalah penting dari sudut pandang teknik dan aplikasi untuk menentukan teknologi terbaik yang ada untuk menghilangkan polutan. Sementara mempertimbangkan teknologi ini, parameter paling penting yang harus dijaga dalam pemikiran adalah efisiensi penghilangan polutan, biaya operasi, dan efisiensi energi dari sistem. Penentuan pilihan teknologi hanya dapat dipertanggungjawabkan setelah melakukan analisis teknoekonomi yang terperinci. Ada berbagai alat tersedia dapat membantu dalam

melakukan analisis teknoekonomi kehidupan nyata dengan menggunakan sumber daya perangkat lunak. Alat-alat ini dapat membantu dalam menemukan jawaban atas pertanyaan seperti haruskah baru beralih ke EC atau melanjutkan dengan CC. Selanjutnya, dalam pertimbangan tersebut, pertimbangan tersebut, sebaiknya dipikirkan juga tentang keamanan ekologi. Evaluasi siklus hidup analisis dan dampak ekologis serta penilaian keberlanjutan adalah beberapa elemen analisis yang penting untuk menilai potensi suatu proses. Perbandingan seperti itu sangat penting untuk memutuskan teknologi mana yang lebih baik untuk menghilangkan polutan.

Ketika dua teknologi dibandingkan, sebaiknya selalu dipikirkan rangkaian proses yang lengkap secara keseluruhan. EC, CC, dan adsorpsi tidak dapat melakukan pengolahan air limbah secara tunggal dan membuat air cukup layak untuk dibuang atau digunakan kembali dalam batas yang diizinkan. Kelayakan teknoekonomi, pemodelan, dan keberlanjutan serta penilaian dampak ekologis dari

proses tersebut harus dilakukan untuk sistem terintegrasi di mana EC, CC, dan adsorpsi adalah bagian dari rangkaian proses. Perbandingan yang dapat dipertanggungjawabkan seharusnya dilakukan dengan menggunakan kondisi yang paling optimal diperoleh dari model dan perangkat matematika. Namun sejauh ini dalam literatur, sangat sedikit peneliti mempertimbangkan proses gabungan yang terintegrasi untuk pengolahan air limbah dan disandingkan dengan cara yang tidak bias.

Literatur yang ditinjau sejauh ini menunjukkan bahwa masih belum ada kesepakatan umum tentang teknologi mana yang lebih baik dalam hal efisiensi energi, ekonomi, atau penghilangan polutan; hasil dari proses tersebut bervariasi secara signifikan dengan perubahan aliran polutan dan parameter operasional. Oleh karena itu, mau tidak mau, para peneliti harus melakukan studi perbandingan untuk berbagai jenis polutan dan komposisi matriks (air limbah). Lebih banyak fokus harus dialokasikan untuk mendapatkan proses yang dapat dengan mudah ditingkatkan dan

dikarakterisasi dengan baik. Hanya dengan demikian, metode pengolahan air limbah dapat dibenarkan untuk dipilih.

4.13. Referensi

- Ahluwalia, S. S., & Goyal, D. (2007). Microbial and plant derived biomass for removal of heavy metals from wastewater. *Bioresource Technology*, 98(12), 2243–2257.
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2005.12.006>
- Ajmal, M., Rao, R. A. K., Ahmad, R., & Ahmad, J. (2000). Adsorption studies on *Citrus reticulata* (fruit peel of orange): Removal and recovery of Ni(II) from electroplating wastewater. *Journal of Hazardous Materials*, 79(1), 117–131.
[https://doi.org/10.1016/S0304-3894\(00\)00234-X](https://doi.org/10.1016/S0304-3894(00)00234-X)
- Akbal, F., & Camcı, S. (2010). Comparison of Electrocoagulation and Chemical Coagulation for Heavy Metal Removal. *Chemical Engineering & Technology*, 33(10), 1655–1664.
<https://doi.org/10.1002/ceat.201000091>

- Aklil, A., Mouflih, M., & Sebti, S. (2004). Removal of heavy metal ions from water by using calcined phosphate as a new adsorbent. *Journal of Hazardous Materials*, 112(3), 183–190. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2004.05.018>
- Babel, S., & Kurniawan, T. A. (2003). Low-cost adsorbents for heavy metals uptake from contaminated water: A review. *Journal of Hazardous Materials*, 97(1), 219–243. [https://doi.org/10.1016/S0304-3894\(02\)00263-7](https://doi.org/10.1016/S0304-3894(02)00263-7)
- Bagga, A., Chellam, S., & Clifford, D. A. (2008). Evaluation of iron chemical coagulation and electrocoagulation pretreatment for surface water microfiltration. *Journal of Membrane Science*, 309(1), 82–93. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2007.10.009>
- Bansode, R. R., Losso, J. N., Marshall, W. E., Rao, R. M., & Portier, R. J. (2003). Adsorption of volatile organic compounds by pecan shell- and almond shell-based granular activated carbons.

- Bioresource Technology, 90(2), 175–184.
[https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(03\)00117-2](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(03)00117-2)
- Bayramoglu, M., Eyvaz, M., & Kobya, M. (2007). Treatment of the textile wastewater by electrocoagulation: Economical evaluation. *Chemical Engineering Journal*, 128(2), 155–161.
<https://doi.org/10.1016/j.cej.2006.10.008>
- Bishnoi, N. R., Bajaj, M., Sharma, N., & Gupta, A. (2004). Adsorption of Cr(VI) on activated rice husk carbon and activated alumina. *Bioresource Technology*, 91(3), 305–307.
[https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(03\)00204-9](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(03)00204-9)
- Cañizares, P., Martínez, F., Rodrigo, M. A., Jiménez, C., Sáez, C., & Lobato, J. (2008a). Modelling of wastewater electrocoagulation processes: Part I. General description and application to kaolin-polluted wastewaters. *Separation and Purification Technology*, 60(2), 155–161.
<https://doi.org/10.1016/j.seppur.2007.08.003>
- Cañizares, P., Martínez, F., Rodrigo, M. A., Jiménez, C., Sáez, C., & Lobato, J. (2008b). Modelling of

wastewater electrocoagulation processes: Part II: Application to dye-polluted wastewaters and oil-in-water emulsions. *Separation and Purification Technology*, 60(2), 147–154.
<https://doi.org/10.1016/j.seppur.2007.08.005>

Chafi, M., Gourich, B., Essadki, A. H., Vial, C., & Fabregat, A. (2011). Comparison of electrocoagulation using iron and aluminium electrodes with chemical coagulation for the removal of a highly soluble acid dye. *Desalination*, 281, 285–292.
<https://doi.org/10.1016/j.desal.2011.08.004>

Chen, G. (2004). Electrochemical technologies in wastewater treatment. *Separation and Purification Technology*, 38(1), 11–41.
<https://doi.org/10.1016/j.seppur.2003.10.006>

Crini, G. (2005). Recent developments in polysaccharide-based materials used as adsorbents in wastewater treatment. *Progress in Polymer Science*, 30(1), 38–70.

<https://doi.org/10.1016/j.progpolymsci.2004.11.002>

2

Dahlan, M. H., Eng, M., Handayani, L., & Setiono, E. (2011). Pengaruh penggunaan membran keramik berbasis zeolit, silika, dan karbon aktif terhadap kadar CO dan CO₂ pada gas buang kendaraan bermotor. *Jurnal Teknik Kimia*, 17(8).

Drogui, P., Blais, J.-F., & Mercier, G. (2007). Review of Electrochemical Technologies for Environmental Applications. *Recent Patents on Engineering*, 1(3), 257–272.

<https://doi.org/10.2174/187221207782411629>

El-Sikaily, A., Nemr, A. E., Khaled, A., & Abdelwehab, O. (2007). Removal of toxic chromium from wastewater using green alga *Ulva lactuca* and its activated carbon. *Journal of Hazardous Materials*, 148(1), 216–228.

<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.01.146>

Fatoni, I., Subiantoro, R., & Maryanti, M. (2020). Pengaruh Penggunaan Berbagai Koagulan Kimia Pada Limbah Cair Kelapa Sawit (*Elaeis*

- guineensis Jacq.) Terhadap Penurunan Beban Pencemar. *Jurnal Kesehatan Lingkungan: Jurnal dan Aplikasi Teknik Kesehatan Lingkungan*, 17(2), Article 2. <https://doi.org/10.31964/jkl.v17i2.216>
- Feng, D., & Aldrich, C. (2004). Adsorption of heavy metals by biomaterials derived from the marine alga *Ecklonia maxima*. *Hydrometallurgy*, 73(1), 1–10. [https://doi.org/10.1016/S0304-386X\(03\)00138-5](https://doi.org/10.1016/S0304-386X(03)00138-5)
- Gupta, V. K., & Rastogi, A. (2008). Biosorption of lead(II) from aqueous solutions by non-living algal biomass *Oedogonium* sp. And *Nostoc* sp.—A comparative study. *Colloids and Surfaces B: Biointerfaces*, 64(2), 170–178. <https://doi.org/10.1016/j.colsurfb.2008.01.019>
- Gupta, V. K., Rastogi, A., Saini, V. K., & Jain, N. (2006). Biosorption of copper(II) from aqueous solutions by *Spirogyra* species. *Journal of Colloid and Interface Science*, 296(1), 59–63. <https://doi.org/10.1016/j.jcis.2005.08.033>

- Igwe, J., & Abia, A. (2005). Competitive adsorption of Zn (II), Cd (II) AND Pb (II) ions from aqueous and non-aqueous solution by maize cob and husk. *African Journal of Biotechnology*, 4, 1113–1116.
- Kabdaşlı, I., Arslan-Alaton, I., Ölmez-Hancı, T., & Tünay, O. (2012). Electrocoagulation applications for industrial wastewaters: A critical review. *Environmental Technology Reviews*, 1(1), 2–45. <https://doi.org/10.1080/21622515.2012.715390>
- Khaer, A., & Rusli, R. (2019). Kombinasi elektrokoagulai dengan media clay filter dalam menurunkan kadar fosfat (PO₄) limbah laundry. *Sulolipu: Media Komunikasi Sivitas Akademika Dan Masyarakat*, 18(2), Article 2. <https://doi.org/10.32382/sulolipu.v18i2.1160>
- Koharruddin, A., Amalia, V., & Sudiarti, T. (2019). Studi Penurunan Kadar Ion-ion Logam (Cr³⁺, Cu²⁺, dan Pb²⁺) dengan Metode Elektrokoagulasi Menggunakan Elektroda Aluminium dan Karbon. *Al Kimiya: Jurnal Ilmu Kimia Dan*

- Terapan, 6(1), Article 1.
<https://doi.org/10.15575/ak.v6i1.4740>
- Kristijarti, A. P., Suharto, I., & Marieanna, M. (2013).
Penentuan Jenis Koagulan dan Dosis Optimum
untuk Meningkatkan Efisiensi Sedimentasi dalam
Instalasi Pengolahan Air Limbah Pabrik Jamu X.
Research Report - Engineering Science, 2.
<https://journal.unpar.ac.id/index.php/rekayasa/article/view/231>
- Kurniawan, T. A., Chan, G. Y. S., Lo, W.-H., & Babel, S.
(2006). Physico-chemical treatment techniques
for wastewater laden with heavy metals.
Chemical Engineering Journal, 118(1), 83–98.
<https://doi.org/10.1016/j.cej.2006.01.015>
- Lakshmanan, D., Clifford, D. A., & Samanta, G. (2010).
Comparative study of arsenic removal by iron
using electrocoagulation and chemical
coagulation. *Water Research*, 44(19), 5641–5652.
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.06.018>
- Las, T., Firdiyono, F., & Hendrawan, A. (2011). Adsorpsi
unsur pengotor larutan natrium silikat

- menggunakan zeolit alam Karangnunggal. *Jurnal Kimia Valensi*, 2(2), Article 2. <https://journal.uinjkt.ac.id/index.php/valensi/article/view/199>
- Merzouk, B., Gourich, B., Madani, K., Vial, Ch., & Sekki, A. (2011). Removal of a disperse red dye from synthetic wastewater by chemical coagulation and continuous electrocoagulation. A comparative study. *Desalination*, 272(1), 246–253. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2011.01.029>
- Moelyo, M. (2012). Pengkajian evektifitas proses koagulasi dalam memperbaiki kualitas limbah industri penyamakan kulit—Sukaregang, Garut. *Jurnal Teknik Hidraulik*, 3(2), 169–182. <https://doi.org/10.32679/jth.v3i2.270>
- Mohammadi, T., Moheb, A., Sadrzadeh, M., & Razmi, A. (2005). Modeling of metal ion removal from wastewater by electrodialysis. *Separation and Purification Technology*, 41(1), 73–82. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2004.04.007>

- Mólgora, C. C., Domínguez, A. M., Avila, E. M., Drogui, P., & Buelna, G. (2013). Removal of arsenic from drinking water: A comparative study between electrocoagulation-microfiltration and chemical coagulation-microfiltration processes. *Separation and Purification Technology*, 118, 645–651. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2013.08.011>
- Moradi, M., Vasseghian, Y., Arabzade, H., & Mousavi Khaneghah, A. (2021). Various wastewaters treatment by sono-electrocoagulation process: A comprehensive review of operational parameters and future outlook. *Chemosphere*, 263, 128314. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128314>
- Mouflih, M., Aklil, A., & Sebti, S. (2005). Removal of lead from aqueous solutions by activated phosphate. *Journal of Hazardous Materials*, 119(1), 183–188. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2004.12.005>
- Moussa, D. T., El-Naas, M. H., Nasser, M., & Al-Marri, M. J. (2017). A comprehensive review of electrocoagulation for water treatment: Potentials

- and challenges. *Journal of Environmental Management*, 186, 24–41.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.10.032>
- Nah, I. W., Hwang, K.-Y., Jeon, C., & Choi, H. B. (2006). Removal of Pb ion from water by magnetically modified zeolite. *Minerals Engineering*, 19(14), 1452–1455.
<https://doi.org/10.1016/j.mineng.2005.12.006>
- Notodarmojo, S., Mahmud, & Larasati, A. (2017). Adsorption of natural organic matter (NOM) in peat water by local Indonesia tropical clay soils. *International Journal of GEOMATE*,
<https://geomatejournal.com/geomate/article/view/1455>
- Nur, A., Komala, P. S., & D, U. A. (2020). Penyisihan Senyawa Organik pada Air Limbah Tahu Menggunakan Proses Elektrokoagulasi Pasangan Elektroda Aluminium. *Dampak*, 17(2), Article 2.
<https://doi.org/10.25077/dampak.17.2.62-71.2020>
- Oncel, M. S., Muhcu, A., Demirbas, E., & Kobya, M. (2013). A comparative study of chemical

- precipitation and electrocoagulation for treatment of coal acid drainage wastewater. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 1(4), 989–995. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2013.08.008>
- Pan, B., Zhang, Q., Du, W., Zhang, W., Pan, B., Zhang, Q., Xu, Z., & Zhang, Q. (2007). Selective heavy metals removal from waters by amorphous zirconium phosphate: Behavior and mechanism. *Water Research*, 41(14), 3103–3111. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.03.004>
- Prabowo, B. H., Hendriyana, H., Nurdini, L., Fasihah, N., & Duwi, R. (2018). Elektrokoagulasi untuk Menurunkan COD dan Logam Berat dalam Limbah Cair Tekstil Menggunakan Elektroda Aluminium dan Baja. *Seminar Nasional Teknik Kimia “Kejuangan,”* 0, Article 0.
- Ryan, D., Gadd, A., Kavanagh, J., Zhou, M., & Barton, G. (2008). A comparison of coagulant dosing options for the remediation of molasses process water. *Separation and Purification Technology*, 58(3),

347–352.

<https://doi.org/10.1016/j.seppur.2007.05.010>

Simatupang, L., Dewi, R. S., & Sidabutar, B. (2014).

Optimalisasi pH untuk meningkatkan efektifitas dan selektifitas adsorben hibrid silika pada simultan ion logam divalent Zn(II) dan Cd(II) dengan metode ekstraksi fase padat. *Jurnal Pendidikan Kimia (JPKIM)*, 6(3), Article 3.

<https://doi.org/10.24114/jpkim.v6i3.5533>

Şölener, M., Tunali, S., Özcan, A. S., Özcan, A., &

Gedikbey, T. (2008). Adsorption characteristics of lead(II) ions onto the clay/poly(methoxyethyl)acrylamide (PMEA) composite from aqueous solutions. *Desalination*, 223(1), 308–322.

<https://doi.org/10.1016/j.desal.2007.01.221>

Sudibandriyo, M., & Lydia, L. (2018). Karakteristik luas

permukaan karbon aktif dari ampas tebu dengan aktivasi kimia. *Jurnal Teknik Kimia Indonesia*, 10(3), Article 3.

<https://doi.org/10.5614/jtki.2011.10.3.6>

- Tahreen, A., Jami, M. S., & Ali, F. (2020). Role of electrocoagulation in wastewater treatment: A developmental review. *Journal of Water Process Engineering*, 37, 101440. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101440>
- Takwanto, A., Mustain, A., & Sudarminto, H. P. (2018). Penurunan kandungan polutan pada lindi dengan metode elektrokoagulasi-adsorpsi karbon aktif. *Jurnal Teknik Kimia Dan Lingkungan*, 2(1), Article 1. <https://doi.org/10.33795/jtkl.v2i1.37>
- Tang, S., Preece, J. M., McFarlane, C. M., & Zhang, Z. (2000). Fractal Morphology and Breakage of DLCA and RLCA Aggregates. *Journal of Colloid and Interface Science*, 221(1), 114–123. <https://doi.org/10.1006/jcis.1999.6565>
- Vengris, T., Binkienė, R., & Sveikauskaitė, A. (2001). Nickel, copper and zinc removal from waste water by a modified clay sorbent. *Applied Clay Science*, 18(3), 183–190. [https://doi.org/10.1016/S0169-1317\(00\)00036-3](https://doi.org/10.1016/S0169-1317(00)00036-3)

- Wicakso, D. R., Mirwan, A., Agustin, E., Nopembriani, N. F., Firdaus, I., & Fadillah, M. (2022). Potential of silica from water treatment sludge modified with chitosan for Pb(II) and color adsorption in sasirangan waste solution. *Communications in Science and Technology*, 7(2), 188–193. <https://doi.org/10.21924/cst.7.2.2022.1041>
- Widayatno, T. (2017). Adsorpsi logam berat (Pb) dari limbah cair dengan adsorben arang bambu aktif. *Jurnal Teknologi Bahan Alam*, 1(1), Article 1.
- Wijayanti, I. E., Kurniawati, E. A., & Solfarina, S. (2019). Studi kinetika adsorpsi isoterm persamaan Langmuir dan Freundlich pada abu gosok sebagai adsorben. *EduChemia (Jurnal Kimia dan Pendidikan)*, 4(2), Article 2. <https://doi.org/10.30870/educhemia.v4i2.6119>
- Zhu, B., Clifford, D. A., & Chellam, S. (2005). Comparison of electrocoagulation and chemical coagulation pretreatment for enhanced virus removal using microfiltration membranes. *Water*

Research, 39(13), 3098–3108.

<https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.05.020>

GLOSARIUM

SINGKATAN	PENJELASAN
A	luas permukaan elektroda efektif (m^2)
AC	<i>alternative current</i>
AD	<i>adsorpsi</i>
Alum atau tawas	aluminium sulfat
ANN	<i>artificial neural network</i>
ANOVA	<i>analysis of variance</i>
BBD	<i>Box-Behnken Design</i>
BOD	kebutuhan oksigen biologis (<i>biological oxygen demand</i>)
BF	biofiltrasi
C	konsentrasi teoritis kation logam (g/m^3) atau konsentrasi awal polutan
CC	<i>chemical precipitation</i>
CD	<i>current density</i> /kerapatan arus (A/m^2)
CDD	<i>central composite design</i>
CFD	<i>computational fluid dynamics</i>
COD	kebutuhan oksigen kimia (<i>chemical oxygen demand</i>)
CP	<i>chemical precipitation</i>
DAF	<i>dissolved air flotation</i>

DC	<i>direct current</i>
EC	Elektrokoagulasi (<i>electrocoagulation</i>)
EF	elektro-flotasi
EO	elektro-oksidasi
F	konstanta Faraday (96.485 C mol ⁻¹)
FC	<i>fecal coliform</i>
HA	asam humat (<i>humic acid</i>)
IPAL	instalasi pengolahan air limbah
I	arus yang digunakan (A)
J	rapat arus (mA cm ⁻²)
K	konstanta laju reaksi
M	massa molar relatif dari bahan elektroda
MATLAB	<i>matrix laboratory</i>
MSE	<i>mean square error</i>
MWW	air limbah perkotaan yang tercemar (<i>municipal wastewater</i>)
n	orde reaksi
NF	nanofiltrasi
O&G	minyak (<i>oil</i>) dan lemak (<i>grease</i>)
Q _m	jumlah bahan elektroda (Al atau Fe) yang terlarut (g dari M cm ⁻²)
PAC	<i>polyaluminum chloride</i>
PB	proses biologi
P _{tot}	fosfor total
RANS	<i>Reynolds-Averaged-Navier-Stokes</i>

Rasio A/V	rasio luas permukaan / volume elektroda
RO	<i>reverse osmosis</i>
RSD	pengulangan (<i>repeatability</i>)
RSM	<i>response surface methodology</i>
SS	baja tahan karat (<i>stainless steel</i>)
SPSS	<i>statistical program for social science</i>
<i>t</i>	waktu (menit)
TC	<i>total carbon</i>
UV	ultraviolet
V	volume dari elektrokoagulasi (m ³)
TDS	total padatan terlarut (<i>total dissolved solids</i>)
TPA	tempat pembuangan akhir
TSS	total padatan tersuspensi (<i>total suspended solids</i>)
TOC	<i>total organic carbon</i>

INDEKS

A

adsorpsi, 9, 21, 43, 59, 94, 131,
132, 135, 136, 137, 138, 139,
148, 151, 168, 170, 175, 182,
183, 184, 185, 186, 204, 215,
228

Al, 1, 2, 3, 7, 10, 11, 14, 15, 16, 34,
59, 60, 61, 62, 63, 64, 65, 68, 69,
70, 76, 78, 83, 91, 126, 130, 132,
142, 144, 155, 179, 193, 200,
201, 202, 209, 213, 222, 224

aluminium, 1, 23, 27, 41, 46, 47,
59, 60, 61, 65, 66, 68, 69, 78, 91,
126, 130, 137, 139, 141, 146,
159, 178, 180, 187, 190, 193,
194, 195, 205, 206, 213, 219

anoda, 1, 2, 3, 7, 9, 10, 15, 18, 23,
28, 41, 44, 45, 46, 47, 48, 49, 50,
55, 56, 57, 59, 60, 61, 62, 63, 65,
66, 67, 68, 69, 70, 75, 77, 88,
187, 189, 193, 194, 195, 208,
209

artificial neural network, 92, 153,
156, 162

B

batch, 23, 30, 49, 54, 161, 202, 203,
204

besi, 1, 17, 23, 41, 46, 47, 59, 60,
61, 65, 91, 126, 148, 180, 187,
190, 194, 195, 206

biodegradasi, 6, 39

biofiltrasi, 26

biological oxygen demand, 7

biorefraktori, 26

bipolar, 2, 4, 19, 55, 56, 57, 58,
159

black liquor, 23, 38

blowdown boiler, 8

C

conditioning, 8

D

Destabilisasi, 43, 189

divalen, 194, 197

E

EC, 1, 4, 6, 7, 9, 11, 12, 15, 20, 21,
22, 23, 26, 29, 33, 34, 40, 42, 44,
45, 47, 48, 49, 50, 52, 53, 54, 55,
57, 59, 60, 62, 63, 64, 72, 73, 74,
75, 76, 77, 83, 88, 89, 90, 91, 93,
94, 99, 100, 101, 109, 115, 116,
117, 120, 122, 123, 124, 126,
127, 130, 131, 132, 135, 136,

139, 140, 141, 142, 143, 144,
145, 146, 148, 150, 151, 157,
158, 160, 168, 190, 195, 197,
198, 200, 201, 202, 203, 204,
205, 207, 210, 212, 213, 214,
215
electrocoagulation, 1, 11, 16, 30,
31, 32, 33, 34, 35, 36, 37, 38, 78,
79, 80, 81, 82, 83, 84, 85, 152,
153, 154, 155, 156, 157, 158,
159, 160, 161, 162, 163, 164,
165, 218, 219, 223, 224, 225,
227, 228
Elektroda, 2, 10, 17, 55, 56, 58,
60, 190, 195, 205, 222, 225, 226
elektroflotasi, 7, 40, 54
elektrokimia, 1, 5, 7, 21, 24, 29,
40, 42, 45, 46, 47, 49, 51, 54, 59,
65, 68, 72, 73, 88, 92, 95, 124,
131, 140, 143, 151, 168, 187,
189, 191, 198, 210
elektroklorinasi, 67
Elektro-koagulasi, 1
elektrolit, 2, 3, 19, 45, 47, 55, 56,
63, 64, 68, 70, 71, 72, 76, 90,
109, 143, 173, 192, 198, 210,
212
elektro-oksidasi, 40, 59, 88
elektroreduksi, 88

F

Fe, 1, 2, 7, 10, 12, 15, 16, 59, 60,
61, 62, 63, 64, 65, 91, 126, 130,
132, 144, 147, 148, 177, 194,
200, 201, 202, 203, 209
filtrasi, 25, 29, 59, 73, 171
fisikokimia, 1, 21, 168, 204

fisisorpsi, 182
flok, 44, 46, 49, 59, 63, 65, 69, 70,
73, 88, 132, 142, 144, 148, 149,
150, 151, 170, 175, 176, 177,
179, 180, 181, 196, 206
flokulasi, 29, 40, 62, 69, 72, 73,
122, 131, 150, 151, 168, 169,
170, 171, 177, 178, 180, 204,
206
Flotasi, iii, 22, 148

I

isoterm, 136, 137, 138, 139, 184,
185, 228

K

katoda, 1, 2, 3, 7, 9, 13, 14, 15, 16,
18, 23, 41, 45, 46, 47, 48, 50, 55,
56, 57, 59, 60, 61, 66, 67, 68, 69,
70, 75, 77, 88, 187, 189, 193,
194, 195, 199
kemisorpsi, 135, 182
Kerapatan arus, 18, 19, 65, 66, 70,
191
koagulan, 1, 41, 42, 43, 44, 45, 47,
49, 51, 54, 59, 63, 65, 66, 68, 69,
73, 88, 169, 174, 175, 176, 177,
178, 179, 181, 187, 195, 196,
198, 205, 206, 210, 213, 214
koagulasi, 1, 5, 7, 26, 40, 42, 44,
46, 48, 59, 69, 72, 73, 74, 76, 88,
144, 146, 168, 169, 170, 172,
176, 177, 178, 179, 180, 189,
196, 198, 206, 223
konduktivitas, 3, 63, 90, 122, 192,
193

konvensional, 1, 5, 12, 20, 21, 22,
24, 26, 40, 42, 54, 72, 73, 74, 87,
110, 143, 168, 191

L

lindi, 15, 24, 26, 130, 197, 203,
227

M

model, 85, 90, 91, 94, 96, 97, 99,
100, 102, 103, 104, 107, 108,
111, 112, 113, 114, 115, 116,
117, 118, 120, 121, 122, 124,
125, 126, 127, 128, 131, 133,
134, 135, 136, 137, 138, 139,
144, 146, 147, 148, 149, 150,
151, 161, 216
monopolar, 2, 3, 4, 55, 56, 57, 190

N

nanofiltrasi, 11

O

Oksidasi, 49, 147
oksidasi Fenton, 88
ozonisasi, 88

P

pelarutan, 7, 44, 46, 49, 56, 59, 61,
63, 64, 65, 66, 76, 210
pengapungan, 1, 25, 49, 131, 148,
151

pengendapan, 1, 49, 50, 61, 131,
144, 145, 151, 168, 169, 171,
191, 195, 204

pengolahan primer, 9, 20, 24, 28,
87

pengolahan tersier, 16, 20, 26, 28,
87

pH, iv, 5, 9, 10, 12, 13, 14, 15, 22,
23, 43, 44, 59, 61, 62, 63, 64, 65,
66, 68, 70, 71, 76, 81, 90, 91, 92,
99, 117, 119, 124, 125, 128, 141,
147, 177, 179, 181, 186, 193,
194, 197, 200, 210, 226

Presipitasi, iii, 169, 171

pretreatment, 8, 160, 161, 218, 228

R

recovery, 6, 30, 217

reduksi, 1, 45, 49, 59, 61, 68, 192,
195, 198

response surface methodology, 30,
90, 153, 155, 157, 164

reverse osmosis, 8, 21, 48

S

sacrificial, 44, 45, 46, 55, 56, 59,
63, 66, 75

stainless steel, 7, 23

suspended solid, 22

T

total dissolved solids, 8

trivalen, 193, 194

Profil Penulis



Agus Mirwan adalah seorang Guru Besar di Program Studi S1 dan S2 Teknik Kimia, Fakultas Teknik, Universitas Lambung Mangkurat (ULM) – Banjarbaru. Beliau telah menjadi staf pengajar di Program Studi Teknik Kimia sejak tahun 2003 setelah menamatkan sarjananya (S.T.) di Jurusan Teknik Kimia, Institut Teknologi Nasional (ITN) Malang tahun 2000 dan bekerja sebagai Asisten Manager Bidang *Research and Development* (R & D) di PT. Bridgestone Kalimantan Plantation selama 3 tahun. Gelar Magister Teknik (M.T.) diraihnya dari Departemen Teknik Kimia, Institut Teknologi Bandung tahun 2008, gelar Doktor (Dr.) diperoleh dari Institut Teknologi Sepuluh Nopember Surabaya tahun 2017, gelar Insinyur (Ir.) diperoleh dari Program Studi Pendidikan Profesi Insinyur Fakultas Teknik ULM tahun 2019, pemegang Surat Tanda Registrasi Insinyur dengan kompetensi Insinyur Profesional Madya (IPM) dari Persatuan Insinyur Indonesia (PII), dan *ASEAN Engineers Register* (AER) dari *The ASEAN Federation of Engineering Organisations* (AFEO). Sekembalinya ke ULM, beliau mengajar pada

program sarjana dan magister di Program Studi Teknik Kimia, serta pernah dipercaya menjadi Kepala Laboratorium Simulasi dan Pemodelan – Teknik Kimia (2009-2013), Pelaksana Tugas Ketua Program studi Teknik Kimia (2011-2013), Kepala Laboratorium Teknologi Proses – Teknik Kimia mulai tahun (2018-2019) dan saat ini dipercaya sebagai Koordinator Program Studi Magister Teknik Kimia mulai tahun 2019. Beliau juga aktif melakukan penelitian dan pengabdian kepada masyarakat. Minat penelitian yang ditekuni adalah pada pengolahan air dan air limbah industri. Berbagai pengabdian kepada masyarakat di beberapa daerah Kalimantan Selatan dibidang penyediaan air bersih yang layak konsumsi sejak tahun 2009 sampai sekarang.



Abubakar Tuhuloula, lulus S1 di Jurusan Teknik Kimia Fakultas Teknologi Industri Universitas Muslim Indonesia (UMI) Ujung Pandang tahun 1999. Menyelesaikan program S2 Teknik Kimia di Jurusan Teknik Kimia Institut Teknologi Sepuluh Nopember (ITS) Surabaya tahun 2011. Program Doktor diselesaikan di Departemen Teknik Kimia Institut Teknologi Sepuluh Nopember (ITS) Surabaya tahun 2019. Bidang penelitian pada Bioproses dan Bioenergi berbasis mikroorganisme (Bakteri). Saat ini adalah Dosen pada Program Studi S1 dan S2 Teknik Kimia, Fakultas Teknik, Universitas Lambung Mangkurat (ULM) – Banjarbaru. Beliau telah menjadi staf pengajar di Program Studi Teknik Kimia sejak tahun 2005 dan dipercayakan sebagai Kepala Laboratorium Operasi Teknik Kimia sejak tahun 2022.



Doni Rahmat Wicakso, lahir di Rembang (Jawa Tengah) pada tanggal 12 Januari 1981. Ia menyelesaikan pendidikan dasar dan menengah (SD, SMP dan SMA) di kota kelahirannya tersebut. Pada tahun 1999, ia menempuh pendidikan S1 Teknik Kimia Universitas Gadjah Mada, Yogyakarta dan menyelesaikannya pada tahun 2003. Pada tahun 2006 menempuh pendidikan S2 Teknik Kimia Universitas Gadjah Mada, Yogyakarta dan menyelesaikannya pada tahun 2008. Pada tahun 2013 menempuh pendidikan S3 Ilmu Teknik Kimia Universitas Gadjah Mada, Yogyakarta dan menyelesaikannya pada tahun 2018. Ia juga telah mendapatkan gelar Insinyur (Ir.) dari Program Studi Pendidikan Profesi Insinyur Fakultas Teknik ULM tahun 2019 dan pemegang Surat Tanda Registrasi Insinyur dengan kompetensi Insinyur Profesional Madya (IPM) dari Persatuan Insinyur Indonesia (PII). Saat ini, ia adalah staf pengajar di Program Studi Teknik Kimia sejak tahun 2003. Ia pernah dipercaya menjadi Kepala Laboratorium Teknologi Proses (2009 – 2010), Sekretaris Program Studi (2010 – 2013: 2019 – 2021), Kepala Laboratorium Simulasi dan Pemodelan (2018 – 2019) dan saat ini dipercaya sebagai Koordinator Program Studi Teknik Kimia mulai tahun 2021.

Ia juga aktif melakukan penelitian dan pengabdian kepada masyarakat dengan minat penelitian di bidang kinetika reaksi, katalis dan energi baru dan terbarukan. Adapun dalam kegiatan pengabdian kepada masyarakat (PKM), Ia sering terlibat dalam tim PKM di beberapa daerah Kalimantan Selatan seperti pembuatan digester untuk pembuatan biogas (2012 – 2014) dan penyediaan air bersih yang layak konsumsi sejak tahun 2009 sampai sekarang.

SINOPSIS BUKU

Elektrokoagulasi (EC) merupakan suatu proses yang menggunakan prinsip elektrokimia untuk mengatasi pencemaran air dan air limbah. Proses ini melibatkan penggunaan elektroda yang diaplikasikan ke dalam air atau air limbah yang akan diolah. Elektroda ini menghasilkan arus listrik yang menyebabkan reaksi kimia dan perubahan fisika sehingga terjadinya proses destabilisasi sebagian besar polutan (partikel tersuspensi, bakteri, virus, bahan terlarut, logam, hidrokarbon, dan senyawa organik) membentuk flok dan endapan, sebagian lainnya terlarut dan mengapung ke permukaan cairan. Selama EC terjadi beberapa proses yaitu proses elektrokimia, proses fisiokimia, dan proses kimiawi dengan mekanisme sebagai berikut ① elektroda dan elektrolit, dimana proses elektrokoagulasi menggunakan setidaknya dua elektroda, yang dapat terbuat dari logam, seperti besi atau aluminium yang ditempatkan di dalam air atau air limbah yang akan diolah, dan terhubung ke sumber arus listrik, melalui sumber daya listrik eksternal; ② pembentukan koagulan, dimana ketika arus listrik mengalir melalui elektroda, ini menyebabkan pelepasan ion-ion logam dari permukaan elektroda, misalnya, Fe^{2+} dari elektroda besi atau Al^{3+} dari elektroda aluminium yang berperan sebagai koagulan untuk membentuk flok atau endapan dari partikel-partikel kecil yang ada dalam air atau air limbah; ③ penggumpalan partikel; ④ pengendapan flok, dimana flok yang terbentuk menjadi lebih besar dan lebih berat dapat mengendap ke dasar tangki atau digumpalkan untuk kemudian dihilangkan dari air atau air limbah sebagai zat pencemar; ⑤ penyaringan atau pemisahan.