

See discussions, stats, and author profiles for this publication at: <https://www.researchgate.net/publication/349277521>

PERMODELAN LINGKUNGAN Teori dan Aplikasi

Book · February 2021

CITATIONS

0

1 author:



[Purwanto Purwanto](#)

Universitas Diponegoro

160 PUBLICATIONS 585 CITATIONS

SEE PROFILE

Some of the authors of this publication are also working on these related projects:



Electrochemical engineering application for process and wastewater treatment [View project](#)



Modeling of Process and Environmental Engineering Technology, and Information System Engineering [View project](#)

Editor:
PURWANTO
ARI PUJIWINARKO

ISBN : 978-602-51396-4-2

PERMODELAN LINGKUNGAN: TEORI DAN APLIKASI

Sekolah Pascasarjana
Universitas Diponegoro

PERMODELAN LINGKUNGAN: TEORI DAN APLIKASI

Editor:

PURWANTO
ARI PUJIWINARKO

Penulis:

Bab 1: Purwanto
Bab 2: Hashfi Hawali Abdul Matin
Bab 3: Ayudya Izzati Dyah Lantasi
Bab 4: Farida Afriani Astuti
Bab 5: Abdul Aziz
Bab 6: Eva Prihatiningtyas
Bab 7: Ari Pujiwinarko
Bab 8: St. Agung Dwi Pramono
Bab 9: Benny Syahputra
Bab 10: Dewi Qurrota A'yuni
Bab 11: M. Arief Rahman Halim
Bab 12: Awaluddin Hidayat Ramli Inaku
Bab 13: M. Mukti Ali
Bab 14: Adib Khoirul Anas
Bab 15: Rizkiana Sidqiyatul Hamdani

Penerbit :

Sekolah Pascasarjana
Universitas Diponegoro

PERMODELAN LINGKUNGAN: TEORI DAN APLIKASI

Editor:

PURWANTO

ARI PUJIWINARKO

Edisi Pertama, Februari 2021

Pertama kali diterbitkan oleh:



Sekolah Pascasarjana
Universitas Diponegoro
Semarang

ISBN : 978-602-51396-4-2

© All right reserved

Hak cipta dilindungi Undang-undang

KATA PENGANTAR

Permodelan diperlukan untuk menggambarkan karakteristik lingkungan secara efektif, digunakan sebagai pendekatan dalam menangani permasalahan lingkungan secara komprehensif sebagai akibat dari perkembangan industri dan jasa. Persoalan-persoalan pencermatan dan kerusakan lingkungan memerlukan penanganan yang tepat dengan pendekatan rekayasa, teknologi, ekonomi dan sosial.

Buku Permodelan Lingkungan: Teori dan Aplikasi menghadirkan pendekatan teori permodelan yang diaplikasikan pada penyelesaian permasalahan lingkungan di lapangan. Pembahasan pada buku ini dimulai dari memahami model, bagaimana mengembangkan berbagai model, dan mengaplikasikan model pada berbagai permasalahan lingkungan. Para penulis merupakan mahasiswa yang sedang menempuh Program Doktor Ilmu Lingkungan Sekolah Pascasarjana Universitas Diponegoro dengan bimbingan dan arahan dari pengampu mata kuliah Analisis Sistem dan Permodelan Lingkungan.

Buku ini ditujukan bagi para akademisi maupun praktisi yang menekuni kajian lingkungan, sebagai pegangan dalam pembuatan dan pengembangan model. Semoga buku ini memberi manfaat bagi para pembacanya.

Semarang, Februari 2021

DAFTAR ISI

	Halaman
Kata Pengantar	iv
Daftar Isi	v
Daftar Gambar	xii
Daftar Tabel.....	xv

Bab 1. Pengembangan dan Penerapan Permodelan

Lingkungan	1
1.1 Perlunya Model Lingkungan	1
1.2 Jenis-jenis Model	3
1.3 Keadaan Sistem.....	4
1.4 Model Matematika Lingkungan.....	6
1.5 Pengembangan Permodelan Lingkungan.....	9

Bab 2. Potensi dan Perkembangan Produksi Biogas dari Limbah

Pertanian pada <i>Solid State Anaerobic Digestion</i>	15
2.1. Pendahuluan.....	15
2.2. Karakteristik Limbah Pertanian	16
2.3. Perlakuan Pendahuluan.....	17
2.3.1. Perlakuan Pendahuluan Secara Fisika	18
2.3.2. Perlakuan Pendahuluan Secara Kimia	19
2.3.3. Perlakuan Pendahuluan Secara Biologi	19
2.4. Solid State Anaerobic Digestion	20
2.5. Model Kinetika Produksi Biogas	21
2.6. Penutup	23

Bab 3. Produksi Biogas Dengan Metode Solid State Anaerobic Digestion (SS-AD) dari Biomassa Lignoselulosik.....	28
3.1. Pendahuluan	28
3.2. Biomassa Lignoselulosik	29
3.3. Cara Meningkatkan Produksi Biogas	31
3.3.1. Perlakuan Pendahuluan (Pretreatment).....	31
3.3.2. Co-Digestion dengan Bahan Baku Lain	32
3.4. Model Produksi Biogas dengan Metode SS-AD...	34
3.5. Tantangan dan Hambatan	40
3.6. Penutup.....	41
Bab 4. Status dan Tantangan Pengelolaan Sampah Berkelanjutan.....	47
4.1. Pendahuluan	47
4.2. Pengelolaan Sampah di Berbagai Negara.....	48
4.3. Model Pengelolaan Sampah Berkelanjutan	53
4.4. Penutup.....	56
Bab 5 Hutan Mangrove dan Mitigasi bencana.....	61
5.1. Pendahuluan	61
5.2. Masyarakat Pesisir dan Bencana Alam	62
5.3. Hutan Mangrove & Mitigasi Bencana : Kilas Balik	63
5.4. Mangrove & Mitigasi Bencana : Temuan Lapangan.....	65
5.5. Ancaman terhadap Hutan Mangrove	68
5.6. Konservasi dan Restorasi Hutan Mangrove.....	71
5.7. Penutup.....	72

Bab 6.	Evaluasi Sistem Agroforestri untuk rehabilitasi Hutan dan Lahan.....	79
6.1.	Pendahuluan	79
6.2.	Interaksi dalam Sistem Agroforestri	80
6.3.	Analisis Lanskap Agroforestri.....	82
6.4.	Gerakan Nasional Rehabilitasi Hutan & Lahan.	83
6.5.	Evaluasi Kesesuaian Lahan	85
6.6.	Penutup	87
Bab 7.	Jasa Ekosistem Agroforestri Kopi.....	91
7.1.	Pendahuluan	91
7.2.	Jasa Ekosistem Agroforestri Kopi.....	92
7.2.1.	Penyerapan Karbon	94
7.2.2.	Kesuburan Tanah/Kadar Organik Karbon/ Soil Organic Carbon (SOC)	95
7.2.3.	Keanekaragaman Hayati.....	96
7.2.4.	Pengaturan Air dan Erosivitas.....	98
7.2.5.	Kesehatan Tanaman/Habitat.....	99
7.3.	Model Jasa Ekosistem Agroforestri	100
7.3.1.	Model Pengamanan Jasa Ekosistem.....	100
7.3.2.	Model Kerangka Konsep Agar Jasa Ekosistem berdampak untuk Pengambilan Keputusan	105
7.4.	Penutup	108
Bab 8.	Perubahan Tataguna Lahan dan Pengaruhnya Terhadap Nilai Jasa Ekosistem	115
8.1.	Pendahuluan.....	115

8.2.	Model Jasa Ekosistem	117
8.3.	Dampak Perubahan Tata Guna Lahan Terhadap Jasa Ekosistem.....	121
8.4.	Penutup	125
Bab 9.	Perkiraan Kebutuhan Air Pada Suatu Daerah dalam Jangka Panjang.....	129
9.1.	Pendahuluan.....	129
9.2.	Tipologi Model Perkiraan Kebutuhan Air	132
9.2.1.	Temporal extrapolation models.....	135
9.2.2.	Model Unit Water Demand.....	137
9.2.3.	Multivariate Statistik Model.....	139
9.2.4.	Micro Component Modelling	140
9.2.5.	Land Use Based Models	142
9.2.6.	Model Gabungan/Composite Models.....	144
9.3.	Penutup	146
Bab 10.	Penilaian Siklus Hidup Pada Proses Pengeringan.....	152
10.1.	Pendahuluan.....	152
10.2.	Penilaian Siklus Hidup/ <i>Life Cycle Assessment</i> (LCA).....	153
10.3.	Modelling Penerapan LCA pada Pengeringan ...	156
10.3.1.	Pengeringan dengan Proses Drum Drying	156
10.3.2.	Pengeringan dengan Proses Freeze Drying.....	159
10.3.3.	Penggunaan LCA pada Spray Drying	160
10.3.4.	Pengeringan dengan <i>Supheated Steam</i> <i>Dryer (SSD)</i>	161
10.4.	Penutup	163

Bab 11. Pencemaran Mikro Plastik Dalam Tanah	167
11.1. Pendahuluan	167
11.2. Kelimpahan & distribusi mikroplastik Tanah....	169
11.2.1. Limbah kemasan plastik yang berkembang Pesat	169
11.2.2. Jenis Limbah mengandung Mikroplastik	171
11.3. Efek Gabungan Mikroplastik tanah dengan polutan lainnya	172
11.3.1. Penyerapan polutan organik yang persisten oleh mikroplastik	172
11.3.2. Penyerapan logam berat oleh Mikroplastik	173
11.4. Interaksi Mikroplastik dan Organisme Tanah..	174
11.4.1. Interaksi dengan mikroorganismek.....	174
11.4.2. Interaksi dengan tumbuhan	175
11.5. Penutup	178
Bab 12. Analisis Risiko Pencemaran dan Penilaian Dampak Kesehatan.....	185
12.1. Pendahuluan	185
12.2. Penilaian Dampak Kesehatan dengan Model Health Risk Assesment (HIA)	187
12.3. Penilaian Dampak Kesehatan dengan Model Analisis Risiko KesehatanLingkungan (ARKL)....	192
12.4. Penutup	198

Bab 13. Kebijakan Pembangunan Wilayah dan Kota Berbasis Social Ecological silience.....	201
13.1. Pendahuluan.....	201
13.2. Kerangka Kerja Social-Ecological Resilience (SER).....	202
13.3. Kebijakan Pembangunan Wilayah & Kota Berbasis Social-Ecological Resilience (SER)	204
13.4. Isu, Masalah dan Tantangan dalam Implementasi SER.....	205
13.5. Model SER dan implementasinya.....	206
13.5.1. Model DPSIR	206
13.5.2. Model Millennium Ecosystem Assessment.....	207
13.5.3. Model Resilience Alliance	209
13.6. Penutup	210
Bab 14. Kawasan Industri Hijau, Konsep & Implementasinya...	214
14.1. Pendahuluan.....	214
14.2. Perencanaan Eco Industrial Park (EIP)	217
14.3. Model Kawasan Industri Hijau	220
14.3.1. Model EIP Kalundburg.....	221
14.3.2. Model EIP di China	223
14.4. Perkembangan Kawasan Industri Hijau di Indonesia	227
14.5. Penutup	228

Bab 15. Penanganan Fenomena Amblesan Tanah Melalui Kebijakan Tata Guna Lahan Wilayah Pesisir.....	233
15.1. Pendahuluan.....	233
15.2. Urgensi data dalam penetapan zonasi rawan bencana amblesan tanah	234
15.3. Permodelan Tata Guna Lahan Pesisir	236
15.3.1. Model matematis multinomial logit.....	237
15.3.2. Model matematis pembobotan interaksi darat dan laut Terintegrasi	238
15.3.3. Model penataan ruang pesisir strategis berbasis Coastal Hazards Wheel.....	240
15.4. Prinsip kebijakan tata guna lahan pesisir	241
15.5. Impementasi kebijakan tata guna lahan pesisir rentan amblesan tanah	242
15.6. Penutup	244

DAFTAR GAMBAR

Gambar 1.1.	Interaksi Sistem dan Sekitarnya	5
Gambar 1.2.	Kurva Dinamik Suatu Sistem	6
Gambar 1.3.	Diagram Kolam Stabilitas	7
Gambar 1.4.	Profil BOD	8
Gambar 1.5.	Langkah Pembuatan Model	11
Gambar 1.6.	Model Kebijakan Pengembangan Institusi, legislasi, Kesehatan dan Keselamatan Kerja dan Finansial	12
Gambar 3.1.	Ilustrasi Pemecahan Struktur Lignoselulosa Pada Biomassa	31
Gambar 3.2.	Model Pengembangan Model Biokinetik pada Proses Anaerobik	35
Gambar 4.1.	Sistem Pengelolaan Sampah Padat Berkelanjutan	54
Gambar 4.2.	Siklus Modal dalam Integrasi Sektor Informal menuju Masyarakat Inklusif.....	55
Gambar 5.1.	Pelindung alami pantai terhadap bencana gelombang tsunami.....	63
Gambar 5.2.	Kondisi hutan mangrove di Aceh sebelum dan setelah tsunami 2004	67
Gambar 5.3.	Faktor hubungan sebab akibat kerusakan ekosistem hutan mangrove	69
Gambar 6.1.	Konsep interaksi dalam system Agroforestry	81
Gambar 6.2.	Diagram Alir Perencanaan Lanskap Agroforestri...	86
Gambar 7.1.	Model operasional untuk melaksanakan pengamanan jasa ekosistem.....	101

Gambar 7.2.	Model Kerangka Konsep Agar Pengetahuan Jasa Ekosistem Mempunyai Dampak pada Pengambilan Keputusan.....	107
Gambar 8.1.	Modifikasi Model Jasa Ekosistem Cascade	117
Gambar 8.2.	Hubungan antara jasa ekosistem, habitat dan lingkungan	120
Gambar 9.1.	Populasi, konsumsi per kapita, dan prakiraan kebutuhan air perumahan.....	130
Gambar 9.2.	Proyeksi evolusi kebutuhan air menurut kategori pengguna.....	131
Gambar 9.3.	Tipologi model perkiraan <i>water demand</i>	135
Gambar 9.4.	Model Ekstrapolasi moving average Terpusat	137
Gambar 9.5.	Water Demand yang didasarkan pada <i>Land Use</i> ..	143
Gambar 10.1.	Kategori dampak pada LCA	155
Gambar 10.2.	Skema rangkaian produksi industri serbuk apel ...	156
Gambar 10.3.	Perbandingan skenario Pengeringan Dengan metode SSD	162
Gambar 11.1.	Distribusi Mikroplastik.....	170
Gambar 11.2.	Proses Terbentuknya Mikroplastik di Tanah	173
Gambar 11.3.	Interaksi antara Mikroplastik dan Organisme Tanah	176
Gambar 12.1.	Diagram skematis tahapan HIA.....	187
Gambar 12.2.	Diagram skematis dari elemen-elemen kunci dari model (HIA)	189
Gambar 12.3.	Diagram skematis dari elemen-elemen kunci dari model ARKL	193

Gambar 12.4. Model penilaian dampak kesehatan	195
Gambar 13.1. Kerangka <i>Social-Ecological Resilience</i>	203
Gambar 13.2. Kerangka Model Driver–Pressure–State–Impact- Response (DPSIR)	207
Gambar 13.3. Kerangka Model <i>The Millennium Ecosystem Assessment</i>	208
Gambar 13.4. Kerangka Model Resilience Alliance	209
Gambar 14.1. Bagan Skema Transisi Kawasan Industri ke EIP	216
Gambar 14.2. Keterkaitan Aktor dalam Tahapan ESM di EIP	219
Gambar 14.3. EIP Kalunborg	222
Gambar 14.4. Proses Evolusi EIP di China	224
Gambar 14.5. Model Implementasi EIP di China	225
Gambar 15.1. Peta Zona Konservasi Air Tanah Cekungan Air Tanah Jakarta	244

DAFTAR TABEL

Tabel 2.1.	Karakteristik Limbah Pertanian	17
Tabel 2.2.	Parameter yang Mempengaruhi Produksi Biogas	20
Tabel 3.1.	Karakteristik Beberapa Jenis Biomassa	30
Tabel 3.2.	Penelitian Co-Digestion Anaerobik	33
Tabel 5.1.	Perubahan tutupan hutan bakau Tahun 1996-2016, berdasar wilayah.....	70
Tabel 7.1.	Resume Artikel Penelitian Jasa Ekosistem Agroforestri Kopi	93
Tabel 9.1.	Karakteristik utama dari metodologi prakiraan kebutuhan air	133
Tabel 9.2.	Perhitungan kebutuhan air berdasarkan unit <i>water demand</i>	138
Tabel 9.3.	End Use Air Perumahan Dalam Ruangan	141
Tabel 9.4.	Kategori penggunaan lahan	143
Tabel 10.1.	Hasil analisis midpoint pada dua proses Pengeringan	158
Tabel 10.2.	Detail dan asumsi yang digunakan pada tahap inventori dari dua tipe pengeringan	159

BAB 1

Pengembangan dan Penerapan Permodelan Lingkungan

PURWANTO

1.1. Perlunya Permodelan Lingkungan

Karakteristik lingkungan dapat dipelajari secara langsung dengan cara mengumpulkan data lapangan, melakukan berbagai pengukuran parameter dan variabel agar mendapatkan gambaran nyata sistem lingkungan. Pengukuran secara langsung dengan jumlah data yang banyak, memerlukan biaya tinggi dan waktu yang lama sehingga kurang efektif. Penggambaran sistem lingkungan secara efektif dapat dilakukan dengan mengembangkan permodelan lingkungan.

Permodelan diperlukan untuk menggambarkan karakteristik dan penyelesaian permasalahan yang dihadapi, baik yang memerlukan penanganan rekayasa teknis maupun rekayasa sosial. Persoalan-persoalan lingkungan seperti pencemaran air, kontaminasi tanah, dan pencemaran udara yang dihadapi memerlukan penanganan yang tepat dengan pendekatan teknologi, ekonomi dan sosial.

Permodelan lingkungan merupakan representasi nyata dari suatu sistem lingkungan dalam bentuk gambar, persamaan matematik maupun bentuk lainnya. Permodelan matematik yang dikembangkan untuk aplikasi lingkungan diarahkan agar mudah dipahami dan diselesaikan secara analitik atau dengan perangkat lunak program komputer yang tersedia untuk memudahkan bagi peneliti maupun praktisi lapangan.

Beven (2009) menyatakan bahwa permodelan bertujuan untuk memahami, dan memprediksi karakteristik sistem lingkungan berorientasi pada keperluan praktis. Baik ilmuwan maupun praktisi, banyak yang menggunakan model secara pragmatis. Dengan perkembangan ilmu pengetahuan, model yang digunakan untuk melakukan prediksi berevolusi menjadi semakin realistis dalam menggambarkan kondisi sistem nyata.

Model lingkungan terdiri dari dua macam pendekatan (Lanika *et al.*, 2013) yaitu model konvensional dan model terintegrasi. Model konvensional (Voinov *et al.*, 2008) berupa model yang disederhanakan untuk mempresentasikan kondisi nyata. Pada umumnya, model ini mempunyai tujuan tunggal dan pendekatan satu disiplin, dalam berbagai bentuk dan implementasi aspek mental, verbal, grafik, matematika, logika, fisika, dan lainnya. Model terintegrasi mencakup himpunan dari komponen yang saling interdependen, secara bersama-sama membentuk sistem model yang sesuai dengan kondisi nyata (EPA, 2008, 2009).

Di lain pihak, para peneliti dan praktisi masih banyak menggunakan persamaan garis untuk mengolah data, apalagi koefisien regresi mendekati satu seakan-akan telah membuat model dengan tepat. Persamaan garis bukanlah suatu model, lebih tepat bila digunakan

untuk representasi matematik penyajian data yang banyak dan digunakan untuk interpolasi data. Koefisien pada persamaan garis tidak dapat digunakan untuk menjelaskan fenomena lingkungan, dan hanya dapat digunakan untuk sistem tertentu sehingga tidak dapat diaplikasikan pada sistem lain.

1.2. Jenis-jenis Model

Jenis-jenis model dapat digunakan secara sendiri-sendiri maupun digunakan secara bersamaan untuk menggambarkan sistem lingkungan nyata.

Jenis model berikut merupakan model yang sering digunakan, dan penjelasannya tidak hanya terbatas pada model berikut :

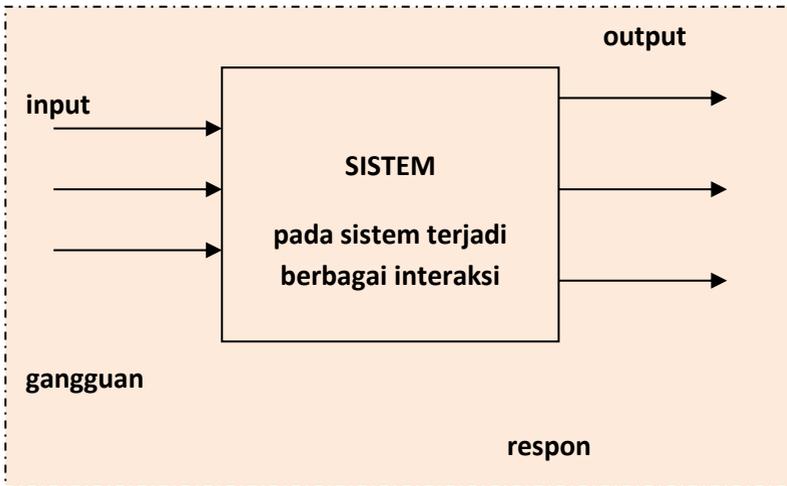
1. Model gambar (*pictorial models*) digunakan untuk menggambarkan interaksi antar komponen di dalam suatu sistem.
2. Model prosedural (*procedural models*) merupakan gambaran dari langkah-langkah yang terkait dengan prosedur seperti perencanaan proyek daerah aliran sungai, pengoperasian unit pengolahan limbah, dan sejenisnya.
3. Model kehandalan (*reliability models*) menggunakan teori kebolehjadian untuk melakukan evaluasi kehandalan suatu sistem.
4. Model matematika (*mathematical models*) dikembangkan secara teoritik atau secara induktif berdasarkan hukum-hukum dasar seperti fisika, kimia dan biologi, digunakan untuk menggambarkan kinerja dan kelakuan sistem secara kuantitatif. Model dapat terdiri dari satu atau beberapa

persamaan yang menghubungkan antara input, output dan karakteristik sistem.

- a. Model deterministik (*deterministic models*) apabila input, output dan parameter sistem dapat dinyatakan dalam bentuk angka tertentu pada berbagai kondisi sistem.
 - b. Model kebolehjadian atau stokastik (*probabilistic or stochastic models*) apabila besarnya input, output bersifat tak pasti.
5. Model empirik (*empirical models*) adalah model yang dikembangkan dari hubungan input dan output yang diperoleh dari data empirik atau secara deduktif.
 6. Model semi empirik (*semiempirical models*) adalah model yang dikembangkan berdasarkan hukum dasar dan kecenderungan hubungan antar variabel yang diperoleh dari data empirik.

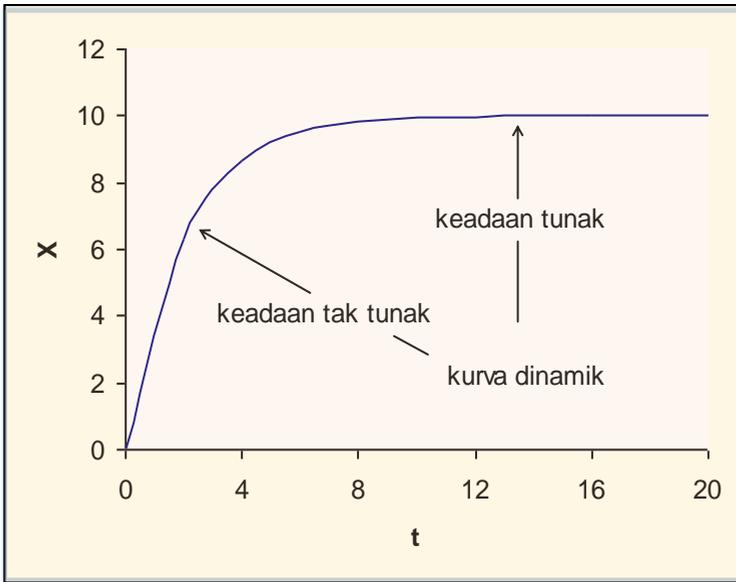
1.3. Keadaan Sistem

Sebuah sistem lingkungan adalah suatu keseluruhan yang ditinjau dan dibatasi oleh sekeliling yang di dalamnya terjadi interaksi antar unsur-unsur penyusun sistem serta terjadi pula interaksi antara sistem dengan lingkungan sekitar. Jorgenson (1992) membahas sistem lingkungan dalam sebuah pola integrasi teori ekosistem. Contoh sistem lingkungan adalah danau, sungai, aliran bawah tanah, udara dengan batasan tinjauan ruang dan waktu untuk keperluan permodelan.



Gambar 1.1. Interaksi sistem dan sekitarnya

Keadaan sistem yang ditinjau sebagai fungsi waktu dikenal sebagai keadaan dinamik dan statik. Keadaan dinamik merupakan keadaan sistem yang selalu berubah terhadap waktu, ditandai dari keadaan tak tunak atau transisi (*unsteady state*) sampai ke keadaan tunak atau mantap (*steady state*). Sistem dalam keadaan statik apabila tidak ada perubahan di dalamnya. Pengertian keadaan tunak dan statik seringkali dianggap sama, perbedaannya adalah bahwa keadaan tunak merupakan bagian dari keadaan dinamik pada saat harganya tetap terhadap waktu, seperti ditunjukkan pada Gambar 1.2.



Gambar 1.2. Kurva dinamik suatu sistem
(Sumber: Purwanto, 2005)

Pada bahasan selanjutnya digunakan pengertian keadaan dinamik apabila terjadi perubahan sistem terhadap waktu yang ditunjukkan pada respon karena adanya gangguan dan perubahan kondisi sistem. Keadaan tunak (steady) digunakan untuk menggambarkan keadaan sistem yang sudah mantap, dan respon tidak berubah terhadap waktu.

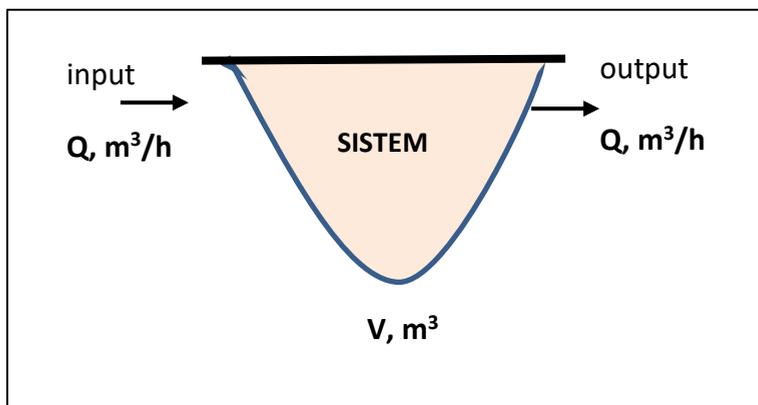
1.4. Model Matematika Lingkungan

Model matematika didefinisikan sebagai perumusan permasalahan rekayasa lingkungan ke dalam bentuk persamaan matematika berdasarkan hukum-hukum dasar fisika, kimia, biologi. Model matematika yang dibuat berdasarkan hukum-hukum dasar dapat

dipakai dan diterapkan secara luas, mulai dari tahapan kajian laboratorium dan lapangan, perancangan dan operasi, serta evaluasi.

Berbagai permodelan matematika yang diterapkan pada lingkungan dibahas oleh James (1978), Schnoor (1996), dan Capra (1997). Watts (1998) dan Wentz (1995) membahas permodelan lingkungan limbah berbahaya dan beracun mulai dari sumber, persebaran dan penerima risiko. Berbagai model matematika yang diterapkan dalam pengolahan air dilakukan oleh Montgomery (1985) dan pengolahan air limbah oleh Metcalf & Eddy (1991). Rau dan Wooten, (1980) menyetengahkan berbagai model lingkungan dikaitkan dengan analisis dampak lingkungan.

Gambar 1.3. menyajikan permodelan pada suatu sistem yang ditinjau yaitu degradasi limbah organik pada suatu kolam stabilisasi.



Gambar 1.3. Diagram kolam stabilisasi

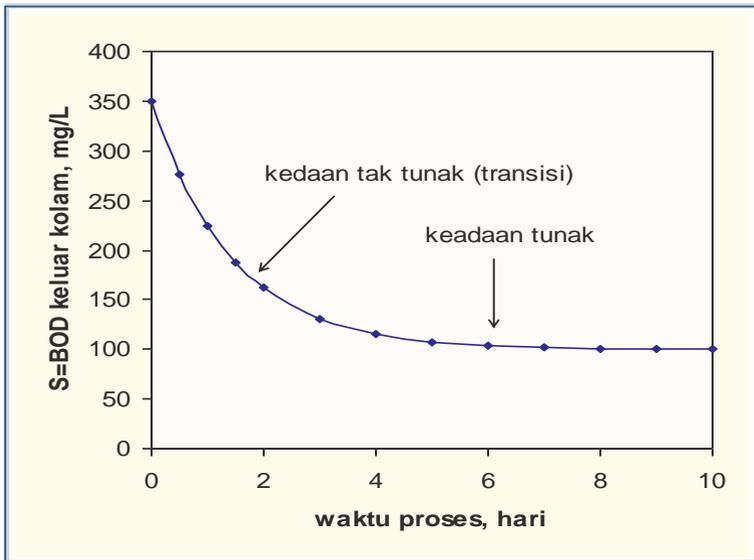
Model matematika yang dikembangkan untuk menggambarkan proses tersebut pada keadaan dinamik adalah:

$$S = \left(\frac{QS_o}{Q+kV} \right) + \left[S_o - \left(\frac{QS_o}{Q+kV} \right) \right] e^{-\left(\frac{Q+kV}{V} \right)t} \quad (1.1)$$

dengan :

- S = BOD keluar dari kolam stabilisasi, mg/L
- So = BOD masuk ke kolam stabilisasi, mg/L
- k = konstanta laju degradasi, hari⁻¹
- V = volume kolam, m³
- Q = laju alir limbah masuk kolam, m³/hari
- t = waktu proses, hari

Profil kadar BOD keluar kolam sebagai fungsi waktu dalam keadaan dinamik disajikan pada Gambar 1.4.



Gambar 1.4. Profil BOD menurut model pada persamaan (1.1)
(Sumber: Purwanto, 2005)

Pengembangan model matematika dan penerapannya secara luas akan menghindari bentuk-bentuk model berdasarkan regresi korelasi atau penggunaan persamaan garis yang masih banyak dipakai dalam berbagai penelitian laboratorium maupun lapangan. Model yang telah dibuktikan kebenarannya, dapat dipakai untuk melakukan simulasi guna mengetahui kecenderungan respon terhadap perubahan input maupun parameter yang ada di dalam suatu sistem.

1.5. Pengembangan Permodelan Lingkungan

Model lingkungan dikembangkan berdasarkan tujuan permodelan, dimulai dari perumusan masalah, pengumpulan informasi dan data yang diperlukan untuk membuat model, sampai dengan validasi model sehingga dapat digunakan untuk simulasi dan penerapan model.

Langkah permodelan lingkungan yang dikembangkan Purwanto (2005), berdasarkan konsep Trapp dan Matthies (1998) adalah sebagai berikut:

1. Pernyataan permasalahan dan tujuan
Permasalahan dan tujuan pembuatan model rekayasa lingkungan dinyatakan secara jelas dan spesifik disertai dengan hubungan fungsional antar variabel secara kuantitatif dan ketelitian yang tinggi. Langkah pertama ini menghasilkan model kalimat (*word model*).
2. Penyiapan informasi
Sistem yang dilakukan permodelan dengan mudah digambarkan dalam bentuk sketsa atau diagram dan setiap variabel penting diidentifikasi dengan jelas. Buat asumsi untuk pembuatan model dan lengkapi data yang diperlukan. Model

yang dihasilkan dari langkah ke dua ini disebut model diagram (*diagram model*).

3. Formulasi Model

Model matematika untuk menggambarkan sistem didasarkan pada laju input ke dalam sistem dan output dari sistem, sehingga model ini disebut juga Model Input-Output (*Input-Output models*).

4. Penyelesaian Persamaan

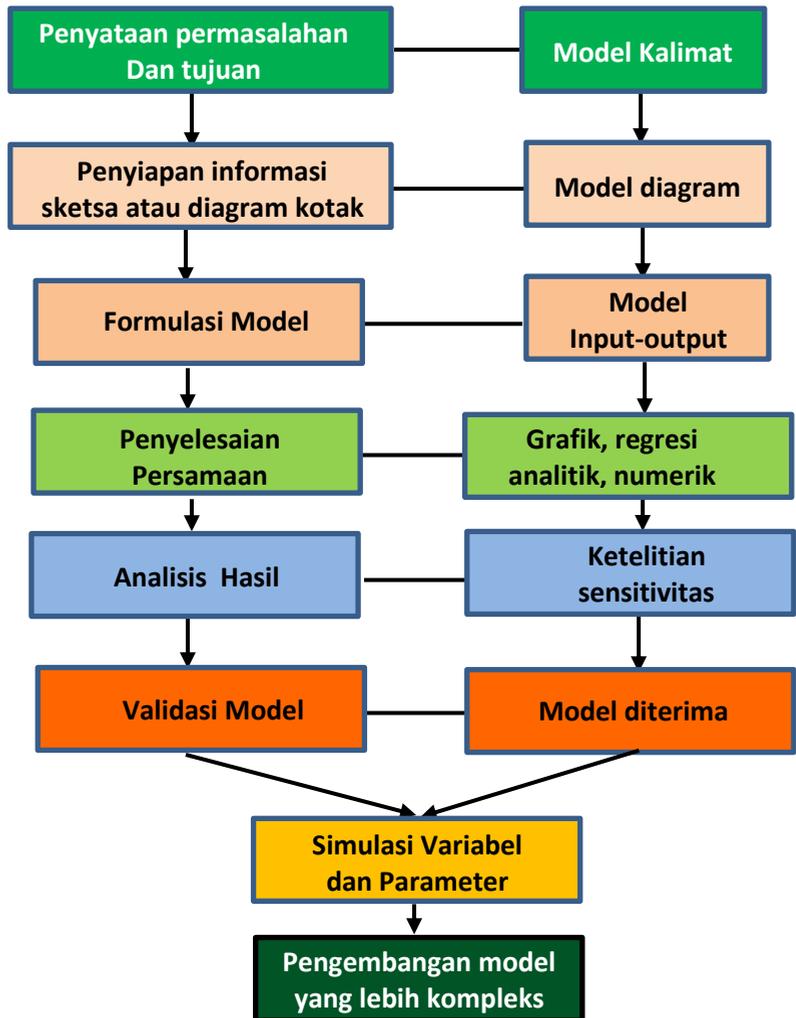
Penyelesaian persamaan model dapat dilakukan secara grafik, analitik, dan numerik. Penyelesaian grafik dapat dengan perangkat lunak seperti Microsoft Excel®, SPSS®. Penyelesaian numerik dapat menggunakan perangkat lunak Polymath, Matlab, Mapple.

5. Analisis Hasil

Analisis ketepatan model berdasarkan metode penyelesaian pendekatan, misalkan model tak linier diselesaikan dengan cara linierisasi persamaan, ketelitian hasil dengan penyelesaian numerik. Pada analisis hasil dilakukan pula interpretasi termasuk juga kelakuan dari model dan evaluasi sensitivitas model.

6. Validasi Model

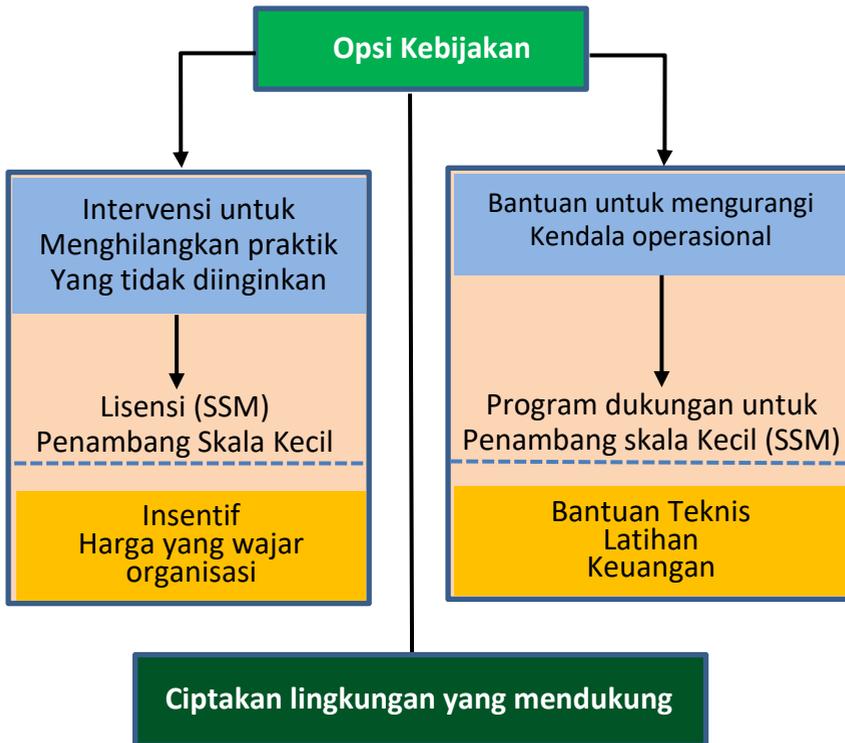
Validasi model adalah membandingkan antara data dengan hasil yang diperoleh dari persamaan model, selanjutnya membandingkan data dengan hasil yang lebih kompleks.



Gambar 1.5. Langkah Pembuatan model (Sumber : Purwanto, 2005)

Langkah permodelan lingkungan ini tidak hanya terbatas pada pengembangan model rekayasa lingkungan, namun juga dapat diaplikasikan untuk permodelan sosial dan ekonomi lingkungan.

Model kebijakan pengembangan institusi, legislasi, kesehatan dan keselamatan kerja, finansial telah dikenalkan oleh DFID Wardell Amstrong (2000).



Gambar 1.6. Model kebijakan pengembangan institusi, legislasi, kesehatan dan keselamatan kerja, dan finansial

(Sumber : DFID Wardell Amstrong, 2000)

Pemodelan lingkungan terpadu saat ini semakin berkembang yang mengajarkan pengembangan model, implementasi model, dan

keterampilan pengujian model secara terpadu, menghilangkan tinjauan media spesifik dan menggunakan semua media lingkungan secara bersama-sama. Ramaswami *et al.*, 2005 menggunakan permodelan lingkungan terintegrasi untuk menjelaskan persebaran, perpindahan dan risiko pencemar pada lingkungan dengan tinjauan media udara, air, dan tanah secara terpadu. Pembahasan komprehensif permodelan lingkungan disajikan oleh Laniak *et al.* (2013).

Referensi:

- Beven, K, (2009), *Environmental Modelling: an Uncertain Future?*, Taylor & Francis, London, UK
- Chapra, S.C., 1997, *Surface Water-Quality Modeling*, WCB/McGraw-Hill, Boston.
- DFID Wardell Armstrong (2000), *Design and Pilot Implementation of A Model Scheme of Assistance to Small Scale Miners – Phase 1*, Staffordshire.
- EPA (US Environmental Protection Agency), (2008), *Workshop Report: Collaborative Approaches to Integrated Modeling: Better Integration for Better Decision-Making*. December 10–12, 2008. Phoenix, AZ
- EPA (US Environmental Protection Agency), (2009), *Guidance on the Development, Evaluation, and Application of Environmental Models*, EPA/100/K-09/003, Office of the Science Advisor, Washington, DC (2009)
- James, A., 1978, *Mathematical Models in Water Pollution Control*, John Wiley & Sons, Chichester.
- Jorgenson, S.E., 1992, *Integration of Ecosystem Theories: A Pattern*, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Laniak G.F, Olchin G., Goodal J., Voinov A., Hill M, Glynn P, Whelan G., Geller G., Quinn N., Blind M., Peckham S., Reaney S., Gaber N., Kennedy R., Hughes A., (2013), *Integrated environmental modeling: A vision and*

- roadmap for the future, *Environmental Modelling & Software*, 39, pp: 3-23.
- Montgomery, J.M., 1985, *Water Treatment Principles and Design*, A Wiley&Sons, New York.
- Metcalf&Eddy, 1991, *Wastewater Engineering*, 3rd ed., McGraw-Hill, Inc, New York.
- Purwanto, 2005, *Permodelan Rekayasa Proses dan Lingkungan*, BP Undip, Semarang
- Rau, J.G, Wooten, D.C., 1980, *Environmental Impact Analysis Handbook*, McGraw-Hill Book Co, New York
- Ramaswami A, Milford JB, Small MJ, (2005), *Integrated environmental modeling: pollutant transport, fate, and risk in the environment*, Wiley
- Schnoor, J. L.(1996), *Environmental modeling: fate and transport of pollutants in water, air, and soil*, John Wiley and Sons.
- Trapp S, M Matthies M., (1998), *Chemodynamics and environmental modeling: An introduction*, Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg
- Voinov A, Fitz C, Boumans R, Costanza R, *Modular ecosystem modeling*, (2004), *Environmental Modelling & Software*, 19 (3), pp. 285-304

BAB 2

Potensi dan Perkembangan Produksi Biogas dari Limbah Pertanian pada *Solid State Anaerobic Digestion (SS-AD)*

HASHFI HAWALI ABDUL MATIN

2.1. Pendahuluan

Pemenuhan kebutuhan energi Indonesia sebagian besar diambil dari energi fosil berupa minyak bumi, batubara, dan gas (Budiyono *et al.*, 2014). Apabila tidak ada kebijakan baru, maka yang terjadi adalah kelangkaan energi. Diperlukan alternatif energi sebagai media pengganti energi fosil yaitu salah satunya dengan energi biogas. Energi biogas merupakan energi yang dihasilkan dari limbah organik dan diproses secara anaerobik sehingga menghasilkan gas dengan unsur utamanya adalah gas metana (Sapci, 2013). Dengan unsur utama tersebut, biogas dapat digunakan untuk memasak bahkan dapat pula dimanfaatkan sebagai bahan bakar kendaraan bermotor hingga pembangkit listrik (Padmono, 2007). Banyak peneliti mengembangkan biogas dengan bahan baku limbah pertanian, yang kemudian disebut sebagai biogas generasi kedua (Matin dan Hadiyanto, 2018). Potensi

pengembangan biogas dengan bahan baku limbah pertanian di Indonesia sangat besar mengingat negara ini adalah negara agraris.

Dalam produksinya secara anaerobik dan dalam hal ini pada kondisi *solid state anaerobic digestion* (SSAD), diperlukan beberapa parameter untuk mendapatkan kondisi operasi yang optimal. Parameter-parameter tersebut diantaranya adalah suhu, keasaman (pH), total padatan (TS), alkalinitas, rasio F/M dan rasio C/N. Selain itu, karakteristik dari limbah pertanian yang akan digunakan juga harus diketahui dengan baik agar dapat terdegradasi dengan mudah oleh mikroorganisme. Untuk beberapa limbah pertanian yang sukar terdegradasi, diperlukan perlakuan awal secara fisika, kimia, dan biologi agar dapat dicerna dengan baik oleh mikroorganisme.

Artikel ini bertujuan untuk mengulas penelitian biogas terdahulu dengan bahan baku limbah pertanian secara SSAD serta menawarkan pembahasan mendalam tentang penelitian lebih lanjut guna memperoleh kondisi pengoperasian yang optimal dalam skala *batch* atau kontinu.

2.2. Karakteristik Limbah Pertanian

Limbah pertanian merupakan biomassa yang termasuk ke dalam bahan organik. Oleh karenanya, limbah pertanian pasti dapat dikonversi menjadi biogas. Apa yang membedakan antara satu dengan lainnya adalah akibat dari karakteristik dari limbah pertanian tersebut. Sebagaimana ditampilkan pada Tabel 2.1. berikut ini, sekam padi merupakan limbah dengan kadar selulosa tertinggi. Di sisi lain, meskipun kayu keras juga memiliki kadar selulosa yang relatif tinggi, namun kadar hemiselulosanya relatif lebih rendah dibandingkan

dengan sekam padi. Dibandingkan dengan limbah pertanian yang lain, jerami padi merupakan salah satu yang memiliki kadar debu tertinggi.

Tabel 2.1. Karakteristik limbah pertanian

Limbah Pertanian	Karakteristik			
	Selulosa	Hemiselulosa	Lignin	Debu
Sekam padi	58,8%	18%	21%	sekitar 1%
Jerami padi	28-36%	23-28%	12-16%	15-20%
Tandan kosong kelapa sawit	36-42%	25-27%	15-17%	0,7-6%
Ampas tebu	32-44%	27-32%	19-24%	1,5-5%
Bambu	26-43%	15-26%	21-31%	1,7-5%
Kayu keras	40-45%	7-14%	26-34%	sekitar 1%
Kayu halus	38-49%	19-20%	23-30%	sekitar 1%

(Sumber : Matin dan Hadiyanto, 2018)

Berbagai macam karakteristik limbah pertanian menyebabkan terjadinya perbedaan volume biogas yang dihasilkan. Seperti halnya pada kandungan ligninnya, rata-rata pada limbah yang telah disampaikan di atas mencapai 25%. Kondisi tersebut mengakibatkan sukarnya mikroorganasime untuk melakukan penguraian pada kondisi anaerobik di dalam digester biogas. Hal tersebut menyebabkan penurunan produksi biogas bahkan dapat lebih rendah jika dibandingkan dengan biogas dari limbah peternakan yang mudah terurai (*degradable*).

2.3. Perlakuan Pendahuluan

Dalam upaya untuk mendapatkan produktivitas biogas yang tinggi diperlukan perlakuan pendahuluan. Tujuannya adalah untuk memecah lignin sehingga mudah terurai oleh mikroorganisme.

2.3.1. Perlakuan Pendahuluan secara Fisika

Tujuan utama dari perlakuan pendahuluan secara fisika adalah meningkatkan luas permukaan bahan baku serta mengurangi kristalinitas dan derajat polimerisasi selulosa (Taherzadeh and Karimi, 2008). Proses perlakuan pendahuluan ini dapat melalui penggilingan dan radiasi. Fungsi dua proses tersebut adalah untuk meningkatkan hidrolisis enzimatis atau biodegradasi bahan limbah lignoselulosa.

Perlakuan yang pertama adalah dengan penumbukan pada residu pertanian seperti jerami gandum, jerami padi, oat, semanggi, ampas tebu, sabut kelapa, rami, daun pisang, dan daun kembang kol. Penumbukan yang dilakukan hingga mencapai ukuran partikel 0,003-30 mm, dapat meningkatkan produksi gas metana sampai 30% (Li, Park and Zhu, 2011).

Selanjutnya, perlakuan dengan *Steam-explosion* dilakukan oleh (Kallioinen, 2014) pada jerami gandum, batang jagung, jerami jagung, limbah jeruk, dan bubur kentang, dilakukan beberapa detik pada kondisi 160-260 °C dan 0,7-4,8 MPa, memberikan dampak positif yaitu peningkatan produksi biogas sebesar 40%. Kemudian dengan *Liquid hot water* (LHW) dengan kondisi 100-230 °C dan 0,1-2,8 MPa pada jerami gandum, jerami padi, tandan kosong kelapa sawit, batang bunga matahari, dan ampas tebu dapat meningkat gas metana mulai dari 7-220% (Hendriks and Zeeman, 2009). Lalu dengan radiasi atau penyinaran dengan suhu 115-300 °C selama beberapa menit hingga beberapa jam pada jerami gandum, jerami barley, gandum musim semi, gandum musim dingin, jerami gandum, dan batang padi serta rumput dapat meningkatkan gas metana 4-28% (Shahriari *et al.*, 2012; Sapci, 2013).

2.3.2. Perlakuan Pendahuluan secara Kimia

Perlakuan ini dapat dilakukan dengan menggunakan bahan kimia, seperti asam, basa, dan cairan ionik untuk mengubah karakteristik fisik dan kimia dari biomassa tinggi lignoselulosa (Zheng *et al.*, 2014). Perlakuan dengan kimia basa dilakukan menggunakan NaOH, Ca(OH)₂, CaO, KOH, dan NH₃H₂O pada jerami gandum, jerami padi, brangkasan jagung, akar bit gula, jagung, jerami ensil, ampas tebu, rapeseed, bunga matahari, anggur pomace, dan tandan kelapa sawit kosong menghasilkan dampak positif yaitu peningkatan hingga 2,3 kali lipat lebih banyak (Zhu, Wan and Li, 2010). Perlakuan dengan kimia asam dilakukan menggunakan H₂SO₄, HCl, HNO₃, H₃PO₄, acetic acid dan maleic acid pada bungkil minyak bunga matahari, residu rumah kaca, ampas tebu, sisa proses ekstraksi herbal, batang bunga matahari, sabut kelapa, tepung bunga matahari, jerami padi, dan pakis menghasilkan peningkatan yang signifikan yaitu mencapai 200% (Teghammar *et al.*, 2012).

2.3.3. Perlakuan Pendahuluan secara Biologi

Pada perlakuan secara biologi, diperlukan mikroorganisme yang dapat digunakan untuk memecah lignoselulosa dan meningkatkan hidrolisis enzimatis. Mikroorganisme tersebut digunakan untuk mendegradasi lignin dan hemiselulosa tetapi sangat sedikit bagian selulosa.

Perlakuan ini dapat dilakukan menggunakan *microbial consortium* dengan suhu 20-55 °C pada jerami jagung, batang jagung, batang kapas, residu singkong, dan kotoran biofibers menghasilkan peningkatan gas metana sebesar 25-96,63% (Zhang *et al.*, 2011; Tuesorn *et al.*, 2013). Perlakuan berikutnya dapat dilakukan dengan penggunaan enzim. Enzim yang digunakan adalah laccase; pektinase;

campuran selulase dan hemiselulase; campuran selulase, hemiselulase dan β -glukosidase; dan enzim kompleks Trichoderma. Diterapkan pada biomasa bubur bit, hop bekas, kotoran biofiber, bubur kertas, dan rumput gandum, menghasilkan peningkatan gas metana mencapai 34% (Bruni *et al.*, 2010; Karimi and Taherzadeh, 2016).

2.4. Solid State Anaerobic Digestion

Berbeda dengan generasi pertama, substrat teknologi biogas generasi kedua memiliki kadar air yang lebih rendah. Produksi biogas dengan TS di atas 15% dikategorikan sebagai *solid state anaerobic digestion* (SSAD). SSAD lebih cocok untuk menangani limbah organik dengan rendah air. SSAD memiliki beberapa parameter yang harus dipenuhi agar mencapai kondisi operasi yang optimal. Pada tabel 2.2 berikut, disampaikan parameter hasil penemuan oleh beberapa peneliti pada berbagai macam limbah pertanian.

Tabel 2.2. Parameter yang Mempengaruhi Produksi Biogas

Parameter	Kondisi	Hasil
Rasio C/N (Syafrudin <i>et al.</i> , 2017; Syafrudin <i>et al.</i> , 2017b; Okonkwo <i>et al.</i> , 2018)	SS-AD TS 21%, rasio C/N 20-35, NaOH 3% and enzyme 5%	Produktivitas biogas terbaik adalah pada rasio C/N 35
	SS-AD TS 15-40%, rasio C/N 20-50, NaOH 3% and Enzyme 6%	Produktivitas biogas terbaik adalah pada rasio C/N 35 dengan TS 27%
	-	Produktivitas biogas terbaik adalah pada rasio C/N 30

Rasio F/M (Syafrudin <i>et al.</i> , 2017)	SS-AD 21%, rasio C/N 25, rasio F/M 6-24, Enzyme 5%	Produktivitas biogas terbaik adalah pada rasio F/M 10
	-	Produktivitas biogas terbaik adalah pada rasio F/M 6
Total Solid (Budiyono <i>et al.</i> , 2014; Syafrudin <i>et al.</i> , 2017b)	SS-AD pada TS 17-23%, rasio C/N 25	Produktivitas biogas terbaik adalah pada TS 23% per unit volume dan TS 17% per unit weight (grams)
	SS-AD pada TS 15-40%, rasio C/N 20-50, NaOH 3% dan Enzym 6%	Produktivitas biogas terbaik adalah pada TS 27% dengan rasio C/N 35
	-	Produktivitas biogas terbaik adalah pada TS 20-30%
Suhu (Teghammar <i>et al.</i> , 2010; Chandra <i>et al.</i> , 2012)	30-60°C	Produktivitas biogas terbaik adalah pada suhu 35-50°C
pH (Carlini <i>et al.</i> , 2015)	-	Produktivitas biogas terbaik adalah pada pH 6,8-7,6

2.5. Model Kinetika Produksi Biogas

Menurut (Nopharatana *et al.*, 2007; Tuesorn *et al.*, 2013), model kinetika reaksi biokimia yang digunakan untuk menggambarkan persamaan produksi biogas di dalam biodigester dianggap sebanding dengan laju pertumbuhan spesifik mikroorganisme metanogenik. Model mekanistik paling populer untuk kinetika enzim sederhana dikembangkan oleh L. Michaelis dan ML Menten pada tahun 1913.

Kinetika reaksi katalis enzim sederhana sering disebut sebagai kinetika Michaelis-Menten. Persamaan ini menjelaskan persamaan enzimatik antara substrat dan produk yang dihasilkan selama proses reaksi (Zainol and Ismail, 2019).

$$v = \frac{V_{max}[S]}{K_m + [S]} \dots\dots\dots (2.1)$$

Keterangan:

- v = kecepatan reaksi
- V_{max} = tingkat maksimum yang dicapai oleh sistem
- $[S]$ = konsentrasi substrat S
- K_m = konstanta Michaelis

Model lain disampaikan oleh (Annuar *et al.*, 2008) dimana model kinetika untuk laju pertumbuhan mikroorganisme dan biosintesis dapat dideskripsikan dengan baik menggunakan Model Tessier. Model ini memperhitungkan tingkat konsumsi oleh sel atau mikroorganisme dan terkait secara proporsional dengan tingkat pertumbuhan.

$$\mu = \mu_{max} [1 - \exp(-K_s C_s)] \dots\dots\dots (2.2)$$

Keterangan:

- μ = tingkat pertumbuhan spesifik
- μ_{max} = tingkat pertumbuhan spesifik maksimum
- C_s = konsentrasi substrat
- K_s = konstanta saturasi

Pertumbuhan berbagai mikroorganismenya seperti bakteri dan mikroalga dapat dilihat tren laju kinetika pertumbuhannya menggunakan Model Monod (See J. J. *et al.*, 2018). Skema pertumbuhan bakteri dan mikroalga tersebut memiliki bentuk persamaan sebagai berikut:

$$\mu = \frac{\mu_{max}S}{K_s+S} \dots\dots\dots (2.3)$$

Keterangan:

- μ = tingkat pertumbuhan spesifik
- μ_{max} = tingkat pertumbuhan spesifik maksimum
- S = konsentrasi substrat
- K_s = konstanta saturasi

Termasuk di dalamnya limbah pertanian tinggi lignoselulosa yang dikonversi menjadi biogas, laju produksi biogas tersebut mengikuti laju pertumbuhan mikroorganismenya sehingga dapat menggunakan model kinetika di atas.

2.6. Penutup

Perkembangan teknologi biogas generasi kedua dengan bahan baku limbah pertanian secara SSAD berkembang pesat. Beberapa parameter dikemukakan dan nilai titik operasi maksimal telah disampaikan. Berdasarkan dari apa yang telah disampaikan, masih terdapat parameter yang belum ditemukan kondisi optimal dengan jelas, diantaranya adalah parameter rasio F/M, suhu, dan pH. Oleh karenanya, diperlukan penelitian lanjutan pada parameter operasi dalam digester anaerobik. Dengan adanya penelitian lanjutan

tersebut, diharapkan dapat ditemukan kondisi operasi yang optimal serta dapat dilakukan *scale-up* secara kontinu.

Referensi

- Annuar, M. S. M., Tan, I. K.P., Ibrahim, S., Ramachandran, K. B. (2008) 'A kinetic model for growth and biosynthesis of medium-chain-length poly-(3 -hydroxyalkanoates) in *Pseudomonas putida*', *Brazilian Journal of Chemical Engineering*, 25(2), pp. 217–228. doi: 10.1590/S0104-66322008000200001.
- Bruni, E., Jensen, A. P. and Angelidaki, I. (2010) 'Comparative study of mechanical, hydrothermal, chemical and enzymatic treatments of digested biofibers to improve biogas production', *Bioresource Technology*. Elsevier Ltd, 101(22), pp. 8713–8717. doi: 10.1016/j.biortech.2010.06.108.
- Budiyono, Syaichurrozi, I. and Sumardiono, S. (2014) 'Effect of total solid content to biogas production rate from vinasse', *International Journal of Engineering, Transactions B: Applications*, 27(2), pp. 177–184. doi: 10.5829/idosi.ije.2014.27.02b.02.
- Carlini, M., Castellucci, S. and Moneti, M. (2015) 'Biogas production from poultry manure and cheese whey wastewater under mesophilic conditions in batch reactor', *Energy Procedia*. Elsevier B.V., 82, pp. 811–818. doi: 10.1016/j.egypro.2015.11.817.
- Chandra, R., Takeuchi, H. and Hasegawa, T. (2012) 'Hydrothermal pretreatment of rice straw biomass: A potential and promising method for enhanced methane production', *Applied Energy*, 94(January), pp. 129–140. doi: 10.1016/j.apenergy.2012.01.027.
- Hawali Abdul Matin, H. and Hadiyanto (2018) 'Biogas Production from Rice Husk Waste by using Solid State Anaerobic Digestion (SSAD) Method', *E3S Web of Conferences*, 31, p. 02007. doi: 10.1051/e3sconf/20183102007.
- Hendriks, A. T. W. M. and Zeeman, G. (2009) 'Pretreatments to enhance the

- digestibility of lignocellulosic biomass', *Bioresource Technology*, 100(1), pp. 10–18. doi: 10.1016/j.biortech.2008.05.027.
- Kallioinen, A. (2014) 'Development of pretreatment technology and enzymatic hydrolysis for biorefineries', p. 107 + 64. Available at: <http://www.vtt.fi/publications/index.jsp>.
- Karimi, K. and Taherzadeh, M. J. (2016) 'A critical review of analytical methods in pretreatment of lignocelluloses: Composition, imaging, and crystallinity', *Bioresource Technology*. Elsevier Ltd, 200, pp. 1008–1018. doi: 10.1016/j.biortech.2015.11.022.
- Li, Y., Park, S. Y. and Zhu, J. (2011) 'Solid-state anaerobic digestion for methane production from organic waste', *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. Elsevier Ltd, 15(1), pp. 821–826. doi: 10.1016/j.rser.2010.07.042.
- Matin, H. H. A. and Hadiyanto, H. (2018) 'Optimization of biogas production from rice husk waste by solid state anaerobic digestion (SSAD) using response surface methodology', *Journal of Environmental Science and Technology*, 11(3), pp. 147–156. doi: 10.3923/jest.2018.147.156.
- Okonkwo, U. C., Onokpite, E. and Onokwai, A. O. (2018) 'Comparative study of the optimal ratio of biogas production from various organic wastes and weeds for digester/restarted digester', *Journal of King Saud University - Engineering Sciences*. King Saud University, 30(2), pp. 123–129. doi: 10.1016/j.jksues.2016.02.002.
- Padmono, D. (2007) 'Kemampuan Alkalinitas Kapasitas Penyanggan (Buffer Capacity) Dalam Sistem', 8(2), pp. 119–127.
- Sapci, Z. (2013) 'The effect of microwave pretreatment on biogas production from agricultural straws', *Bioresource Technology*. Elsevier Ltd, 128, pp. 487–494. doi: 10.1016/j.biortech.2012.09.094.
- See, J. J., Jamaian, S. S., Salleh, R. M., Nor, M. E., Aman, F. (2018) 'Parameter estimation of Monod model by the Least-Squares method for microalgae *Botryococcus Braunii* sp', *Journal of Physics: Conference Series*, 995(1). doi: 10.1088/1742-6596/995/1/012026.
- Shahriari, H., Warith, M., Hamoda, M., Kennedy, K. J. (2012) 'Anaerobic

- digestion of organic fraction of municipal solid waste combining two pretreatment modalities, high temperature microwave and hydrogen peroxide', *Waste Management*. Elsevier Ltd, 32(1), pp. 41–52. doi: 10.1016/j.wasman.2011.08.012.
- Syafrudin, Dwi Nugraha, W., Hawali Abdul Matin, H., Budiyo (2017) 'The effect of enzymatic pretreatment and c/n ratio to biogas production from rice husk waste during solid state anaerobic digestion (SS-AD)', *MATEC Web of Conferences*, 101, p. 02016. doi: 10.1051/mateconf/201710102016.
- Syafrudin, Nugraha, W. D., Matin, H. H. A., Kencanawardhani, L. G., Budiyo (2017) 'The Influence of Enzymatic Pretreatment and Food to Microorganism (F/M) Ratio to Biogas Production from Rice Husk Waste During Solid State Anaerobic Digestion (SS-AD)', *Advanced Science Letters*, 23(6), pp. 5687–5690. Available at: <https://doi.org/10.1166/asl.2017.8803>.
- Syafrudin, Nugraha, W. D., Ardinata, Indra Hukama, Kencanawardhani, L. G., Matin, H. H. A., Budiyo (2017) 'The Influence of Total Solid (TS) Content to Biogas Production from Rice Husk Waste During Solid State Anaerobic Digestion (SS-AD)', *Advanced Science Letters*, 23(3), pp. 2204–2206. Available at: <https://doi.org/10.1166/asl.2017.8685>.
- Taherzadeh, M. J. and Karimi, K. (2008) *Pretreatment of lignocellulosic wastes to improve ethanol and biogas production: A review*, *International Journal of Molecular Sciences*. doi: 10.3390/ijms9091621.
- Teghammar, A. Yngvesson, J., Lundin, M., Taherzadeh, M. J., Horváth, I. S. (2010) 'Pretreatment of paper tube residuals for improved biogas production', *Bioresource Technology*. Elsevier Ltd, 101(4), pp. 1206–1212. doi: 10.1016/j.biortech.2009.09.029.
- Teghammar, A. Karimi, K., Sárvári Horváth, I., Taherzadeh, M. J. (2012) 'Enhanced biogas production from rice straw, triticale straw and softwood spruce by NMMO pretreatment', *Biomass and Bioenergy*, 36, pp. 116–120. doi: 10.1016/j.biombioe.2011.10.019.
- Tuesorn, S. Wongwilaiwalin, S., Champreda, V., Leethochawalit, M.,

- Nopharatana, A., Techkarnjanaruk, S., Chaiprasert, P. (2013) 'Enhancement of biogas production from swine manure by a lignocellulolytic microbial consortium', *Bioresource Technology*. Elsevier Ltd, 144, pp. 579–586. doi: 10.1016/j.biortech.2013.07.013.
- Zainol, N. and Ismail, S. N. (2019) 'Evaluation of enzyme kinetic parameters to produce methanol using Michaelis-Menten equation', *Bulletin of Chemical Reaction Engineering & Catalysis*, 14(2), pp. 436–442. doi: 10.9767/bcrec.14.2.3317.436-442.
- Zhang, Q. He, J., Tian, M., Mao, Z., Tang, L., Zhang, J., Zhang, H. (2011) 'Enhancement of methane production from cassava residues by biological pretreatment using a constructed microbial consortium', *Bioresource Technology*. Elsevier Ltd, 102(19), pp. 8899–8906. doi: 10.1016/j.biortech.2011.06.061.
- Zheng, Y. Zhao, J., Xu, F., Li, Y. (2014) 'Pretreatment of lignocellulosic biomass for enhanced biogas production', *Progress in Energy and Combustion Science*. Elsevier Ltd, 42(1), pp. 35–53. doi: 10.1016/j.pecs.2014.01.001.
- Zhu, J., Wan, C. and Li, Y. (2010) 'Enhanced solid-state anaerobic digestion of corn stover by alkaline pretreatment', *Bioresource Technology*. Elsevier Ltd, 101(19), pp. 7523–7528. doi: 10.1016/j.biortech.2010.04.060.

BAB 3

Produksi Biogas Dengan Metode *Solid State Anaerobic Digestion (SS-AD)* dari Biomassa Lignoselulosik

AYUDYA IZZATI DYAH LANTASI

3.1. Pendahuluan

Energi fosil yang digunakan hingga saat ini, masih mendominasi konsumsi energi dunia terutama Indonesia. Selain itu, ketersediaannya diperkirakan akan mencapai kelangkaan sehingga dapat mempengaruhi ketersediaan sumber energi primer. Upaya untuk mengembangkan sumber energi terbarukan yang lebih ramah lingkungan serta memenuhi aspek keberlanjutan terus dilakukan untuk mengurangi ketergantungan pada sumber energi ini.

Biomassa merupakan salah satu sumber energi primer yang termasuk dalam sumber energi baru dan terbarukan. Biomassa adalah bahan organik yang dihasilkan melalui proses fotosintetik, baik berupa produk maupun limbah atau buangan. Biomassa dinilai memiliki beberapa kelebihan yaitu dapat diperbaharui serta lebih terjamin keberlangsungan serta kesinambungannya. Sumber biomassa yang

dinilai potensial untuk dimanfaatkan adalah biomassa yang berasal dari tanaman sereal utama (Ge et al., 2016; Hutcherson, 2015).

Biogas merupakan produk konversi limbah biomassa generasi kedua sebagai salah satu sumber energi terbarukan. Biogas merupakan gas metana yang dihasilkan dari dekomposisi limbah biomassa dan dinilai mampu berkontribusi untuk mengurangi emisi metana dari sumber organik dan substitusi bahan bakar fosil (Mittal et al., 2019). Proses produksi biogas dari biomassa dapat dilakukan salah satunya melalui proses anaerobik dengan *Solid State Anaerobic Digestion (SS-AD)*. Proses ini dinilai cocok untuk mengolah bahan dengan kandungan Total Solid (TS) yang tinggi seperti limbah tanaman karena dapat menghasilkan volume biogas serta *organic loading* yang tinggi. Kelebihan lainnya adalah padatan hasil proses anaerobik tersebut dapat digunakan menjadi produk lain yang juga bermanfaat seperti pupuk tanaman (Momayez et al., 2019).

Namun, pemanfaatan padatan hasil proses SS-AD ini masih belum banyak dilakukan. Hal tersebut menjadi potensi yang dapat dikembangkan untuk meningkatkan nilai *digestate*. Selain itu, hasil penelitian serta publikasi terkait SS-AD masih sangat terbatas dibandingkan dengan *liquid state anaerobic digestion (L-AD)*.

3.2. Biomassa Lignoselulosik

Bahan baku lignoselulosa mewakili sejumlah besar sumber daya hayati terbarukan yang ketersediaannya melimpah di bumi. Bahan baku ini juga merupakan bahan mentah yang sesuai untuk sejumlah besar aplikasi untuk keberlanjutan manusia. Sebagian besar penyusun bahan baku tersebut terdiri atas selulosa, hemiselulosa, dan lignin yang saling berhubungan satu dengan yang lainnya.

Selulosa merupakan komponen utamanya, dan memiliki biodegradabilitas yang lebih baik dibandingkan dengan dua komponen penyusun lainnya. Lignin merupakan komponen yang mendukung struktur dinding sel tumbuhan serta menjadi penyokong yang memberikan kekuatan mekanis dan pelindung struktur selulosa dan hemiselulosa (Patowary and Baruah, 2018). Tingkat degradasi satu biomassa berbeda-beda bergantung pada kandungan lignoselulosanya. Pada penelitian yang dilakukan oleh Patowary and Baruah (2018), disebutkan bahwa lignin pada batang jagung memiliki tingkat degradasi yang lebih tinggi (~47%) dibandingkan dengan jerami padi (~39%).

Tabel 3.1. Karakteristik Beberapa Jenis Biomassa (%)

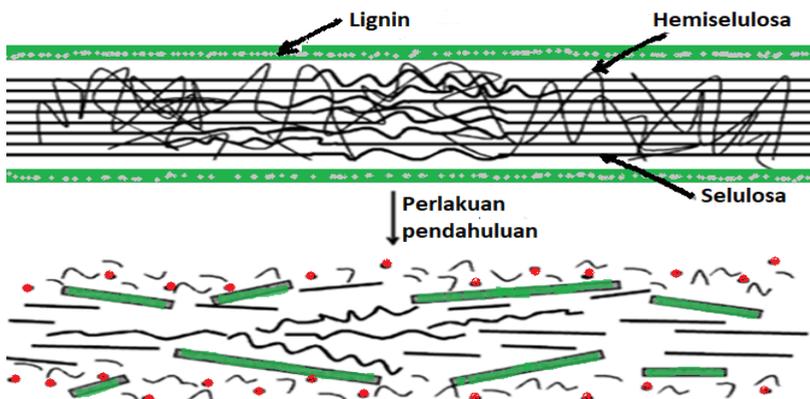
Jenis Biomassa	Selulosa	Hemiselulosa	Lignin
Bonggol Jagung	33,6	37,2	19,3
Rerumputan	25-40	35-50	10-30
Batang Kayu Keras	40-55	24-40	18-25
Dedaunan	15-20	80-85	0
Kulit Kacang	25-30	25-30	30-40
Jerami Gandum	39,2	26,1	21,1
Jerami Padi	44,3	35,5	20,4
Sekam Padi	24,4	29,3	19,2
Ampas Tebu	45	20	30

(Sumber : Dai et al., 2018; Huang and Lo, 2019; Kumari and Singh, 2018; Lim et al., 2012).

3.3. Cara Meningkatkan Produksi Biogas

3.3.1. Perlakuan Pendahuluan (Pretreatment)

Produksi biogas dapat ditingkatkan dengan memutus struktur lignoselulosa pada biomassa dengan *pretreatment*. Kandungan lignoselulosa pada substrat dapat menjadi salah satu faktor yang mempengaruhi produksi biogas karena kandungannya yang bervariasi antara satu biomassa dengan biomassa lain bergantung pada variasi spesies dan kondisi pertumbuhannya. Secara umum *pretreatment* dapat dilakukan secara biologis dan non-biologis. Pemilihan metode *pretreatment* perlu memperhatikan hal-hal seperti ukuran partikel biomassa, pembentukan produk degradasi, kebutuhan energi serta biaya/daur ulang katalis (Kumar and Sharma, 2017).



Gambar 3.1. Ilustrasi Pemecahan Struktur Lignoselulosa Pada Biomassa (Sumber: Chaturvedi and Verma, 2013)

Syafrudin et al., (2017) mengemukakan bahwa *pretreatment* dengan enzim dapat meningkatkan produksi biogas. Hal serupa juga didapatkan pada penelitian yang berbeda dengan metode *pretreatment* penggilingan dan pengeringan dengan oven (Barua et al.,

2018; Syafrudin et al., 2020). Pada penelitian lain dengan substrat batang jagung dan jerami, *pretreatment* kimiawi (alkali) dan termal dapat meningkatkan produksi biogas hingga 66% (batang jagung) dan 62% (jerami) (Patowary and Baruah, 2018). Pada penelitian tersebut, *pretreatment* kimiawi dilakukan dengan menggunakan campuran abu dari kulit pisang dan kapur.

3.3.2. Co-digestion Dengan Bahan Baku Lain

Anaerobic co-digestion merupakan salah satu upaya optimasi produksi biogas dengan mencampur dua atau lebih substrat. Keuntungan upaya ini adalah meningkatkan stabilitas proses, melemahkan efek inhibitor, kadar kelembaban dalam digester lebih stabil, meningkatkan sinergi mikroorganisme, dan mengurangi emisi gas rumah kaca (Kainthola et al., 2019; Siddique and Wahid, 2018). Berdasarkan beberapa penelitian diketahui bahwa co-substrat yang cocok bagi limbah agrikultur adalah co-substrat yang memiliki kandungan nitrogen tinggi serta mudah terdegradasi. Faktor-faktor dalam proses produksi biogas secara umum seperti rasio C/N, pH, dan alkalinitas perlu dipertimbangkan untuk menentukan rasio co-substrat yang digunakan.

Biomassa lignoselulosa memiliki *organic load* yang tinggi, keragaman mikroba serta kandungan nitrogen yang rendah. Faktor-faktor tersebut merupakan penghambat potensial dalam proses *anaerobic digestion*. Limbah pertanian yang tidak melibatkan co-substrat pada proses produksi biogas akan menghasilkan biogas yang rendah. Rasio C/N dan prosentase lignin yang tinggi serta kontaminasi pestisida dapat mempengaruhi proses produksi biogas. Hambatan tersebut dapat diatasi dengan menambahkan co-substrat pada reaktor. Cara

tersebut dinilai mampu meningkatkan produksi biogas hingga lebih dari 20% CH₄ dari yang diperkirakan (Avicenna et al., 2015; Fotidis et al., 2016). Berbagai penelitian telah dilakukan terkait penggunaan co-substrat dalam produksi biogas dengan substrat biomassa. Limbah peternakan seperti kotoran ayam, kambing, sapi, air limbah domestic serta sisa makanan banyak digunakan sebagai co-substrat limbah biomassa untuk produksi biogas (Wang et al., 2012; Cestonaro et al., 2015; Patil et al., 2014; Avicenna et al., 2015; Tasnim et al., 2017; Yao et al., 2017; Chan et al., 2018; Jabeen et al., 2015; Zhang et al., 2018). Penelitian terkait co-digestion untuk produksi biogas terangkum dalam Tabel 3.2.

Tabel 3.2. Penelitian Co-digestion Anaerobik

Substrat	Proses	Hasil	Ref.
Sisa Makanan: Sekam Padi	Kontinyu	82% VS <i>removal</i>	(Jabeen et al., 2015)
Kotoran Sapi: Sekam Padi	Tanpa <i>pretreatment</i>	Tidak signifikan, biogas tertinggi dihasilkan dengan TS 40%	(Mulyawan et al., 2018)
	Penambahan EM-4, Variasi pengadukan dan TS	Produksi biogas tertinggi pada TS 20%+EM-4+pengadukan	(Asiyanthi Tabran et al., 2018)
	Variasi proporsi biomassa	Proporsi 50:50 menghasilkan biogas kumulatif tertinggi	(Iyagba et al., 2009)
Limbah Cair Tahu: Sekam Padi	Reaktor <i>fixed dome, batch,</i>	Metana terbentuk pada hari ke-14	(Arifan et al., 2018)

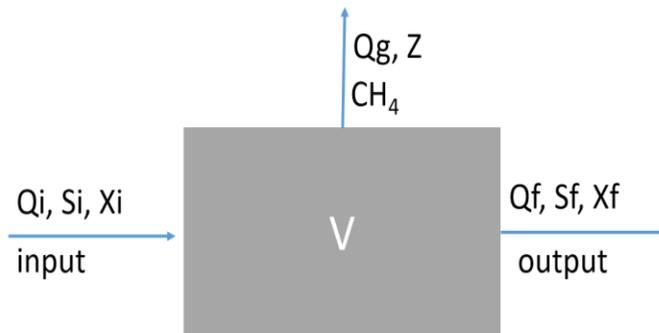
Substrat	Proses	Hasil	Ref.
	EM-4 sebagai <i>starter</i>		
Eceng Gondok: Sisa makanan	I: eceng gondok tanpa <i>pretreatment</i> II: eceng gondok dengan <i>pretreatment</i>	Set II menghasilkan biogas yang lebih tinggi dibandingkan dengan set I. Rasio pencampuran 1,5 dan 2 menghasilkan biogas tertinggi	(Barua et al., 2018)
Ajr limbah cucian mie: Sekam Padi: Kotoran Ternak	<i>Batch</i> , kotoran ternak yang berbeda, penambahan abu	Air limbah cucian mie+Sekam Padi+Kotoran ayam+ 6 gram abu menghasilkan biogas tertinggi	(Jijai et al., 2020)

3.4. Model Produksi Biogas Dengan Metode SS-AD

Pemodelan merupakan salah satu cara yang efektif untuk memahami mekanisme reaksi, memprediksi kinerja sistem serta desain proses. Melalui pemodelan resiko ketidakstabilan proses degradasi baik pada skala laboratorium maupun skala penuh dapat ditekan. Pemodelan matematika untuk menggambarkan produksi biogas dapat berupa model teoritis, empiris dan statistik. Model teoritis dapat memberikan lebih banyak wawasan ke dalam mekanisme sistem yang kompleks, tetapi membutuhkan serangkaian masukan sehingga terlalu rumit untuk aplikasi umum. Sedangkan model empiris bisa jadi tidak terlalu rumit, namun beberapa asumsi dan persamaannya mungkin

dikembangkan secara empiris tanpa landasan teoretis. Model statistik dapat dengan mudah diturunkan dari korelasi antar data, tetapi terkadang masih berupa “kotak hitam atau abu-abu” yang belum dapat menggambarkan sepenuhnya proses yang berlangsung didalam sistem produksi biogas (Ge et al., 2016).

Gambar 3.2 berikut ini merupakan ilustrasi dari penelitian Fedailaine et al., (2015) terkait pengembangan model biokinetik pada proses anaerobik. Produksi biogas diilustrasikan dengan model “*black box*” dimana terdapat input, proses serta output berdasarkan kesetimbangan massa substrat, biomassa dan produksi metana. Maksud dibuatnya model ini adalah untuk memahami fenomena atau proses internal yang terjadi didalam reaktor. Namun model tersebut dibuat untuk metode L-AD, sehingga penyesuaian tertentu mungkin akan diperlukan.



Gambar 3.2. Ilustrasi Model Pengembangan Model Biokinetik pada Proses Anaerobik (Sumber: Fedailaine et al., 2015)

keterangan:

$Q_i, Q_f,$ dan Q_g : Laju input dan output serta produksi biogas (L/hari)

S_i, S_f : Konsentrasi substrat pada inlet dan outlet (g/L)

X_i, X_f : Konsentrasi biomassa pada inlet dan outlet (g/L)

Z : Konsentrasi metana pada biogas (g/L)

V : Volume reaktor (L)

Berdasarkan diagram pada Gambar 3.2, persamaan kesetimbangan yang digunakan berdasarkan pada hukum kekekalan massa. Adapun neraca kekekalan biomassa dituliskan seagai berikut:

$$\underbrace{Q_i X_i}_{input} + \underbrace{\mu X V_t}_{pertumbuhan} = \underbrace{Q_f X_f}_{output} + \underbrace{V_t \frac{dx}{dt}}_{akumulasi} + \underbrace{K_d X V_t}_{pelapasan} \dots\dots\dots(3.1)$$

Dibagi dengan Volume substrat serta dengan asumsi bahwa laju pada proses adalah konstan ($Q_i = Q_f = Q$) serta ($X_i = X$) maka persamaan biomassa menjadi;

$$\frac{dx}{dt} = D(X_i - X) + \mu X - K_d X \dots\dots\dots(3.2)$$

Dengan catatan; $D = \frac{Q}{V_t}$; Haldane relationship: $\mu = \mu_{max} \frac{1}{1 + \frac{K_s}{S} + \frac{S}{K_I}}$

keterangan:

D : laju dilusi (hari⁻¹)

K_d : laju pelepasan mikroorganisme (hari⁻¹)

$\mu; \mu_{max}$: laju pertumbuhan mikroorganisme (hari⁻¹)

- K_s : saturasi konstan (g/L)
- K_i : koefisien inhibisi (g/L)

Sedangkan untuk persamaan kesetimbangan substrat dinyatakan dalam persamaan:

$$\frac{dx}{dt} = D(S_i - S_f) - \frac{\mu X}{Y_x} - K_{sx} X \mu - K_{mx} X \mu - \frac{1}{Y_s} \left(\frac{dZ}{dt} + \frac{dC_{CO_2}}{dt} + \frac{dC_{H_2}}{dt} + \frac{dC_{NH_3}}{dt} \right) \dots (3.3)$$

keterangan:

- $S_f = S$: substrat akhir sama dengan S
- Y_x : koefisien produksi sel baru (g/g)
- K_{sx} : laju degradasi substrat untuk pertumbuhan mikroorganism (g/g)
- K_{mx} : laju degradasi substrat untuk mempertahankan mikroorganisme (g/g)
- Y_s : koefisien biogas (g/g)

Pada penelitian Ferraro et al., (2019), kesetimbangan massa substrat juga dapat dinyatakan dalam persamaan orde pertama sebagai berikut:

$$\frac{dC}{dt} = -K_d \cdot C_0 \dots \dots \dots (3.4)$$

keterangan:

- $C_0; C$: konsentrasi substrat awal dan pada waktu t
- K_d : konstanta degradasi substrat (hari⁻¹)

Persamaan untuk menggambarkan kesetimbangan massa hydrogen terlarut pada proses degradasi anaerobik terdapat pada persamaan:

$$\frac{dC}{dt} = \alpha \cdot K_d \cdot C + (1 - Y_H) \cdot K_{m,H} \cdot \frac{S_H}{k_s + S_H} \cdot X_H - K_{L,H} \cdot (S_H - 16 \cdot k_H \cdot p_H) \cdot \frac{V_L}{V_G} \dots\dots\dots(3.5)$$

keterangan:

- α : koefisien proses hidrolisis dan metanogenesis
- S_H : konsentrasi hydrogen terlarut
- $K_{M,H}$: laju spesifik maksimum biomassa hidrogenotrofik
- X_H : konsentrasi biomassa hidrogenotrofik
- $K_{L,H}$: konstanta transfer gas hydrogen
- K_H : konstanta Henry untuk hydrogen
- P_H : tekanan parsial hidrogen

Produksi metana terlarut pada proses degradasi anaerobik dinyatakan dalam persamaan berikut:

$$\frac{dS_M}{dt} = (1 - \alpha) \cdot K_d \cdot C + (1 - Y_H) \cdot K_{m,H} \cdot \frac{S_H}{k_s + S_H} \cdot X_H - K_{L,M} \cdot (M - 64 \cdot k_M \cdot p_M) \cdot \frac{V_L}{V_G} \dots\dots\dots(3.6)$$

keterangan:

- S_M : konsentrasi metana terlarut
- $K_{L,M}$: konstanta transfer gas metana
- K_M : konstanta Henry untuk metana
- P_M : tekanan parsial metana

Sedangkan untuk persamaan kekekalan massa gas metana adalah:

$$\frac{dM}{dt} = K_{L,M} \cdot (M - 64 \cdot k_M \cdot p_M) \cdot \frac{V_L}{V_G} \dots\dots\dots(3.6)$$

keterangan:

M : Konsentrasi gas metana

Selain itu kinetika produksi biogas dapat dinyatakan dengan model kinetik orde pertama seperti tercantum berikut.

$$G(t) = G_0 \times (1 - e^{(-Kt)}) \dots \dots \dots (3.7)$$

keterangan:

- G(t) = Produksi biogas kumulatif selama t hari, ml/g
- G₀ = *Methane potential* substrat, ml/g
- K = Konstanta laju produksi biogas, 1/hari
- T = Waktu, hari

Pemodelan biogas dengan metode SS-AD dapat dilakukan berdasarkan beberapa persamaan seperti modifikasi ADM1, model Gompertz maupun model statistika. Namun berdasarkan beberapa penelitian model Gompertz lebih banyak dipilih karena mampu menggambarkan laju pertumbuhan bakteri pada sistem (*lag-phase duration*) serta ketersediaan nutrient bagi bakteri yang berkaitan dengan kandungan TS (Ge et al., 2016; Siddique and Wahid, 2018). Secara umum persamaan Gompertz yaitu:

$$P = A \cdot \exp \left\{ -\exp \left[\frac{Ue}{A} (\lambda - t) + 1 \right] \right\} \dots \dots \dots (3.8)$$

keterangan:

- P = Produksi biogas kumulatif
- A = Produksi biogas maksimum
- U = Konstanta laju produksi biogas maksimum

- λ = Waktu minimum terbentuknya biogas (*lag phase*)
- t = Waktu kumulatif terbentuknya biogas
- e = Bilangan euler ($e= 2,71828..$)

Setiap model kinetik tersebut memiliki kelebihan masing-masing. Misalnya, model kinetik orde pertama memberikan informasi tambahan tentang konstanta laju hidrolisis, sedangkan Model Gompertz memberikan informasi tentang fase lag dan laju produksi metana spesifik maksimum. Model kinetik orde pertama didasarkan pada hipotesis bahwa hidrolisis mengontrol seluruh proses dan ketersediaan substrat sebagai faktor pembatas. Model Gompertz yang dimodifikasi biasanya digunakan dalam simulasi akumulasi metana, dan model tersebut telah terbukti sebagai model regresi non-linier empiris yang sangat baik. Model tersebut menggambarkan kepadatan sel selama periode pertumbuhan mikroba dalam hal tingkat pertumbuhan eksponensial dan durasi fase lag (Pramanik et al., 2019). Sehingga penggunaan model dapat disesuaikan untuk penerapan di lapangan serta optimasi sistem.

3.5. Tantangan dan Hambatan

Teknologi biogas sudah banyak berkembang di Indonesia dengan menggunakan bahan baku kotoran ternak. Namun, potensi lain berupa limbah biomassa agrikultur belum dimanfaatkan secara optimal sebagai salah satu sumber energi terbarukan. Produksi tanaman padi di Indonesia yang cukup tinggi sebagai salah satu bahan makanan pokok menjadi peluang dan potensi untuk diolah agar limbahnya tidak merugikan lingkungan.

Salah satu kendala terkait pemanfaatan biomassa lignoselulosik yang efektif adalah ikatan kimia pada dinding sel tanaman. Meskipun SS-AD mulai mendapat perhatian namun pengembangannya masih terbatas dibandingkan dengan L-AD. Penelitian selanjutnya sangat diperlukan untuk mengetahui mekanisme transfer massa, dinamika mikroba serta pemodelannya. Selain itu, analisis terkait kelayakan teknologi secara ekonomi dan dampaknya terhadap lingkungan juga sangat diperlukan (Kumar and Sharma, 2017).

Produksi biogas dengan SS-AD menghasilkan produk sampingan berupa *digestate*. Produk sampingan dari proses SS-AD ini tidak terlalu diperhatikan karena dinilai memiliki nilai ekonomis yang rendah. Pengolahan *digestate* SS-AD terkadang dibutuhkan untuk mengurangi kadar air serta menghilangkan patogen. Pengomposan adalah salah satu teknologi yang masuk akal untuk pasca perawatan pencernaan. Kompos dapat digunakan sebagai pupuk atau penyusun tanah. Kandungan TS yang tinggi dari *digestate* SS-AD membuatnya sesuai untuk pengolahan dengan pengomposan. Namun, penelitian lebih lanjut diperlukan untuk mengoptimalkan proses dan mengurangi biaya. Teknologi pasca pengolahan lainnya jarang dipelajari untuk SS-AD, dan penelitian di masa depan harus dilakukan untuk membahas dampak dari penerapan langsung *digestate* di tanah dan efek dari metode pasca-pengolahan yang berbeda (Ge et al., 2016).

3.6. Penutup

Biomassa merupakan salah satu sumber energi primer yang termasuk energi baru dan terbarukan dan ketersediaannya cukup banyak di Indonesia. Sumber biomassa yang dinilai potensial untuk dimanfaatkan adalah biomassa yang berasal dari tanaman pertanian.

Bahan baku lignoselulosa mewakili sejumlah besar sumber daya hayati terbarukan yang ketersediaannya melimpah di bumi. Biomassa tersebut dapat dimanfaatkan untuk menghasilkan biogas melalui metode SS-AD. Upaya untuk meningkatkan produksi biogas dari biomassa lignoselulosik dapat dilakukan dengan *pretreatment* dan *co-digestion*. Salah satu cara untuk dapat memahami SS-AD adalah melalui model baik secara teoritis, empiris maupun statistik. Setiap model memiliki kelebihan dan kekurangan sehingga pemilihan model dapat disesuaikan untuk mendukung pemahaman pada suatu sistem. Disamping berbagai kelebihannya, teknologi produksi biogas dengan metode SS-AD masih menemui hambatan dan tantangan seperti pengembangan teknologi SS-AD yang masih sedikit dibandingkan dengan L-AD serta pemanfaatan digestate menjadi produk lain yang dapat dimanfaatkan kembali. Penelitian selanjutnya sangat diperlukan untuk mengetahui mekanisme terkait proses SS-AD serta pemanfaatan digestate menjadi produk yang bermanfaat.

Referensi

- Ali, A., Rundong, L., Shah, F., Mahar, R., Wajidljaz, M., Sallahuddin, Muqueet, M., 2016. Predictive Modeling of Biogas Production from Anaerobic Digestion of Mixed Kitchen Waste at Mesophilic Temperature. *Int. J. Waste Resour.* 6. <https://doi.org/10.4172/2252-5211.1000230>
- Arifan, F., Muhammad, F., Winarni, S., Devara, H.R., Hanum, L., 2018. Optimization of Methane Gas Formation Rate with the Addition of EM4 Starter-made from Tofu Liquid Waste and Husk Rice Waste Using Biogas Reactor-Fixed Dome in Langensari West Ungaran. *E3S Web Conf.* 31, 2017–2019. <https://doi.org/10.1051/e3sconf/20183102016>
- Asiyanthi Tabran, L., Abdul Nasser, A., Nurhayati, 2018. Effect of Bio-activator Addition and Stirring on Biogas Production from Rice Husks and Cow

- Dung. E3S Web Conf. 73, 6–10.
<https://doi.org/10.1051/e3sconf/20187307015>
- Avicenna, Mel, M., Ihsan, S.I., Setyobudi, R.H., 2015. Process Improvement of Biogas Production from Anaerobic Co-digestion of Cow Dung and Corn Husk. *Procedia Chem.* 14, 91–100.
<https://doi.org/10.1016/j.proche.2015.03.014>
- Barua, V.B., Rathore, V., Kalamdhad, A.S., 2018. Comparative evaluation of anaerobic co-digestion of water hyacinth and cooked food waste with and without pretreatment. *Bioresour. Technol. Reports* 4, 202–208.
<https://doi.org/10.1016/j.biteb.2018.11.002>
- Cestonaro, T., Costa, M.S.S. de M., Costa, L.A. de M., Rozatti, M.A.T., Pereira, D.C., Lorin, H.E.F., Carneiro, L.J., 2015. The anaerobic co-digestion of sheep bedding and $\geq 50\%$ cattle manure increases biogas production and improves biofertilizer quality. *Waste Manag.* 46, 612–618.
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.08.040>
- Chan, P.C., De Toledo, R.A., In lu, H., Shim, H., 2018. Co-digestion of food waste and domestic wastewater - Effect of copper supplementation on biogas production. *Energy Procedia* 153, 237–241.
<https://doi.org/10.1016/j.egypro.2018.10.008>
- Chaturvedi, V., Verma, P., 2013. An overview of key pretreatment processes employed for bioconversion of lignocellulosic biomass into biofuels and value added products. *3 Biotech* 3, 415–431.
<https://doi.org/10.1007/s13205-013-0167-8>
- Dai, B. lin, Guo, X. jing, Yuan, D. hai, Xu, J. ming, 2018. Comparison of Different Pretreatments of Rice Straw Substrate to Improve Biogas Production. *Waste and Biomass Valorization* 9, 1503–1512.
<https://doi.org/10.1007/s12649-017-9950-9>
- Fedailaine, M., Moussi, K., Khitous, M., Abada, S., Saber, M., Tirichine, N., 2015. Modeling of the anaerobic digestion of organic waste for biogas production. *Procedia Comput. Sci.* 52, 730–737.
<https://doi.org/10.1016/j.procs.2015.05.086>
- Fotidis, I.A., Laranjeiro, T.F.V.C., Angelidaki, I., 2016. Alternative co-digestion

- scenarios for efficient fixed-dome reactor biomethanation processes. *J. Clean. Prod.* 127, 610–617. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.04.008>
- Ge, X., Xu, F., Li, Y., 2016. Solid-state anaerobic digestion of lignocellulosic biomass: Recent progress and perspectives. *Bioresour. Technol.* 205, 239–249. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.01.050>
- Huang, Y.-F., Lo, S.-L., 2019. Utilization of rice hull and straw, *Rice*. AACCI. Published by Elsevier Inc. in cooperation with AACC International. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-811508-4.00019-8>
- Hutcherson, J.R., 2015. A comparison of electrocoagulation and chemical coagulation treatment effectiveness on frac flowback and produced water. ProQuest Diss. Theses 75.
- Iyagba, E.T., Mangibo, I.A., Mohammad, Y.S., 2009. The study of cow dung as co-substrate with rice husk in biogas production. *Sci. Res. Essays* 4, 861–866.
- Jabeen, M., Zeshan, Yousaf, S., Haider, M.R., Malik, R.N., 2015. High-solids anaerobic co-digestion of food waste and rice husk at different organic loading rates. *Int. Biodeterior. Biodegrad.* 102, 149–153. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2015.03.023>
- Jijai, S., Muleng, S., Noynoo, L., Siripatana, C., 2020. Kinetic model of biogas production from co-digestion of Thai rice noodle wastewater with rice husk and different type of manure with ash supplement. *IOP Conf. Ser. Earth Environ. Sci.* 463. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/463/1/012008>
- Kainthola, J., Kalamdhad, A.S., Goud, V. V., 2019. A review on enhanced biogas production from anaerobic digestion of lignocellulosic biomass by different enhancement techniques. *Process Biochem.* 84, 81–90. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2019.05.023>
- Kumar, A.K., Sharma, S., 2017. Recent updates on different methods of pretreatment of lignocellulosic feedstocks: a review. *Bioresour. Bioprocess.* 4. <https://doi.org/10.1186/s40643-017-0137-9>
- Kumari, D., Singh, R., 2018. Pretreatment of lignocellulosic wastes for biofuel

- production: A critical review. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 90, 877–891. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.03.111>
- Lim, J.S., Abdul Manan, Z., Wan Alwi, S.R., Hashim, H., 2012. A review on utilisation of biomass from rice industry as a source of renewable energy. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 16, 3084–3094. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2012.02.051>
- Mittal, S., Ahlgren, E.O., Shukla, P.R., 2019. Future biogas resource potential in India: A bottom-up analysis. *Renew. Energy* 141, 379–389. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2019.03.133>
- Momayez, F., Karimi, K., Taherzadeh, M.J., 2019. Energy recovery from industrial crop wastes by dry anaerobic digestion: A review. *Ind. Crops Prod.* 129, 673–687. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2018.12.051>
- Mulyawan, S.S., Aghnia, D.W., Rianawati, E., Damanhuri, E., Handjani, M., Padmini, T., Fui, B.C.L., Acda, M., Unrean, P., 2018. The Study of Rice Husk as Co-Digestion Together with Cow Dung is Biogas Production of Anaerobic Digester. *E3S Web Conf.* 73. <https://doi.org/10.1051/e3sconf/20187301013>
- Patil, J.H., AntonyRaj, M.A.L., Shankar, B.B., Shetty, M.K., Pradeep Kumar, B.P., 2014. Anaerobic co-digestion of Water Hyacinth and Sheep Waste. *Energy Procedia* 52, 572–578. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2014.07.112>
- Patowary, D., Baruah, D.C., 2018. Effect of combined chemical and thermal pretreatments on biogas production from lignocellulosic biomasses. *Ind. Crops Prod.* 124, 735–746. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2018.08.055>
- Pramanik, S.K., Suja, F.B., Porhemmat, M., Pramanik, B.K., 2019. Performance and kinetic model of a single-stage anaerobic digestion system operated at different successive operating stages for the treatment of food waste. *Processes* 7. <https://doi.org/10.3390/pr7090600>
- Siddique, M.N.I., Wahid, Z.A., 2018. Achievements and perspectives of anaerobic co-digestion: A review. *J. Clean. Prod.* 194, 359–371. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.05.155>

- Syafrudin, Dwi Nugraha, W., Annisa Putri, S., Hawali Abdul Matin, H., Budiyo, 2020. Enhancement of biogas production from rice husk using mechanical pretreatment (grinding) in Liquid Anaerobic Digestion (L-AD). E3S Web Conf. 202. <https://doi.org/10.1051/e3sconf/202020208003>
- Syafrudin, Dwi Nugraha, W., Hawali Abdul Matin, H., Budiyo, 2017. The effect of enzymatic pretreatment and c/n ratio to biogas production from rice husk waste during solid state anaerobic digestion (SS-AD). MATEC Web Conf. 101. <https://doi.org/10.1051/matecconf/201710102016>
- Tasnim, F., Iqbal, S.A., Chowdhury, A.R., 2017. Biogas production from anaerobic co-digestion of cow manure with kitchen waste and Water Hyacinth. Renew. Energy 109, 434–439. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2017.03.044>
- Wang, X., Yang, G., Feng, Y., Ren, G., Han, X., 2012. Optimizing feeding composition and carbon-nitrogen ratios for improved methane yield during anaerobic co-digestion of dairy, chicken manure and wheat straw. Bioresour. Technol. 120, 78–83. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.06.058>
- Yao, Y., Chen, S., Kafle, G.K., 2017. Importance of “weak-base” poplar wastes to process performance and methane yield in solid-state anaerobic digestion. J. Environ. Manage. 193, 423–429. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.02.025>
- Zhang, H., Luo, L., Li, W., Wang, X., Sun, Yong, Sun, Yongming, Gong, W., 2018. Optimization of mixing ratio of ammoniated rice straw and food waste co-digestion and impact of trace element supplementation on biogas production. J. Mater. Cycles Waste Manag. 20, 745–753. <https://doi.org/10.1007/s10163-017-0634-0>

BAB 4

Status dan Tantangan Pengelolaan Sampah Kota Berkelanjutan

FARIDA AFRIANI ASTUTI

4.1. Pendahuluan

Sampah padat adalah produk sampingan yang tidak dapat dihindari dari kehidupan sehari-hari manusia. Upaya penanganan yang tepat merupakan titik awal kemajuan negara menuju kualitas hidup yang lebih baik (Kim, 2002). Pengelolaan sampah selalu menjadi perhatian utama sebuah kota yang semakin berkembang dan kompleks meskipun dengan pendekatan dan realitas yang berbeda. Tantangan manajemen pengelolaan sampah kota hadir dan sangat mirip diseluruh dunia dan (Alzamora and Barros, 2020).

Pengelolaan sampah tidak hanya untuk mengurangi permasalahan lingkungan melainkan juga harus memberikan manfaat ekonomi dan sosial (Heidari, Yazdanparast and Jabbarzadeh, 2019). Pengelolaan sampah kota yang tepat adalah yang memperhatikan aspek penting dalam masyarakat yaitu aspek sosial, lingkungan, dan ekonomi (Mohsenizadeh, Tural and Kentel, 2020). Salah satu dampak

lingkungan yang dapat diminimalisir dari kebijakan pengelolaan sampah terpilih adalah berkaitan dengan emisi gas rumah kaca (GRK). Kegiatan pengelolaan sampah dapat melepaskan GRK dari kegiatan pengomposan, emisi CO₂ dan N₂O dari pembakaran sampah, dan emisi CH₄ dari tempat pemrosesan akhir sampah (Zhang and Huang, 2014).

Pengelolaan sampah yang buruk dan tidak tepat merupakan bagian dari tantangan global saat ini yang bisa menciptakan masalah lingkungan perkotaan (Singh, 2019b). Artikel ini akan mengkaji beberapa hasil penelitian terkait pengelolaan sampah di beberapa negara untuk mengetahui metode yang dilakukan di masing-masing negara.

4.2. Pengelolaan Sampah di Berbagai Negara

Aspek utama manajemen persampahan kota adalah sumber dana layanannya. Banyak negara yang ingin membebankan biaya kepada warganya secara individual untuk menajeman pengelolaan sampah kota, serupa dengan layanan air dan pasokan listrik. Beberapa negara maju seperti Jepang, Inggris, Amerika Serikat, dan Belanda telah menggunakan metode *pay as you throw* (PAYT) yang bermaksud untuk mengenakan biaya lebih tinggi bagi mereka yang menghasilkan lebih banyak sampah begitu pula sebaliknya, mengenakan biaya yang lebih rendah bagi mereka yang mengurangi sampah dan polusi (Alzamora and Barros, 2020). Berbeda halnya dengan Italia, manajemen persampahan kota dilakukan dengan menentukan biaya sampah berdasarkan sampah yang disortir dan tidak disortir. Sampah yang telah disortir berkontribusi pada pengurangan biaya karena pengurangan penggunaan fasilitas pengelolaan sampah untuk pengolahan sampah, (Di Foggia and Beccarello, 2020). Penelitian

(Calabrò and Komilis, 2019) yang dilakukan di Italia juga menegaskan bahwa keberhasilan pemilahan sampah atau sortir sampah di negaranya disebabkan oleh masifnya kampanye informasi yang berkaitan dengan pemilahan sampah dan dukungan dari pengambil kebijakan di negaranya.

Negara Republik Ceko saat ini mempertimbangkan transisi biaya pengelolaan sampah dengan tarif tetap menuju biaya berbasis volume sampah yang dihasilkan dan memberikan insentif bagi perilaku yang melakukan pemisahan atau sortir sampah (Slavík, Pavel and Arltová, 2020). Menurut (Heidari, Yazdanparast and Jabbarzadeh, 2019) negara yang menangani pemilahan sampah biasanya menerapkan satu atau beberapa dari enam metode ini; (a) *Screening drum*: teknologi untuk menyortir, mengklasifikasi, dan memisahkan berbagai ukuran sampah menjadi satu atau lebih pecahan; (b) *Eddy current sorting*: teknologi dengan cara elektromagnetik untuk membagi komponen logam besi dan non besi; (c) *Induction sorting*: teknologi penyortiran untuk logam yang tidak bisa dipilah menggunakan elektromagnetik seperti baja; (d) *Near infra-red (NIR) sorting*: teknologi penyortiran dengan menggunakan reflektifitas material (kertas, plastik, atau limbah daur ulang) dengan panjang gelombang 1.100 – 2.100 nm; (e) *X-ray-based sorting*: teknologi yang digunakan untuk membedakan limbah berdasarkan kepadatannya; dan (f) *Manual sorting*: teknologi penyortiran manual bagi komponen yang dapat didaur ulang yang bersifat padat karya dan lingkungan kerja yang buruk. Adanya teknologi pengelolaan sampah tersebut menjadikan beberapa negara memiliki kebijakan pemungutan biaya sampah yang berbeda-beda. Kompleksitas penentuan tarif pengelolaan sampah di beberapa negara ini menunjukkan bahwa pengelolaan sampah dilakukan tidak gratis dan bernilai ekonomi.

Partisipasi masyarakat di negara berkembang belum efektif dalam proses pengelolaan sampah, maka diperlukan pengembangan beberapa metode pengolahan sampah. Pengolahan sampah dapat dilakukan dengan teknologi pengomposan, biogasifikasi, teknologi insenerasi, pirolisis-gasifikasi, dan teknologi *waste to energy* (WTE) dari insinerator.

Hasil penelitian (Heidari, Yazdanparast and Jabbarzadeh, 2019) menyebutkan bahwa teknologi pengomposan pada tempat pemrosesan akhir (TPA) sampah merupakan alternatif terburuk, sedangkan gasifikasi anaerobik/biogasifikasi serta teknologi insenerasi memiliki kinerja yang lebih baik dalam hal indikator keberlanjutan ekonomi, lingkungan, dan sosial. Sejalan dengan hasil penelitian tersebut, di Iran pengelolaan sampah dilakukan dengan berfokus pada pabrik pembakaran sampah dengan teknologi WTE supaya bisa menghasilkan energi alternatif dan meminimalkan emisi GRK, yang sebelumnya hanya dengan melakukan penimbunan sampah karena nilai ekonomi yang rendah tetapi memberi nilai emisi GRK terbesar (Maghmoumi, Marashi and Houshfar, 2020).

Pemilihan teknologi WTE dalam mengelola sampah dapat membantu pemerintah kota menjaga lingkungan dari permasalahan sampah (Soltani, Sadiq and Hewage, 2017). Upaya yang sama juga dilakukan oleh negara Malaysia, yang membangun delapan insinerator demi menurunkan emisi GRK dan mengolah 32% sampah padat kota yang dihasilkan setiap tahunnya (Michel Devadoss *et al.*, 2021). Emisi GRK menjadi fokus utama dalam pemilihan metode pengelolaan sampah karena kegiatan pengelolaan sampah dapat melepaskan emisi secara intensif yang berkontribusi pada perubahan iklim global sehingga

sebagai Konsekuensinya, diperlukan mitigasi emisi dari pengelolaan sampah yang dipilih (Zhang and Huang, 2014).

Pemilihan pengelolaan sampah di kota New York Amerika tidak hanya dilihat dari aspek ekonomi dan lingkungan saja, melainkan juga dilihat dari aspek risiko kesehatan. (Moy *et al.*, 2008) membandingkan dua metode pengelolaan sampah padat kota yaitu metode penimbunan sampah di TPA dan metode WTE. Hasil yang diperoleh adalah risiko kesehatan penimbunan sampah di TPA lima kali lebih besar daripada WTE. Hal ini disebabkan karena mekanisme pengumpulan sampah yang buruk seperti menumpuk sampah tanpa diolah dapat menyebabkan berbagai macam masalah lingkungan dan kesehatan masyarakat (Edalatpour *et al.*, 2018). Hasil yang sama juga dituliskan oleh (Zhou *et al.*, 2018) bahwa teknologi insinerasi untuk menghasilkan WTE memiliki kinerja dan dampak yang lebih baik daripada penimbunan sampah di TPA. Penggunaan teknologi insinerasi juga di gunakan di kota Istanbul Turki. Penggunaan teknologi tersebut telah diuji dengan metode pemrograman matematis dan hasilnya menunjukkan bahwa fasilitas insinerator harus diperluas untuk mengolah sampah plastik dan sampah organik serta untuk meminimalisir efek GRK (Ayvaz-Cavdaroglu, Coban and Firtina-Ertis, 2019).

Pentingnya upaya pengelolaan sampah kota di dunia, mendorong beberapa negara menggunakan bantuan teknologi terapan. Di India, pengelolaan sampah kota menggunakan bantuan teknik *Geographical Information Systems* (GIS) supaya pengumpulan dan pengangkutan sampah dapat optimal. Hasil analisis GIS yang dilakukan dapat mengurangi jarak tempuh sebesar 59,2% dan hasil ini berkontribusi terhadap pengurangan biaya ekonomi yang ditimbulkan (Lella, Mandla

and Zhu, 2017), meskipun pada kenyataannya Kota-kota di Bangladesh dan India belum memiliki kebijakan pengelolaan sampah yang ramah lingkungan. Hasil penelitian yang dilakukan oleh (Shams *et al.*, 2017) menyatakan bahwa GRK yang dihasilkan setiap tahun dari sampah sebesar 1,29 juta ton CO₂. Oleh karenanya, diperlukan kebijakan pengelolaan sampah yang komprehensif untuk mengurangi emisi GRK. Relatif lebih maju, pengelolaan sampah Kota Ankara, Turki sudah memperhitungkan dampak emisi GRK dari aspek transportasi pengangkut sampah yang dianalisis dengan teknik GIS. (Mohsenizadeh, Tural and Kentel, 2020) menyebutkan terdapat efektivitas jarak sumber sampah dengan fasilitas yang ada sehingga terjadi penghematan biaya dan penurunan emisi GRK di kota tersebut.

Banyaknya negara yang memanfaatkan teknik GIS untuk pengelolaan sampah kota disebabkan karena teknik ini dapat membuat sistem pengelolaan sampah lebih efisien. Teknik GIS secara umum dapat digunakan untuk mengetahui sumber sampah, penanganan, dan pengangkutan (Singh, 2019b).

Pengelolaan sampah kota (pemilahan, daur ulang, dan pengomposan) bisa dilakukan bersama di TPA. Model pengelolaan sampah tersebut disebut dengan pengelolaan sampah terpadu. (Singh, 2019a) menyatakan bahwa pengelolaan sampah terpadu cocok untuk negara berkembang karena keterbatasan sumberdaya yang dimiliki. Brasil sebagai negara berkembang terbesar di dunia telah memiliki regulasi baru terkait pengelolaan sampah pada tahun 2010.

Salah satu tujuan dari regulasi tersebut adalah memberikan insentif kepada industri daur ulang untuk mendorong penggunaan bahan baku daur ulang (De Sousa Jabbour *et al.*, 2014). Langkah yang sama juga di ambil oleh negara Taiwan dimana pemerintah daerah terus

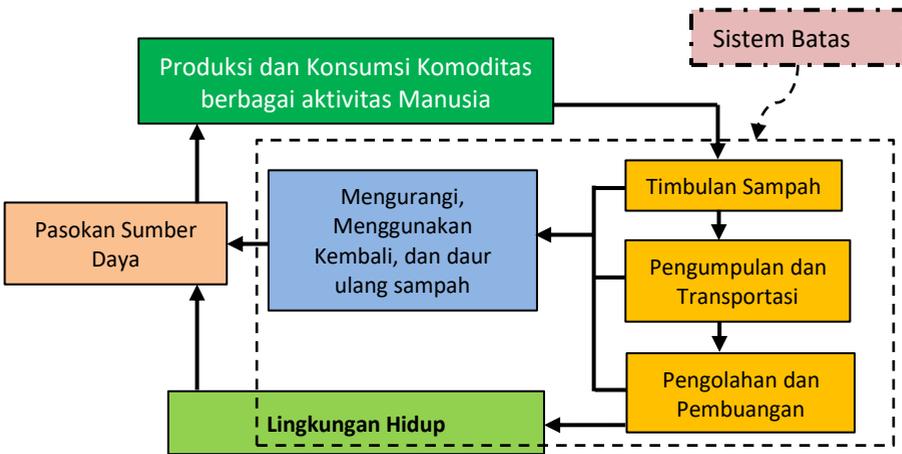
mempromosikan kebijakan daur ulang sampah (Yeh, Chang and Liu, 2016). Dengan demikian, penerapan dan pengembangan teknologi pengolahan sampah kota bervariasi antar negara yang dipengaruhi oleh kondisi sosial, ekonomi, dan lingkungan di masing-masing negara (Zaman, 2013).

4.3. Model Pengelolaan Sampah Berkelanjutan

Pengelolaan sampah yang awalnya hanya bertujuan untuk menghilangkan sampah dan menjaga kesehatan masyarakat, berkembang menjadi sebuah upaya yang berkelanjutan dengan berbagai teknologi yang dirancang untuk mencapai sistem pengelolaan sampah berkelanjutan. Negara-negara di Asia berupaya untuk mewujudkan pengelolaan sampah berkelanjutan dengan berbagai variasi karena berkaitan dengan status ekonomi dimasing-masing negara. Negara dengan kondisi ekonomi yang kuat seperti Jepang dan Korea Selatan mampu mengeluarkan banyak uang untuk teknologi 3R (*reduce, reuse, recycle*) dan berfokus pada *zero waste* dan/atau *zero landfilling*, sedangkan untuk negara dengan kondisi ekonomi lemah seperti Indonesia dan India lebih menekankan upaya *recycle* atau daur ulang untuk mengurangi sampah yang terbuang di TPA (Shekdar, 2009).

Negara maju menyediakan sumberdaya keuangan dan peraturan yang substansial untuk upaya daur ulang. Sebaliknya, di negara berkembang hasil dari upaya daur ulang dijual untuk keuntungan ekonomi dan merupakan kegiatan ekonomi sektor informal. Karena upaya 3R membutuhkan dana yang cukup besar maka muncul dilema untuk mengembangkan pengelolaan sampah berkelanjutan.

Standar lingkungan dan mekanisme penegakan hukum dapat ditentukan agar masyarakat konsisten dalam penanganan sampah. Menurut (Shekdar, 2009) pengelolaan sampah berkelanjutan secara umum lebih disukai dan bisa dicapai melalui model yang tersaji pada Gambar 4.1.

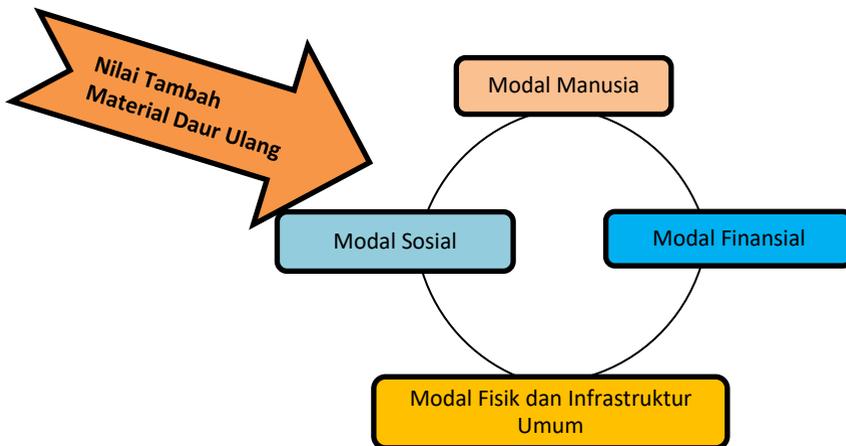


Gambar 4.1 Sistem Pengelolaan Sampah Padat Berkelanjutan
(Sumber : Shekdar, 2009)

Lingkungan yang merupakan penghasil sumberdaya dan tempat pembuangan sampah harus berada dalam kapasitas masyarakat untuk tetap bisa menjangkau finansial dan ketersediaan teknologi serta dalam kapasitas asimilasi dari lingkungan itu sendiri. Sistem inilah yang akan memberikan pendekatan realistis untuk perbaikan pengelolaan sampah menuju pengelolaan sampah berkelanjutan.

Di Indonesia, pengelolaan sampah berkelanjutan dilakukan dengan upaya memasukkan sektor informal daur ulang ke dalam sistem pengelolaan sampah yang dilakukan oleh pemerintah. Daur ulang sampah di Indonesia banyak dilakukan oleh pekerja informal, seperti

pemulung di tempat pembuangan akhir (TPA) ataupun pemulung di jalanan. Menurut (Sembiring and Nitivattananon, 2010) kontribusi pekerja informal dalam mengurangi jumlah sampah yang dibuang ke TPA cukup besar akan tetapi pengambil keputusan menghadapi dilema ketika mencoba memasukkan daur ulang informal kedalam pengelolaan sampah berkelanjutan karena stigma sosial terhadap sektor daur ulang informal. Oleh karenanya, (Sembiring and Nitivattananon, 2010) menyajikan model pendekatan konseptual untuk mengintegrasikan sektor informal ke dalam pengelolaan sampah berkelanjutan, seperti yang tersaji pada Gambar 4.2.



Gambar 4.2 Siklus Modal dalam Integrasi Sektor Informal menuju Masyarakat Inklusif (Sumber : Sembiring and Nitivattananon, 2010)

Pendekatan konseptual mengacu pada lima bentuk modal, yaitu finansial, fisik, manusia, infrastruktur umum, dan modal sosial. Modal finansial adalah aset keuangan yang tersedia. Modal fisik adalah aset

fisik seperti harta benda, tanah, atau mesin. Modal infrastruktur umum terdiri dari sekolah, rumah sakit, jalan, saluran air. Modal manusia berkaitan dengan ketrampilan, kemampuan, pelatihan, atau pendidikan individu. Modal sosial mencakup norma, nilai, aturan, dan jaringan. Untuk meningkatkan kesejahteraan, semua modal itu harus ada dan tersedia kemitraan. Kemitraan dapat mendorong modal manusia dan modal sosial, yang pada akhirnya dapat meningkatkan akumulasi modal lain seperti finansial, fisik, dan infrastruktur publik serta dapat mengurangi stigma sosial terhadap daur ulang informal sehingga dapat dimasukkan kedalam pengelolaan sampah berkelanjutan.

4.4. Penutup

Pengelolaan sampah kota yang merupakan salah satu fokus utama pembangunan sebuah negara yang harus dilakukan dengan baik dan benar. Manfaat ekonomi, sosial, dan lingkungan harus menjadi dasar dalam upaya pengelolaan sampah yang akan dilakukan. Setiap negara memiliki cara pengelolaan sampah kota yang bervariasi sesuai dengan ilmu pengetahuan dan teknologi serta sesuai dengan variasi kondisi sosial-ekonomi, dan kondisi lingkungan yang dimiliki. Teknik pengelolaan sampah yang banyak dipilih oleh negara maju adalah mengubah sampah menjadi energi melalui teknologi WTE dan telah menggunakan teknologi untuk mengurangi emisi GRK, sedangkan negara berkembang banyak memilih pengelolaan sampah dengan teknologi pengomposan dan biogasifikasi dengan terus berupaya untuk mengolah sampah agar ramah lingkungan.

Pengelolaan sampah saat ini berkembang menjadi sebuah upaya yang berkelanjutan dengan berbagai teknologi yang dirancang untuk

mencapai sistem pengelolaan sampah berkelanjutan. Negara dengan kondisi ekonomi yang kuat seperti Jepang dan Korea Selatan mampu mengeluarkan banyak uang untuk teknologi 3R (*reduce, reuse, recycle*) dan berfokus pada *zero waste* dan/atau *zero landfilling*, sedangkan untuk negara dengan kondisi ekonomi lemah seperti Indonesia dan India lebih menakankan upaya *recycle* atau daur ulang untuk mengurangi sampah yang terbuang di TPA. Perlu model pendekatan konseptual untuk mengintegrasikan sektor informal ke dalam pengelolaan sampah berkelanjutan di Indonesia karena sektor daur ulang sektor informal berkontribusi cukup besar untuk mengurangi jumlah sampah yang dibuang ke TPA. Pendekatan konseptual mengacu pada lima bentuk modal, yaitu finansial, fisik, manusia, infrastruktur umum, dan modal sosial yang dapat dimasukkan kedalam pengelolaan sampah berkelanjutan.

Referensi

- Alzamora, B. R. and Barros, R. T. de V. (2020) 'Review of municipal waste management charging methods in different countries', *Waste Management*, 115, pp. 47–55. doi: 10.1016/j.wasman.2020.07.020.
- Ayvaz-Cavdaroglu, N., Coban, A. and Firtina-Ertis, I. (2019) 'Municipal solid waste management via mathematical modeling: A case study in İstanbul, Turkey', *Journal of Environmental Management*, 244(April), pp. 362–369. doi: 10.1016/j.jenvman.2019.05.065.
- Calabrò, P. S. and Komilis, D. (2019) 'A standardized inspection methodology to evaluate municipal solid waste collection performance', *Journal of Environmental Management*, 246(April), pp. 184–191. doi: 10.1016/j.jenvman.2019.05.142.
- Di Foggia, G. and Beccarello, M. (2020) 'Drivers of municipal solid waste management cost based on cost models inherent to sorted and unsorted waste', *Waste Management*, 114, pp. 202–214. doi:

10.1016/j.wasman.2020.07.012.

- De Sousa Jabbour, Lopes Jannour, A.B., Sarkis, C.J.C., Govindam, J., and Kannan. (2014) 'Brazil's new national policy on solid waste: Challenges and opportunities', *Clean Technologies and Environmental Policy*, 16(1), pp. 7–9. doi: 10.1007/s10098-013-0600-z.
- Edalatpour, M. A., Al-e-hashem M.S.M.J., Karimi,B., and Bahli, B. (2018) 'Investigation on a novel sustainable model for waste management in megacities: A case study in tehran municipality', *Sustainable Cities and Society*, 36, pp. 286–301. doi: 10.1016/j.scs.2017.09.019.
- Heidari, R., Yazdanparast, R. and Jabbarzadeh, A. (2019) 'Sustainable design of a municipal solid waste management system considering waste separators: A real-world application', *Sustainable Cities and Society*, 47(January), p. 101457. doi: 10.1016/j.scs.2019.101457.
- Kim, S.-J. (2002) 'Korean waste management and eco-efficient symbiosis – a case study of Kwangmyong City', *Clean Technologies and Environmental Policy*, 3(4), pp. 371–382. doi: 10.1007/s10098-001-0124-9.
- Lella, J., Mandla, V. R. and Zhu, X. (2017) 'Solid waste collection/transport optimization and vegetation land cover estimation using Geographic Information System (GIS): A case study of a proposed smart-city', *Sustainable Cities and Society*, 35(April), pp. 336–349. doi: 10.1016/j.scs.2017.08.023.
- Maghmoumi, A., Marashi, F. and Houshfar, E. (2020) 'Environmental and economic assessment of sustainable municipal solid waste management strategies in Iran', *Sustainable Cities and Society*, 59(March), p. 102161. doi: 10.1016/j.scs.2020.102161.
- Michel Devadoss, P. S., Agamuthu, P., Mehran, S.B., Santha, C., and Fauziah, S.H. (2021) 'Implications of municipal solid waste management on greenhouse gas emissions in Malaysia and the way forward', *Waste Management*, 119, pp. 135–144. doi: 10.1016/j.wasman.2020.09.038.
- Mohsenizadeh, M., Tural, M. K. and Kentel, E. (2020) 'Municipal solid waste management with cost minimization and emission control objectives:

- A case study of Ankara', *Sustainable Cities and Society*, 52(March 2019), p. 101807. doi: 10.1016/j.scs.2019.101807.
- Moy, P., Krishnan, N., Ulloa, P., Cohen, S., Paul, and Brandt-Rauf, P.W. (2008) 'Options for management of municipal solid waste in New York City: A preliminary comparison of health risks and policy implications', *Journal of Environmental Management*, 87(1), pp. 73–79. doi: 10.1016/j.jenvman.2007.01.032.
- Sembiring, E. and Nitivattananon, V. (2010) 'Sustainable solid waste management toward an inclusive society: Integration of the informal sector', *Resources, Conservation and Recycling*, 54(11), pp. 802–809. doi: 10.1016/j.resconrec.2009.12.010.
- Shams, S. Sahu, J.N., Rahman, S.S.M, and Ahsan, A. (2017) 'Sustainable waste management policy in Bangladesh for reduction of greenhouse gases', *Sustainable Cities and Society*, 33(May), pp. 18–26. doi: 10.1016/j.scs.2017.05.008.
- Shekdar, A. V. (2009) 'Sustainable solid waste management: An integrated approach for Asian countries', *Waste Management*, 29(4), pp. 1438–1448. doi: 10.1016/j.wasman.2008.08.025.
- Singh, A. (2019a) 'Managing the uncertainty problems of municipal solid waste disposal', *Journal of Environmental Management*, 240(March), pp. 259–265. doi: 10.1016/j.jenvman.2019.03.025.
- Singh, A. (2019b) 'Remote sensing and GIS applications for municipal waste management', *Journal of Environmental Management*, 243(April), pp. 22–29. doi: 10.1016/j.jenvman.2019.05.017.
- Slavík, J., Pavel, J. and Arltová, M. (2020) 'Variable charges and municipal budget balance: Communicating vessels of the waste management', *Journal of Environmental Management*, 257(July 2019). doi: 10.1016/j.jenvman.2019.109976.
- Soltani, A., Sadiq, R. and Hewage, K. (2017) 'The impacts of decision uncertainty on municipal solid waste management', *Journal of Environmental Management*, 197, pp. 305–315. doi: 10.1016/j.jenvman.2017.03.079.

- Yeh, L. T., Chang, D. S. and Liu, W. (2016) 'The effect of organizational learning on the dynamic recycling performance of Taiwan's municipal solid waste (MSW) system', *Clean Technologies and Environmental Policy*, 18(5), pp. 1535–1550. doi: 10.1007/s10098-016-1135-x.
- Zaman, A. U. (2013) 'Identification of waste management development drivers and potential emerging waste treatment technologies', *International Journal of Environmental Science and Technology*, 10(3), pp. 455–464. doi: 10.1007/s13762-013-0187-2.
- Zhang, X. and Huang, G. (2014) 'Municipal solid waste management planning considering greenhouse gas emission trading under fuzzy environment', *Journal of Environmental Management*, 135, pp. 11–18. doi: 10.1016/j.jenvman.2014.01.014.
- Zhou, Z., Tang, Y., Dong, J., Chi, Y., Ni Miangjiang, Li Nan, Zhang, Y. (2018) 'Environmental performance evolution of municipal solid waste management by life cycle assessment in Hangzhou, China', *Journal of Environmental Management*, 227(January), pp. 23–33. doi: 10.1016/j.jenvman.2018.08.083.

BAB 5

Hutan Mangrove dan Mitigasi Bencana

ABDUL AZIZ

5.1. Pendahuluan

Dalam dekade terakhir, masyarakat pesisir dunia telah terdampak berbagai bencana alam. Tsunami Samudra Hindia pada tahun 2004 merupakan bencana ekonomi dan ekologi yang menimpa 13 negara Asia dan Afrika yang menewaskan 230 ribu jiwa, membuat sekitar 2 juta orang kehilangan tempat tinggal dan kerugian sebesar \$10 miliar (Kathiresan dan Rajendran 2005; BBC, 2014; Danielsen, et al. 2005; Alongi, 2008; Marois & Mitsch, 2014). Pada tahun berikutnya, Badai Katrina menghancurkan pantai Teluk Meksiko di Amerika Serikat (Costanza dkk. 2006; Day dkk. 2007). Pada tahun 2013, Topan Haiyan menyebabkan kerusakan yang signifikan di Filipina dan Asia Tenggara (Tajima & Shimozono, 2016).

Ada temuan menarik di balik tragedi bencana yang menerjang di pesisir ini, yakni area dengan vegetasi hutan mangrove yang tidak terdegradasi bisa terhindar dari amukan badai maupun tsunami. Studi

literatur ini bertujuan untuk mengulas peran hutan mangrove dalam mitigasi bencana berdasarkan eskalasi kerusakan dan korban jiwa yang terjadi di area yang terdapat vegetasi hutan bakau dibandingkan dengan area yang tidak ditemukan hutan bakau atau terdegradasi hutan bakaunya.

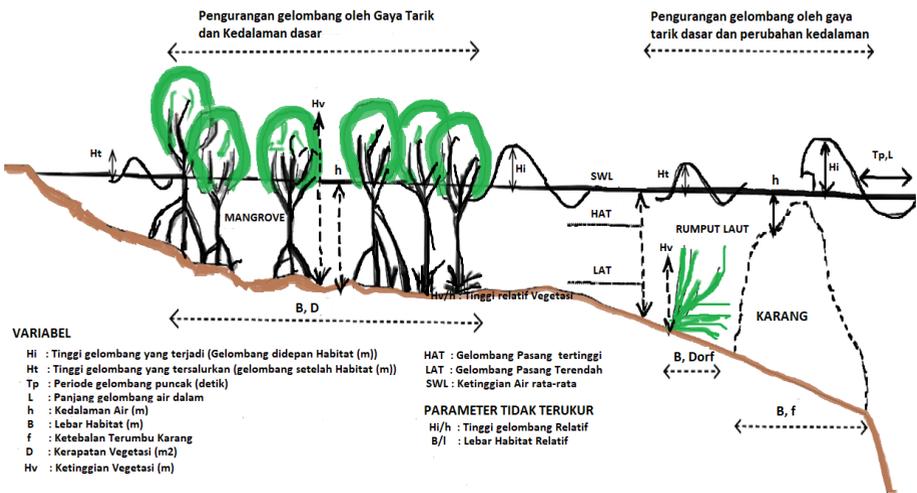
5.2. Masyarakat pesisir dan bencana alam

Jumlah populasi dunia yang tinggal di area pesisir menurut United Nations mencapai 2,4 miliar atau sekitar 40% (UN, 2017) dengan kepadatan rata-rata mencapai 77 orang per km² pada 2002 (UNEP, 2005) dan diperkirakan menjadi 99, 115, dan 134 orang per km² masing-masing pada tahun 2010, 2025, dan 2050. (Osti, Tanaka, Tokioka, 2009). Masyarakat yang tinggal di pesisir rawan terkena bencana seperti tsunami, topan badai, abrasi, dan kenaikan permukaan laut (NOAA 2012; Nicholls & Cazenave 2010 dalam Marois & Mitsch, 2014). Eskalasi bencana yang menimpa masyarakat pesisir akan menimbulkan kerugian yang masif jika pembentukan perlindungan pesisir yang efektif dan berkelanjutan diabaikan.

Salah satu solusi terbaik yang telah disediakan alam untuk mengurangi dampak bencana masyarakat pesisir adalah konservasi, restorasi, dan reboisasi hutan bakau karena area yang rentan terhadap tsunami dan badai tropis juga merupakan rumah bagi vegetasi hutan bakau. Ekosistem hutan bakau dunia diperkirakan 64% berada dalam jarak 25 km dari pusat kota besar dan terancam oleh pembangunan perkotaan di masa depan (MEA 2005 dalam Marois & Mitsch, 2014).

5.3. Hutan mangrove dan mitigasi bencana: kilas balik

Sejak Tsunami Samudra Hindia 2004, peran hutan bakau sebagai pelindung alami yang melindungi masyarakat pesisir dari bencana tsunami semakin disorot. Gagasan tentang fungsi perlindungan pantai dari hutan bakau sudah ada sejak tahun 1970-an (Chapman, 1976 dalam Lee, et al. 2014, h. 730). Sekitar 54 makalah yang diterbitkan antara tahun 1972 dan 2005 menyebutkan kemampuan mangrove untuk bertindak sebagai penyangga antara darat dan laut (Dahdouh-Guebas & Jayatissa, 2009 dalam Yanagisawa, et al. 2010).



Gambar 5.1. Pelindung alami pantai terhadap bencana gelombang tsunami (Sumber: Srinivas & Nakagawa, 2008)

Secara umum publikasi tentang peran mangrove terhadap perlindungan terhadap mitigasi bencana tercakup dalam banyak karya misalnya, Selvam, 2005; Dahdouh-Guebas et al., 2005; IUCN, 2005; Upadhyay, Ranjan dan Singh, 2002; Padma, 2004; dan Williams, 2005. Beberapa laporan berdasarkan survei pasca tsunami di tenggara India,

Kepulauan Andaman, dan Sri Lanka menunjukkan bahwa hutan bakau bukit pasir (*sand dunes*), dan terumbu karang (*coral reef*), rumput laut yang terawat baik menawarkan pertahanan yang signifikan terhadap bencana badai tropis dan tsunami (Danielsen et al., 2005; Dahdouh-Guebas et al., 2005; Kathiresan & Rajendran, 2005; Chang, et al., 2006; Srinivas & Nakagawa, 2008; Alongi, 2008; Osti, et al. 2009; Harada & Imamura, 2005; UNEP, 2014; CIFOR. 2015).

Hutan bakau memainkan peran penting dalam melindungi area pesisir dari siklon, topan, dan tsunami dan juga masuknya air laut selama gelombang pasang, menstabilkan daratan dari erosi pantai dengan menghilangkan energi gelombang (Pearce, 1999; Warnitchai, 2005 dalam Priya, et al. 2010; Shaikh, 2014; Braatz et al, 2007; Granek & Ruttenberg, 2007; Zhang et al. 2012 dalam Lee, et al. 2014; Hong & San 1993, Wu et al. 2001 dalam Koh, et al. 2018), bahkan terbukti lebih efektif daripada struktur dinding beton (Kathiresan, 2000 dalam Gholami, 2016). Energi dari gelombang permukaan yang ditimbulkan oleh angin secara signifikan dilemahkan oleh vegetasi hutan bakau dengan memblokir atau menyangga aksi gelombang dengan batangnya (Massel et al, 1999; Dahdouh-Guebas, 2006 dalam Gholami, 2016).

Hutan bakau yang sudah dewasa dapat mengurangi energi gelombang sebesar 20% per 100 m (Mazda, et al, 1997). Uji model numerik gaya hidrodinamika yang dilakukan Yanagisawa, et al. (2010) menunjukkan bahwa hutan bakau dengan usia 20-30 tahun lebih efektif mengurangi 60% kerusakan struktural daripada yang berumur 10 tahun saat kedalaman genangan tsunami melebihi 4 meter karena mangrove berumur 10 tahun hancur saat dihantam gelombang tsunami 4 meter dan kinerja pengurangannya turun (Yanagisawa, et al. 2010,). Meski

tidak bisa menghentikan aliran tsunami, akan tetapi hutan mangrove dapat memitigasi bencana tsunami. Karena perlindungan yang diberikan oleh hutan bakau, yacht dan kapal di Karibia dan Florida sering dipindahkan ke belakang ekosistem ini sebelum atau selama badai (Blasco, et al. 1996 dalam Koh, et al. 2018, h. 447).

Eksperimen laboratorium dan simulasi numerik juga dilakukan untuk meneliti efek vegetasi pantai terhadap mitigasi tsunami misalnya Hamzah, et al. 1999, Harada & Imamura 2000, Hiraishi & Harada 2003, Kathiresan & Rajendran 2005, Mazda dkk. 2006, Tanaka, et al. 2007, Koh, et al. 2018). Simulasi laboratorium dengan vegetasi 30 pohon per 100 m² dapat mengurangi aliran maksimum tsunami hingga lebih dari 90% (Osti, Tanaka, Tokioka, 2009). Kathiresan & Rajendran (2005) menggunakan regresi linier untuk mengidentifikasi nilai tambah hutan mangrove dalam mengurangi kematian per kapita di India akibat tsunami 2004 (Osti, Tanaka, Tokioka, 2009).

5.4. Mangrove dan mitigasi bencana: temuan lapangan

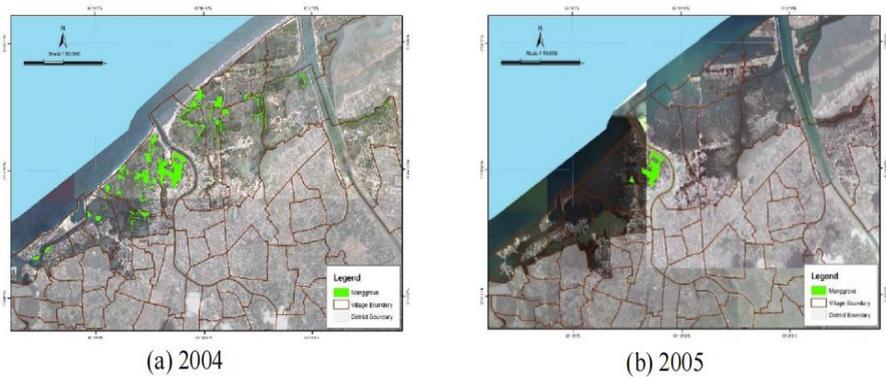
Beberapa temuan lapangan menunjukkan bahwa hutan mangrove bisa melindungi serta meminimalkan kerusakan dan jatuhnya korban jiwa yang diakibatkan bencana alam. Di Tamil Nadu India, survei dan analisis citra satelit IKONOS pasca-tsunami dan analisis multivariat dari data lapangan menunjukkan bahwa seluruh wilayah pantai yang mengalami lebih sedikit kerusakan properti terletak tepat di belakang hutan bakau yang luas (Dahdouh Guebas, et al., 2005; Danielsen et al., 2005; Alongi, 2008, h. 6). Desa-desa di pantai hancur total, sedangkan yang berada di belakang mangrove tidak mengalami kerusakan (Danielson, et al. 2005; Patel, et al. 2014).

Warga pesisir di India dan Filipina mengisahkan bagaimana mereka mengalami kerugian minimal dari bencana tsunami, topan dan bencana alam lainnya di area dimana hutan bakau utuh, tapi menderita di area hutan bakau terdegradasi dan terkonversi jadi tambak udang (Walters, 2004 dalam Unnikrishnan, et al. 2012). Bukti pasca tsunami Asia menunjukkan bahwa kawasan pesisir dengan hutan bakau yang lebat dan utuh yang memberikan kompleksitas struktural yang lebih tinggi mengalami lebih sedikit kerugian dan kerusakan properti dibandingkan dengan kawasan di mana bakau telah terdegradasi atau dikonversi untuk penggunaan lahan alternatif (Danielsen et al. 2005; Kathiresan dan Rajendran, 2005; UNEP 2005; Barbier, 2006).

Di Thailand, Provinsi Phang-nga adalah wilayah yang paling terdampak tsunami 2004. Observasi pasca tsunami menunjukkan bahwa hutan bakau besar di utara dan selatan provinsi ini secara signifikan mampu mengurangi dampak tsunami (UNEP 2005; Patel, et al. 2014). Laporan serupa juga terjadi untuk garis pantai di Provinsi Ranong yang terlindungi oleh hutan bakau yang lebat dan subur. Di wilayah yang hutan bakaunya atau penghalang alami lainnya hilang justru mengalami kerusakan yang masif (Harakunarak & Aksorkoae 2005 dalam Barbier, 2006).

Di Indonesia, Pulau Simeule yang dekat dengan episentrum tsunami mengalami jumlah korban jiwa yang minimal karena keberadaan hutan mangrove yang tumbuh baik di sana (Kathiresan dan Rajendran 2005). Kerusakan dan korban jiwa akibat tsunami di Aceh sangat besar karena alih fungsi hutan bakau menjadi tambak udang dan hutan bakau yang ada ikut hancur oleh hantaman tsunami, mengakibatkan 79% hutan mangrove di Aceh hancur (Affan, et al. 2019), sedangkan Wetlands

International melaporkan angka yang lebih besar yakni 90% (Srinivas & Nakagawa, 2008).



Gambar 5.2. Kondisi hutan mangrove di Aceh sebelum dan setelah tsunami 2004 (Sumber: Affan, et al. 2019.)

Sebuah studi oleh para ilmuwan yang berafiliasi dengan International Union for Conservation of Nature (IUCN) mengamati efek tsunami yang melanda Asia pada Desember 2004. Para peneliti membandingkan efek gelombang pada dua desa di selatan Sri Lanka: Kapuhenwala dan Wanduruppa. Desa pertama yang dikelilingi oleh 200 hektar hutan bakau yang lebat, korban jiwa hanya mencapai dua orang. Sebaliknya, di Wanduruppa, desa dengan hutan bakau yang terdegradasi, menyebabkan lebih dari 5.000 korban jiwa (Dybas, 2015 h. 1041; Patel, et al. 2014).

Ekosistem hutan bakau terbesar di dunia, Sundarbans, yang membentang 80 km di Teluk Benggala (perbatasan Bangladesh dan India) melindungi warga pesisir dari badai topan tropis (salah satu bencana alam yang paling merusak di area tersebut). Hutan bakau mengurangi dampak badai topan dengan menghilangkan energi

gelombang dan mengurangi dampak yang ditimbulkan (Badola & Hussain 2005 dalam Unnikrishnan, et al. 2012).

Saat terjadi badai topan super Orissa di Bhitarkanika dan selama tsunami di Nagapattinam dan Car Nicobar, ekosistem hutan bakau berperan dalam menyelamatkan kehidupan dan properti warga pesisir (Das, 2007; Ashok, et al. 2008 dalam Unnikrishnan, et al. 2012). Di Orissa, India, topan kuat pada tahun 1999 dan gelombang terkait menyebabkan kerusakan ekonomi yang luas dan kematian manusia. Tetapi, masyarakat yang tinggal di dekat ekosistem sabuk mangrove terlindungi dan tidak terlalu terdampak badai tropis (Mangrove Action Project, 2005).

5.5. Ancaman terhadap hutan mangrove

Hutan bakau memiliki fungsi vital dalam melindungi kawasan pesisir dari bencana alam, namun kondisinya di dunia saat ini dalam keadaan memprihatinkan. FAO mengestimasi sekitar 20% atau 3,6 juta hektar hutan bakau telah hilang sejak 1980 (FAO, 2007; Osti, Tanaka, Tokioka, 2009). Penurunan tutupan hutan bakau terjadi lebih cepat dari pada hutan tropis pedalaman dan terumbu karang (Giri, et al. 2011) dengan laju deforestasi 1,52% per tahun (Valiela et al. 2001).

Hutan bakau di seluruh dunia telah terancam oleh berbagai bentuk gangguan seperti konversi untuk pertanian dan budidaya perairan serta pemanenan kayu, makanan, bahan bakar, dan obat-obatan yang tidak berkelanjutan (Saenger 2002 dalam Koh, et al. 2018; UNEP, 1994 dalam McLeod dan Salm, 2006; Giri, et al. 2014). Tekanan lingkungan yang serius, dampak antropogenik, polusi logam, dan masuknya limbah cair dan limbah industri dalam jumlah besar mempengaruhi

kesehatan ekosistem mangrove (Riskas, 2020; Satheeshkumar et al. 2012 dalam Koh, et al. 2018).

Hutan bakau sering dianggap sebagai kawasan yang tidak produktif oleh pengambil kebijakan. Tidak mengherankan, jika paradigma yang muncul adalah wilayah ini perlu dikonversi untuk kegiatan ekonomi yang lebih produktif seperti lahan pertanian, pengembangan kawasan wisata, pemukiman dan infrastruktur pelabuhan, atau kawasan industri. Banyak negara berkembang yang mengkonversi hutan bakau menjadi lahan pertanian dan/atau produksi budidaya udang atau dikenal dengan "revolusi biru" dan ini merupakan ancaman terbesar terhadap ekosistem hutan bakau (Franks dan Falconer 1999 dalam McLeod dan Salm, 2006; CIFOR, 2015).



Gambar 5.3. Faktor hubungan sebab akibat kerusakan ekosistem hutan mangrove (Sumber: Panda, 2019.)

Akuakultur menyumbang 52% dari hilangnya mangrove secara global, dengan budidaya udang saja mencapai 38%. Di Asia, akuakultur menyumbang 58% dari hilangnya hutan bakau, dengan budidaya udang menyumbang 41% dari total deforestasi (Primavera 1997 dalam McLeod dan Salm, 2006; Veliela et al. 2001; Richards, and Friessa, 2015; Barbier, 2006) sebagaimana yang terjadi di Mekong Provinsi Delta Tra Vinh Vietnam. Selama periode 1965-2001, deforestasi hutan bakau di wilayah tersebut mencapai 50% (Kamis dan Populus 2007 dalam Eddy, et al. 2016). Polpanich, et al. (2009) dalam studinya menemukan bahwa lebih 20% kawasan hutan bakau di Tawau Malaysia dan 19% di Tuaran Malaysia mengalami penurunan luas lahan untuk peruntukan budidaya perikanan. Madagaskar kehilangan hutan bakau sekitar 7.659 ha (23,7%) karena peningkatan ekstraksi untuk arang dan kayu, serta konversi untuk pertanian dan akuakultur selama periode 1990 hingga 2010 (Jones et al. 2014 dalam Eddy, et al. 2016).

Tabel 5.1. Perubahan tutupan hutan bakau 1996-2016

Region	1996 area (km ²)	2016 area (km ²)	% Change
North & Central America & Caribbean	22,702	21,072	-7.18%
Southeast Asia	46,789	44,060	-5.83%
Middle East	334	319	-4.54%
East & Southern Africa	7,630	7,329	-3.95%
South America	19,632	19,063	-2.9%

Australia & New Zealand	10,332	10,037	-2.86%
South Asia	8,701	8,492	-2.4%
Pacific Islands	6,410	6,327	-1.29%
West & Central Africa	20,107	19,857	-1.24%
East Asia	159	159	+0.55%

(Sumber: IUCN, 2019 dalam Riskas, 2020)

5.6. Konservasi dan restorasi hutan mangrove

Pasca bencana tsunami 2004, hutan bakau semakin diterima sebagai pertahanan pesisir yang ramah lingkungan dan hemat biaya. Banyak negara yang mulai melakukan rehabilitasi dan menanam bakau dan sabuk vegetasi lainnya di sepanjang wilayah pesisir sebagai pelindung alami dari tsunami dan bencana alam lainnya (Paphavasit et al. 2007, Feagin et al. 2010 dalam Koh, et al. 2018; Barbier 2006). Program konservasi dan restorasi hutan bakau pun mendapat pengakuan pemerintah serta menjadi bagian penting dari perencanaan penanggulangan bencana di berbagai negara (Walton et al., 2006; Periksa, 2005 dalam Yanagisawa, et al. 2010; Barbier, 2006).

Pelibatan masyarakat pesisir dalam program konservasi mutlak diperlukan dengan memadukan budidaya perikanan berkelanjutan tanpa merusak ekosistem hutan mangrove (Eddy, et al. 2016). Ekowisata juga bisa menjadi alternatif konservasi hutan mangrove mengingat potensi wisata yang terus berkembang (Fahrian, Putro, Muhammad, 2015; Hakim, et al. 2007; Hakim, Siswanto, Nakagoshi, 2017).

5.7. Penutup

Hutan bakau merupakan anugerah Ilahi untuk melindungi kawasan pesisir dari ancaman bencana. Riset menunjukkan bahwa vegetasi hutan bakau yang sehat mampu menepis energi gelombang tsunami sehingga mengurangi dampak kerusakan dan korban jiwa bagi masyarakat pesisir. Area yang rusak hutannya atau tidak memiliki perlindungan alami justru terkena dampak yang parah jika bencana topan atau tsunami melanda. Oleh karenanya, penting bagi para pihak untuk menjaga kelestarian hutan bakau dengan upaya konservasi, restorasi, reboisasi hutan bakau di sekitar pantai yang rawan bencana agar bisa memberikan perlindungan maksimal saat terjadi bencana.

Referensi

- Abdullah, K. Tan, KS. and Ghazali, NHM. 2005. 'No more in the comfort zone – Malaysia's response to the December 2004 Tsunami', Paper presented at the International Hydrography and Oceanography Conference, 3–7 July 2005, Kuala Lumpur.
- Affan, M., Fadli, N., Jufriadi, J., Nazaruddin, N., Sofyan, H., Nizamuddin, N., Marzuk, M., & Sapha, D. 2019. Assessment of mangrove forest damage and its recovery in Banda Aceh city post-tsunami disaster. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 348(1). <https://doi.org/10.1088/1755-1315/348/1/012108>
- Aksornkoae, S. & Hawanon, S. 2005. 'Mangrove forests: natural coastal fort – Thailand's mangroves help protect against large tsunami', Thailand Research Fund, Bangkok, Thailand.
- Alongi, D.M. 2008. Mangrove forests: Resilience, protection from tsunamis and responses to global climate change, *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 76 (2008) 1-13.

- Barbier, EB. 2006, Natural Barriers to Natural Disasters: Replanting Mangroves after the Tsunami, *Frontiers in Ecology and the Environment*, Apr., 2006, Vol. 4, No. 3, pp. 124-131.
- Batagoda, BMS. 2003. 'The economic valuation of alternative uses of mangrove forests in Sri Lanka', The Global Programme of Action for the Protection of the Marine Environment from Landbased Activities, UNEP/GPA Coordination Office, Netherlands.
- Blasco, F. Bellan, MF. Auda, Y. and A-Al-Abshi, A. 2005. 'Mangrove ecosystems versus tsunamis and tidal surges', Paper presented at the Symposium of the Importance of Mangrove and Other Coastal Ecosystems in Mitigating Tsunami Disasters, 23 August 2005, Kuala Lumpur.
- Chadha, RK., Latha, G., Yeh, H., Peterson, C., and Katada, T. 2005. The tsunami of the great Sumatra earthquake of M 9.0 on 26 December 2004 - Impact on the east coast of India. *Current Science*. Vol. 88, No. 8 (25 April 2005), pp. 1297-1301.
- Chang, S. E., Adams, B. J., Alder, J., Berke, P. R., Chuenpagdee, R., Ghosh, S., & Wabnitz, C. 2006. Coastal ecosystems and tsunami protection after the December 2004 Indian Ocean tsunami. *Earthquake Spectra*, 22(SUPPL. 3). <https://doi.org/10.1193/1.2201971>
- Cochard, R. 2011. The 2004 Tsunami in Aceh and Southern Thailand: Coastal Ecosystem Services, Damages and Resilience, dalam *The Tsunami Threat - Research and Technology*, DOI: 10.13140/2.1.2200.1606
- Dahdouh-Guebas, F., Jayatissa, L.P., Di Nitto, D., Bosire, J.O., Lo Seen, D and Koedam, N. 2005. 'How effective were mangroves as a defence against the recent tsunami', *Current Biology*, Vol. 15, No 12, pp.443–447.
- Dahuri, R. 2006. Pre-and post-tsunami coastal planning and land-use policies and issues in Indonesia, Proceedings of the workshop on coastal area planning and management in Asian tsunami-affected countries, Bangkok, FAO Bangkok.
- Danielsen, F., Sørensen, M. K., Olwig, M. F., Selvam, V., Parish, F., Burgess, N. D., Hiraishi, T., Karunakaran, V. M., Rasmussen, M. S., Hansen, L. B.,

- Quarto, A., & Suryadiputra, N. 2005. The Asian tsunami: A protective role for coastal vegetation. *Science*, 310(5748), 643. <https://doi.org/10.1126/science.1118387>
- Darryl, M. & William, M. 2015. Coastal protection from tsunamis and cyclones provided by mangrove wetlands - A review. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*. 10.1080/21513732.2014.997292.
- Das, S. & Vincent, JR. 2009. Mangroves Protected Villages and Reduced Death Toll during Indian Super Cyclone, *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, May 5, 2009, Vol. 106, No. 18 (May 5, 2009), pp. 7357-7360.
- Das, S. 2007. 'Mangroves – a natural defense against cyclones: an investigation from Orissa, India', *South Asian Network for Development and Environmental Economics, (SANDEE) Policy Brief 24-07*.
- Eddy, S., Mulyana, A., Sriwijaya, U., Iskandar, I., Sriwijaya, U., Ridho, M. R., & Sriwijaya, U. 2017. Community-Based Mangrove Forests Conservation for Sustainable Fisheries. *Jurnal Silvikultur Tropika*, 7(3), S42–S47. <https://doi.org/10.31219/osf.io/x659w>
- Fahrian, HH. Putro SP, Muhammad F. 2015. Potensi ekowisata di kawasan mangrove, Desa Mororejo, Kabupaten Kendal. *Biosaintifika: Journal of Biology and Biology Education*. 7 (2): 104 – 111.
- Fathanah, N. Fazlina, YD. Karim, A. 2020. Evaluasi Tingkat Kekritisian Hutan Mangrove dengan Menggunakan Teknologi Spasial di Kawasan Pesisir Timur Aceh, *Jurnal Ilmiah Mahasiswa Pertanian Unsyiah*, Volume 4, Nomor 1.
- Gunawardena, M. & Rowan, J.S. 2005. 'Economic valuation of a mangrove ecosystem threatened by shrimp aquaculture in Sri Lanka', *Environmental Management*, Vol. 36, No. 4, pp.535–550.
- Hakim, L., Hong, S.K., Kim, J.E and Nakagoshi, N. 2007. Nature based tourism in small island adjacent to Jakarta City, Indonesia: A case study from Kepulauan Seribu. *Journal of Korean Wetland Society* 9 (1): 31 – 46.

- Hakim, L. Siswanto, D. Nakagoshi, N. 2017. Mangrove Conservation in East Java: The Ecotourism Development Perspectives, *The Journal Of Tropical Life Science*, VOL. 7, NO. 3, pp. 277 – 285.
- Hakim, L. Soemarno M, Hong S.K. 2012. Challenges for conserving biodiversity and developing sustainable island tourism in North Sulawesi Province, Indonesia. *Journal of Ecology and Environment* 35 (2): 61 – 71.
- Hamzah, L., Harada, K., Imamura, F., 1999. Experimental and numerical study on the effect of mangroves to reduce tsunami. *Tohoku Journal of Natural Disaster Science* 35: 127–132.
- Harada K & Imamura F. 2000. Experimental study on the resistance by mangrove under the unsteady flow. Pp 975–984 in *Proceedings of the 1st Congress of the Asian and Pacific Coastal Engineering Workshop (APACE)*. 18–21 October 2001.
- Hariyadi, 2018. Peran Masyarakat Dalam Pengelolaan Ekosistem Mangrove Untuk Mitigasi Bencana: Studi di Segara Anakan, Kab. Cilacap, *Kajian*, Vol. 23 No. 1 Maret.
- Hiraishi T & Harada K. 2003. Greenbelt tsunami prevention in South–Pacific region. *Report of the Port and Airport Research Institute* 42: 1–23.
- Jayatissa, L.P., Lo Seen, D., Hettiarachi, S. and Senanayake, G. 2005. ‘Nature’s protection against nature’s fury: a post tsunami assessment of the importance of mangroves as a natural barrier against the wrath of the sea’, *Proceedings of Annual Science symposium – 2005*, Faculty of Science, University of Ruhuna, Matara, Sri Lanka.
- Kathiresan, K. and Rajendran, N. 2005. ‘Coastal mangrove forests mitigated tsunami’, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, Vol. 65, No. 3, pp.601–606.
- Koh, H.L., The, S.Y., Khong, X.Y., and Raja Barisan,R.S. 2018. Mangrove Forests: Protection Against and Resilience to Coastal Disturbances, *Journal of Tropical Forest Science*, Vol. 30, No. 5 (2018), pp. 446-460
- Kusuma, C. 2014. ‘Distribution and Current Status of Mangrove Forests in Indonesia,’ dalam Faridah-Hanum, I, Hakim, ALKR. Ozturk, M. (Eds)

Mangrove Ecosystems of Asia: Status, Challenges and Management Strategies, New York, Springer.

- Lee, S. Y., Primavera, J. H., Dahdouh-Guebas, F., Mckee, K., Bosire, J. O., Cannicci, S., Diele, K., Fromard, F., Koedam, N., Marchand, C., Mendelssohn, I., Mukherjee, N., & Record, S. 2014. Ecological role and services of tropical mangrove ecosystems: A reassessment. *Global Ecology and Biogeography*, 23(7), 726–743. <https://doi.org/10.1111/geb.12155>
- Marois, DE. and Mitsch, WJ. 2014. Coastal protection from tsunamis and cyclones provided by mangrove wetlands – a review. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, 2015 Vol. 11, No. 1, 71–83.
- Mazda, Y., Magi, M., Kogo, M and Hong, P.N. 1997. Mangroves as a coastal protection from waves in the Tong King Delta, Vietnam. *Mangroves and Salt Marshes*. 1. 127-135. 10.1023/A:1009928003700.
- McCoy, E. D., Mushinsky, H. R., Johnson, D., & Meshaka, W. E. 1996. Mangrove damage caused by Hurricane Andrew on the southwestern coast of Florida. *Bulletin of Marine Science*, 59(1), 1–8.
- Narayan, S. 2016. The Effectiveness, Costs and Coastal Protection Benefits of Natural and Nature-Based Defences, *PLoS ONE*, 11 (5): e0154735. doi:10.1371/journal.pone.0154735
- Osti, R., Tanaka, S. and Tokioka, T. 2009. 'The importance of mangrove forest in tsunami disaster mitigation', *Disasters*, Vol. 33, No. 2, pp.203–213.
- Panda, I. 2019. *The Implications of Global Loss of Mangrove Ecosystems?* Retrieved from <https://ivypanda.com/essays/the-implications-of-global-loss-of-mangrove-ecosystems/>
- Patel, D.M., Patel, V.M., Katariya, B., and Khyati, P. 2014. Performance of Mangrove In Tsunami Resistance, *International Journal of Emerging Technology & Research*, Volume 1, Issue 3, Mar-Apr. ISSN (E): 2347-5900 ISSN (P): 2347-6079
- Priya, R.K., Kiran, K.S., and Pema, U. 2010. Role of Sand Dunes and Mangroves in the Mitigation of Coastal Hazards with Reference to

- 2004 Tsunami. In: Ramanathan A.L., Bhattacharya P., Dittmar T., Prasad M.B.K., Neupane B.R. (eds) Management and Sustainable Development of Coastal Zone Environments. Springer, Dordrecht. pp 245-258.
- Rasyid, A., As, M. A., Nurdin, N., Jaya, I., & Ibrahim. 2016. Impact of human interventions on mangrove ecosystem in spatial perspective. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 47(1). <https://doi.org/10.1088/1755-1315/47/1/012041>
- Richards, DR. and Friessa, DA. 2015. Rates and drivers of mangrove deforestation in Southeast Asia, 2000–2012 Proceedings of the National Academy of Sciences 113 (2)
- Riskas, K, 2020. Why one-size-fits-all conservation won't work for mangroves, dalam <https://chinadialogueocean.net/14519-why-one-size-fits-all-conservation-wont-work-for-mangroves/>
- Roy, SD. & Krishnan, P. 2005. Mangrove stands of Andamans vis-à-vis tsunami, *Current Science*, Vol. 89, NO. 11. pp.1800–1804.
- Siagian M, Basyuni M, Leidonald R. 2015. Kajian strategi pengembangan ekowisata mangrove di Pesisir Sei Nagalawan Kecamatan Perbaungan Kabupaten Serdang Bedagai Sumatera Utara. *Aquacoastmarine* 7 (2): 1 – 11.
- Srinivas, H. & Nakagawa, Y. 2008. Environmental implications for disaster preparedness: Lessons Learnt from the Indian Ocean Tsunami, *Journal of Environmental Management*, 89 4-13
- Tajima, Y. dan Shimozone, T. 2016. Super Typhoon Haiyan in the Philippines, dalam *Disaster Resilient Cities* (pp.21-29).
- UN, 2017, Factsheet: People and Oceans, dalam <https://www.un.org/sustainabledevelopment/wp-content/uploads/2017/05/Ocean-fact-sheet-package.pdf>
- UNEP. 2014. The Importance of Mangroves to People: A Call to Action. van Bochove, J., Sullivan, E., Nakamura, T. (Eds). United Nations Environment Programme World Conservation Monitoring Centre, Cambridge. 128 pp.

- UNEP (United Nations Environment Program). 2005. After the Tsunami: Rapid assessment report February 22, 2005, Nairobi. Kenya.
- Upadhyay, V.P., Ranjan, R. and Singh, J.S. (2002) 'Human-mangrove conflicts: the way out', *Current Science*, Vol. 83, No. 2, pp.1328–1336.
- Upadhyay, VP. Ranjan, R. and Singh, JS. 2002, Human–mangrove conflicts: The way out, *Current Science*.
- Vermaat, J.E. and Thampanya, U. 2006. 'Mangroves mitigate tsunami damage: a further response', *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, Vol. 69, Nos. 1–2, pp.1–3.
- Walters, B.B. 2004. 'Local management of mangrove forests in the Philippines: successful conservation or efficient resource exploitation?', *Human Ecology*, Vol. 32, No. 2, pp.177–195.
- Yanagisawa, H., Koshimura, S., Miyag, T., & Imamura, F. 2010. Tsunami damage reduction performance of a mangrove forest in Banda Aceh, Indonesia inferred from field data and a numerical model. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 115(6), 1–11. <https://doi.org/10.1029/2009JC005587>

BAB 6

Evaluasi Sistem Agroforestri untuk Rehabilitasi Hutan dan Lahan

EVA PRIHATININGTYAS

6.1. Pendahuluan

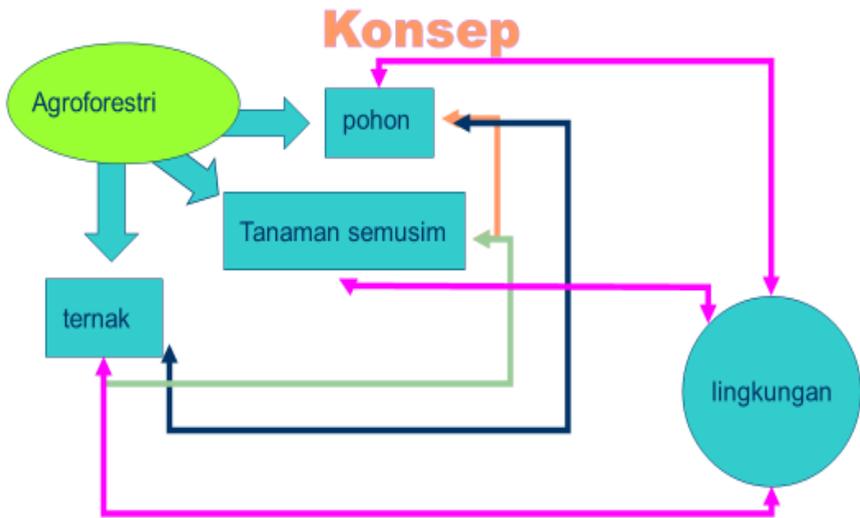
Fungsi hutan dalam sistem agroforestri memang tidak seperti hutan alam pada umumnya, namun adanya strata/tingkatan tajuk pada agroforestri memungkinkannya untuk memiliki fungsi sebagaimana hutan. Secara lanskap, hutan memiliki fungsi hidrologi, fungsi penyerap karbon, habitat flora dan fauna, dan jasa lingkungan. Lanskap Agroforestri merupakan objek bentang alam yang dimanfaatkan dengan menggunakan pola agroforestri atau penggabungan unsur-unsur kehutanan dan pertanian. Batas-batas ekologis digunakan pada pemanfaatan lahannya. Batas ekologis tersebut berupa batas daerah aliran sungai. Daerah sungai ini memiliki batas unit lahan/zona yang jelas antara daerah hulu, daerah tengah, dan daerah hilir, pada setiap unit lahan memiliki struktur dengan fungsi yang sesuai dengan kondisi biofisiknya. Hal-hal yang perlu diperhatikan dalam analisis lanskap agroforestri antara lain: skala,

interaksi dan pola yang dapat diulang seperti *spatial* atau *temporal* (Arifin, et. al., 2009). Tercapainya sinergitas antara berbagai upaya untuk menjamin capaian hasil nyata dan menjadi pengungkit bagi kesuksesan agroforestri adalah kondisi yang diharapkan.

6.2. Interaksi dalam Sistem Agroforestri

Secara umum pendekatan pengelolaan lingkungan menggunakan dua konsep yaitu *state-based* dan *community based* (Budiyati, 2012). Dua pendekatan ini merupakan pendekatan pengelolaan lingkungan atau manajemen yang berbasis pada pemangku kepentingan/aktor-aktor tunggal. Bersifat *top down* (sentralis) dan menganggap bahwa masyarakat lokal tidak memiliki kemampuan dalam mengelola sumber daya dan memiliki pengetahuan yang cukup, untuk memberikan peran dan kontribusi yang efektif dalam proses perencanaan merupakan ciri pendekatan *state based*. Di sisi lain, pendekatan *community based* atau berbasis pada komunitas/kelompok mempunyai beberapa kelemahan antara lain; (1) institusi lokal yang lemah (terutama dalam resolusi konflik), (2) Keterbatasan informasi dan teknologi, dan (3) kurangnya berbagai sistem pendukung seperti informasi pasar, *capacity building*, *technical assistance*, fasilitas kredit dan kebijakan. Sebagai respon dari adanya berbagai kelemahan-kelemahan dalam pendekatan *state based* dan *community based* sebagaimana uraian di atas, maka muncul konsep pendekatan selanjutnya yakni pendekatan kemitraan dan partisipasi (*collaborative management*).

Konsep interaksi dalam sistem agroforestri antara setiap komponen dengan lingkungan dapat dideskripsikan dalam Gambar 6.1. berikut ini.



Gambar 6.1. Konsep interaksi dalam sistem agroforestri
(Sumber : Suprayogo, et al., 2003).

Dalam memandang interaksi antar komponen seperti gambar di atas, lingkungan yang berubah bisa mempengaruhi komponen lainnya baik dalam jangka panjang maupun jangka pendek, dan bisa menguntungkan ataupun juga bisa merugikan. Berhasilnya model pengelolaan bentang lahan, dalam hal ini adalah pola agroforestri sangat dipengaruhi oleh pemahaman tentang hubungan antara pohon/*perennial trees* - tanah - tanaman semusim/*cash crop*. Pola hubungan ini dapat dipahami melalui observasi, pengalaman empiris, ataupun melalui penelitian lapangan.

Contoh permodelan lapangan yang selama ini sudah lazim untuk menggambarkan hubungan antara pohon, tanah, dan tanaman semusim permodelan WaNuCAS (Water, Nutrient and Light Capture in Agroforestry Systems) sangat berguna untuk membantu memahami

proses-proses tersebut. Bukti empiris menunjukkan bahwa usaha-usaha untuk memperkecil dampak yang tidak menguntungkan dan memaksimalkan dampak yang lebih menguntungkan antara lain bisa dilakukan dengan melakukan modifikasi pada tampilan fisik dan bentuk morfologi pohon. Hal tersebut bisa dilakukan melalui model agroforestri (Suprayogo, et al., 2003).

Akar pohon dalam sistem agroforestri mampu mereduksi residu nitrogen dan pospor dalam tanah sebesar 20% hingga 100%. Selain itu, juga memiliki potensi untuk mengurangi run-off dan *leaching* pestisida hingga 90% (pada *run-off*) dan secara simultan memberikan manfaat bagi ekosistem termasuk perbaikan kualitas tanah dan efek positif bagi keanekaragaman hayati (Pavlidis, 2018). Analisis multivariat yang dilakukan untuk menentukan interaksi pohon-tanaman dan iklim mikro (intensitas naungan) pada agroforestri berbasis tebu di Brazil selatan merekomendasikan pengaturan jarak tanam pohon sehingga dicapai hasil yang optimal (Schwerz, et al., 2020). Lebih lanjut, dikembangkan pula permodelan untuk memprediksi pertumbuhan pohon (Eukaliptus, Pinus dan Akasia) terhadap iklim dengan Permodelan tren-RUN. Permodelan ini terbukti menghasilkan *output* yang sangat mendekati nilai pengukuran sebenarnya (Jimmy, et al., 2019).

6.3. Analisis Lanskap Agroforestri

Dalam memandang lanskap agroforestri sebagai suatu bentuk pengelolaan lahan kolaboratif dimana pada lahan yang sama, dikelola oleh berbagai aktor/pihak (minimal sektor kehutanan dan pertanian) yang berimplikasi pada bidang kehidupan lainnya seperti sosial, ekonomi dan lingkungan diperlukan pemahaman tentang

dinamika lanskap. Lanskap selalu memiliki dinamika dan selalu mengalami perubahan-perubahan dalam hal kualitas, konfigurasi, ukuran, bentuk, fungsi, dan lain-lain. Pemahaman terhadap dinamika lanskap dapat memberikan dampak besar terhadap pengelolaan dan perencanaan suatu lanskap. Selain itu, pengaruh pemahaman tentang dinamika lanskap ini sangat penting dalam pengendalian proses ekosistem (Arifin, et al., 2009).

6.4. Gerakan Nasional Rehabilitasi Hutan dan Lahan

Rehabilitasi hutan dan Lahan (RHL) merupakan program yang kompleks karena menyangkut berbagai aspek, melibatkan berbagai pihak, memerlukan jangka waktu yang lama (*multi-years*), serta menggunakan sumber daya besar. Rumitnya manajerial serta tingginya risiko kegagalan pencapaian tujuan RHL merupakan konsekuensi dari kompleksitas tersebut. Sebagai usaha untuk mengetahui tingkat keberhasilan RHL, upaya menekan dan memperkecil segala risiko kegagalan ataupun upaya meningkatkan tingkat keberhasilan, memerlukan berbagai proses/tindakan manajemen, dan salah satunya adalah melalui evaluasi RHL.

Aspek teknis, lingkungan, sosial ekonomi, kelembagaan, dan manajemen merupakan indikator penilaian/*assessment* yang bisa digunakan. Dampak yang ada di lapangan dari pelaksanaan proyek rehabilitasi dinilai dengan mengukur indikator/aspek aspek tersebut. Sehingga, pertanyaan-pertanyaan yang ditujukan dalam wawancara/*interview* dan FGD dimaksudkan agar responden dapat mengingat situasi, kondisi, dan peristiwa atau kejadian pada dua jangka waktu, yaitu: pada lima tahun pasca proyek dimulai, dan setelah lebih dari lima tahun proyek dimulai hingga saat ini (saat *interview* dan

FGD dilakukan). Jangka waktu 5 tahun yang pertama dimaksudkan untuk mengetahui situasi, kondisi, dan keadaan berbagai aspek dan indikator saat proyek mulai. Sedangkan jangka waktu yang kedua dimaksudkan untuk mengetahui kondisi dan perkembangan setelah proyek berakhir.

Jawaban-jawaban yang sifatnya kualitatif dinilai dengan sistem rangking dan nilai. Tiga kategori/kriteria yang digunakan dalam penilaian dampak dan hasil, yaitu: ada tidaknya perubahan dan ada tidaknya penurunan atau peningkatan yang signifikan. Pertanyaan yang tidak boleh diabaikan juga adalah tentang berbagai alasan dibalik adanya perubahan apapun yang mempengaruhi hasil. Pertanyaan-pertanyaan tersebut haruslah diajukan kepada berbagai pemangku kepentingan/*stakeholder* terkait (pengelola proyek/staf proyek, anggota masyarakat peserta kegiatan, masyarakat luar non proyek) yang digunakan untuk menganalisis perbedaan dan persamaan yang ada dilapangan (Nawir, et al., 2008).

Dengan menggunakan model implementasi Van Meter dan Van Horn, dapat diketahui bahwa yang merupakan faktor pendukung implementasi kebijakan adalah komunikasi antar organisasi, standar dan sasaran kebijakan, karakteristik badan-badan pelaksana kegiatan, disposisi pelaksana, dan kondisi ekonomi. Sedangkan faktor yang teridentifikasi menjadi faktor penghambat implementasi kebijakan adalah sumber daya serta kondisi sosial politik (Dinda Gitahapsari, 2015). Langkah untuk meningkatkan efektivitas pelaksanaan dan implementasi kebijakan dan kelembagaan rehabilitasi dan reklamasi hutan antara lain melalui struktur birokrasi, disposisi, komunikasi, dan peningkatan sumber daya. Jaringan kerja/*networking* melalui media massa dan gerakan sosial juga perlu dibangun secara bijak, agar bisa

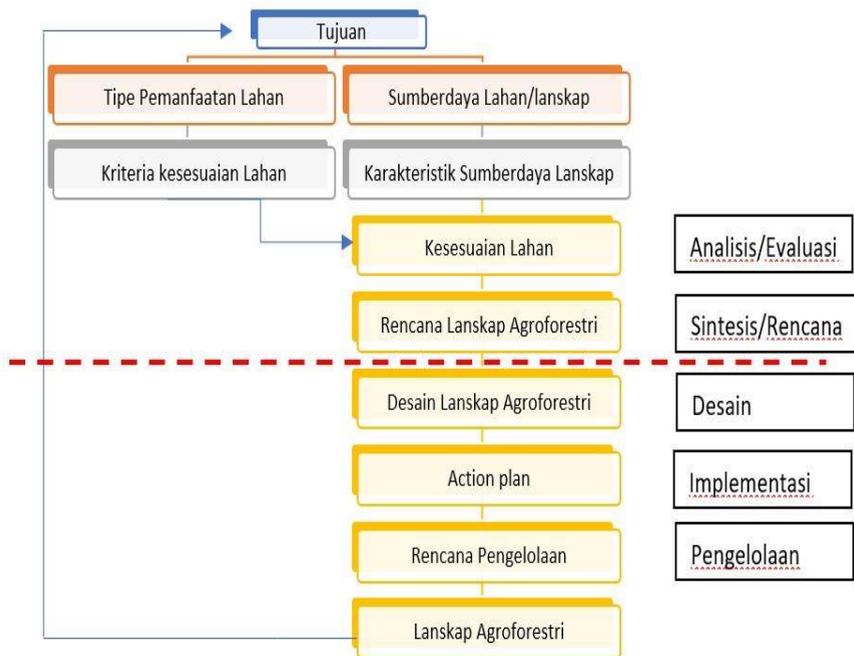
menekan proses pembuatan kebijakan, tentunya dengan memberikan narasi dan argumentasi kebijakan tandingan yang lebih relevan.

Memastikan lokasi, legalitas, dan legitimasi penguasaan lahan pada kawasan, dalam rangka meningkatkan dan memperbaiki kebijakan rehabilitasi dan reklamasi terutama kawasan KPH harus dilakukan dengan memasukkan aspek sosial, ekonomi, kelembagaan, dan politik cara selektif (Didid Sulastiyo, 2016).

6.5. Evaluasi Kesesuaian Lahan

Dalam rangka merencanakan dan mengkoordinir upaya perbaikan dan pengelolaan lahan pada masing-masing tipe penggunaan atau usaha tani, kegiatan evaluasi lahan dan survei tanah sangat dianjurkan. Evaluasi lahan ini bisa memberikan petani informasi secara tepat dan akurat tentang hal apa saja yang sebaiknya dilakukan agar pengelolaan lahan menjadi lebih baik. Analisis yang dilakukan pada dasarnya adalah pencocokan (*matching*) antara data sifat/karakteristik lahan dengan kriteria kesesuaian lahan.

Kombinasi jenis karet dan kacang tanah menunjukkan hasil perbaikan unsur hara makro tanah, bahkan setelah kegiatan pemanenan (Fahruni, 2017). Pengembangan komoditas jabon, Albizia, buah-buahan dan kapulaga pada sistem agroforestri di Hutan Rakyat terbukti lebih resiliens (tahan) terhadap serangan *gall-rust* (Utomo M. M., 2020).



Gambar 6.2. Diagram Alir Perencanaan Lanskap Agroforestri

(Sumber : Arifin, et al., 2009)

Mengacu pada pengetahuan dasar yang dimiliki petani, terdapat 10 kriteria yang ditetapkan sebagai tujuan optimasi penggunaan lahan. Permodelan disusun untuk menentukan proporsi optimal pengelolaan lahan. Pada komoditas sederhana, silvopastura yang diterapkan petani menunjukkan nilai yang mendekati optimal berdasarkan kuantifikasi model, yaitu 60% *pasture* dan 40% *tree-crop*. Sedangkan pada agroforestri yang lebih kompleks, justru menunjukkan bias yang nyata. (Elizabeth Gosling, 2020). Pada penelitian berbasis GIS (Geographic Information System), perubahan tata guna lahan dan efek hidrologis dapat diketahui menggunakan model *Hydrologic Modelling System*

(HEC-HMS). Rekomendasi yang dihasilkan diharapkan dapat menjadi langkah strategis bagi mitigasi bencana, khususnya bencana banjir (Koneti, et al., 2018);(Kabeja, et al., 2020).

6.6. Penutup

Secara ekologis, agroforestri memiliki keunggulan yang lebih menjanjikan dibandingkan sistem pengelolaan monokultur. Meskipun fungsi ekologisnya masih tercatat di bawah hutan primer, model pengelolaan lahan dengan sistem agroforestri menunjukkan hasil positif untuk menjawab tantangan degradasi lahan. Kunci keberhasilan kombinasi jenis yang dikembangkan dalam sistem agroforestri adalah kesesuaian tapak tumbuh dengan syarat tumbuh jenisnya. Simulasi model berbasis GIS akan mempermudah pengambilan keputusan untuk skenario pengelolaan yang optimal sehingga prinsip akseptabilitas dan keberlanjutan dapat dicapai, utamanya demi keberhasilan upaya rehabilitasi hutan dan lahan.

Referensi

- Abdulah, L. S. (N.D.). *Pembangunan Tools Untuk Analisis Usaha Hutan Rakyat Berbasis Agroforestri*.
- Arifin, H. S., Wulandari, C., Pramukanto, Q., & Kaswanto, R. L. (2009). *Konsep, Metode, Dan Pengelolaan Agroforestri Skala Lanskap Dengan Studi Kasus Indonesia, Filipina, Laos, Thailand Dan Vietnam*. Bogor: IPB Press.
- Badaruddin. (2013). *Arahan Rehabilitasi Dengan Sistem Pertanian, Agroforestri Dan Hutan Rakyat Pada Kelas Kemampuan Lahan Di Sub-DAS Kusambi Kabupaten Tanah Bumbu*.
- Budiati, L. (2012). *Good Governance Dalam Pengelolaan Lingkungan Hidup*. . Bogor: Ghalia.

- Budiman, M. A. (2018). Eco-Agroforestry Business Made By Collaboration Of Pt Bumn Hijau Lestari I And Its Miter Farmers. . *Unej E-Proceeding*, , (Pp. 62-69). Jember.
- Butarbutar, T. H. (2018). Analisis Kesesuaian Lahan Sembilan Jenis Tanaman Untuk Agroforestri Di Nambo, Jawa Barat. *Jurnal Penelitian Hutan Tanaman*, 15(1), 17-28.
- Didid Sulastiyo, H. K. (2016). Efektivitas Implementasi Kebijakan Rehabilitasi Dan Reklamasi Hutan. *Jurnal Silvikultur Tropika Vol. 07 No. 3, Desember 2016*, 181-187.
- Dinda Gitahapsari, A. Z. (2015). *Implementasi Program Rehabilitasi Hutan Dan Lahan Melalui Kegiatan Hutan Rakyat Di Desa Kalisidi Kecamatan Ungaran Barat, Kabupaten Semarang*. Semarang.
- Elizabeth Gosling, E. R. (2020). A Goal Programming Approach To Evaluate Agroforestry Systems In Eastern Panama. *Journal Of Environmental Management, Volume 261, ISSN 0301-4797*.
- Fahruni, F. (2017). Karakteristik Lahan Agroforestri. . *Daun: Jurnal Ilmiah Pertanian Dan Kehutanan*, 4(1), 1-6.
- Hairiah, K. (2013). *Perubahan Iklim Global: Penyebab Dan Dampaknya Terhadap Lingkungan Dan Kehidupan*.
- Jimmy, R., Govender, P., Bencherif, H., & Moodley, M. K. (2019). TREND-RUN Model Applicatin Of Surface Temperature And Its Implications For South African Forestry And Reforestation Using Local Weather Services Data. *Reforesta Vol 7*, 50-72.
- Kabeja, C., Li, R., Guo, J., Rwatangabo, D., Manyifika, M., Gao, Z., . . . Zhang, Y. (2020). The Impact Of Reforestation Induced Land Cover Change (1990-2017) On Flood Peak Discharge Using HEC-HMS Hydrological Model And Satellite Observation: A Study In Two Mountain Basins, China. *Water Volume 12*, 1347.
- Koneti, S., Sunkara, S., & Roy, P. (2018). Hydrological Modeling With Respect To Impact Of Land-Use And Land-Cover Change On The Runoff Dynamics In Godavari River Basin Using The HEC-HMS Model. *ISPRS Int. J. Geo-Inf.* 2018, 7, 206.

- Maros, L. D. (2020). Evaluasi Kemampuan Lahan Untuk Arah Penggunaan. *Jurnal Agrotek Vol, 7(1)*.
- Nawir, A. A., Murniati, & Rumboko, L. (2008). *Rehabilitasi Hutan Di Indonesia: Akan Kemanakah Arahnya Setelah Lebih Dari Tiga Dasawarsa?*. Bogor, Indonesia: Center For International Forestry Research (CIFOR).
- Nuddin, A. (2019, May). The Role Of Tree Crops On Nutrient Availability, And Production Of Coffee Agroforestry. *In IOP Conference Series: Earth And Environmental Science (Vol. 270, No. 1)* (Pp. 012-049). IOP Publishing.
- Nugroho, A. F. (2017). Analisis Pengelolaan Kawasan Hutan Dengan Tujuan Khusus. *Journal Of Environmental Engineering And Waste Management, 2(2)*, 51-59.
- Pavlidis, G. T. (2018). Environmental Benefits And Control Of Pollution To Surface Water And Groundwater By Agroforestry Systems: A Review. *Water Resour Manage 32, 1–29*, <https://doi.org/10.1007/s11269-017-1805-4>.
- Purwanto, P. (2020). *Pelestarian Lingkungan Hutan Melalui Sistem Agroforestri Di Desa Sokogunung Kecamatan Kenduruan Kabupaten Tuban*.
- Sabarnurdin, M. S. (N.D.). Agroforestry: Perubahan Skenario Penggunaan Lahan Hutan Dan Kebutuhan Pendidikannya.
- Santosa, I. S. (2016). Agroforestry Sustainability Status To Support Food Resilience. *Asian Journal Of Applied Sciences, 4(4)*.
- Sarminah, S. P. (2019). Pendugaan Evapotranspirasi Di Lahan Agroforestri Dan Lahan Terbuka Hutan Pendidikan Fakultas Kehutanan Unmul. *AgriFor, 18(2)*, 325-338.
- Schwerz, F., Caron, B. O., Nardino, M., Elli, E. F., Stozle, J. R., De Carvalho, L. G., & Neto, D. D. (2020). Assessing Yield, Growth And Climate Traits In Agroforestry Systems In Southern Brazil. *Journal Of Sustainable Forestry*, <https://doi.org/10.1080/10549811.2020.1746913>.
- Suprayogo, D., Hairiah, K., Wijayanto, N., & Van Noordwijk, M. (2003). *Peran Agroforestri Pada Skala Plot: Analisis Komponen Agroforestri Sebagai*

- Kunci Keberhasilan Atau Kegagalan Pemanfaatan Lahan Indonesia*. .
Bogor: World Agroforestry Centre (ICRAF), Soeth East Asia.
- Susilowati, D. (2014). *Evaluasi Sistem Verifikasi Legalitas Kayu (SVLK) Dan Praktek Lokal Di Hutan Rakyat. Materi Pelatihan Pusdiklat Kehutanan*.
. Bogor: : Pusdiklat Kehutanan.
- Titik, W. (2015). *Evaluasi Potensi Biomassa Hutan Berdasarkan Nilai Indeks Vegetasi Menggunakan Data Penginderaan Jauh*.
- Utomo, M. M. (2020). Resilience System Of Complex Agroforestry With Albizia As The Main Stand In West Java. . *Jurnal Agroforestri Indonesia*, 3(1), 45-54.

BAB 7

Jasa Ekosistem Agroforestri Kopi

ARI PUJIWINARKO

7.1. Pendahuluan

Layanan atau jasa ekosistem adalah manfaat yang diperoleh manusia dari suatu ekosistem, baik secara langsung maupun tidak langsung dalam rangka meningkatkan kesejahteraan (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Manfaat ini dapat berupa layanan penyediaan, pengaturan dan kultural yang secara langsung mempengaruhi kehidupan manusia, serta layanan pendukung yang diperlukan untuk menghasilkan dan mempertahankan layanan lainnya.

Model agroforestri kopi di dunia secara garis besar dilakukan dengan mengkombinasikan tanaman kopi dengan tanaman penaung/*shaded tree* ataupun tanpa penaung dalam bentuk tanaman monokultur. Tanaman penaung dalam agroforestri kopi haruslah dipilih tanaman yang memiliki kecocokan/simbiosis yang baik dengan tanaman utamanya yaitu kopi, memiliki nilai tambah untuk menyuburkan tanah

seperti dari jenis *legume*, nilai tambah proteksi hama seperti ekaliptus dan surian ataupun nilai tambah dari buahnya seperti jeruk nangka dan tanaman lainnya.

Penelitian tentang jasa ekosistem telah berkembang pesat dalam beberapa tahun terakhir, namun, sebagian besar berfokus pada satu jasa ekosistem saja (Jose, 2009) dan lebih banyak berfokus pada aspek biofisik dan aspek jasa *putative*/perkiraan yang seringkali ditandai oleh ketidakrelevanannya dengan kebutuhan para pemangku kepentingan (Cowling *et al.*, 2008). Jasa ekosistem hingga saat ini belum memegang peranan penting dalam kebijakan dan perencanaan. Oleh karenanya, diperlukan strategi dan langkah nyata untuk lebih memaksimalkan jasa ekosistem di dalamnya, salah satunya adalah dengan pengarusutamaan/*mainstreaming* jasa ekosistem dalam perencanaan dan manajemen adaptif serta penyebarluasan pengetahuan dan dampak jasa ekosistem dalam pengelolaan berbasis lanskap agar bisa lebih dipertimbangkan dalam pembuatan keputusan oleh para pemangku kepentingan (Cowling *et al.*, 2008; Posner, McKenzie and Ricketts, 2016).

Artikel ini membahas temuan terbaru tentang jasa ekosistem dan manfaat lingkungan yang disediakannya serta menganalisis beberapa model jasa ekosistem yang bisa diterapkan di agroforestri kopi.

7.2. Jasa Ekosistem Agroforestri Kopi

Dengan menyeleksi berbagai artikel ilmiah tiga tahun terakhir ini (2018–2020), setelah melalui verifikasi judul dan mempertimbangkan isinya di peroleh 31 artikel yang berkaitan dengan jasa ekosistem agroforestri kopi. Sebagian besar metode yang dipakai pada artikel penelitian yang dikaji adalah metode kuantitatif dengan uji

langsung/laboratorium dan hanya sedikit yang menggunakan permodelan dan proyeksi seperti bisa dilihat dari Tabel 7.1.

Tabel 7.1. Resume Artikel Penelitian Jasa Ekosistem Agroforestri Kopi Tahun 2018-2020

Layanan Ekosistem	Jumlah dan Metodologi	Peneliti
Penyerapan Karbon	4 Uji Lapangan/Laboratorium 1 Makalah/Review Artikel	(Guillemot <i>et al.</i> , 2018; Anil Kumar, Saleem Khan and Balakrishnan, 2019; Betemariyam, Negash and Worku, 2020; Solis <i>et al.</i> , 2020; Zaro <i>et al.</i> , 2020)
Kesuburan Tanah/SOC/Kadar Organik	5 Uji Lapangan/Laboratorium	(Dobo, Asefa and Asfaw, 2018; Chevallier <i>et al.</i> , 2019; Nilovna Chatterjee, P. K. Ramachandran Nair, Vimala D. Nair, Abhishek Bhattacharjee, Elias de Melo Virginio Filho, 2019; Sauvadet <i>et al.</i> , 2019; Rigal, Xu and Vaast, 2020)
Keanekaragaman hayati	9 Uji Lapangan/Laboratorium 2 Permodelan Proyeksi	(Chang, Karanth and Robbins, 2018; Colorado Z, Mehlman and Valencia-C, 2018; de Almeida Campos Cordeiro <i>et al.</i> , 2018; Arenas-Clavijo and Armbrrecht, 2019; Geeraert <i>et al.</i> , 2019; Hernandez-Aguilera <i>et al.</i>, 2019 ; Narango <i>et al.</i> , 2019; Chaiyarat, Sripho and Ardsungnoen, 2020; Withaningsih, Parikesit and Alham, 2020; Mertens <i>et al.</i> , 2020; Schooler <i>et al.</i>, 2020)

Pengaturan Tata Air dan Erosivitas	4 1	Uji Lapangan/Laboratorium Permodelan Proyeksi	(Hasselquist <i>et al.</i> , 2018; Yustika <i>et al.</i> , 2019; de Carvalho <i>et al.</i> , 2020; Hombegowda <i>et al.</i> , 2020; Muñoz-Villers <i>et al.</i> , 2020)
Kesehatan Tanaman/Habitat	4 1	Uji Lapangan/Laboratorium Permodelan Proyeksi	(Atallah, Gómez and Jaramillo, 2018; Ongole, Sankaran and Karanth, 2018; Moreira <i>et al.</i> , 2019; Cerda <i>et al.</i> , 2020; Gagliardi <i>et al.</i> , 2020)

7.2.1. Penyerapan Karbon

Salah satu fungsi terpenting dari sistem wanatani kopi yang ditanam di naungan adalah pengurangan konsentrasi karbon di atmosfer melalui penyerapan tanamannya ataupun tanahnya melalui proses biogeokimia. Cadangan karbon di agroforestri kopi bisa ditemukan dalam bentuk biomassa/organik tanah di permukaan tanah dan cadangan karbon di dalam tanah. Penggabungan pohon penayang dengan tanaman kopi, maupun tanaman lainnya mempengaruhi besarnya cadangan karbon tersebut.

Umumnya, cadangan karbon agroforestri kopi naungan lebih besar dari tanpa naungan bahkan juga lebih besar dari cadangan karbon di lanskap pekarangan (Betemariyam, Negash and Worku, 2020). Hasil penelitian dari (Solis *et al.*, 2020) di lahan agroforestri kopi naungan dan tanpa naungan di dataran tinggi Peru menyebutkan bahwa stok karbon sistem naungan dan tanpa naungan masing-masing bias mencapai 146 ton C/ha dan 113 ton C/ha.

Kajian lainnya berkaitan dengan cadangan karbon di agroforestri kopi juga banyak di teliti oleh para peneliti, di antaranya (Guillemot *et al.*, 2018; Zaro *et al.*, 2020) yang mengemukakan bahwa stok karbon sistem Agroforestri Kopi naungan berkisar antara 195,6-228 mg C/Ha sedangkan tanpa naungan berkisar antara 148,34-158 mg C/Ha. Pendapat lain yang diperoleh dari berbagai review penelitian agroforestri kopi di India disampaikan oleh (Anil Kumar, Saleem Khan and Balakrishnan, 2019) yang menyatakan bahwa dalam satu hektar kebun kopi yang tumbuh di bawah naungan dengan pepohonan hutan yang besar diperkirakan dapat menyerap 70-80 ton karbon per hektar, yang kurang lebih setara dengan karbon yang tersimpan di area hutan yang sama, jauh lebih besar jika dibandingkan kopi yang ditanam di bawah sinar matahari penuh yang dalam satu hektar hanya dapat menyimpan kurang dari 10 ton karbon.

7.2.2. Kesuburan Tanah/Kadar Organik Karbon/*Soil Organic Carbon* (SOC)

Kesuburan tanah di lahan agroforestri salah satunya diindikasikan dengan hadirnya mikroba pengurai di tanah (Sauvadet *et al.*, 2019; Rigal, Xu and Vaast, 2020), keberadaan Karbon Organik Tanah/*Solid Organic Carbon* (SOC) (Chevallier *et al.*, 2019; Nilovna *et al.*, 2019) dan adanya Jamur mikoriza (Dobo, Asefa and Asfaw, 2018) yang membentuk koloni perakaran subur dengan tanaman penangung. Berdasarkan kajian (Chevallier *et al.*, 2019) di perkebunan kopi di Costarica, SOC banyak ditemukan di lapisan *allophanic* yang merupakan lapisan atas tanah jenis andosol yang merupakan mayoritas jenis tanah di kawasan tersebut. Penelitian lainnya dari (Dobo, Asefa and Asfaw, 2018) juga menemukan fakta bahwa di

agroforestri kopi naungan ditemukan kelimpahan jamur mikoriza hingga 28 morfotipe sementara di agroforestri kopi tanpa naungan minim sekali ditemukan.

Pada lahan agroforestri kopi dengan naungan juga ditemukan adanya komunitas mikroba 64% lebih banyak dibandingkan yang tanpa naungan, lebih banyak bahan organik tanah hingga lebih 10%, dan lebih banyak fauna dan nematode dibandingkan tanpa naungan (Rigal, Xu and Vaast, 2020). Adanya kadar hara, kadar fauna, dan mikroba yang lebih tinggi, serta keberadaan Jamur mikoriza di agroforestri kopi naungan paling tidak bisa mendukung fakta bahwa kesuburan tanah di lahan tersebut lebih tinggi dibanding dengan agroforestri kopi tanpa naungan. Meskipun, ada hasil penelitian lain dari (Nilovna *et al.*, 2019) yang menyatakan bahwa kadar SOC antara keduanya tidak berbeda jauh yakni berkisar antara 92,5 Mg C/Ha, bahkan nilainya lebih rendah dari kadar SOC tanaman kopi jika di tanam di hutan yang bisa mencapai 146,6 mg C/Ha.

7.2.3. Keanekaragaman Hayati

Praktik dan mekanisme yang membuktikan fakta bahwa agroforestri kopi dapat mempertahankan keanekaragaman hayati telah dilakukan oleh banyak peneliti dengan berbagai cara dan metode. Peran vital tanaman penabung di agroforestri kopi terhadap keanekaragaman hayati diperjelas oleh kajian (Hernandez-Aguilera *et al.*, 2019; Schooler *et al.*, 2020), dengan menggunakan pemodelan dampak dan proyeksi mengemukakan bahwa selain dari sisi produktivitas kopi yang bisa menurun, penghilangan naungan pada kopi diproyeksikan bisa mengurangi spesies burung pemakan serangga hingga 25%.

Kelimpahan keanekaragaman hayati di agroforestri kopi juga menjadi kajian (Withaningsih, Parikesit and Alham, 2020) yang melakukan penelitian di Kecamatan Pengalengan Kabupaten Bandung. Mereka menemukan fakta bahwa keanekaragaman burung yang ditemukan tergolong tinggi ($H=3,10$), yakni ada 60 spesies burung dari 29 famili diantara 1.581 individu.

Hasil kajian lainnya disampaikan (Chang, Karanth and Robbins, 2018; Narango *et al.*, 2019) yang meneliti kelimpahan burung migrasi karena pengaruh kerapatan kanopi/naungan dan jenis kopi yang dipakai dalam agroforestri kopi juga menemukan bahwa burung burung migrasi lebih banyak ditemukan pada agroforestri yang kanopinya lebih rapat, dan salah satunya dipengaruhi oleh banyaknya serangga non hama yang menjadi sumber makanan yang ditemukan, (Colorado Z, Mehlman and Valencia-C, 2018) mengemukakan bahwa keanekaragaman burung migrasi berkisar 11-21 spesies, lebih banyak ditemukan pada agroforestri kopi yang rapat dan banyak bunga.

Kajian tentang kelimpahan keanekaragaman hayati jenis fauna agroforestri kopi juga dikaji oleh beberapa peneliti seperti misalnya (Chaiyarat, Sripho and Ardsungnoen, 2020; Mertens *et al.*, 2020) yang mengkaji kelimpahan mamalia di lahan Agroforestri kopi, kemudian (de Almeida Campos Cordeiro *et al.*, 2018; Arenas-Clavijo and Armbrrecht, 2019; Geeraert *et al.*, 2019) yang meneliti keberadaan serangga penyerbuk dan semut tanah dan kumbang tanah. Umumnya kelimpahan binatang mamalia, serangga penyerbuk dan semut tanah lebih tinggi pada agroforestri kopi naungan dibandingkan agroforestri kopi tanpa naungan.

7.2.4. Pengaturan Air dan Erosivitas

Keberadaan pohon penayang dengan akar-akarnya yang dalam bisa mengurangi presipitasi air, dan persaingannya dengan tanaman kopi dalam mendapatkan air ataupun fungsinya sebagai penahan air tanah dalam lanskap Agroforestri kopi banyak di kaji oleh para peneliti. Berdasarkan kajian (de Carvalho *et al.*, 2020) yang meneliti pengaruh penanaman pohon dan terhadap iklim mikro di perkebunan kopi Araponga Brasil, proses kehilangan air dari berbagai proses di agroforestri kopi naungan bias mencapai 150 L/Ha, angka tersebut jauh lebih rendah daripada agroforestri kopi tanpa naungan yang bisa mencapai 338 L/Ha.

Dari perspektif kompetisi antar individu tanaman penyusun agroforestri, kajian (Hombegowda *et al.*, 2020) dan (Muñoz-Villers *et al.*, 2020) menunjukkan kompleksnya persaingan kopi dan tanaman pelindung dalam persaingan air permukaan/perlindungan air. Pada musim kemarau tanaman kopi menggunakan air yang lebih dangkal, kedalaman <5 cm berkisar antara 5-79% dan kedalaman 5-15 cm berkisar antara 17-87%, sedangkan tanaman peneduh menggunakan air kedalaman >1 -30 cm berkisar antara 40-76 %. Meski belum ada kajian lanjutan yang membandingkan dengan agroforestri kopi tanpa naungan, karakteristik perakaran dan naungan tersebut tentunya akan mempengaruhi tata air di tataran lanskap.

Sementara itu, penelitian lainnya berkaitan dengan erosivitas di lanskap agroforestri yang dilakukan oleh (Yustika *et al.*, 2019), yang melakukan kajian dilakukan pada dua daerah aliran sungai/DAS yang berbeda tingkatan tutupan lahannya di daerah hulu di Kabupaten Sumberjaya, Lampung. Erosi tanah dan konsentrasi padatan tersuspensi pada DAS yang daerah hulunya lebih banyak ditutupi

agroforestri kopi yang berumur muda lebih tinggi di bandingkan DAS lainnya yang berisi agroforestri kopi yang tanamannya sudah tua dan memiliki penaung lebih banyak.

7.2.5. Kesehatan Tanaman/Habitat

Kesehatan tanaman/habitat berkaitan erat dengan keberadaan/serangan hama penyakit tanaman dan reaksi dari tanaman untuk mengatasinya (Cerdea *et al.*, 2020). Salah satu yang mengkaji peran naungan pada kesehatan tanaman/habitat dilakukan oleh (Atallah, Gómez and Jaramillo, 2018) yang menggunakan permodelan bioekonomi dengan membandingkan ada tidaknya naungan pada agroforestri kopi terhadap kualitas serangan hama penggerek kopi. Adanya naungan bisa mengurangi kualitas serangan hama penggerek kopi, akan menurun signifikan jika tingkat tutupan naungan berkisar antara 11-34%, dengan angka optimal 25%.

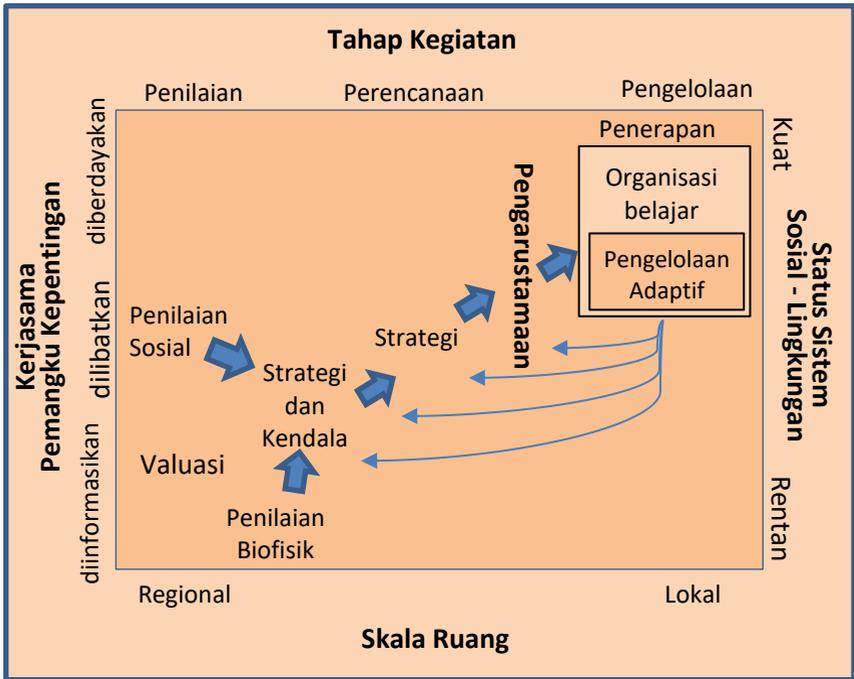
Pendapat lain dikemukakan oleh (Gagliardi *et al.*, 2020) yang menyatakan bahwa penghambatan terhadap penyebaran spora hama jamur kopi lebih tinggi pada kanopi daun yang rapat di bandingkan daun yang terbuka. Metode lain untuk mengukur kesehatan habitat dilakukan oleh (Moreira *et al.*, 2019), dengan menggunakan metode umpan Jamur Entomopatogen sebagai perangkap untuk menangkap serangga/hama kopi, ternyata jamur entomopatogen lebih banyak ditemukan pada tanah agroforestri kopi dengan penaung di bandingkan agroforestry tanpa naungan. Jamur entomopatogen ternyata lebih efektif, dibuktikan dengan ditemukannya fakta bahwa serangga/hama kopi lebih cepat mati saat terkena jamur entomopatogen di kondisi agroforestri kopi naungan daripada agroforestri kopi tanpa naungan.

7.3. Model Jasa Agroforestri

Seperti bisa dilihat dari penjelasan diatas, bentuk jasa ekosistem agroforestri kopi dan jasa ekosistem agroforestri pada dasarnya tidak jauh berbeda dengan jasa layanan ekosistem secara umum. Menurut (Jose, 2009), banyak bukti di masa lalu sampai sekarang dengan jelas menunjukkan bahwa agroforestri, sebagai bagian dari lanskap kerja multifungsi, dapat menjadi opsi penggunaan lahan yang berkelanjutan, selain untuk mengentaskan kemiskinan, menawarkan sejumlah jasa ekosistem dan manfaat lingkungan antara lain penyerapan/sekuestrasi karbon, meningkatkan dan konservasi keanekaragaman hayati, pengayaan/perlindungan kesuburan tanah, memelihara kualitas udara dan air, serta meningkatkan estetika.

7.3.1. Model Operasional Pengamanan Jasa Ekosistem

Permodelan jasa ekosistem agroforestri sebagai suatu sistem yang komprehensif dan tidak hanya membahas salah satu jasa ekosistem, faktor sosial, aspek biofisik secara parsial ataupun hanya membahas integrasi pohon, tanaman pertanian, dan/atau hewan, hingga saat ini memang belum banyak diteliti dan dikembangkan (Cowling *et al.*, 2008; Jose, 2009). Tidak banyak penelitian/artikel yang membahas model tentang pengelolaan sumber daya alam terintegrasi dan perencanaan konservasi yang juga menjelaskan secara pragmatis dan komprehensif proses untuk mencapai pengamanan jasa ekosistem di lapangan. Salah satu model operasional pragmatis yang membahas cara mencapai pengamanan jasa ekosistem adalah model yang dikemukakan oleh (Cowling *et al.*, 2008).



Gambar 7.1. Model operasional untuk melaksanakan pengamanan jasa ekosistem (Sumber : Cowling *et al.*, 2008)

Model pada Gambar 7.1. di atas membahas masalah operasional tentang hal-hal yang perlu dilakukan untuk mengurus utamakan jasa ekosistem. Model tersebut terdiri dari tiga tahap atau fase model (penilaian, perencanaan, dan manajemen) dan hubungannya dengan skala spasial, tingkat keterlibatan pemangku kepentingan, dan status sistem sosial-ekologi. Selain itu, model tersebut juga secara sederhana bisa menunjukkan hubungan terpadu dan interaktif antara manusia dan jasa ekosistem.

Tahap satu yaitu tahap penilaian, adalah proses terstruktur yang memberikan pengetahuan yang berguna untuk kebijakan, strategi, dan manajemen. Penilaian tersebut berupaya menjawab pertanyaan yang terinspirasi oleh penerima manfaat dan pengelola jasa ekosistem, dalam hal ini pengetahuan yang berguna untuk mengarusutamakan jasa ekosistem ke dalam perencanaan penggunaan lahan tingkat lokal harus diberikan secara lengkap.

Penilaian sosial harus mendahului penilaian biofisik, karena ini mengidentifikasi pemilik dan penerima manfaat dari fungsi ekologi yang benar-benar memberikan layanan, dan karenanya membutuhkan penilaian biofisik. Penilaian sosial juga mengidentifikasi pasar untuk jasa ekosistem dan insentif lain untuk pengamanannya, serta hambatan implementasi individu, kelembagaan, dan tata kelola. Disisi lain penilaian biofisik memberikan pengetahuan tentang jenis dan lokasi fitur yang menyediakan jasa ekosistem, arus layanan spasial dan temporal dalam kaitannya dengan penerima manfaat, dan dampak transformasi tanah dan air pada saat pengelolaan.

Valuasi yang terletak diantara penilaian sosial dan biofisik yang dimaksud di model ini adalah penilaian moneter yang bisa sangat efektif dalam memungkinkan pertukaran informasi dalam analisis biaya-manfaat, di mana fokusnya adalah pada penilaian perubahan marjinal dalam penyediaan jasa ekosistem yang memiliki nilai pasar, meski pada kenyataannya sebagian besar layanan ekosistem tidak memiliki harga pasar, namun untuk mempermudah pemahaman perlu diketahui bahwa harga yang dimaksud tidak harus disamakan dengan nilai, dan harga bukanlah satu-satunya nilai yang penting. Satuan nilai non-moneter juga dapat digunakan untuk menilai jasa ekosistem ini, misalnya, meter kubik air bersih, pekerjaan yang diciptakan, jumlah

karbon yang bisa ditangkap, persentase kelimpahan dan jumlah makhluk hidup yang bisa diselamatkan.

Mengidentifikasi peluang dan kendala untuk melaksanakan tindakan melindungi jasa ekosistem merupakan langkah selanjutnya dari model tersebut. Mengidentifikasi peluang dan kendala dapat menjadi tantangan karena hasil yang kompleks dari tiga penilaian sebelumnya. Penting untuk menyelaraskannya dengan nilai-nilai dan pengetahuan para pemangku kepentingan. Kompleksitas hasil identifikasi dicirikan oleh situasi banyaknya kemungkinan masa depan yang didukung oleh berbagai kemungkinan solusi. Dalam konteks model ini, digunakanlah perencanaan skenario dengan berbagai asumsi skenario. Asumsi skenario ditentukan oleh peluang dan kendala implementasi, dan ini digunakan untuk mengatur parameter untuk model spasial secara eksplisit dari alternatif masa depan yang dapat digambarkan melalui peta dan narasi visual.

Tahap kedua dari model operasional ini adalah perencanaan yang dilakukan secara kolaboratif dengan melibatkan semua pemangku kepentingan, termasuk peneliti. Perencanaan kolaboratif adalah proses berbasis wacana yang terdiri dari identifikasi visi, strategi untuk mewujudkan visi tersebut, tujuan strategis tertentu, dan instrumen, alat, dan organisasi untuk melaksanakan strategi dan segala tindakan untuk mencapai tujuan. Tujuan keseluruhan dari tahap proses perencanaan dalam model ini adalah untuk secara kolaboratif mengidentifikasi serangkaian tujuan strategis dan tindakan spesifik untuk melindungi jasa ekosistem.

Sedangkan yang dimaksud pengarusutamaan/*mainstreaming* jasa ekosistem adalah internalisasi pengamanan jasa ekosistem ke dalam kebijakan dan praktik sektor perencanaan penggunaan lahan.

Pengarusutamaan yang optimal membutuhkan tata kelola yang efektif, kapasitas organisasi dan kelembagaan, serta kesadaran dan pengetahuan yang komprehensif tentang ekologi dan nilai jasa ekosistem.

Tahapan ketiga dari model ini adalah manajemen atau pengelolaan yang bertujuan untuk melakukan dan mengkoordinasikan tindakan, termasuk penelitian tambahan, untuk menjamin perlindungan fitur biofisik yang menyediakan jasa ekosistem. Untuk memastikan jasa ekosistem bagi penerima manfaat di terima optimal, pengelolaannya harus dilakukan secara adaptif. Pengelolaan adaptif perlu menanggapi secara efektif umpan balik yang kompleks, peluang, dan guncangan yang menjadi ciri sistem sosial-ekologi dan memberikan wawasan yang dapat dimasukkan ke dalam proses berulang ke tahapan penilaian dan perencanaan seperti terlihat pada model. Oleh karena itu, pengelolaan adaptif perlu dilembagakan dalam rangkaian organisasi/lembaga pembelajaran yang masing-masing berfokus pada jasa ekosistem yang berbeda.

Pada akhirnya dalam tataran implementasi, model operasional tentang pengarusutamaan jasa ekosistem akan efektif jika tiga elemen pokoknya bisa terpenuhi yaitu relevan secara sosial, ada pertimbangan penelitian yang didasari oleh kebutuhan dan manfaat pengguna sebagai pemberdayaan pemangku kepentingan, dan manajemen adaptif yang tertanam dalam organisasi pembelajaran sehingga tujuan pengarusutamaan jasa ekosistem yaitu adanya ketahanan sosial dan ekologi di lapangan yang penuh ketidakpastian bisa tercapai.

7.3.2. Model Kerangka Konsep agar Pengetahuan Jasa Ekosistem berdampak pada Pengambilan Keputusan

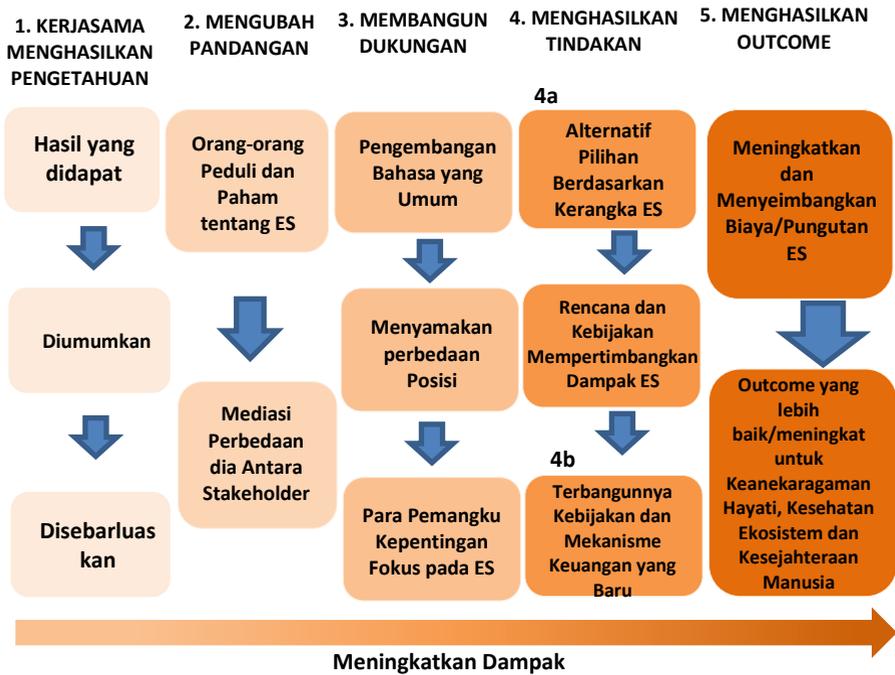
Kajian (Millennium Ecosystem Assessment, 2005) mengemukakan bahwa tekanan terhadap ekosistem yang juga menyebabkan berkurangnya nilai jasa ekosistem disebabkan tidak hanya oleh perubahan ekosistem yang dramatis, namun juga oleh perubahan sistem sosial. Pengaruh relatif dari suatu negara telah berkurang dengan semakin berkembangnya kekuatan dan pengaruh dari institusi ataupun pemangku kepentingan yang jauh lebih kompleks, misalnya pemerintah tingkat regional, perusahaan multinasional, dan lembaga swadaya masyarakat. Para pemangku kepentingan kini lebih banyak turut terlibat dalam proses pengambilan keputusan. Mengingat bahwa saat ini banyak sekali pelaku/pemangku kepentingan yang turut serta mempengaruhi kondisi ekosistem dengan keterlibatannya dalam pengambilan keputusan, maka tantangan untuk menyediakan informasi bagi para pengambil kebijakan ini semakin tinggi khususnya dalam penyediaan informasi tentang jasa ekosistem sehingga dalam pengambilan keputusannya bisa lebih mempertimbangkan jasa ekosistem tersebut.

Berkaitan dengan bagaimana pengetahuan dan pemahaman tentang jasa ekosistem bisa mempengaruhi pada keputusan para pembuat kebijakan belum banyak dikaji dan hingga saat ini penelitian tentang jasa ekosistem sering kali hanya bertujuan untuk menghasilkan pengetahuan yang diharapkan bisa mempengaruhi kebijakan lembaga konservasi namun pemahaman yang terbatas tentang proses dan mekanisme bagaimana pembuat keputusan menggunakan pengetahuan jasa ekosistem yang didapatnya atau faktor apa saja yang

memfasilitasi penggunaannya menjadi sisi lemah dari berbagai penelitian tersebut. Topik ini merupakan salah satu bidang penelitian berkaitan dengan peengarustamaan jasa ekosistem yang belum banyak dipelajari, karena keterbatasan dalam pengumpulan data empiris dilapangan (Posner, McKenzie and Ricketts, 2016).

Permasalahan tentang bagaimana cara atau proses pengetahuan tentang jasa ekosistem dan dampaknya bisa mempengaruhi keputusan para pemangku kepentingan telah dibuat permodelan dan diujicobakan di lapangan oleh (Posner, McKenzie and Ricketts, 2016). Secara eksplisit, model tersebut merupakan kerangka kerja konseptual dan pendekatan empiris untuk mengeksplorasi bagaimana cara pengetahuan tentang jasa ekosistem bisa masuk dan dinternalisasikan kepada para pengambil keputusan/para pemangku kepentingan saat mengambil keputusan dalam pengelolaan lahan pada skala lanskap.

Perlu diketahui bahwa Model Kerangka Konsep agar Pengetahuan Jasa Ekosistem Berdampak pada Pengambilan Keputusan pada Gambar 7.2 di bawah ini, setiap kolom pada model diatas merepresentasikan jalur untuk mempengaruhi keputusan, dengan dampak yang lebih meningkat/kuat di setiap jalur dari atas kebawah dan dari kiri ke kanan di antara jalur. Dampak 2, 3, 4a, dan 4b adalah dasar pengukuran dampak. Dampak 3 mengacu pada bagaimana pengetahuan jasa ekosistem dapat digunakan untuk membangun dukungan untuk mempertimbangkannya dalam keputusan para pemangku kepentngan.



Gambar 7.2. Model Kerangka Konsep agar Pengetahuan Jasa Ekosistem berdampak pada Pengambilan Keputusan
 (Sumber : Posner, McKenzie and Ricketts, 2016).

Pemahaman ilmiah tentang faktor-faktor yang menjelaskan dampak akan bermanfaat bagi mereka yang menghasilkan pengetahuan tentang jasa ekosistem semisal para peneliti dan para pembuat keputusan. Ringkasnya bisa dijelaskan bahwa Pengetahuan tentang jasa ekosistem yang diperoleh dari berbagai penelitian ataupun kerjasama yang telah dipublish/diterbitkan dan di sebarluaskan, diharapkan orang-orang awam, masyarakat ilmiah, masyarakat termasuk di dalamnya para pemangku kepentingan sebagai anggota masyarakat menjadi lebih paham dan peduli akan jasa ekosistem, dan

selanjutnya para pemangku kepentingan terkait akan lebih fokus dan tertarik perhatiannya ke jasa ekosistem.

Adanya transfer pengetahuan jasa ekosistem, adanya kesamaan perspektif antar *stakeholder* bisa menjadi penengah segala perbedaan persepsi tentang jasa ekosistem dan meningkatkan dukungan legitimasi untuk memasukkannya ke semua perencanaan dan strategi.

Dukungan para pemangku kepentingan terhadap alternatif-alternatif pengelolaan sumberdaya lahan yang selalu mempertimbangkan dampaknya terhadap jasa ekosistem, dan menginternalisasikannya dalam kerangka perencanaan, kebijakan, dan program harapannya bisa juga meningkatkan mekanisme pembayaran ataupun pembiayaan anggaran untuk jasa lingkungan menjadi lebih baik. Hal ini bisa ditunjukkan dengan secara nyata adanya peningkatan anggaran/biaya atau pungutan untuk jasa ekosistem dalam semua proses pemanfaatan sumber daya alam dan pada akhirnya *outcome* dalam jangka panjang adalah bahwa semua pengelolaan ekosistem/sumber daya berbasis lahan tetap bisa meningkatkan kesejahteraan manusia namun dengan tetap memelihara jasa ekosistemnya seperti keanekaragaman hayatinya dan kesehatan ekosistemnya dapat terwujud.

7.4. Penutup

Bukti bukti baru adanya jasa ekosistem dari agroforestri berbasis kopi melalui berbagai penelitian di dunia selalu berkembang. Penelitian-penelitian tentang jasa ekosistem dari agroforestri dan agroforestri kopi ataupun jasa ekosistem hingga saat ini juga sudah banyak, khususnya yang membahas satu jenis jasa ekosistem saja, ataupun hanya membahas faktor biofisik ataupun faktor sosial. Namun,

penelitian-penelitian yang membahas jasa ekosistem secara komprehensif, dari perencanaan dan implementasinya di lapangan belum banyak dilakukan. Jasa ekosistem yang dihasilkan dari agroforestri kopi antara lain berupa penyerapan karbon, mempertahankan keanekaragaman hayati, mempertahankan kesuburan tanah, perlindungan tata air dan mempertahankan kesehatan tanaman/habitat.

Permodelan-permodelan implementatif secara operasional yang dibuat berdasarkan pengalaman empiris di lapangan seperti *Permodelan operasional untuk melaksanakan pengamanan jasa ekosistem* dan *Pemodelan kerangka konsep tentang bagaimana pengetahuan jasa ekosistem menghasilkan dampak yang akan mempengaruhi keputusan pemegang kebijakan* merupakan penelitian-penelitian pemodelan yang komprehensif dan diperlukan di masa sekarang dan akan datang yang bisa membawa pengakuan akan peran dan perlindungan jasa ekosistem menjadi lebih tinggi, lebih dihargai, lebih berkontribusi dan lebih dipertimbangkan dalam penyusunan rencana, kebijakan dan implementasi, serta keputusan-keputusan para pemangku kepentingan berkaitan dengan pengelolaan suatu bentang lahan.

Referensi

- de Almeida Campos Cordeiro, A., Coelho, S. D., Ramos, N. C. and Meira-Neto, J. A. A. (2018) 'Agroforestry systems reduce invasive species richness and diversity in the surroundings of protected areas', *Agroforestry Systems*, 92(6), pp. 1495–1505. doi: 10.1007/s10457-017-0095-4.
- Anil Kumar, N. P., Saleem Khan, A. I. K. and Balakrishnan, V. (2019) *Coffee, Climate and Biodiversity: Understanding the Carbon Stocks of the Shade Coffee Production System of India, Climate Change*

Management. Springer International Publishing. doi: 10.1007/978-3-319-98681-4_7.

- Arenas-Clavijo, A. and Armbrecht, I. (2019) 'Soil ants (Hymenoptera: Formicidae) and ground beetles (Coleoptera: Carabidae) in a coffee agroforestry landscape during a severe-drought period', *Agroforestry Systems*, 93(5), pp. 1781–1792. doi: 10.1007/s10457-018-0283-x.
- Atallah, S. S., Gómez, M. I. and Jaramillo, J. (2018) 'A Bioeconomic Model of Ecosystem Services Provision: Coffee Berry Borer and Shade-grown Coffee in Colombia', *Ecological Economics*, 144(August 2017), pp. 129–138. doi: 10.1016/j.ecolecon.2017.08.002.
- Betemariyam, M., Negash, M. and Worku, A. (2020) 'Comparative Analysis of Carbon Stocks in Home Garden and Adjacent Coffee Based Agroforestry Systems in Ethiopia', *Small-scale Forestry*, 19(3), pp. 319–334. doi: 10.1007/s11842-020-09439-4.
- de Carvalho, A. F., Fernandes-Filho, E. I., Daher, M., Gomes, L. de C., Cardoso, I. M., Fernandes, R. B. A. and Schaefer, C. E. G. R. (2020) 'Microclimate and soil and water loss in shaded and unshaded agroforestry coffee systems', *Agroforestry Systems*, 6. doi: 10.1007/s10457-020-00567-6.
- Cerda, R., Avelino, J., Harvey, C. A., Gary, C., Tixier, P. and Allinne, C. (2020) 'Coffee agroforestry systems capable of reducing disease-induced yield and economic losses while providing multiple ecosystem services', *Crop Protection*, 134(October 2019). doi: 10.1016/j.cropro.2020.105149.
- Chaiyarat, R., Sripho, S. and Ardsungnoen, S. (2020) 'Small mammal diversity in agroforestry area and other plantations of Doi Tung Development Project, Thailand', *Agroforestry Systems*, 94(6), pp. 2099–2107. doi: 10.1007/s10457-020-00529-y.
- Chang, C. H., Karanth, K. K. and Robbins, P. (2018) 'Birds and beans: Comparing avian richness and endemism in arabica and robusta agroforests in India's Western Ghats', *Scientific Reports*, 8(1), pp. 1–9. doi: 10.1038/s41598-018-21401-1.
- Chevallier, T., Fujisaki, K., Rounsard, O., Guidat, F., Kinoshita, R., De Melo

- Viginio Filho, E., Lehner, P. and Albrecht, A. (2019) 'Short-range-order minerals as powerful factors explaining deep soil organic carbon stock distribution: The case of a coffee agroforestry plantation on Andosols in Costa Rica', *Soil*, 5(2), pp. 315–332. doi: 10.5194/soil-5-315-2019.
- Colorado Z, G. J., Mehلمان, D. and Valencia-C, G. (2018) 'Effects of floristic and structural features of shade agroforestry plantations on the migratory bird community in Colombia', *Agroforestry Systems*, 92(3), pp. 677–691. doi: 10.1007/s10457-016-0034-9.
- Cowling, R. M., Egoh, B., Knight, A. T., O'Farrell, P. J., Reyers, B., Rouget, M., Roux, D. J., Welz, A. and Wilhelm-Rechman, A. (2008) 'An operational model for mainstreaming ecosystem services for implementation', *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 105(28), pp. 9483–9488. doi: 10.1073/pnas.0706559105.
- Dobo, B., Asefa, F. and Asfaw, Z. (2018) 'Effect of tree-enset-coffee based agro-forestry practices on arbuscular mycorrhizal fungi (AMF) species diversity and spore density', *Agroforestry Systems*, 92(2), pp. 525–540. doi: 10.1007/s10457-016-0042-9.
- Gagliardi, S., Avelino, J., Beilhe, L. B. and Isaac, M. E. (2020) 'Contribution of shade trees to wind dynamics and pathogen dispersal on the edge of coffee agroforestry systems: A functional traits approach', *Crop Protection*, 130(September 2019), p. 105071. doi: 10.1016/j.cropro.2019.105071.
- Geeraert, L., Aerts, R., Jordaens, K., Dox, I., Wellens, S., Couri, M., Berecha, G. and Honnay, O. (2019) 'Intensification of Ethiopian coffee agroforestry drives impoverishment of the Arabica coffee flower visiting bee and fly communities', *Agroforestry Systems*, 93(5), pp. 1729–1739. doi: 10.1007/s10457-018-0280-0.
- Guillemot, J., le Maire, G., Munishamappa, M., Charbonnier, F. and Vaast, P. (2018) 'Native coffee agroforestry in the Western Ghats of India maintains higher carbon storage and tree diversity compared to exotic agroforestry', *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 265(February), pp. 461–469. doi: 10.1016/j.agee.2018.06.002.

- Hasselquist, N. J., Benegas, L., Roupsard, O., Malmer, A. and Ilstedt, U. (2018) 'Canopy cover effects on local soil water dynamics in a tropical agroforestry system: Evaporation drives soil water isotopic enrichment', *Hydrological Processes*, 32(8), pp. 994–1004. doi: 10.1002/hyp.11482.
- Hernandez-Aguilera, J. N., Conrad, J. M., Gómez, M. I. and Rodewald, A. D. (2019) 'The Economics and Ecology of Shade-grown Coffee: A Model to Incentivize Shade and Bird Conservation', *Ecological Economics*, 159(January), pp. 110–121. doi: 10.1016/j.ecolecon.2019.01.015.
- Hombegowda, H. C., Köhler, M., Röhl, A. and Hölscher, D. (2020) 'Tree species and size influence soil water partitioning in coffee agroforestry', *Agroforestry Systems*, 94(1), pp. 137–149. doi: 10.1007/s10457-019-00375-7.
- Jose, S. (2009) 'Agroforestry for ecosystem services and environmental benefits: An overview', *Agroforestry Systems*, 76(1), pp. 1–10. doi: 10.1007/s10457-009-9229-7.
- Mertens, J. E. J., Emsens, W. J., Jocqué, M., Geeraert, L. and De Beenhouwer, M. (2020) 'From natural forest to coffee agroforest: Implications for communities of large mammals in the Ethiopian highlands', *Oryx*, 54(5), pp. 715–722. doi: 10.1017/S0030605318000844.
- Millennium Ecosystem Assessment (2005) *Ecosystems and Human Well-Being : Synthesis*. World Resources Institute, Washington, DC.
- Moreira, C. C., Celestino, D., Guerra Sobrinho, T., Cardoso, I. M. and Elliot, S. L. (2019) 'Agroforestry coffee soils increase the insect-suppressive potential offered by entomopathogenic fungi over full-sun soils: A case proposing a "bait survival technique"', *Ecology and Evolution*, 9(18), pp. 10777–10787. doi: 10.1002/ece3.5598.
- Muñoz-Villers, L. E., Geris, J., Alvarado-Barrientos, M. S., Holwerda, F. and Dawson, T. (2020) 'Coffee and shade trees show complementary use of soil water in a traditional agroforestry ecosystem', *Hydrology and Earth System Sciences*, 24(4), pp. 1649–1668. doi: 10.5194/hess-24-1649-2020.

- Narango, D. L., Tallamy, D. W., Snyder, K. J. and Rice, R. A. (2019) 'Canopy tree preference by insectivorous birds in shade-coffee farms: Implications for migratory bird conservation', *Biotropica*, 51(3), pp. 387–398. doi: 10.1111/btp.12642.
- Nilovna Chatterjee, P. K. Ramachandran Nair, Vimala D. Nair, Abhishek Bhattacharjee, Elias de Melo Virginio Filho, R. G. M. and M. R. A. N. (2019) 'Do Coffee Agroforestry Systems Always Improve Soil Carbon Stocks Deeper in the Soil?— A Case Study', *Forests*, 11(November 2019;), pp. 1–23.
- Ongole, S., Sankaran, M. and Karanth, K. K. (2018) 'Responses of aerial insectivorous bats to local and landscape-level features of coffee agroforestry systems in Western Ghats, India', *PLoS ONE*, 13(8), pp. 1–16. doi: 10.1371/journal.pone.0201648.
- Posner, S. M., McKenzie, E. and Ricketts, T. H. (2016) 'Policy impacts of ecosystem services knowledge', *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 113(7), pp. 1760–1765. doi: 10.1073/pnas.1502452113.
- Rigal, C., Xu, J. and Vaast, P. (2020) 'Young shade trees improve soil quality in intensively managed coffee systems recently converted to agroforestry in Yunnan Province, China', *Plant and Soil*, 453(1–2), pp. 119–137. doi: 10.1007/s11104-019-04004-1.
- Sauvadet, M., den Meersche, K. Van, Allinne, C., Gay, F., de Melo Virginio Filho, E., Chauvat, M., Becquer, T., Tixier, P. and Harmand, J. M. (2019) 'Shade trees have higher impact on soil nutrient availability and food web in organic than conventional coffee agroforestry', *Science of the Total Environment*, 649, pp. 1065–1074. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.08.291.
- Schooler, S. L., Johnson, M. D., Njoroge, P. and Bean, W. T. (2020) 'Shade trees preserve avian insectivore biodiversity on coffee farms in a warming climate', *Ecology and Evolution*, (May), pp. 1–13. doi: 10.1002/ece3.6879.
- Solis, R., Vallejos-Torres, G., Arévalo, L., Marín-Díaz, J., Ñique-Alvarez, M.,

- Engedal, T. and Bruun, T. B. (2020) 'Carbon stocks and the use of shade trees in different coffee growing systems in the Peruvian Amazon', *Journal of Agricultural Science*. doi: 10.1017/S002185962000074X.
- Withaningsih, S., Parikesit and Alham, R. F. (2020) 'Diversity of bird species in the coffee agroforestry landscape: Case study in the Pangalengan Sub-District, Bandung District, West Java, Indonesia', *Biodiversitas*, 21(6), pp. 2467–2480. doi: 10.13057/biodiv/d210619.
- Yustika, R. D., Somura, H., Yuwono, S. B., Arifin, B., Ismono, H. and Masunaga, T. (2019) 'Assessment of soil erosion in social forest-dominated watersheds in Lampung, Indonesia', *Environmental Monitoring and Assessment*, 191(12). doi: 10.1007/s10661-019-7890-5.
- Zaro, G. C., Caramori, P. H., Yada Junior, G. M., Sanquetta, C. R., Filho, A. A., Nunes, A. L. P., Prete, C. E. C. and Voroney, P. (2020) 'Carbon sequestration in an agroforestry system of coffee with rubber trees compared to open-grown coffee in southern Brazil', *Agroforestry Systems*, 94(3), pp. 799–809. doi: 10.1007/s10457-019-00450-z.

BAB 8

Perubahan Tata Guna Lahan dan Pengaruhnya Terhadap Nilai Jasa Ekosistem

ST AGUNG DWI PRAMONO

8.1. Pendahuluan

Peningkatan aktivitas manusia di seluruh dunia telah mengubah ekosistem alam dan layanan ekosistem yang dihasilkannya. Ekosistem alam dapat menghasilkan layanan/jasa yang meliputi (i) jasa penyediaan seperti bahan makanan, air bersih, serat, bahan bakar, serta bahan dasar lainnya, (ii) jasa pengaturan seperti pengaturan kualitas udara, pengaturan iklim, pencegahan gangguan/bencana, pengaturan air, (iii) jasa budaya seperti estetika, rekreasi, inspirasi, warisan dan identitas budaya, dan juga sebagai (iv) jasa pendukung seperti memberikan habitat untuk berkembang biak dan perlindungan plasma nutfah. Layanan-layanan ekosistem tersebut dapat mengalami perubahan saat fungsi lingkungan ataupun habitat disuatu wilayah dan lanskapnya berubah karena penggunaan lahan yang berbeda (Medcalf, 2014).

Perubahan tata guna lahan terus terjadi dan saat ini kecepatan dan intensitas perubahannya mengalami peningkatan secara signifikan dibandingkan periode sebelumnya dan telah mengubah berbagai ekosistem menjadi lahan pertanian, lahan penggembalaan maupun daerah pemukiman dan perkotaan (Balvanera et al. 2006, Ellis dan Pontius, 2007). Patut disayangkan perubahan tata guna lahan sebagai dampak dari sebuah kebijakan pembangunan ekonomi seringkali tidak memperhatikan dampak lingkungan dan keterkaitannya dengan jasa ekosistem (Mendoza et al., 2012) dan hingga saat ini jasa ekosistem merupakan barang publik yang tidak ditangkap dan diterima dengan baik oleh mekanisme pasar sehingga nilai ekonominya tidak di pahami dengan baik (Costanza et al., 2014).

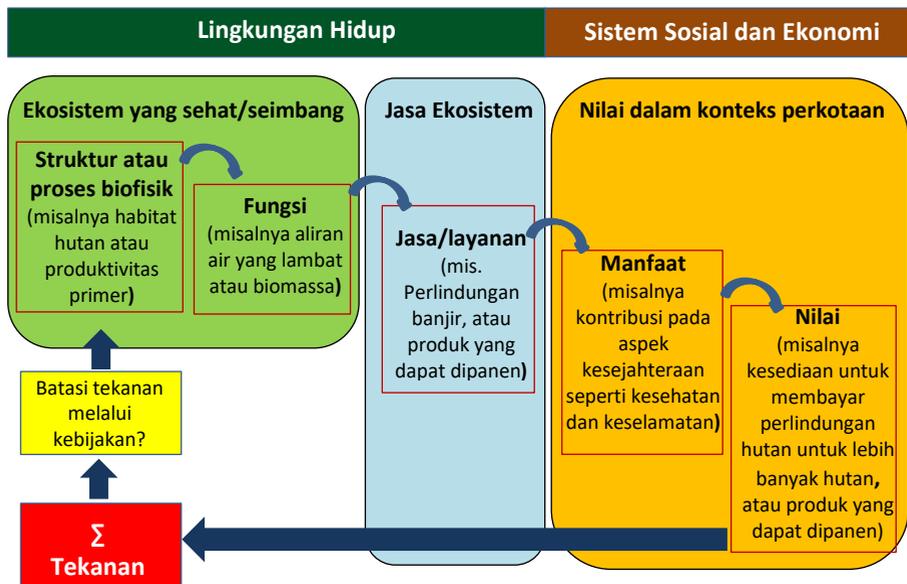
Perubahan tata guna lahan karena pertumbuhan kota senantiasa disertai juga dengan permasalahan sosial dan ekonomi seperti populasi yang terus berkembang dan bisa mengakibatkan habitat dan ekosistem alami yang sebelumnya ada tergantikan oleh bangunan perkotaan seperti gedung jalan dan sarana penunjang ekonomi lainnya. Hal semacam ini memberikan tekanan kepada ekosistem alami, hilangnya keaneka ragaman hayati, hancurnya sumber daya alam serta degradasi lingkungan. Untuk itu diperlukan solusi berbasis alam yang bisa mengatasi berbagai tekanan terhadap habitat dan ekosistem tersebut (Alvarado et al., 2020). Solusi ini juga sekaligus memberikan berbagai manfaat jangka panjang bagi kesejahteraan manusia dan keanekaragaman hayati.

Perencanaan dan analisis perubahan tata guna Lahan memungkinkan pembuat kebijakan untuk mengembangkan strategi perencanaan perubahan tata guna lahan yang adaptif dengan membandingkan hasil yang sesuai dari pilihan perencanaan pada penyediaan satu atau lebih

jasa lingkungan (Baja, 2012, Cabral et al., 2016). Pada skala temporal dan spasial, perubahan jasa ekosistem dan kerentanannya harus dapat dipertimbangkan dalam perencanaan perubahan tata guna lahan (Cowling et al., 2008).

8.2. Model Jasa ekosistem

Beberapa peneliti telah membahas tentang bagaimana pola jasa ekosistem menjadi solusi berbasis alam dalam konteks perubahan tata guna lahan dan mengkaji hubungan antara jasa ekosistem dengan habitat dan lingkungannya dalam berbagai bentuk permodelan maupun alur pikir.



Gambar 8.1. Modifikasi Model Jasa Ekosistem *Cascade*
(Sumber: Alvarado, 2020)

Dalam perancangan sebuah kota dalam perencanaannya haruslah memperhatikan dan mempertahankan juga keberadaan ekosistem alaminya untuk menjaga layanan ekosistemnya tetap terpelihara. Salah satu permodelan jasa ekosistem yang membahas tentang kaitan lingkungan hidup dengan sistem sosial dan ekonomi dalam konteks pengembangan perkotaan dikemukakan oleh Alvarado et al., (2020) seperti pada Gambar 8.1. diatas. Dalam konteks lingkungan hidup adanya ekosistem yang sehat dan seimbang yang terjaga fungsinya akan menghasilkan jasa ekosistem yang akan bisa bermanfaat dalam jangka panjang, sementara dalam konteks sosial ekonomi, ambil contoh adalah habitat hutan yang melalui berbagai proses struktur biofisika didalamnya akan mampu memberikan fungsi menghambat air larian sehingga memberikan jasa lingkungan seperti melindungi daerah dari banjir termasuk menjaga komoditas yang ada agar tetap berproduksi dan bisa dinikmati. Sehingga bisa memberikan manfaat berupa kesejahteraan, kesehatan, dan keselamatan dan pada akhirnya bisa memberikan nilai berupa kesediaan membayar (*willingness to pay*) dari berbagai pihak dalam rangka menjaga ekosistem/hutan agar tetap lestari.

Ketika mempertimbangkan hubungan antara habitat atau tipe tutupan lahan dan jasa ekosistem yang disediakan oleh lingkungan, jelas bahwa pengaruh habitat terhadap fungsi lingkungan bergantung pada karakteristik biofisiknya. Artinya, habitat dengan pertumbuhan kayu berumur panjang atau habitat yang menghasilkan banyak bahan tanaman selama masa hidupnya akan memiliki peran yang lebih besar dalam menyimpan karbon, daripada padang rumput berdaun halus di mana sedikit bahan organik terakumulasi. Habitat dengan spesies berakar dalam yang bias mengambil atau memanfaatkan air dalam jumlah besar, akan memiliki peran yang lebih tinggi dalam mengatur

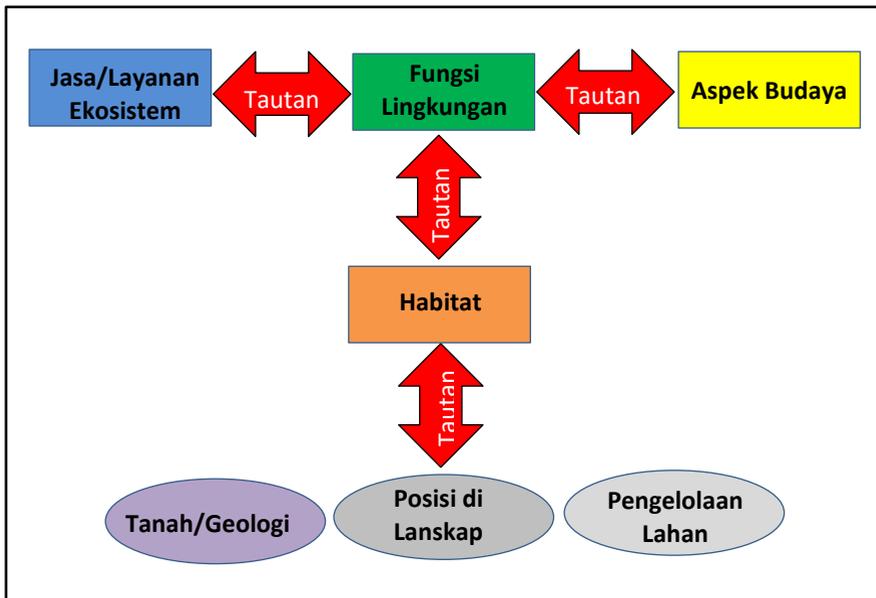
kejadian hujan daripada habitat berakar dangkal dengan sedikit aktivitas evapotranspirasi.

Keterkaitan antara fungsi ekosistem dan dengan penyediaan jasa ekosistem terus terpengaruh oleh pertumbuhan penduduk, tekanan ekonomi serta perluasan perkotaan. Pertumbuhan penduduk yang terus menerus akan mengakibatkan berbagai kebutuhan seperti hunian, tempat rekreasi, sarana, prasarana dan utilitas akan terus meningkat termasuk bagaimana kebutuhan pertumbuhan ekonomi yang diyakini mampu menjamin kesejahteraan masyarakat juga terus memicu perubahan fungsi ekosistem baik alih fungsi lahan maupun percepatan dalam mengeksploitasi sumber daya alam.

Fokus mempertahankan fungsi ekosistem dan habitat yang seimbang tanpa adanya kebijakan pembangunan ekonomi tentunya juga akan sangat mustahil dilakukan karena kesejahteraan masyarakat dalam pemenuhan pertumbuhan ekonomi juga harus terus dilakukan oleh para pengambil kebijakan. Disisi lain ketika kebijakan hanya berfokus pada pertumbuhan ekonomi pada kurun waktu tertentu juga akan mengakibatkan habitat dan fungsi lingkungan yang berubah justru akan mendatangkan banyak kerugian sehingga tujuan akan terwujudnya kesejahteraan malah akan mendatangkan berbagai kesulitan baru misalkan dengan pembangunan kota yang masif justru mendatangkan bencana banjir yang jelas secara ekonomi akan mendatangkan kerugian yang besar, atau mengubah wilayah perbukitan menjadi ladang pertanian yang juga akan mendatangkan bencana seperti longsor atau resiko pendangkalan dimuara sungai yang berakibat pada terjadinya abrasi di wilayah pantai. Hal-hal demikian tentunya juga harus menjadi perhatian bagaimana sebuah kebijakan dibuat dalam jangka pendek menengah dan panjang tetap

bisa menjaga keseimbangan antara kebutuhan pertumbuhan ekonomi dengan tetap mampu menjaga fungsi ekosistem serta habitat alami dan ekosistem tetap bisa memberikan layanan yang seimbang dan berkelanjutan.

Permodelan lainnya tentang jasa ekosistem dikemukakan oleh Medcal et al., 2014 yang bisa menggambarkan dan menjelaskan tentang hubungan/keterkaitan antara jasa ekosistem, habitat dan lingkungan seperti bisa dilihat pada gambar 8.2 berikut ini.



Gambar 8.2. Hubungan antara jasa ekosistem, habitat dan lingkungan (Sumber : Medcalf, 2014)

Jasa ekosistem menghubungkan fungsi lingkungan dengan semua barang yang diperoleh dari lingkungan, baik yang langsung jelas

nilainya/*tangible* seperti produksi tanaman pangan dan nilai yang tersembunyi/*intrinsic/intangible* dan seringkali tidak bias divalusi secara langsung seperti mitigasi perubahan iklim dengan mengikat karbon di dalam tanah dan tumbuh-tumbuhan. Layanan ini secara intrinsik terkait dengan habitat/tutupan lahan yang ada di area manapun. Hal tersebut selanjutnya dipengaruhi oleh faktor-faktor kunci dari bentuk lahan, tanah/geologi dan pengelolaan kawasan tersebut.

8.3. Dampak Perubahan Tata Guna Lahan terhadap Jasa Ekosistem

Berbagai kajian telah dilakukan untuk mengetahui pengaruh perubahan tataguna lahan terhadap jasa ekosistem. Kajian yang dilakukan Mendoza et al., (2012) di Teluk Pantai Mexico di tiga lokasi pariwisata utama dengan perbedaan infrastruktur yang kontras di daerah Boca del Río, Chachalacas dan Costa Esmeralda yang dilakukan dengan observasi tahun 1995-2006, ditemukan fakta bahwa perluasan perkotaan mayoritas dilakukan dengan mengkonversi lanskap hutan bakau, padang rumput, lahan pertanian, dan pantai. Lanskap tersebut adalah ekosistem yang permukaannya paling banyak berkurang, namun, sebenarnya adalah ekosistem dengan perkiraan nilai jasa ekosistem tertinggi, seperti pasokan air, rekreasi dan pengaturan keseimbangan. Dengan mengasumsikan bahwa nilai jasa ekosistem yang hilang karena perubahan penggunaan lahan dapat dikompensasi secara ekonomi dengan harga perolehan lahan perkotaan pada tahun 2006, di mana harga per hektar lahan dapat berfluktuasi dari 45.000 menjadi 600.000 USD/ ha di Costa Esmeralda, menjadi 190.000 hingga 910.000 USD / ha di Chachalacas dan 1-6 juta USD / ha di Boca del Río. Angka angka tersebut jauh lebih besar dari hasil estimasi nilai total

awal (termasuk ekosistem dan jasa ekosistemnya) jika lahan tanpa konversi pada tahun 1995 yang hanya berkisar 106.000 USD /ha. Sehingga tidak mengherankan banyak terjadi alih fungsi dan tataguna lahan dari alam menjadi perkotaan, karena itu memang tampak menguntungkan secara ekonomi. Namun, ketika jasa ekosistem intrinsik/*intangible* seperti perlindungan pantai atau nilai pemandangan dan rekreasi hilang, maka keuntungan nyata dari pembangunan perkotaan ini juga hilang, karena kualitas pantai memburuk atau karena dampak angin topan dan badai yang sering terjadi dapat mengakibatkan kerugian ekonomi yang besar dan bencana ini terjadi, saat divalusi, kerugian yang didapat ternyata jauh melampaui keuntungan setelah konversi lahan dibandingkan jika habitat alaminya tetap dipertahankan.

Hasil yang sama bahwa kerugian akibat hilangnya nilai jasa ekosistem seringkali lebih besar dari keuntungan, saat ada konversi lahan/habitat alami juga dikemukakan oleh Arowolo et, al,. (2018) yang melakukan penelitian pada lahan pertanian di Nigeria. Ekspansi lahan pertanian yang dilakukan terus menerus tampak memberikan keuntungan secara ekonomi namun, hilangnya jasa ekosistem secara terus menerus seperti pengaturan iklim dan air yang sebagian besar disediakan oleh ekosistem alami dapat mengakibatkan kerugian ekonomi yang sangat besar yang ternyata melebihi keuntungan nyata dari pengembangan lahan budidaya. Selama periode 10 tahun dari 2007 - 2016, konversi hutan dan sabana menjadi hamparan lahan pertanian marak terjadi di wilayah utara negara itu. Selama periode ini, terhitung peningkatan total nilai jasa ekosistem di Nigeria pada tahun 2007 sebesar 665,93 miliar USD, menjadi 667,44 miliar USD pada 2010, dan 97,38% di antaranya dikontribusikan oleh lahan pertanian hasil konversi. Nilai layanan penyediaan/produksi memang

meningkat namun berbagai layanan pengaturan, dukungan, rekreasi dan budaya menurun, di antaranya pengaturan air (-11,01%), pengaturan udara (-7,13%), budaya (-4,84%) dan pengaturan iklim (-4,3%) dan tentunya fungsi ekosistem diperkirakan yang paling terkena dampak dari alih fungsi lahan tersebut.

Kajian lain dengan menggunakan permodelan dilakukan Asadolahia et, al., (2018) dengan menganalisis pertukaran tiga jasa ekosistem yaitu retensi tanah, kualitas habitat dan pasokan makanan di DAS Gorganrood, timur laut Iran. Dengan membandingkan dua metode yaitu *business as usual* (BAU) dan *environmentally sound planning* (ESP) dikemukakan bahwa pelaksanaan *business as usual* menyebabkan menurunnya kemampuan lahan untuk menyediakan retensi tanah dan jasa kualitas habitat sedangkan dengan *environmentally sound planning* mampu menghasilkan lanskap dengan kualitas habitat dan manfaat retensi tanah yang bisa ditingkatkan dengan mengurangi potensi daerah tersebut untuk dialihfungsikan menjadi lanskap area untuk pemasok makanan.

Di Pegunungan Hengduan China, penelitian yang dilakukan oleh Wang et, al., (2018) menunjukkan bahwa lahan hutan berubah menjadi padang rumput selama kurun waktu 1990–2000 disebabkan oleh deforestasi, tetapi tren sebaliknya ditemukan pada 2000–2010 sebagai akibat dari pelaksanaan proyek ekologi. Nilai jasa ekosistem di seluruh wilayah sedikit menurun (0,01% per tahun) pada 1990–2000, dan meningkat tajam (0,14% per tahun) pada 2000–2010. Elastisitas mencapai 0,07 untuk 1990-2000 dan 0,29 untuk 2000-2010. Kajian lainnya yang juga dilakukan di China tepatnya di daerah pesisir Provinsi Hubai/*Coastal Zone Hebei Province (CZHP)* oleh Zhanga et, al., (2020) dengan mengintegrasikan peta topografi dan data penginderaan jauh

untuk menganalisis perubahan penggunaan lahan di zona pesisir dari tahun 1950-2017 dapat diketahui bahwa perubahan tata guna lahan yang signifikan telah terjadi. Luas lahan basah dan lahan tidur menurun masing-masing sebesar 78,41 dan 72,03%. Tanah substansial telah direklamasi sebagai lahan budidaya, industri dan pertambangan. Sementara itu, luas lahan pemukiman dan lahan industri dan pertambangan masing-masing meningkat sangat tajam hingga 345,63% dan 975,19%. Perluasan lahan pemukiman yang terjadi mengakibatkan hilangnya lahan pertanian, sedangkan peningkatan lahan industri dan pertambangan dilakukan dengan mengkonversi lahan basah dan lahan tidur. Perubahan penggunaan lahan di daerah tersebut secara nyata telah menyebabkan penurunan kualitas habitat dan diestimasi telah mengalami penurunan hingga 37,37%.

Sementara itu, penelitian dan kajian tentang keterkaitan tata guna lahan terhadap jasa ekosistem juga banyak dilakukan di Indonesia. Salah satunya yang dilakukan oleh Nainggolan et, al., (2015) yang mencatat selama tahun 2003-2012 di wilayah sub DAS Siak bagian hulu terjadi perubahan dominan yaitu pada perkebunan sebesar 28,8 % dan hutan sebesar 34,4 %. Hal ini telah menyebabkan debit puncak banjir berkala tiap 25 dan 50 tahun meningkat sebesar 5,96 % dan 6,13 %.

Terjadinya peningkatan debit puncak banjir ini menunjukkan terjadi penurunan layanan ekosistem sebagai pengatur dalam hal ini pengatur air larian. Pada lokasi DAS yang sama, Sandhyavitri et, al., (2015) mengemukakan bahwa pola tata guna lahan Sub DAS Tapung yang merupakan bagian DAS Siak yang didominasi sektor perkebunan kelapa sawit lebih dari 45%, dan pertanian kurang lebih 24 % mengalami peningkatan 2% dalam periode 2002-2012. Sedangkan area hutan mengalami penurunan dari 9 % menjadi 7%. Dengan

menggunakan Uji kehandalan model hidrologi dan identifikasi 5 parameter paling sensitif dalam memodelkan hidrologi disimpulkan bahwa akibat perubahan tata guna lahan di Das Siak hulu terjadi kecenderungan penurunan ketersediaan air tanah.

Perubahan tutupan lahan menjadi lebih lebat atau rimbun menjadi harapan untuk bisa lebih meningkatkan nilai jasa ekosistem khususnya pengaturan aliran air. Di Sub DAS Tampus yang merupakan salah satu bagian dari DAS Ayung di pulau Bali, Dharma et, al., (2007) mencatat telah terjadi penurunan debit banjir akibat perubahan tata guna lahan. Hal ini disebabkan oleh faktor berubahnya tata guna lahan dari empat lanskap yakni sawah irigasi, semak belukar, pemukiman dan tegalan/ladang/tanah kosong menjadi lima lanskap yakni sawah irigasi, semak belukar, pemukiman, tegalan/ladang/tanah kosong dan perkebunan sehingga menyebabkan meningkatnya waktu konsentrasi air (tc) yang menyebabkan menurunnya intensitas hujan. Nilai konsentrasi air di sub DAS Tampus menjadi lebih panjang, pada tahun 1992, 116 menit menjadi 121 menit pada tahun 2000 dikarenakan terjadinya proses penutupan lahan oleh vegetasi yaitu adanya perkebunan baru dan penutupan tajuk menjadi lebih rapat di lokasi studi sehingga memperlambat proses hujan menjadi limpasan permukaan yang secara langsung memperkecil debit puncaknya.

8.4. Penutup

Jumlah populasi yang terus meningkat mengakibatkan tekanan ekonomi terus terjadi sebagai konsekuensi dari penambahan penduduk. Konsekuensi dari hal tersebut adalah perubahan tata guna lahan terjadi semakin cepat di berbagai lanskap. Di sisi lain, kemampuan ekosistem juga terbatas untuk memberikan layanan atau

jasa ekosistemnya. Ekosistem yang memiliki daya dukung dan daya tampung yang cukup bisa memberikan layanannya dengan baik.

Terdapat keterkaitan yang erat antara perubahan tata guna lahan dengan kemampuan ekosistem memberikan layanan. Sering kali keuntungan langsung secara ekonomi mudah diterima dari pada jumlah dari nilai layanan ekosistem yang hilang dari kegiatan pembangunan tersebut. Disisi lain, ditemukan juga fakta bahwa perencanaan perubahan tata guna lahan dengan tetap memperhatikan lingkungan lebih bisa mempertahankan nilai jasa ekosistem dalam aplikasi kegiatannya bila dibandingkan dengan sebuah perencanaan pembangunan/penggunaan lahan yang tanpa memperhatikan aspek lingkungan.

Referensi

- Alvarado, O.A., 2020 *"A Review Of Quantitative Tools For Measuring Multiple Urban Ecosystem Services"* . Researchgate Balvanera, P., Pfisterer, A.B., Buchmann, N., He, J.S., Nakashizuka, T., Raffaelli, D., Schmid, B., 2006. Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. *Ecology Letters* 9 (10), 1146–1156.
- Arowolo, A.O., Deng, X., Olatunji, O.A., Obayelu, A.E., 2018. *"Assessing changes in the value of ecosystem services in response to land-use/land-cover dynamics in Nigeria"* : *Science of the Total Environment* 636, 597–609.
- Asadolahia, Z., Salmanmahiny, A., Sakieh, Y., Mirkarimi, S.H., Baral, H., Azimi, M. 2018 *" Dynamic trade-off analysis of multiple ecosystem services under land use change scenarios: Towards putting ecosystem services into planning in Iran"* *Ecological Complexity* 36 (2018) 250–260
- Baja, S., 2012 *"Perencanaan Tata Guna Lahan dalam Pengembangan Wilayah"* Andi Yogyakarta.

<https://books.google.co.id/books?id=jG7FEsl1YPwC&printsec=frontcover&hl=id#v=onepage&q&f=false>

- Cabral, P., Feger, C., Levrel, H., Chambolle, M., Basque, D., 2016. *“Assessing the impact of land-cover changes on ecosystem services: a first step toward integrative planning in Bordeaux.”* France Ecosyst. Serv. 22, 318–327.
- Costanza, R., de Groot, R., Sutton, P., van der Ploeg, S., Anderson, S.J., Kubiszewski, I., Farber, S., Turner, R.K., 2014. *“Changes in the global value of ecosystem services”*. Glob. Environ. Chang. 26, 152–158.
- Cowling, R.M., Egoh, B., Knight, A.T., O’Farrell, P.J., Reyers, B., Rouget, M., Roux, D.J., Welz, A., Wilhelm-Rechman, A., 2008. *“An operational model for mainstreaming ecosystem services for implementation”*. PNAS 105, 9483–9488.
- Dharma, I.G.B.S., Yekti, M.I., Permana, G.I., 2007. *“Pengaruh Perubahan Tata Guna Lahan Terhadap Debit Banjir”*. Berkala Ilmiah Teknik Keairan Vol. 13, No.3– Juli 2007, ISSN 0854-4549 Akreditasi No. 23a/DIKTI/KEP/2004
- Ellis, E., Pontius, R., 2007. *“Land-use and land-cover change. In: Cleveland, C.J. (Ed.)”*, Encyclopedia of Earth. Environmental Information Coalition, National Council for Science and the Environment, Washington, D.C. https://www.eoearth.org/article/Land-use_and_land-cover_change, Accessed date: 5 May 2017.
- Fu, B., Zhang, L., Xu, Z., Zhao, Y., Wei, Y., Skinner, D., 2015. *“Ecosystem services in changing land use”*. J. Soils Sediments 15 (4), 833–843.
- Goldstein, J.H., Caldarone, G., Duarte, T.K., Ennaanay, D., Hannahs, N., Polasky, S., Wolny, S., Daily, G.C., 2012. *“Integrating ecosystem-service tradeoffs into land-use decisions”*. Proc. Natl. Acad. Sci. USA 109 (19), 7565–7570.
- Martínez, M.L., Intralawan, A., Vazquez, G., Perez-Maqueo, O., Sutton, P., Landgrave, R., 2007. *“The coasts of our world: ecological, economic and social importance”*. Ecological Economics 63 (2–3), 254–272.

- Medcalf, K., Small, N., Finch, C., Williams, J., Blair, T., Haines-Young, R., Potschin, M. & Parker, J. 2014 *“Further development of a spatial framework for mapping ecosystem services”* JNCC.
- Mendoza, G., González, M.L. Martínez, D. Lithgow, O. Pérez-Maqueo, P. Simonin. 2012 *“The Land use change and its effects on the value of ecosystem services along the coast of the Gulf of Mexico”* : Ecological Economics 82 Hal 23–32
- Nainggolan, J., Lilis, Y.H., Sutikno, S., 2015. *“Analisis Dampak Perubahan Tata Guna Lahan DAS Siak Bagian Hulu Terhadap Debit Banjir”*. Jom FTEKNIK Volume 2 No 2 Oktober 2015
- Sandhyavitri, A., Sutikno, S., Iqbal, M., 2015. *“Analisis Pengaruh Perubahan Tata Guna Lahan Terhadap Ketersediaan Air Di Daerah Aliran Sungai (Das) Siak, Provinsi Riau”*. Jurnal Teknik Sipil Volume 13, No. 2, April 2015, 146–157
- Wang, Y., Dai, E., Yin, L., Ma, L., 2018 *“Land use/land cover change and the effects on ecosystem services in the Hengduan Mountain region, China”* Ecosystem Services 34 (2018) 55–67.
- Zhanga, X., Song, W., Lang, Y., Fenge, X., Yuan, Q., Wang, J., 2020 *“Land use changes in the coastal zone of China’s Hebei Province and the corresponding impacts on habitat quality”* Land Use Policy 99 104957.

BAB 9

Perkiraan Kebutuhan Air Pada Suatu Daerah Dalam Jangka Panjang

BENNY SYAHPUTRA

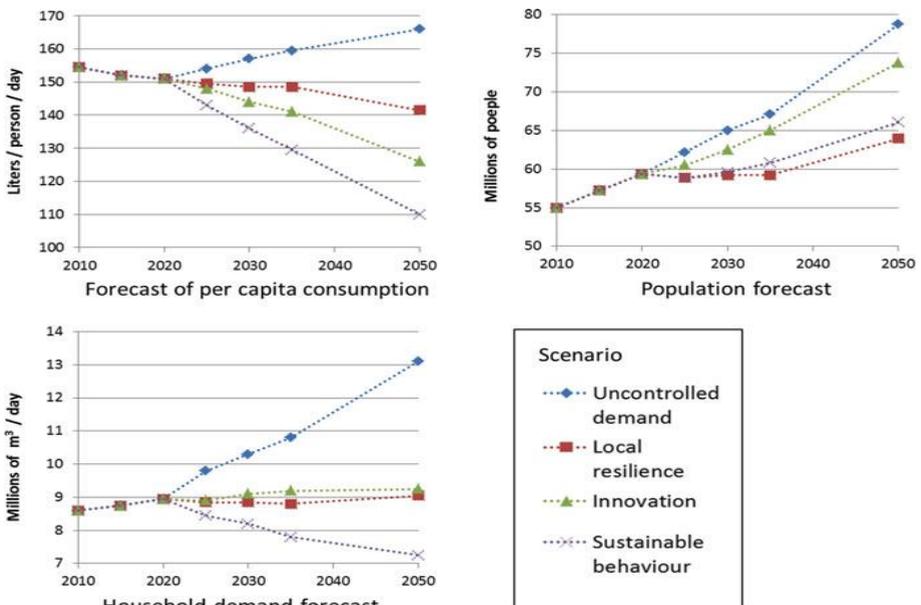
9.1. Pendahuluan

Dalam 100 tahun terakhir, konsumsi air di dunia meningkat hampir enam kali lipat (Wada *et al.*, 2016). Dalam beberapa dekade terakhir, permintaan air global telah meningkat dengan kecepatan sekitar 1% per tahun, tergantung pada pertumbuhan penduduk dan perkembangan ekonomi. Pada masa mendatang, permintaan air untuk industri dan keperluan sehari-hari akan meningkat jauh lebih cepat daripada sektor pertanian. Namun, secara keseluruhan, pertanian akan tetap menjadi konsumen air terbesar (Boretti and Rosa, 2019).

Pangsa air yang digunakan untuk keperluan rumah tangga sekitar 12% dari total konsumsi air (Flörke *et al.*, 2013). Konsumsi air khusus untuk keperluan rumah tangga meningkat pesat di negara-negara berpenghasilan rendah dan menurun di negara-negara berpenghasilan tinggi. Tren umum menuju pengurangan permintaan air berkaitan

dengan peningkatan efisiensi penggunaan air melalui pemanfaatan bantuan perlengkapan asupan air modern dan peralatan sanitasi (Wada *et al.*, 2016; Gorączko and Pasela, 2015; Gutierrez *et al.*, 2014).

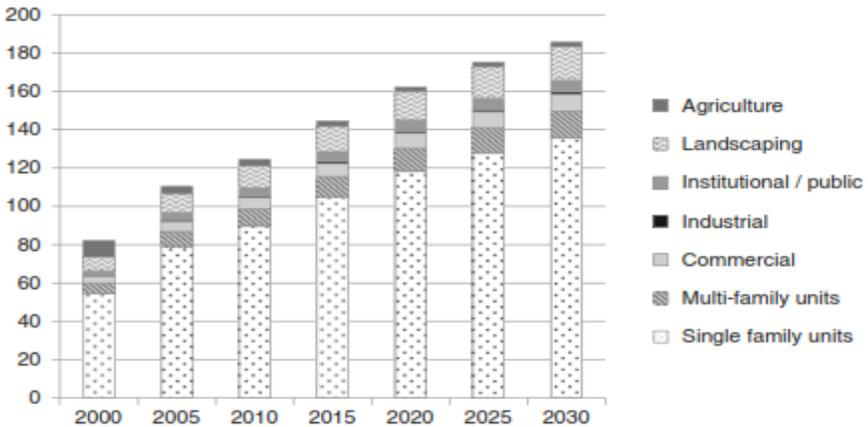
Tren perkiraan jumlah penduduk, konsumsi air perkapita dan perkiraan kebutuhan air perumahan dapat dilihat pada Gambar 9.1.



Gambar 9. 1. Populasi, konsumsi per kapita, dan prakiraan kebutuhan air perumahan (Sumber : Environment Agency, 2009)

Meningkatkan akurasi perkiraan perubahan permintaan air sangat penting dalam merancang sistem pasokan air baru dan rekonstruksi sistem yang sudah ada. Pengoperasian sistem volume tinggi menyebabkan peningkatan biaya tambahan untuk pengangkutan air dan akibatnya kenaikan tarif air. Dalam sistem seperti itu, durasi pengangkutan air ke konsumen menjadi bertambah, akibatnya terjadi penurunan pada kualitasnya. Sebaliknya, mengabaikan permintaan air

di masa depan akan menyebabkan kelebihan pada sistem hidrolika, kekurangan air, dan lain sebagainya (Matsiyevska, 2015; Rinaudo, 2015).



Gambar 9.2. Proyeksi evolusi kebutuhan air menurut kategori pengguna (jutaan m³ per tahun) (Sumber: Rinaudo, 2015)

Dengan bantuan model hidrolik komputer dari sistem pasokan air pemukiman, kinerja semua elemennya dapat dioptimalkan. Namun, pembuatan dan kinerja yang benar dari model seperti itu hanya mungkin berdasarkan nilai akurat dari perkiraan konsumsi air, termasuk pemakaian harian maksimum, dan koefisien permintaan air harian yang tidak merata (Georgescu *et al.*, 2014; Gwoździej and Świątochowski, 2019). Dokumen normatif dari berbagai negara memberikan nilai indikasi konsumsi air (rata-rata per tahun) dan koefisien konsumsi air yang tidak merata. Hasil dari pengalaman mengoperasikan sistem air di berbagai negara menunjukkan bahwa indikator ini perlu disesuaikan (Bergel *et al.*, 2016; Piasecki and Górski, 2018; Pietrucha and Szeligowski, 2016; Wichowski *et al.*, 2019). Oleh karena itu, dalam konteks globalisasi, penting untuk membandingkan

dan menyatukan indikator-indikator di atas (Kapalo *et al.*, 2019; Matsiyevska *et al.*, 2020; Vrána and Moštěk, 2019).

Kebutuhan air yang ditentukan oleh pemerintah jelas sangat berbeda dengan hasil pengukuran di lapangan. Berdasarkan hasil penelitian yang dilakukan oleh Matsiyevska and Kapalo (2020) di Negara Republik Ceko terjadi perbedaan perbedaan konsumsi air yang signifikan. Konsumsi air harian rata-rata di gedung apartemen yang diukur secara eksperimental mencapai 101 liter/orang/hari. Ini sesuai dengan nilai normatif konsumsi air spesifik 100 liter/orang/hari yang diadopsi di Republik Ceko. Nilai maksimum konsumsi air harian 165 liter/orang/hari dengan faktor harian maksimum adalah 1,63 (Matsiyevska and Kapalo, 2020). Pemakaian air tersebut tentunya tidak jauh berbeda dengan di Indonesia. Besarnya pemakaian air di suatu daerah dibagi berdasarkan karakteristik kota (Morimura dan Noerbambang, 2000). Sementara itu, menurut Kriteria Perencanaan Ditjen Cipta Karya Dinas PU, 1996 kota metropolitan yang mempunyai penduduk di atas satu juta diasumsikan mempunyai kebutuhan air 190 liter/orang/hari.

9.2. Model Perkiraan Kebutuhan Air

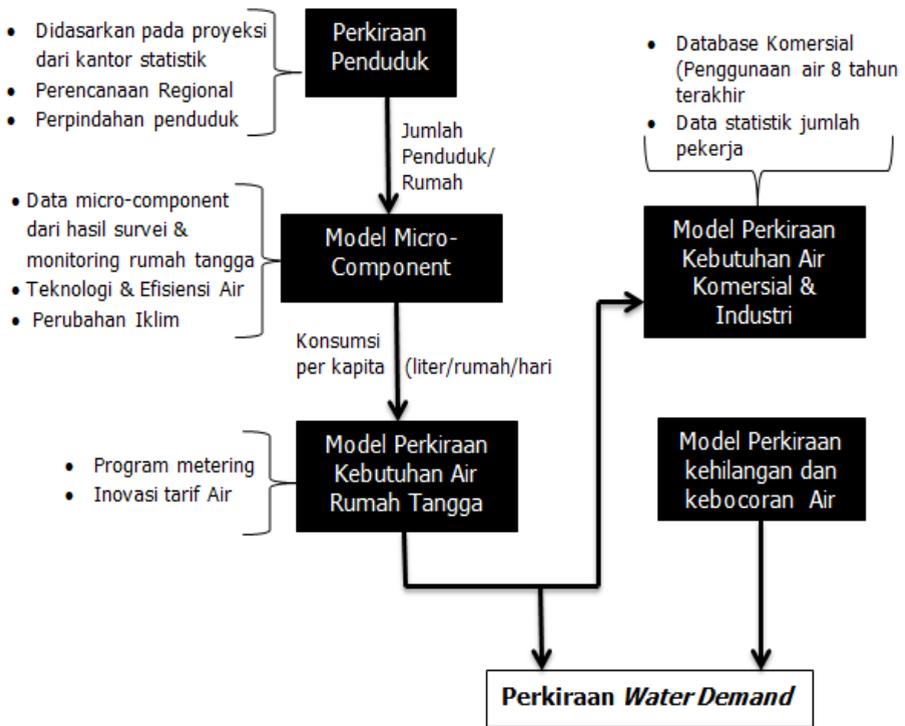
Berbagai model telah dikembangkan dan diterapkan oleh perusahaan air minum dan konsultan, mereka telah memperkirakan evolusi permintaan air di masa depan (Bauman *et al.* 1998; Billings dan Jones 2008). Model ini dapat diklasifikasikan menjadi lima tipe utama seperti (Tabel 9.1) berikut ini.

Tabel 9.1. Karakteristik utama dari metodologi prakiraan kebutuhan air

Model	Prinsip kerja	Aplikasi	Data yang dibutuhkan	Kelemahan
Temporal extrapolation models	Proyeksi kecenderungan yang diamati di masa lalu	Pengembangan skenario <i>business as usual</i> dengan asumsi kelanjutan kondisi sosial ekonomi yang ada	<i>Time series</i> konsumsi air	Kemampuan yang diperkirakan terbatas - tidak memperhitungkan perubahan dalam konteks sosial ekonomi
Unit water demand analysis	Estimasi berdasarkan koefisien <i>unit water demand</i> dikalikan dengan jumlah pengguna di setiap kategori	Perkembangan prakiraan <i>demand</i> sektoral memperhitungkan pertumbuhan populasi masa depan yang diharapkan, perubahan kegiatan ekonomi per cabang. <i>Demand</i> dapat dengan mudah direpresentasikan secara spasial (terhubung dengan GIS)	Koefisien unit konsumsi air (per jenis pengguna) Perkiraan jumlah pengguna per kategori di masa mendatang	Tidak memperhitungkan kemungkinan perubahan konsumsi air unit di masa mendatang karena tarif air yang terus berubah, pendapatan rumah tangga, dll.
Multivariate statistical models	Estimasi konsumsi per kapita sebagai fungsi dari variabel seperti tarif air, pendapatan rumah tangga, tingkat aktivitas ekonomi dll.	Memungkinkan perkiraan <i>demand</i> masa depan dengan mempertimbangkan perubahan dalam (i) populasi dan aktivitas ekonomi serta (ii) perubahan variabel sosial-ekonomi (tarif air, karakteristik rumah tangga dan pendapatan, dll.).	<i>Time series</i> untuk konsumsi air dan semua variabel penjelas Perkiraan jumlah pengguna per kategori di masa mendatang	Tidak memperhitungkan perubahan dalam peraturan pipa atau kampanye untuk mempromosikan konservasi air

Micro-component modeling	Simulasi <i>end-use</i> oleh pelanggan domestik	Perkiraan <i>demand</i> dengan mempertimbangkan perubahan peralatan rumah tangga dan praktik penggunaan air dalam / luar ruangan di masa mendatang Evaluasi <i>ex-ante</i> atas efisiensi kebijakan konservasi air	Survei rumah tangga skala luas untuk menilai kepemilikan alat pelangan, frekuensi penggunaan, dan volume yang digunakan	Terutama disesuaikan dengan kebutuhan air perumahan. Sering digunakan dalam kombinasi dengan model statistik multivariat
Land use based models	Permintaan dinilai pada skala entitas spasial yang seragam menggunakan rasio unit	Prakiraan kebutuhan air yang akurat secara spasial, terintegrasi dengan perencanaan kota	Skema perencanaan kota jarak jauh Rasio konsumsi unit per kategori pembangunan perkotaan	Tidak memperhitungkan perubahan kondisi ekonomi (harga, pendapatan) atau evolusi teknologi / peraturan perpipaan

(Sumber : Bauman *et al.* . 1998; Billings dan Jones, 2008



Gambar 9.3. Tinjauan metodologi perkiraan *water demand* yang diterapkan oleh Thames Water (Sumber : Rinaudo, 2015)

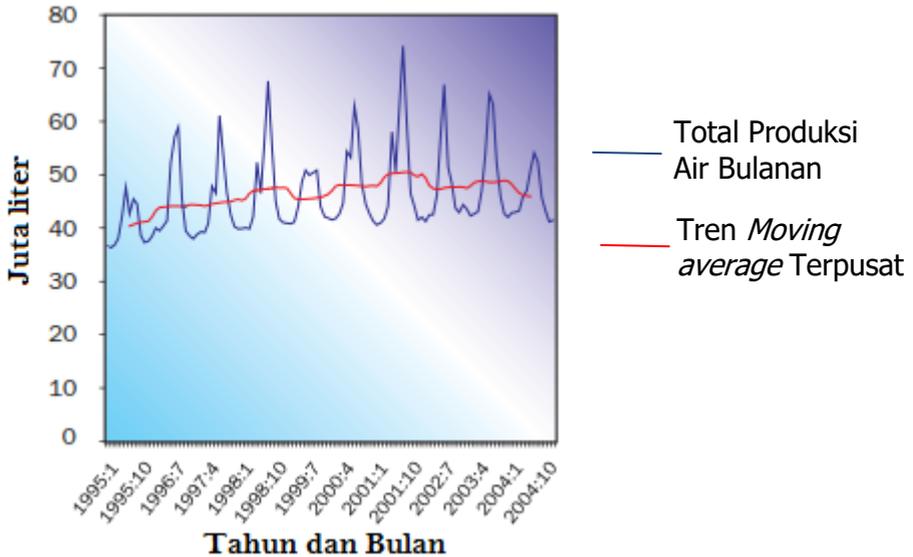
9.2.1. *Temporal extrapolation models*

Pendekatan pemodelan ini didasarkan pada asumsi bahwa evolusi permintaan dapat disimpulkan dari kecenderungan masa lalu. Beberapa model matematika bisa digunakan, termasuk model *moving average*, *exponential smoothing*, atau model *Bow-Jenkins* (Billings dan Jones 2008; Donkor et al.2012). Proyeksi kecenderungan tersebut dapat diterapkan secara global pada skala satu perusahaan air minum

atau suatu wilayah, atau diperjelas dengan penalaran menurut jenis konsumen (pengguna rumah tangga, sektor jasa, industri). Metode geostatistik canggih yang mempertimbangkan secara bersamaan variabilitas waktu dan ruang juga telah digunakan untuk memetakan permintaan air di masa depan (Lee *et al.* 2010). Keuntungan dari pendekatan ekstrapolasi adalah bahwa satu-satunya data yang diperlukan adalah *time series* dari variabel yang diramalkan. Namun, kemampuan prediktifnya cukup terbatas karena tidak dapat memperhitungkan perubahan dalam konteks sosial ekonomi (tarif, lapangan kerja, populasi dan pola perkotaan) dan terjadinya diskontinuitas (misalnya, perubahan teknologi, peraturan perpipaan, atau kebijakan konservasi air).

Model ini bisa memanfaatkan *moving average*. Untuk menghitung *moving average*, ambil rata-rata aritmatika dari bilangan tetap, seperti k , dari suku berurutan dari deret waktu. Jumlah istilah yang berurutan disebut sebagai jendela waktu *moving average*. Dengan menggeser jendela waktu melintasi atau ke bawah deret waktu, seseorang dapat menghasilkan serangkaian rata-rata individual, yang secara bersama-sama membentuk *moving average*. *Moving average* dari 12 istilah dimulai dengan rata-rata 12 pengamatan atau angka pertama dalam deret waktu. Rata-rata kedua dimulai dengan pengamatan kedua kali ini seri dan rata-rata dengan 11 istilah berikutnya. Proses ini berlanjut hingga angka, suku, atau observasi terakhir dari deret waktu dimasukkan dalam *moving average*.

Pada Gambar 9.4 merupakan contoh *moving average*, terdapat tren positif yang kecil dalam *moving average* pada tahun-tahun awal 1995 hingga 2001, yang kemudian mengarah pada tren yang mendatar dan akhirnya sedikit menurun pada tahun 2003 dan 2004.



Gambar 9.4. Ekstrapolasi *moving average* terpusat
(Sumber : Billings dan Jones, 2008)

9.2.2. Model yang Didasarkan pada *Unit Water Demand*

Metode ini biasanya terdiri dari kebutuhan masa depan secara rinci dengan tambahan jumlah pengguna. Model ini bergantung pada penggunaan koefisien *unit water demand* yang ditentukan per penduduk, per pelanggan, per karyawan, atau per unit hasil industri. *Demand* diperkirakan dengan mengalikan koefisien ini dengan jumlah pengguna yang dapat dilayani oleh perusahaan air minum di masa mendatang. Penerapan metode dapat dibedakan menurut tingkat pemilahan pelanggan. Tingkat disagregasi pertama umumnya terdiri dari pengelompokan penggunaan domestik, komersial, industri dan sektor publik (perkiraan sektoral). Permintaan domestik selanjutnya dapat diuraikan menurut jenis rumah, dengan memperkirakan secara

terpisah beberapa tempat tinggal dan rumah keluarga tunggal dan rumah dengan atau tanpa meteran. Demikian pula, permintaan pengguna industri dan komersial dapat dibagi menurut sektor aktivitas. Kita dapat menganggap koefisien konsumsi sebagai variabel dengan waktu, mengekstrapolasi arah masa depan dengan tren masa lalu. Pendekatan ini berguna jika terdapat sedikit atau tidak ada data sama sekali. Mungkin juga cukup jika perkiraan kasar diperlukan untuk tujuan perencanaan awal. Salah satu kelebihan model ini adalah transparansi sehingga mudah dipahami oleh *stakeholders*. Untuk semua alasan ini, metode ini mungkin yang paling umum digunakan.

Tabel 9.2. Perhitungan kebutuhan air berdasarkan unit *water demand*

No.	Nama Alat <i>Plumbing</i>	Setiap Pemakaian (Liter)	Waktu Pengisian (Detik)
1	Kloset, katup gelontor	15	10
2	Kloset, tangki gelontor	14	60
3	Peturasan, katup gelontor	5	10
4	Peturasan, tangki gelontor	14	300
5	Bak cuci tangan kecil	10	18
6	Bak cuci tangan biasa	10	40
7	Bak cuci dapur, dengan kran 13 mm	15	60
8	Bak cuci dapur, dengan kran 20 mm	25	60
9	Bak mandi rendam (<i>Bathub</i>)	125	250
10	Pancuran mandi (<i>Shower</i>)	42	210

(Sumber: SNI: 03-7065-2005)

Tabel 9.2 di atas adalah untuk menghitung kebutuhan air berdasarkan unit *water demand* yang ada di rumah tangga, sehingga untuk menghitung kebutuhan air di rumah tangga :

= unit alat plambing x frekuensi pemakaian

Contoh untuk kloset katup gelontor apabila digunakan sebanyak 3 kali dalam sehari, maka kebutuhan air pada kloset tersebut adalah

= 13 liter x 3

= 39 liter

9.2.3. *Multivariate Statistical Models*

Model ini mengakui bahwa perubahan permintaan berasal dari banyak faktor, termasuk tarif air, pendapatan rumah tangga, iklim, kegiatan ekonomi, program konservasi air, dan lain-lain. Model ini terdiri dari estimasi hubungan statistik antara konsumsi per kapita (variabel dependen) dan satu set variabel penjelas (*explanatory variables*). Variabel penjelas utama adalah biaya air, pendapatan rumah tangga, tingkat kegiatan ekonomi (pekerjaan atau omset), karakteristik perumahan (proporsi tempat tinggal satu keluarga versus kolektif, kepadatan perkotaan), dan kemungkinan kondisi cuaca dan sejenisnya. Model ini umumnya dibangun menggunakan data panel, yaitu sampel kota yang datanya tersedia selama interval 5-10 tahun.

Selanjutnya, model dapat digunakan untuk tujuan prediksi untuk menghitung permintaan yang akan diperoleh di bawah evolusi hipotetis variabel penjelas, dengan anggapan bahwa koefisien model diperkirakan berdasarkan waktu lampau. Perkembangan tipe model ini banyak dijumpai pada beberapa literatur ilmiah (untuk *review*, lihat Espey *et al.* 1997; Arbués *et al.*, 2003; Dalhuisen *et al.*, 2003).

Kelemahan utama model statistik ini adalah untuk perkiraan jangka panjang adalah kapasitas prediksi berada di luar sampel (Fullerton dan Molina 2010). Model ini memperkirakan regresi multivariansi seperti hubungan linier di bawah ini.

$$Q = b_0 + b_1P + b_2X_2 + \dots + b_kX_k \quad (9-1)$$

Dimana :

- Q = Pemakaian air
- b_0 = Konstan atau intersep estimasi regresi
- b_1, b_2, \dots, b_k = Koefisien diperkirakan dengan regresi, yang menunjukkan pengaruh masing-masing variabel independen pada Q
- P = harga air riil atau yang disesuaikan dengan inflasi
- $X_i, i = 2, 3, \dots, k$ = variabel penjelas lainnya seperti pendapatan pribadi, ukuran rumah tangga, curah hujan, dan suhu.

9.2.4. *Micro-Component Modeling*

Model ini juga disebut *end-use modeling*, menilai konsumsi total dengan mensimulasikan secara rinci berbagai cara konsumen menggunakan air minum (Froukh 2001). Diterapkan terutama untuk penggunaan rumah tangga, pendekatan ini memperkirakan volume air yang terkait dengan masing-masing perangkat penggunaan air utama: pancuran, bak mandi, toilet, fasilitas sanitasi, peralatan rumah tangga (mesin cuci dan mesin pencuci piring), keran dapur, dan perangkat luar ruangan (selang dan alat penyiram, kolam renang). Dalam model ini, setiap penggunaan adalah produk dari: persentase kepemilikan perangkat, frekuensi penggunaan dan volume per penggunaan. Pada

gilirannya, faktor-faktor ini diakui mampu dipengaruhi oleh kemakmuran ekonomi, jenis perumahan, hunian, iklim, dan perkembangan teknis perangkat yang menggunakan air. Keunggulan utama metode ini adalah memungkinkan efek jangka panjang dari evolusi teknologi untuk disimulasikan: kinerja alat, penurunan volume penyiraman toilet, dll. Model ini dengan demikian lebih prospektif, memungkinkan efek insentif kebijakan konservasi air bisa diperkirakan. Metode ini banyak digunakan oleh Industri air Inggris (lihat contoh Thames Water) dan di AS (lihat, misalnya, Levin *et al.*, 2006, tetapi contoh juga datang dari negara lain seperti Afrika Selatan (Jacobs dan Haarhoff, 2004).

Tabel 9.3. End Use Air Perumahan Dalam Ruangan

End Use	Persentase Pemakaian Air
Toilet	27
Mesin Cuci Pakaian	22
Shower	17
Kran Air	16
Kebocoran	14
Domestik Lainnya	2
Mandi	2
Mesin Cuci Piring	1
Total indoor*	100

(Sumber : Billings dan Jones, 2008)

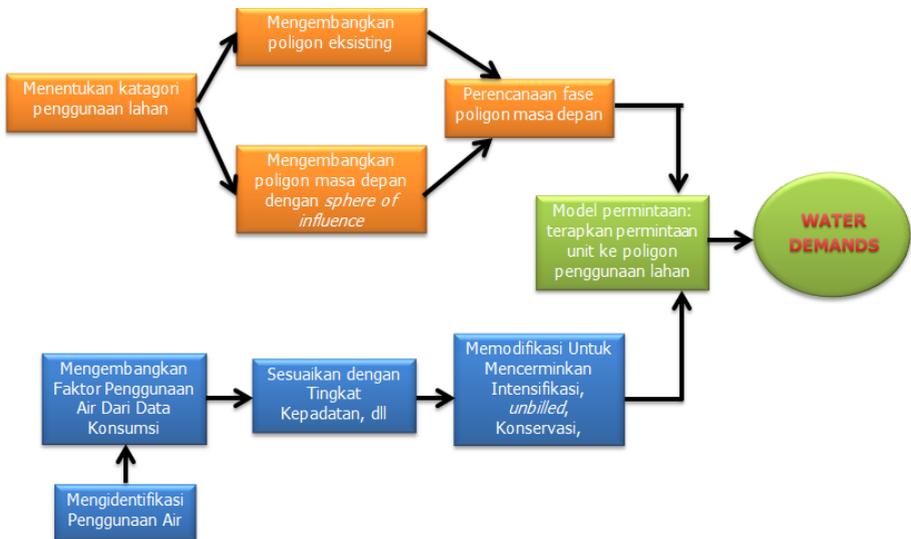
Tabel 9.3 menunjukkan penggunaan air rumah dalam ruangan per pelanggan jauh lebih sedikit variabelnya daripada penggunaan air luar rumah per pelanggan. Menurut analisis Mayer (1999) menunjukkan

bahwa ukuran rumah tangga merupakan faktor kunci dalam banyaknya penggunaan air di dalam ruangan. Ukuran rumah tangga secara material mempengaruhi jumlah air untuk mandi, menyiram toilet, menggunakan mesin cuci piring, dan penggunaan mesin cuci pakaian.

9.2.5. Land Use Based Models

Metode ini didasarkan pada perkiraan kebutuhan air minum di masa depan yang dituangkan pada perencanaan kota. Model perkiraan permintaan diintegrasikan ke dalam sistem informasi geografis (GIS). Permintaan air minum dinilai pada skala entitas spasial yang seragam (rumah tinggal atau pengembangan perumahan untuk rumah keluarga tunggal, area kegiatan ekonomi) menggunakan rasio konsumsi kesatuan untuk setiap jenis entitas. Metode ini hanya dapat diterapkan jika tersedia skema perencanaan kota yang relatif rinci, yang diperbarui secara berkala dan memperhitungkan jangka waktu target pelaksanaan proyeksi.

Seperti yang disajikan pada Gambar 9.5, metodologi yang digunakan untuk membuat Model Permintaan dan mengidentifikasi proyeksi permintaan bergantung pada pengembangan database penggunaan lahan dalam sistem informasi geografis (SIG), dan menentukan *unit demands* penggunaan lahan. *Unit demands* penggunaan lahan ini digunakan untuk mengukur penggunaan air per *acre*. Gambar 9.5 menyajikan tugas-tugas utama untuk: 1) mengembangkan database penggunaan lahan dengan warna oranye; 2) permintaan unit dengan warna biru; dan 3) proyeksi permintaan dengan warna hijau.



Gambar 9.5. Water Demand yang didasarkan pada Land Use
 (Sumber : Inland Empire Utilities Agency (IEUA), 2016)

Setiap kota menggunakan kategori penggunaan lahan yang berbeda dalam rencana umumnya. Oleh karena itu, penting untuk membakukan kategori ini menjadi satu set master untuk Model Permintaan. Tabel 9.4. menyajikan master kategori penggunaan lahan dan kepadatan hunian terkait.

Tabel 9.4. Katagori penggunaan lahan

Master katagori penggunaan lahan
Hunian Sangat Rendah (<1-2 unit hunian per acre [du / ac])
Perumahan Rendah (3-7 du / ac)
Perumahan Sedang (8-14 du / ac)
High Residential (15-24 du / ac)
Hunian Sangat Tinggi (25+ du / ac)

Komersial
Industri
Publik / Institusi
Taman, Sekolah, Irigasi
Pertanian
Pengguna Air Unik
Tidak beririgasi
Kosong

(Sumber : Inland Empire Utilities Agency (IEUA), 2016)

Catatan : $du/ac = dwelling\ units\ per\ acre$

9.2.6. Model Gabungan (*Composite Models*)

Dalam praktiknya, banyak model yang dikembangkan atau diterapkan oleh konsultan dan/atau perusahaan air minum merupakan model campuran yang menggabungkan beberapa metode yang dijelaskan di atas. Perhatikan bahwa badan perencanaan air (seperti Badan Lingkungan Inggris Raya atau Otoritas California Bay Delta) merekomendasikan untuk mengadopsi pendekatan gabungan tersebut (Davis, 2003; Environment Agency *et al.* 2012). Hal ini juga berlaku untuk paket perangkat lunak prakiraan kebutuhan air seperti IWR-MAIN, yang telah digunakan secara intensif di AS (Wurbs 1994; Bauman *et al.* 1998). IWR-MAIN (singkatan dari *Institute for Water Resources-Municipal And Industrial Needs*) mencakup berbagai model perkiraan, termasuk *Temporal extrapolation models*, Model yang Didasarkan pada *Unit Water Demand*, *Multivariate Statistical Models*, *Micro-Component Modeling* (end-use modeling) dan *Land Use Based Models*.

Perangkat lunak ini telah digunakan oleh lebih dari 40 kota besar dan organisasi negara bagian Amerika (seperti Departemen Air California), dan di tempat lain di seluruh dunia (Mohamed dan Al-Mualla 2010). Sejumlah model gabungan lainnya telah dikembangkan dan diuji sebagai bagian dari proyek penelitian, seperti perkiraan permintaan dan sistem manajemen yang dijelaskan dalam Froukh (2001).

Model ini menggunakan lebih dari satu model untuk sampai pada perkiraan gabungan dan biasanya melibatkan beberapa bentuk kombinasi perkiraan dari model melalui rata-rata sederhana atau tertimbang. Dalam hal ini menggabungkan prakiraan dari model yang berbeda untuk mendapatkan prakiraan komposit, Persamaan (2-2) dapat digunakan, di mana \hat{Y}_i, t adalah nilai prediksi deret waktu pada waktu t dengan menggunakan model ke- i . Koefisien β_i ditentukan dengan optimasi atau regresi kuadrat terkecil untuk meminimalkan kesalahan kuadrat rata-rata antara perkiraan gabungan \hat{Y}_t dan data aktual.

Contoh praktek ini ditemukan dalam Wu & Zhou (2010), dimana penulis menggunakan regresi linier untuk memodelkan komponen deterministik dari permintaan dan *artificial neural networks* (ANN) untuk memodelkan komponen siklis. Mereka kemudian membandingkan hasilnya dengan perkiraan yang diperoleh secara terpisah menggunakan regresi konvensional dan ANN untuk memodelkan komponen deterministik dan siklik.

$$\hat{Y}_t = \beta_0 + \sum_{i=1}^n \beta_i \hat{Y}_{i,t} \quad 9-2$$

9.3. Penutup

Sebagian besar model yang dijelaskan dalam bab ini memiliki beberapa kelemahan, yaitu struktur dan parameternya bergantung pada bukti statistik yang diperoleh dari pengamatan sebelumnya. Dalam konteks perubahan teknologi, iklim, ekonomi, dan sosial yang cepat, beberapa penulis berpendapat bahwa kekuatan prediksi dari metode ini mungkin agak terbatas (Galán *et al.* 2009).

Mereka bersikeras pada kebutuhan untuk mengembangkan model yang mampu menangkap hubungan sebab akibat yang mendasari menentukan evolusi permintaan air dalam kondisi struktural yang berubah. Hal ini menyiratkan secara eksplisit pemodelan pengguna bagaimanapun (khususnya rumah tangga) mengambil keputusan terkait praktik penggunaan air, pembelian peralatan, dan investasi dalam sumber pasokan air alternatif seperti sistem pemanenan air hujan (*rain water harvesting*), daur ulang *grey water* di rumah, atau pengeboran sumur pribadi.

Pemodel sosial mengadopsi perspektif yang lebih luas dengan secara eksplisit memperhitungkan fenomena sosial yang mempengaruhi permintaan air, dan interaksi di antara mereka. Dibandingkan dengan pendekatan mikroekonomi, mereka mencoba menggambarkan dinamika intra-populasi. Hal ini sebagian besar dilakukan melalui pengembangan model berbasis agen (*agent-based models/ABM*) yang bertujuan untuk mensimulasikan fungsi masyarakat berdasarkan representasi rinci keputusan agen individu dan interaksi di antara mereka. Permintaan air ABM dapat mensimulasikan keputusan rumah tangga dalam hal perubahan teknologi (difusi inovasi), kepatuhan terhadap peraturan (larangan irigasi), dan penggunaan volume per beban atau per aktivitas (mandi). Salah satu ciri utama ABM adalah

asumsi bahwa rumah tangga adalah agen yang berorientasi pada masyarakat, artinya keputusan dan tindakan mereka sangat dipengaruhi oleh masyarakat sekitar, lingkungan sekitar, dan lingkungan sosialnya (Athanasiadis *et al.* 2005).

Akhirnya kita berharap dengan mengintegrasikan beberapa model tersebut dengan perangkat yang ada dan mempromosikan aplikasi operasional akan memudahkan proses pengambilan keputusan, dan ini merupakan tantangan nyata bagi seorang peneliti.

Referensi

- Arbués, F., Garcia-Valinas, M. A., & Martinez-Espiñeira, R. (2003). Estimation of residential water demand: a state-of-the-art review. *Journal of Socio-Economics*, 32, 81–102.
- Athanasiadis, I. N., Mentis, A. K., Mitkas, P. A., & Mylopoulos, Y. A. (2005). A hybrid agent- based model for estimating residential water demand. *Simulation*, 81, 175–187.
- Bauman, D. D., Boland, J. J., & Haneman, W. M. (1998). *Urban water demand management and planning*. New York: McGraw-Hill.
- Bergel, T., Kotowski, T., Woyciechowska, O.: Daily water consumption for household purposes and its variability in a rural household. *J. Ecol. Eng.* 17(3), 47–52 (2016). <https://doi.org/10.12911/22998993/63312>
- Billings, R. B., & Jones, C. V. (2008). *Forecasting urban water demand*. Denver: American Water Works Association.
- Boretti, A., Rosa, L.: Reassessing the projections of the world water development report. *Npj Clean Water* 2, 15 (2019). <https://doi.org/10.1038/s41545-019-0039-9>
- Dalhuisen, J. M., Florax, R. J. G. M., De Groot, H. L. F., & Nikamp, P. (2003). Price and income elasticities of residential water demand: A meta analysis. *Land Economics*, 79(2), 292–308.
- Davis, W. Y. (2003). *Water demand forecast methodology for California*

- water planning areas: Work plan and model review*. Sacramento: California Bay–Delta Authority.
- Donkor, E., Mazzuchi, T. A., Soyer, R., & Roberson, J. A. (2012). Urban water demand forecasting: A review of methods and models. *Journal of Water Resources Planning and Management*. doi:10.1061/(ASCE)WR.1943-5452.0000314.
- Environment Agency. (2009). *Water for people and the environment: Water resources strategy for England and Wales*. Bristol: Environment Agency.
- Environment Agency, Ofwat, Defra & Welsh Government. (2012). *Water resources planning guideline: The technical methods and instructions*, 187 pp. Online at <http://cdn.environment-agency.gov.uk/geho0612bwpe-e-e.pdf>. Accessed 11 Nov 2013.
- Espey, M., Espey, J., & Shaw, W. D. (1997). Price elasticity of residential demand for water: a meta-analysis. *Water Resources Research*, 33, 1369–1374.
- Flörke, M., Kynast, E., Bärlund, I., Eisner, S., Wimmer, F., Alcamo, J.: Domestic and industrial water uses of the past 60 years as a mirror of socio-economic development: a global simulation study. *Glob. Environ. Change* 23(1), 144–156 (2013). <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2012.10.018>
- Fullerton, T. M., & Molina, A. L. (2010). Municipal water consumption forecast accuracy. *Water Resources Research*, 46, W06515.
- Froukh, M. L. (2001). Decision-support system for domestic water demand forecasting and management. *Water Resources Management*, 15, 363–382.
- Galán, J. M., López-Paredes, A., & del Olmo, R. (2009). An agent-based model for domestic water management in Valladolid metropolitan area. *Water Resources Research*, 45, W05401.
- Georgescu, A.-M., Perju, S., Georgescu, S.-C., Anton, A.: Numerical model of a district water distribution system in Bucharest. *Procedia Eng.* 70, 707–714 (2014). <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2014.02.077>

- Gorączko, M., Pasela, R.: Causes and effects of water consumption drop by the population of cities in Poland – selected aspects. *Bull. Geogr. Socioecon. Ser.* 27(27), 67–79 (2015). <https://doi.org/10.1515/bog-2015-0005>
- Gutierrez-Escolar, A., Castillo-Martinez, A., Gomez-Pulido, J.M., Gutierrez-Martinez, J.-M., Garcia-Lopez, E.: A new system for households in Spain to evaluate and reduce their water consumption. *Water* 6, 181–195 (2014). <https://doi.org/10.3390/w6010181>.
- Gwoździej-Mazur, J., Świętochowski, K.: Non-uniformity of water demands in a rural water supply system. *J. Ecol. Eng.* 20(8), 245–251 (2019). <https://doi.org/10.12911/22998993/111716>
- IEUA, 2016. *Integrated Resources Plan – Draft Demand Forecast*. Prepared by Inland Empire Utilities Agency. Draft February 2016.
- Jacobs, H. E., & Haarhoff, J. (2004). Application of a residential end-use model for estimating cold and hot water demand, wastewater flow and salinity. *Water SA*, 30, 305–316.
- Kapalo, P., Matsiyevska, O., Adamski, M.: Water demand for apartment buildings in Slovakia, Ukraine, and Poland (Potreba vody pre bytové domy na Slovensku, Ukrajine, a v Pol'sku). In: Peráčková, J. (ed.). *Proceedings of SANHYGA 2019*, vol. 24, pp. 45–48. SSTP Bratislava, Bratislava (2019). (in Slovak).
- Lee, S.-J., Wentz, E., & Gober, P. (2010). Space–time forecasting using soft geostatistics: A case study in forecasting municipal water demand for phoenix, Arizona. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, 24, 283–295.
- Levin, E., Maddaus, W. O., Sandkulla, N. M., & Pohl, H. (2006). Forecasting wholesale demand and conservation savings. *Journal of the American Water Works Association*, 98, 102–111.
- Matsiyevska, O. and Kapalo, P. (2020) 'Analysis of the Water Consumption in the Apartment House – Case Study', 1, pp. 294–302.
- Rinaudo, J. (2015) 'Long-Term Water Demand Forecasting', pp. 239–268. doi: 10.1007/978-94-017-9801-3. <https://doi.org/10.1007/978-3-030->

57340-9

- Matsiyevska, O., Kapalo, P., Vovk, L.: Analysis of the water demand in the Slovak Republic and Ukraine. In: Blikharsky, Z., Koszelnik, P., Mesaros, P. (eds.). Proceedings of CEE 2019, CEE 2019. Lecture Notes in Civil Engineering, vol. 47, pp. 299–306. Springer, Cham (2020). https://doi.org/10.1007/978-3-030-27011-7_38
- Matsiyevska, O.O.: Study of water quality in the distribution network of the centralized water supply system in the city of Lviv. East Eur. J. Enterp. Technol. 6(6), 62–70 (2015). <https://doi.org/10.15587/1729-4061.2015.56225>. (in Ukrainian).
- Mayer, P.W., W.B. DeOreo, E.M. Opitz, J.C. Kiefer, W.Y. Davis, B. Dziegielewski, and J.O. Nelson. (1999). *Residential End Uses of Water*. Denver, Colo.: AwwaRF.
- Mohamed, M., & Al-Mualla, A. (2010). Water demand forecasting in Umm Al-Quwain (UAE) using the IWR-MAIN specify forecasting model. *Water Resources Management*, 24, 4093–4120.
- Morimura, T. dan Noerbambang, S.M. (2000). Perancangan dan Pemeliharaan Sistem Plambing. Jakarta :PT. Pradnya Paramita.
- Piasecki, A., Górski, Ł.: Analysis of water consumption in 2014–2017 in Toruń. *Infrastruktura Ekology Rural Areas IV/1*, 973–984 (2018). <https://doi.org/10.14597/INFRAECO.2018.4.1.067>
- Pietrucha-Urbaniak, K., Szeligowski, A.: Analysis of water consumption changeability in the exemplary water system. *Czasopismo Inżynierii Łądowej, Środowiskai Architektury*, 63 (2/I), 231–240 (2016). <https://doi.org/10.7862/rb.2016.125>
- Rinaudo, J.D.: Long-term water demand forecasting. In: Grafton, Q., Daniell, K., Nauges, C., Rinaudo, J.D., Chan, N. (eds). *Understanding and Managing Urban Water in Transition*. Global Issues in Water Policy, vol. 15, pp. 239–268 (2015). Springer, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/978-94-017-9801-3_11
- SNI : 03-7065-2005. Tata cara Perencanaan Sistem Plambing

- Vrána, J., Moštěk, J.: Measurement of water flows and water consumption in apartment buildings (Měření průtoků vody a spotřeby vody v bytových domech). In: Peráčková, J. (ed.). Proceedings of SANHYGA 2019, vol. 24, pp. 49–58. SSTP Bratislava, Bratislava (2019). (in Slovak)
- Wada, Y., Flörke, M., Hanasaki, N., Eisner, S., Fischer, G., Tramberend, S., Satoh, Y., van Vliet, M.T.H., Yillia, P., Ringler, C., Burek, P., Wiberg, D.: Modeling global water use for the 21st century: the Water Futures and Solutions (WFaS) initiative and its approaches. *Geosci. Model Dev.* 9, 175–222 (2016). <https://doi.org/10.5194/gmd-9-175-2016>
- Wichowski, P.P., Rutkowska, G., Kamiński, N., Trach, Y.: Analysis of water consumption in the campus of Warsaw University of life sciences – SGGW in years 2012–2016. *J. Ecol. Eng.* 20(5), 193–202 (2019). <https://doi.org/10.12911/22998993/105473>
- Wu, L., & Zhou, H. (2010). Urban water demand forecasting based on HP filter and fuzzy neural network. *Journal of Hydroinformatics*, 12 (2), 172–184.

BAB 10

Penilaian Siklus Hidup Pada Proses Pengeringan

DEWI QURROTA A'YUNI

10.1. Pendahuluan

Pengeringan merupakan sistem yang bersifat intensif energi. Sistem ini membutuhkan banyak energi dalam prosesnya (Motevali et al., 2016). Kebutuhan energi ini utamanya dikonsumsi untuk meningkatkan *driving force* pada proses pengeringan. *Driving force* pada proses pengeringan terdiri dari: (1) perbedaan kelembaban di dalam dan permukaan produk yang dikeringkan (internal); dan (2) perbedaan kelembaban permukaan produk dengan medium pengering (eksternal) (Liu et al., 2018). Peningkatan *driving force* pada proses pengeringan akan meningkatkan laju evaporasi air dari dalam produk ke udara sehingga proses pengeringan menjadi lebih cepat.

Secara umum, perlakuan yang diberikan untuk meningkatkan *driving force* pada proses pengeringan adalah pemberian aliran medium (udara) panas yang dihasilkan dari heater listrik ataupun *furnace* bahan bakar. Namun, pada beberapa produk, terutama produk

pangan, pengeringan dengan suhu tinggi (100°C ke atas) akan menurunkan kualitas produk seperti berkurangnya komponen bioaktif, vitamin, warna, dan komponen yang mudah menguap lainnya (Horszwald et al., 2013; Mota et al., 2010; Thuwapanichayanan et al., 2011). Lebih jauh lagi, penggunaan suhu tinggi membutuhkan energi yang besar sehingga berakibat pada besarnya konsumsi listrik dan lebih banyak gas buangan. Secara keseluruhan, sistem pengeringan tidak hanya terdiri dari proses penguapan air di permukaan produk maupun pembuangan uap air di sekitarnya, namun, juga dari perlakuan sebelum atau sesudah pengeringan. Keseluruhan sistem ini yang kemudian dapat dievaluasi secara tekno-ekonomi dan lingkungan (Haque et al., 2014). Pembahasan di dalam *review* ini hanya akan mencakup evaluasi sistem pengeringan dari sudut pandang lingkungan, yang dikarakterisasi dengan metode penilaian siklus hidup atau *life cycle assessment* (LCA).

10.2 Penilaian Siklus Hidup (LCA)

LCA merupakan metode yang telah distandarisasi dengan ISO 1440 (ISO, 2006). Metode ini digunakan untuk menilai potensi dampak pada lingkungan yang berhubungan dengan sebuah produk, proses, maupun sistem bersamaan dengan siklus hidupnya, yang dimulai dari ekstraksi bahan mentah hingga akhir siklusnya (Sala et al., 2016). Studi LCA dari siklus hidup sebuah sistem dapat mempertimbangkan beberapa tahap, yaitu (Bhatt et al., 2019; Haque et al., 2014; Silvestre et al., 2014):

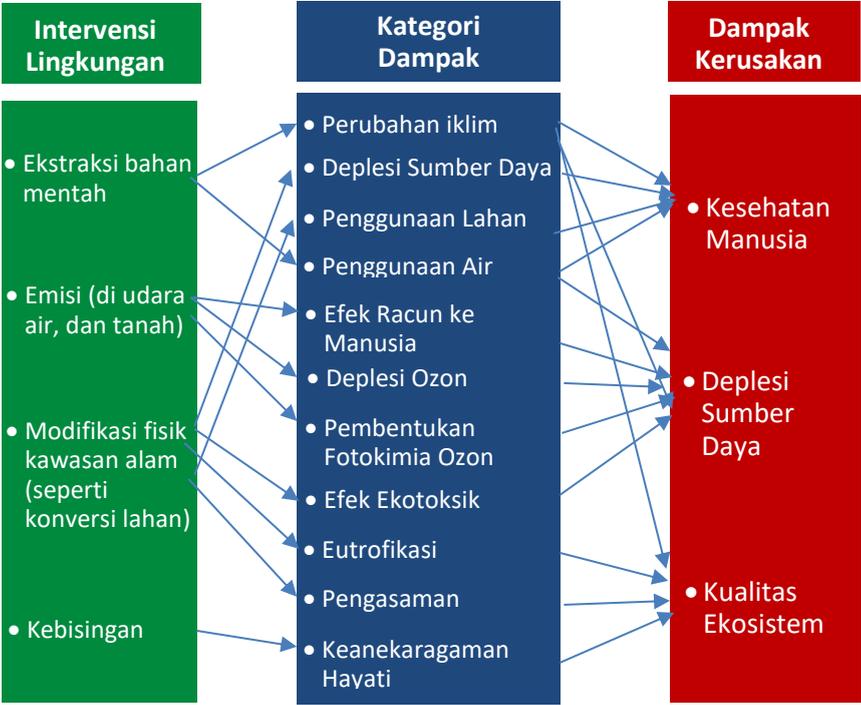
- (1) *Cradle to gate*: ekstraksi dan pemrosesan bahan mentah dan produksi barang;

- (2) *Cradle to grave*: transportasi, distribusi, perakitan, pemeliharaan, dan pembuangan akhir;
- (3) *Cradle to cradle* (C2C): potensi penggunaan ulang, pemulihan dan/atau daur ulang.

Prosedur metodologi pada LCA terdiri dari fase inventori (*inventory*), klasifikasi dan karakterisasi, normalisasi, dan valuasi (Ciesielski and Zbicinski, 2010). Tahap awal adalah fase inventori, yaitu identifikasi dan kuantifikasi aliran bahan dan energi baik pada titik input (konsumsi bahan mentah) maupun output (aliran buangan limbah ke lingkungan). Hasil dari analisis inventori ini kemudian menghasilkan tabel inventori berupa hasil dari keseimbangan aliran masuk dan keluar dalam sebuah siklus (Mashoko et al., 2010). Tahap klasifikasi dan karakterisasi berupa tahap-tahap wajib dalam metode LCA, sedangkan normalisasi dan valuasi adalah dua tahapan opsional. Di dalam tahap klasifikasi, aliran masuk dan keluar dari siklus dikelompokkan berdasarkan kategori dampak, seperti kesehatan manusia, kerusakan ekosistem, dan deplesi sumber daya (Haque et al., 2014).

Pada tahapan karakterisasi, terdapat prosedur kalkulasi yang disebut faktor ekuivalen (*ef*) untuk mengestimasi emisi gas rumah kaca selain karbon dioksida (CO_2) menjadi satuan ekuivalen CO_2 (CO_2eq) (Levasseur et al., 2010). Contohnya, jika CO_2 memiliki nilai *ef* sebesar 1, metana memiliki *ef* senilai 11, maka 1 kg metana menyebabkan efek rumah kaca setara dengan 11 kg CO_2 . Tahap karakterisasi dan normalisasi memiliki tinjauan yang sama, yaitu dampak pada lingkungan. Namun, pada tahap normalisasi, faktor ekuivalen diubah menjadi kontribusi yang relatif terhadap produk atau sistem yang diacu (Crenna et al., 2019). Kemudian, tahap diakhiri dengan valuasi untuk menilai masing-masing kategori. Keseluruhan dampak pada

lingkungan yang dievaluasi dengan LCA ditunjukkan pada Gambar 10.1. Kategori dampak yang telah digambarkan diklasifikasikan sebagai *midpoint*, sedangkan kategori kerusakan disebut sebagai *endpoint* (Canaj et al., 2020; Haque et al., 2014). Pada sistem pengeringan, LCA pengeringan menjadi sebuah tantangan karena teknologi pengeringan dapat digunakan pada beberapa sektor industri, termasuk bahan pangan, kayu, kertas, biomassa, tekstil, dengan karakteristik masing-masing.



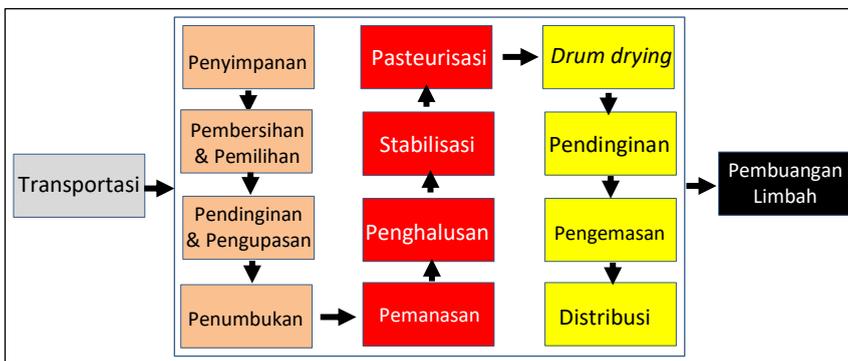
Gambar 10.1. Kategori dampak pada LCA

(Sumber : Haque et al., 2014)

10.3. Modelling Penerapan LCA pada Pengeringan

10.3.1. Pengeringan dengan Proses *Drum Drying*

Apel berbentuk serbuk diproduksi untuk memproses buah menjadi produk olahan lain dengan mudah, seperti cemilan, roti dan makanan bayi. Pemrosesan bahan menjadi serbuk dapat dilakukan dengan beberapa proses pengeringan, seperti *spray drying*, *drum drying*, dan *freeze drying*. Sebuah penelitian oleh Marco dkk. (2015a) memproduksi serbuk apel melalui proses *drum drying* dan mengevaluasi dampaknya pada lingkungan dengan metode LCA. Proses *drum drying* merupakan pengeringan yang banyak digunakan untuk produksi dalam skala besar secara kontinu menggunakan pengering dengan struktur yang sederhana sehingga memiliki probabilitas kerusakan yang kecil dengan biaya pemeliharaan yang rendah. Selain itu, karena suhu yang sangat tinggi, proses dapat dilakukan dalam waktu yang sebentar tanpa banyak memengaruhi komponen yang sensitif terhadap panas seperti produk pangan (Galaz et al., 2017).



Gambar 10.2. Skema rangkaian produksi industri serbuk apel
(Sumber : De Marco et al., 2015a)

Dalam siklus hidup produksi serbuk apel, tahapan terdiri dari fase agrikultur (berhubungan dengan penanaman apel), fase industri (dari penyimpanan buah sampai pengeringan), pengemasan, distribusi, dan pembuangan limbah. Untuk lebih jelasnya, tahap inventori pada penelitian ini dapat direpresentasikan seperti pada Gambar 10.2.

Untuk mempelajari lebih lanjut kategori proses pengeringan *drum drying*, perlu adanya pembandingan untuk melihat proses yang dilakukan atau diajukan. Sebagai representasi, hasil evaluasi *midpoint drum drying* yang dibandingkan dengan hasil analisis LCA *multistage drying* ditampilkan oleh Tabel 10.1. Data mengacu pada unit faktor satu kemasan serbuk apel. Proses pengeringan *multistage* merupakan proses yang terdiri dari beberapa tahapan, yaitu ultrafiltrasi, kristalisasi dan *spray drying*.

Kedua proses ini cukup umum digunakan untuk menghasilkan serbuk dengan keunggulan dan kelemahan masing-masing. Pada pengeringan dengan *drum*, proses lebih murah namun serbuk yang dihasilkan memiliki kualitas yang lebih rendah dibandingkan dengan proses *multistage* (De Marco et al., 2015b). Beberapa tahap pada proses yang kedua mengakibatkan beberapa kategori dapat dipengaruhi oleh tahapan selain pengeringan. Analisis komparasi melihat kemiripan persentase distribusi dampak pada kedua proses, dengan fase transportasi adalah kontributor utama.

Tabel 10.1. Hasil analisis *midpoint* pada dua proses pengeringan dengan unit

Kategori Dampak	Unit	Tahap transportasi, bahan mentah, dan industri	
		<i>Drum Drying</i>	<i>Multistage Drying</i>
Karsinogen	kg C ₂ H ₃ Cl eq	9.26E-02	5.56E-02
Non-karsinogen	kg C ₂ H ₃ Cl eq	1.07E-01	8.12E-02
<i>Respiratory inorganics</i>	kg PM _{2.5} eq	1.01E-02	8.29E-03
Radiasi pengion	Bq C-14 eq	1.47E+02	1.20E+02
Depleksi lapisan ozon	kg CFC-11 eq	6.61E-06	6.56E-06
<i>Respiratory organics</i>	kg C ₂ H ₄ eq	1.20E-02	1.18E-02
Ekotoksitas akuatik	kg TEG water	2.47E+03	2.37E+03
Ekotoksitas terestrial	kg TEG soil	2.41E+02	2.16E+02
Pengasaman / nitrifikasi terestrial	kg SO ₂ eq	2.56E-01	2.33E-01
Penggunaan tanah	² m org.arable	5.35E-01	4.92E-01
Pengasaman akuatik	kg SO ₂ eq	5.56E-02	4.62E-02
Eutrofikasi akuatik	kg PO ₄ P-lim	7.95E-04	4.06E-04
Potensi pemanasan global	kg CO ₂ eq	1.26E+01	6.97E+00
Energi tak terbarukan	MJ primer	1.18E+02	1.02E+02
Ekstraksi mineral	MJ surplus	3.03E-01	1.78E-01

(Sumber : De Marco et al., 2015b)

10.3.2 Pengeringan menggunakan *Freeze Drying*

Selain dengan bantuan suhu tinggi untuk mengevaporasi uap air pada permukaan produk, proses pengeringan dengan suhu yang sangat rendah juga telah dikembangkan dengan menggunakan proses *freeze drying*. Proses ini menggunakan mekanisme sublimasi untuk mendehidrasi produk secara langsung untuk menjaga kualitas, mengurangi kerusakan, serta mempertahankan struktur produk yang dikeringkan (Oyinloye and Yoon, 2020). Pada penelitian oleh Prosapio dkk. (2017), analisis LCA dilakukan pada keseluruhan proses produksi stroberi, termasuk pada pengeringan menggunakan *freeze dryer*. Detail dan asumsi yang digunakan pada metode penelitian ini disajikan pada Tabel 10.2. Sebagai perbandingan, dipilih proses dengan osmosis sebagai *pre-treatment* sebelum pengeringan.

Tabel 10.2. Detail dan asumsi yang digunakan pada tahap inventori dari dua tipe pengeringan

Proses	Karakteristik dan Detail
Tahap agrikultur	<ul style="list-style-type: none">• Kebutuhan energi dan air• Pemberian insektisida, pestisida, dan herbisida• Pemberian nitrogen dan pupuk
Pemasokan stroberi ke fasilitas	Transportasi menggunakan truk, 16ton dari Norwich-Inggris (250 km)
Penyediaan energi ke fasilitas	Tegangan menengah
Pembekuan	T= -20, t=18; kebutuhan energi
Pengeringan vakum	T= -110, t=18, P=10; kebutuhan energi
Pengemasan	Kebutuhan energi, bahan yang dibutuhkan, dan komponen

Pre-treatment Osmosis	T= 50, t =3; kebutuhan energi dan air
Pembekuan	T= -20, t=18; kebutuhan energi
Pengeringan vakum	T= -110, t=18, P=10; kebutuhan energi
Pengemasan	Kebutuhan energi, bahan yang dibutuhkan, dan komponen

T = suhu (°C); t = waktu (jam); P = tekanan (Pa)

(Sumber : Prosapio et al., 2017)

Pada penelitian ini, perbandingan dengan metode LCA tidak hanya dilakukan pada kategori dampak, namun juga kategori kerusakan (*endpoint*) yang terdiri dari HH (*Human Health*), ED (*Ecosystem Diversity*), dan RA (*Resource Availability*). Setelah mengevaluasi kedua kategori tersebut, dilakukan optimasi proses untuk mengurangi dampak serta kerusakan pada lingkungan. Skenario optimasi ini dilakukan dengan mengurangi waktu pengeringan stroberi. Hasil menunjukkan bahwa penurunan emisi dapat mencapai 25% jika dibandingkan dengan proses *freeze drying* konvensional.

10.3.3 Penggunaan LCA pada *Spray Drying*

Sebuah investigasi oleh Ciesielski (2010) meninjau LCA khusus pada alat *Spray Dryer*, tanpa mengobservasi pengaplikasian pengering pada produksi bahan lain. Dalam hal ini, dilakukan perbandingan antara pengering skala laboratorium dan industri. Oleh karena banyaknya hal yang berbeda dalam pengoperasiannya, seperti waktu kerja, kapasitas, dan ukuran pengering, maka beberapa asumsi perlu dibuat untuk menghindari nilai ketidakpastian yang tinggi dan menjadikan dua pengering memiliki unit yang sama. Perbandingan awal dilakukan dengan mengasumsikan bahwa waktu untuk menguapkan 1 kg air dari produk pengering industri adalah selama 1 detik, sedangkan pengering

laboratorium membutuhkan 1 jam sehingga terdapat perbandingan bahwa 1 pengering industri sama dengan 3600 pengering laboratorium. Kemudian, diasumsikan bahwa waktu hidup pengering industri adalah 30 tahun dan 15 tahun untuk pengering skala laboratorium yang mengakibatkan kebutuhan pengering kedua menjadi dua kali lipat pengering pertama. Selain itu, waktu kerja alat 250 hari per tahun, 24 jam per hari menghasilkan waktu kerja 18000 jam selama 30 tahun.

Studi komparasi menunjukkan bahwa dengan kinerja yang sama, pengering skala laboratorium memberikan kontribusi yang lebih besar pada kategori dampak dan kerusakan. Hal ini tidak terlepas dari asumsi-asumsi awal bahwa 3600 pengering laboratorium hanya setara dengan 1 pengering berskala industri. Maka, pada tiap tahap, emisi menjadi sangat besar. Namun, kedua unit sebenarnya menghasilkan beban lingkungan terbesar pada tahap yang sama, yaitu pada tahap penggunaan dengan efek terbesar pada penipisan sumber daya.

10.3.4 Pengeringan dengan *Supheated Steam Dryer* (SSD)

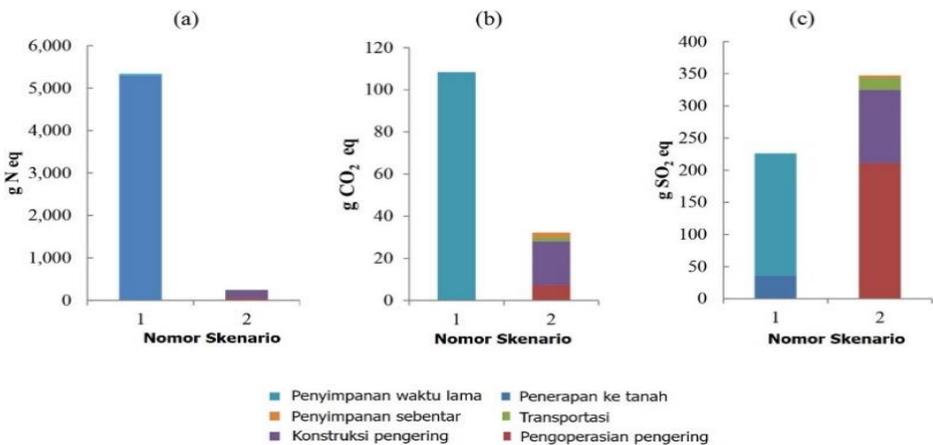
Teknik pengeringan *superheated steam dryer* (SSD) merupakan teknik pengeringan yang menggunakan *steam*/uap sebagai medium pengering. Proses pengeringan terjadi dengan bantuan uap bersuhu tinggi untuk memberikan panas di sekitar produk sehingga terjadi evaporasi dari produk pada titik didihnya (Nathakaranakule et al., 2007). Studi LCA yang melibatkan SSD telah dilakukan dengan membandingkan pemrosesan kotoran sapi sebagai pupuk (skenario 1) dan bahan bakar yang diproses dengan SSD (skenario 2) (Hanifzadeh et al., 2017). Hal ini didasarkan pada fakta bahwa penerapan kotoran sapi di tanah tanpa adanya perlakuan dapat membahayakan sekitar

karena tingginya konsentrasi polutan organik, amonia dan polutan beracun lain (Sri Shalini and Joseph, 2012).

Tahap normalisasi pada proses konstruksi (skenario 2) untuk mendapatkan nilai kategori pada hasil dilakukan dengan menggunakan persamaan

$$NI = \frac{TI}{t} \div P \dots\dots\dots(10.1)$$

dengan *NI* adalah dampak yang telah dinormalisasi (g/m³) untuk konstruksi, *TI* adalah total dampak konstruksi, *t* adalah masa hidup pengering (tahun), dan *P* adalah produktivitas kotoran sapi (m³/tahun). Hasil analisis dampak penelitian ini ditunjukkan dengan potensi eutrofikasi, potensi pemanasan global, dan potensi pengasaman pada masing-masing proses dan skenario (Gambar 10.3). Diagram menunjukkan bahwa pengolahan kotoran sapi dengan SSD mampu menurunkan potensi eutrofikasi dan pemanasan global sehingga menjadi metode yang dianggap efektif dari segi lingkungan.



Gambar 10.3. Perbandingan skenario Pengeringan dengan SSD

Keterangan : (a) potensi eutrofikasi, (b) potensi pemanasan global, dan (c) potensi pengasaman untuk pengolahan 1 m³ kotoran segar melalui Skenario 1 dan Skenario 2 (Hanifzadeh et al., 2017)

10.4. Penutup

Pada pengeringan, studi penilaian siklus hidup (LCA) sangat perlu untuk dilakukan karena pentingnya proses ini dalam produksi berbagai produk. Selain itu, tinjauan dengan LCA mencakup keseluruhan aspek, termasuk energi, penggunaan sumber daya, dan pembuangan limbah ke lingkungan serta dampak dan kerusakan yang dihasilkan. Beberapa penelitian bahkan mampu mengoptimasi proses pengeringan tanpa mengurangi efisiensi dan kualitas setelah mengevaluasi proses pengeringan konvensional dengan LCA, seperti mengurangi waktu pengeringan proses *freeze drying*. Namun, untuk referensi lebih lanjut, perlu juga dilakukan optimasi penggunaan energi dengan cara lain. Saat ini, proses pengeringan yang didehumidifikasi dengan adsorben cukup banyak dikembangkan untuk menjaga kualitas produk tanpa menggunakan suhu tinggi (rendah energi) (Atuonwu et al., 2011; Djaeni et al., 2016; Sasongko et al., 2020). LCA proses ini juga dapat dievaluasi dan dibandingkan dengan proses optimasi lain pada proses pengeringan untuk melihat dampak dan kerusakan dari masing-masing perlakuan.

Referensi

Atuonwu, J.C., Van Straten, G., Van Deventer, H.C., Van Boxtel, A.J.B., 2011. Optimizing energy efficiency in low temperature drying by zeolite adsorption and process integration. *Chem. Eng. Trans.* 25, 111–116. <https://doi.org/10.3303/CET1125019>

- Bhatt, A., Bradford, A., Abbassi, B.E., 2019. Cradle-to-grave life cycle assessment (LCA) of low-impact-development (LID) technologies in southern Ontario. *J. Environ. Manage.* 231, 98–109. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.10.033>
- Canaj, K., Mehmeti, A., Cantore, V., Todorović, M., 2020. LCA of tomato greenhouse production using spatially differentiated life cycle impact assessment indicators: an Albanian case study. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 27, 6960–6970. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-07191-7>
- Ciesielski, K., Zbicinski, I., 2010. Evaluation of environmental impact of the spray-drying process. *Dry. Technol.* 28, 1091–1096. <https://doi.org/10.1080/07373937.2010.506164>
- Crenna, E., Secchi, M., Benini, L., Sala, S., 2019. Global environmental impacts: data sources and methodological choices for calculating normalization factors for LCA. *Int. J. Life Cycle Assess.* 24, 1851–1877. <https://doi.org/10.1007/s11367-019-01604-y>
- De Marco, I., Iannone, R., Miranda, S., Riemma, S., 2015a. Life cycle assessment of apple powders produced by a drum drying process. *Chem. Eng. Trans.* 43, 193–198. <https://doi.org/10.3303/CET1543033>
- De Marco, I., Miranda, S., Riemma, S., Iannone, R., 2015b. Environmental assessment of drying methods for the production of apple powders. *Int. J. Life Cycle Assess.* 20, 1659–1672. <https://doi.org/10.1007/s11367-015-0971-y>
- Djaeni, M., Asiah, N., Wibowo, Y.P., Yusron, D.A.A., 2016. Quality evaluation of onion bulbs during low temperature drying. *AIP Conf. Proc.* 1737. <https://doi.org/10.1063/1.4949317>
- Galaz, P., Valdenegro, M., Ramírez, C., Nuñez, H., Almonacid, S., Simpson, R., 2017. Effect of drum drying temperature on drying kinetic and polyphenol contents in pomegranate peel. *J. Food Eng.* 208, 19–27. <https://doi.org/10.1016/j.jfoodeng.2017.04.002>
- Hanifzadeh, M., Nabati, Z., Longka, P., Malakul, P., Apul, D., Kim, D.S., 2017. Life cycle assessment of superheated steam drying technology as a novel cow manure management method. *J. Environ. Manage.* 199, 83–90. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.05.018>

- Haque, N., Jangam, S. V., Mujumdar, A.S., 2014. Life Cycle Assessment of Drying Systems, in: Handbook of Industrial Drying. CRC Press, pp. 1229–1238. <https://doi.org/10.1201/b17208>
- Horszwald, A., Julien, H., Andlauer, W., 2013. Characterisation of Aronia powders obtained by different drying processes. Food Chem. 141, 2858–2863. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2013.05.103>
- ISO, 2006. ISO 14044. Environmental management — Life cycle assessment — Requirements and guidelines. ISO (International Organization for Standardization), Geneva.
- Levasseur, A., Lesage, P., Margni, M., Deschênes, L., Samson, R., 2010. Considering time in LCA: Dynamic LCA and its application to global warming impact assessments. Environ. Sci. Technol. 44, 3169–3174. <https://doi.org/10.1021/es9030003>
- Liu, X., Wang, X., Xu, Z., Zou, T., 2018. Evolution of the driving forces during convective drying of carrot slices. J. Phys. Conf. Ser. 1064. <https://doi.org/10.1088/1742-6596/1064/1/012036>
- Mashoko, L., Mbohwa, C., Thomas, V.M., 2010. LCA of the South African sugar industry. J. Environ. Plan. Manag. 53, 793–807. <https://doi.org/10.1080/09640568.2010.488120>
- Mota, C.L., Luciano, C., Dias, A., Barroca, M.J., Guiné, R.P.F., 2010. Convective drying of onion: Kinetics and nutritional evaluation. Food Bioprod. Process. 88, 115–123. <https://doi.org/10.1016/j.fbp.2009.09.004>
- Motevali, A., Minaei, S., Banakar, A., Ghobadian, B., Darvishi, H., 2016. Energy analyses and drying kinetics of chamomile leaves in microwave-convective dryer. J. Saudi Soc. Agric. Sci. 15, 179–187. <https://doi.org/10.1016/j.jssas.2014.11.003>
- Nathakaranakule, A., Kraiwanichkul, W., Soponronnarit, S., 2007. Comparative study of different combined superheated-steam drying techniques for chicken meat. J. Food Eng. 80, 1023–1030. <https://doi.org/10.1016/j.jfoodeng.2006.04.067>
- Oyinloye, T.M., Yoon, W.B., 2020. Effect of freeze-drying on quality and grinding process of food produce: A review. Processes 8, 1–23. <https://doi.org/10.3390/PR8030354>

- Prosapio, V., Norton, I., De Marco, I., 2017. Optimization of freeze-drying using a Life Cycle Assessment approach: Strawberries' case study. *J. Clean. Prod.* 168, 1171–1179. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.09.125>
- Sala, S., Reale, F., Cristobal-Garcia, J., Pant, R., European Commission. Joint Research Centre., 2016. Life cycle assessment for the impact assessment of policies. <https://doi.org/10.2788/318544>
- Sasongko, S.B., Hadiyanto, H., Djaeni, M., Perdanianti, A.M., Utari, F.D., 2020. Effects of drying temperature and relative humidity on the quality of dried onion slice. *Heliyon* 6, e04338. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e04338>
- Silvestre, J.D., De Brito, J., Pinheiro, M.D., 2014. Environmental impacts and benefits of the end-of-life of building materials - Calculation rules, results and contribution to a “cradle to cradle” life cycle. *J. Clean. Prod.* 66, 37–45. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.10.028>
- Sri Shalini, S., Joseph, K., 2012. Nitrogen management in landfill leachate: Application of SHARON, ANAMMOX and combined SHARON-ANAMMOX process. *Waste Manag.* 32, 2385–2400. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.06.006>
- Thuwapanichayanan, R., Prachayawarakorn, S., Kunwisawa, J., 2011. Determination of effective moisture diffusivity and assessment of quality attributes of banana slices during drying. *LWT - Food Sci. Technol.* 44, 1502–1510. <https://doi.org/10.1016/j.lwt.2011.01.003>

BAB 11

Pencemaran Mikroplastik di Dalam Tanah

M. ARIEF RAHMAN HALIM

11.1. Pendahuluan

Mikroplastik akhir-akhir ini menarik perhatian besar pada dampak lingkungannya. Hal ini dikarenakan ukuran partikelnya yang kecil, keberadaannya di mana-mana, ketersediaan hayati, dan efek negatifnya terhadap ekosistem (Wright et al., 2013; Scheurer dan Bigalke, 2018). Dalam lingkungan akuatik, mikroplastik telah dipelajari secara mendalam dan dianggap berpotensi berbahaya bagi berbagai komunitas biologis (Matthew et al., 2011; Rillig dan Bonkowski, 2018). Studi tentang sampah plastik di lautan pertama kali didokumentasikan pada tahun 1970-an, tetapi hanya menarik sedikit perhatian dari komunitas ilmiah sampai awal tahun 2000-an (Carpenter dan Smith, 1972; Wong et al., 1974). Sejak istilah "mikroplastik" diciptakan oleh Thompson untuk menggambarkan partikel plastik kecil di lautan pada tahun 2004, mikroplastik telah dideteksi secara global di berbagai lingkungan, bahkan di dalam tubuh manusia (Thompson et al., 2004). Jumlah studi tentang mikroplastik juga meningkat secara drastis, terutama di lingkungan perairan tawar dan laut.

Mikroplastik primer diproduksi dengan sengaja dan digunakan dalam produk kosmetik dan berbagai industri. Mikroplastik sekunder adalah produk degradasi dari sampah plastik yang lebih besar. Baik mikroplastik primer dan sekunder ada di mana-mana dan tersebar di lingkungan. Sebuah penelitian menunjukkan 80% plastik di limbah laut berasal dari darat (Andrady, 2011). Diperburuk oleh penggunaan plastik sekali pakai yang berlebihan, plastik merupakan 10% dari limbah yang dihasilkan di seluruh dunia (Matthew et al., 2011). Sementara beberapa sampah plastik didaur ulang, sebagian besar berakhir di lingkungan melalui tempat pembuangan sampah atau proses pertanian.

Bahan yang lebih ekstrim kemudian secara perlahan disobek menjadi partikel yang lebih kecil setelah masuk ke lingkungan. Dengan bertambahnya waktu pemaparan, proses degradasi akan terus berlanjut dan menghasilkan partikel yang semakin kecil. Mikroplastik yang terbentuk dengan sedemikian rupa telah meningkatkan luas permukaan, dan dapat menyerap berbagai zat berbahaya, seperti polutan organik persisten (POPs) dan logam berat, yang membuatnya lebih berbahaya dalam jangka panjang (Fendall dan Sewell, 2009).

Ada banyak bukti yang mengidentifikasi bahwa mikroplastik juga muncul sebagai polutan air tawar. Studi awal tentang ekosistem air tawar yang dilakukan Eerkes-Medrano et al. (2015) menunjukkan bahwa keberadaan dan interaksi mikroplastik sedalam yang disurvei di laut. Sejauh ini, di air tawar, mikroplastik telah terdeteksi di banyak benua, termasuk Eropa (Sadri dan Thompson, 2014), Amerika Utara (Maciej et al., 2014), dan Asia (Christopher et al., 2014). Selain itu, studi biologis (Silva-Cavalcanti et al., 2017) menemukan bahwa *Hoplosternum littorale*, ikan yang hidup di air tawar biasanya, dapat mengonsumsi mikroplastik dalam jumlah besar. Tingginya insiden

konsumsi mungkin karena perilaku makan yang unik dan polusi lingkungan yang berat. Demikian pula, agroekosistem merupakan pintu masuk utama bagi mikroplastik dalam sistem terestrial (Nizzetto, 2016; Rillig et al., 2017). Sebuah studi baru-baru ini (de Souza Machado et al., 2018) telah menunjukkan bahwa mungkin ada 4 hingga 23 kali lebih banyak mikroplastik di darat daripada di lautan, dan bahwa tanah yang subur saja mungkin mengandung lebih banyak mikroplastik daripada di lautan. Kelimpahan, persistensi, dan keberadaan mikroplastik di tanah merupakan risiko lingkungan yang serius. Namun, sangat sedikit informasi yang dapat ditemukan tentang variasi mikroplastik tanah dan potensi dampaknya terhadap kesuburan tanah dan ketahanan pangan.

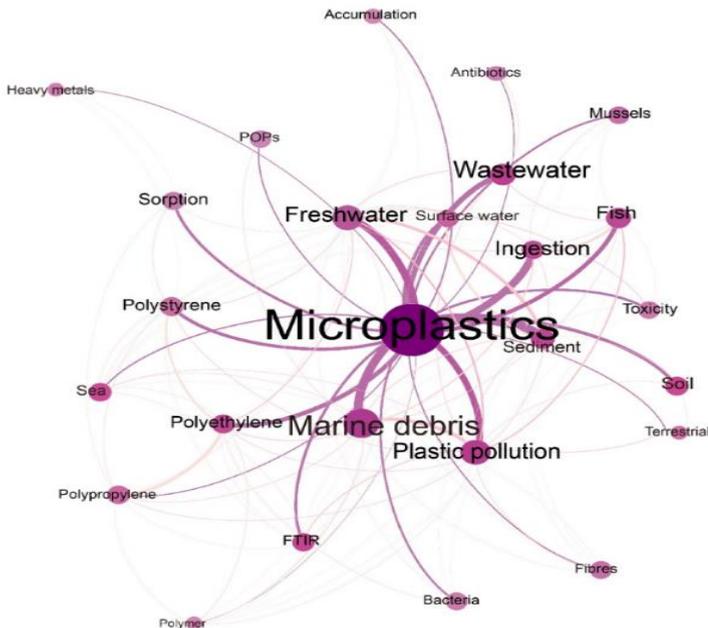
Kajian ini akan membahas tiga aspek: (1) kelimpahan, sumber, dan distribusi mikroplastik di dalam tanah; (2) gabungan kontaminasi tanah oleh mikroplastik dan polutan populer lainnya; (3) interaksi antara mikroplastik dan organisme di tanah yang tercemar. *Mini review* ini akan menyoroti potensi risiko pencemaran anggota parlemen ke tanah, dan studi masa depan yang diperlukan untuk mengatasi masalah global ini, yang mungkin memiliki implikasi bagi para ilmuwan dan pembuat kebijakan.

11.2. Kelimpahan dan distribusi mikroplastik tanah

11.2.1. Limbah kemasan plastik yang berkembang pesat

Jelas bahwa kontaminasi serius mikroplastik di tanah tidak dapat dipisahkan dari penggunaan produk plastik sekali pakai yang tak terhitung jumlahnya. Dengan munculnya resin plastik, produk menjadi semakin dominan di pasar konsumen. Porsi terbesar dari aplikasi di pasar adalah pengemasan (Jambeck et al., 2015). Pada awal 1977, polietilen diubah menjadi tas belanjaan sekali pakai (Williamson, 2003;

Weinstein, 2009). Sejak saat itu, penggunaan plastik dalam kemasan telah berkembang pesat dan memberikan kontribusi yang signifikan bagi kenyamanan kehidupan sehari-hari manusia. Kontaminasi dari penggunaan plastik di seluruh dunia yang disebut “polusi putih” (He et al., 2013) menjadi semakin serius. Pada tahun 1984, kemasan plastik menyumbang 53% dari seluruh sampah plastik dan pada tahun 1986, dengan 5,2 miliar kilogram plastik digunakan dalam industri pengemasan (Selke, 1988). Data terbaru menunjukkan bahwa lebih dari 90 miliar kantong tipuan tipis berakhir sebagai sampah dan sampah yang tidak dapat didaur ulang setiap tahun (Li dan Richter, 2015).



Gambar 11.1. Distribusi Mikroplastik
(Sumber : Hartmann et al., 2017)

Daya tahan, penggunaan yang tidak berkelanjutan, dan pengelolaan limbah yang tidak tepat menyebabkan akumulasi besar-besaran sampah plastik di lingkungan. Selain itu, selama proses pembusukan, zat aditif dan racun dalam plastik dilepaskan. Bahan-bahan ini relatif tahan terhadap kerusakan lingkungan dan dapat dengan mudah terakumulasi di tanah dan air. Geyer et al. (2017) memperkirakan bahwa sekitar 630 juta ton sampah plastik akan diproduksi, dan kemungkinan 120 juta ton akan dialihkan ke tempat pembuangan sampah atau lingkungan alam pada tahun 2050 (Jambeck et al., 2015). Lebreton et al. (2017) memperkirakan bahwa lebih dari 300 juta ton mikroplastik telah terkumpul di bumi. Meskipun dampak dari limbah plastik ini tidak dapat diukur, limbah tersebut merupakan ancaman besar bagi manusia. Untuk mendukung masa depan yang lebih berkelanjutan, orang harus mempertimbangkan untuk mengurangi kemasan yang tidak perlu, serta memperkuat kesadaran akan klasifikasi sampah plastik dan kemampuan daur ulang (Selke, 1988; He et al., 2013).

11.2.2. Limbah yang mengandung mikroplastik

Mikroplastik dipindahkan langsung ke tanah dengan mengaplikasikan serat sintetis yang mengandung lumpur limbah atau sedimen plastik dari produk perawatan pribadi atau rumah tangga ke tanah (Habib et al., 1998; Zubris dan Richards, 2005; Horton et al., 2017). Untuk mempelajari lebih lanjut tentang sumber utama mikroplastik di tempat pembuangan limbah (produk pembersih, puing-puing plastik, pakaian), Browne et al. (2011) mengumpulkan sampel air limbah. Mereka menemukan bahwa serat poliester (67%) dan akrilik (17%) merupakan komponen plastik utama. Dibandingkan dengan bahan limbah asli, ditemukan bahwa proporsinya sangat mirip dengan

komposisi tekstil (78% polyester, 5% akrilik). Pada akhirnya mereka mengambil kesimpulan bahwa mikroplastik dari outlet pembuangan limbah terutama berasal dari pencucian-pakaian. Selain itu, sepotong pakaian dari setiap pencucian dengan mesin cuci rumah tangga dapat menghasilkan serat >1900. Air limbah yang mengandung mikroplastik dibuang ke laut tanpa pengekangan apa pun, dan pengolahan lumpur limbah yang tidak disarankan selanjutnya mempercepat distribusi mikroplastik (Kerstin dan Fredrik, 2014; Mintenig et al., 2017).

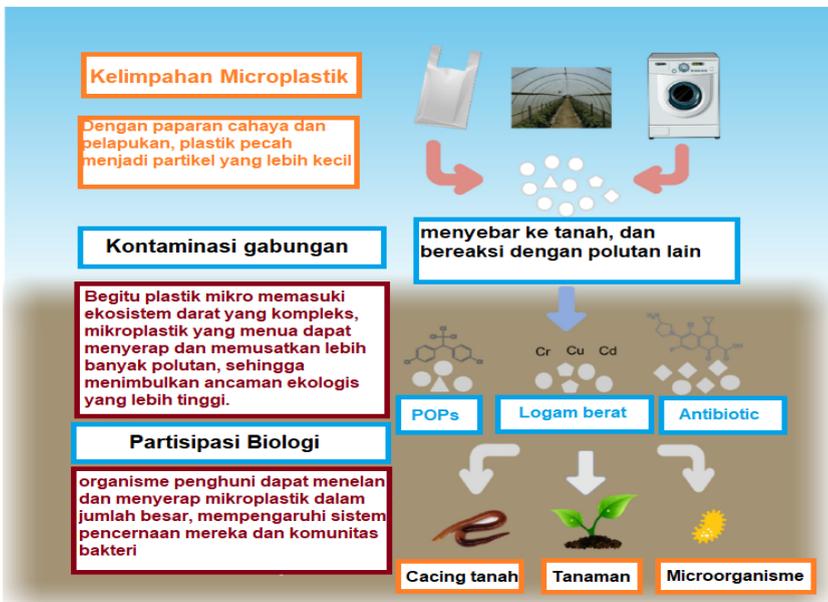
11.3. Efek Gabungan Mikroplastik tanah dengan polutan lainnya

11.3.1. Penyerapan polutan organik yang persisten oleh mikroplastik

Studi terbaru telah menunjukkan bahwa mikroplastik dapat bertindak sebagai vektor untuk kontaminan lingkungan (Hartmann et al., 2017). Begitu dilepaskan ke lingkungan, mereka terpapar polutan organik dari berbagai sumber antropogenik, seperti air limbah, limpasan perkotaan, dan lindi tempat pembuangan sampah. Beberapa polutan organik, seperti *polycyclic aromatic hydrocarbons* (PAHs), *polychlorinated biphenyls* (PCBs), pestisida, dan herbisida, merupakan faktor penting yang mempengaruhi kesehatan ekosistem tanah. Dilengkapi dengan kapasitas untuk menyerap dan mentransfer POPs, mikroplastik menimbulkan ancaman yang tinggi terhadap lingkungan terestrial (Frias et al., 2010).

Bakir et al. (2014) menyelidiki kemampuan PVC dan PE untuk menyerap dan menyerap berbagai POPs, seperti DDT, phenanthrene, PFOA dan DEHP, dan merangking potensi ancaman lingkungan dari campuran plastik-POPs. Selain itu, POP hidrofobik selalu hadir dalam pembentukan campuran kompleks di dalam tanah, ketika mereka diadsorpsi oleh mikroplastik, urutan adsorpsi yang berbeda dapat muncul dan adsorpsi kompetitif dapat terjadi (Bakir et al., 2012).

Misalnya, jika beberapa POP memiliki afinitas yang lebih baik dengan sejenis mikroplastik, mereka akan menghambat penyerapan senyawa lain, dan interaksinya bergantung pada struktur kimia suatu senyawa (Gambar 11.2). Untuk menyelidiki hubungan ini, Huffer dan Hofmann (2016) mempelajari perilaku adsorpsi dari tujuh spesies alifatik pada empat jenis mikroplastik dengan sifat fisik dan kimia yang berbeda, dan menemukan bahwa koefisien adsorpsi mikroplastik sangat terkait dengan hidrofobisitas adsorben.



Gambar 11.2. Proses Terbentuknya Mikroplastik di Tanah
(Sumber : Bakir et al., 2014)

11.3.2. Penyerapan logam berat oleh Mikroplastik

Mikroplastik mampu menyerap logam berat di permukaannya. Para ilmuwan telah menunjukkan bahwa proses geokimia dapat terjadi

antara logam berat dan mikroplastik setelah dilepaskan ke lingkungan tanah. Hodson et al. (2017) menyoroti potensi plastik sebagai pembawa untuk meningkatkan serapan logam berat di lingkungan darat.

Karakteristik kimia dan fisik masing-masing bahan seperti luas permukaan spesifik dan polaritas molekul, laju adsorpsi logam pada mikroplastik mungkin sangat berbeda (Teuten et al., 2007; Brennecke et al., 2016). Massos dan Turner (2017) melaporkan bahwa tingkat Cd dan Pb dalam plastik masing-masing adalah 6,9% dan 7,5%, menunjukkan tingkat adsorpsi yang berbeda dengan mikroplastik.

Mikroplastik terdegenerasi selama degradasi sinar ultraviolet (UV). Kapasitas adsorpsinya untuk logam berat dapat berubah. Bandow et al. (2017) menemukan bahwa setelah 2000 jam iradiasi UV, jumlah adsorpsi Cu dan Zn mikroplastik meningkat. Brennecke et al. (2016) menunjukkan bahwa puing-puing polivinil klorida (PVC) yang menua mengakumulasi lebih banyak Cu dan Zn tanpa mencapai kesetimbangan, sedangkan manik polistiren asli (PS) mencapai konsentrasi tembaga konstan setelah 14 hari. Oleh karena itu, mikroplastik yang menua dapat menyerap konsentrasi logam berat yang lebih tinggi dan menimbulkan ancaman ekologis yang lebih tinggi.

11.4. Interaksi Mikroplastik dan Organisme Tanah

11.4.1. Interaksi dengan mikroorganisme

Mikroorganisme adalah pengurai utama bahan organik di dalam tanah. Mereka dapat mendetoksifikasi mikroplastik dan bahan kimia berbahaya lainnya, dan menghasilkan produk yang dapat meningkatkan pertumbuhan tanaman. Di sisi lain, mikroplastik dapat berfungsi sebagai habitat ekologis baru bagi mikroorganisme di dalam

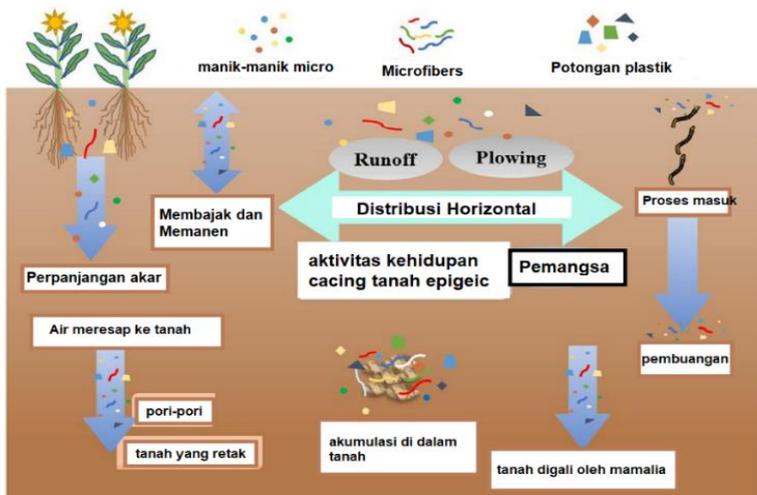
tanah. Komunitas mikroba pada puing-puing plastik dipandang sebagai “plastisfer” (Zettler et al., 2013; Oberbeckmann et al., 2016). Ada perbedaan yang mencolok antara komunitas plastik dan lingkungan sekitarnya. Zettler et al. (2013) menemukan bahwa rata-rata kelimpahan plastisfer lebih rendah dibandingkan dengan mikroorganisme sekitarnya, sedangkan homogenitas antar komunitas lebih besar.

Para ilmuwan telah mengidentifikasi bahwa bakteri dan jamur dapat mendorong degradasi plastik (Shah et al., 2008). Misalnya, sejak tahun 1983, Christine et al. (1983) telah menunjukkan bahwa polikaprolakton dapat terdegradasi oleh kultur kuman dan *saccharomycopsis* yang tidak murni dan murni. Selain itu, *Comamonas acidovorans* TB-35 memanfaatkan poliester poliuretan sebagai sumber karbon tunggal, dan menghasilkan enzim pengurai poliuretan poliuretan. *Brevibacillus borstelensis* juga diidentifikasi sebagai bakteri pendegradasi polietilen (Hadad et al., 2005). Selama degradasi, enzim ekstraseluler yang dihasilkan oleh mikrogram diekskresikan dan dilekatkan pada permukaan mikroplastik. Rantai polimer kemudian dibelah menjadi zat antara yang larut dalam air. Akibatnya, zat antara mikromolekul yang larut dalam air diserap oleh sel dan memasuki metabolisme khusus. Akhirnya, produk akhir (CO_2 , H_2O dan CH_4) dilepaskan (Müller, 2005).

11.4.2. Interaksi dengan tumbuhan

Tanah yang sehat sangat penting untuk mencapai ketahanan pangan global berkelanjutan, mengurangi dampak perubahan iklim, dan melindungi keanekaragaman hayati. Tanaman memainkan peran penting dalam memelihara ekosistem tanah yang sehat. Di tanah yang terkontaminasi, tanaman dapat mengatasi xenobiotik baik dengan

menghindari asupan senyawa ini atau dengan menunjukkan beberapa reaksi enzimatik untuk detoksifikasi termasuk reaksi oksidasi, reduksi, dan konjugasi (Römheld, 1999; Verkleij et al., 2009). Logam berat misalnya, ada dua mekanisme detoksifikasi yang terlibat setelah tanaman menyerap zat beracun. Salah satunya adalah kompleksasi logam berat dengan fitokelatin yang dihasilkan oleh akumulasi, dan yang lainnya adalah perpindahannya dari sitoplasma aktif ke kompartemen tidak aktif. Namun, berbeda dengan asupan logam berat, kehadiran mikroplastik menghambat penyerapan air dan nutrisi oleh akar tanaman. Oleh karena itu, untuk menghilangkan efek ini, holofit yang tertekan dalam jangka panjang cenderung mengeluarkan enzim tertentu ke luar untuk mencapai tujuan degradasi mikroplastik.



Gambar 11.3. Interaksi antara Mikroplastik dan Organisme Tanah
(Sumber : Corradini et al., 2019)

Sementara itu, banyak jenis mikroorganisme dan mikro-hewan tanah, seperti cacing tanah, ciliata, tungau, dan nematoda, juga melimpah di akar tanaman, yang berpartisipasi dalam degradasi dan

pemanfaatan zat antara untuk melindungi biosfer dari efek racun (Gambar 11.3). Sayangnya, saat ini hanya ada sedikit informasi tentang degradasi mikroplastik oleh organisme di rhizosfer tumbuhan. Para peneliti baru-baru ini telah menunjukkan bahwa mikroplastik tanah dapat secara signifikan mengubah biomassa tanaman, komposisi elemen jaringan, sifat akar, dan aktivitas mikroba tanah (de Souza Machado et al., 2019). Tetap saja, pengaruh populasi mikroba yang disajikan di rizosfer tanaman, yang terlibat dalam kesehatan tanaman, dan terlibat dalam biodegradasi mikroplastik perlu dipelajari lebih lanjut. Ada ketidakpastian yang cukup besar tentang pengaruh mikroplastik pada biota tanah. Hal ini terutama disebabkan oleh kurangnya pengetahuan yang luar biasa tentang interaksi antara mikroplastik dan organisme tanah.

Banyak peneliti menilai bahwa mikroplastik dapat menjadi ancaman serius bagi biota tanah dengan menghambat pertumbuhan dan reproduksi organisme, serta mengganggu keanekaragaman hayati tanah. Namun, ada juga bukti yang menunjukkan bahwa dosis rendah mikroplastik memiliki efek yang dapat diabaikan pada organisme tanah (Huerta Lwanga et al., 2016; Rodriguez-Seijo et al., 2017; Rodríguez-Seijo et al., 2019). Untuk mengevaluasi dengan lebih baik peran mikroplastik pada biota tanah di bawah kondisi yang bervariasi secara temporal dan spasial, diperlukan pemahaman yang lebih baik tentang proses pengaturan. Misalnya, proses penyerapan dan desorpsi berbeda antara polutan dan mikroplastik dengan polimer berbeda dan ukuran berbeda. Bagaimana faktor-faktor tersebut mempengaruhi peran mikroplastik sebagai vektor kontaminan adalah topik penelitian selanjutnya.

11.5. Penutup

Artikel ini merangkum kelimpahan, distribusi, dan perilaku lingkungan dari mikroplastik di dalam tanah. Pengemasan, mulsa plastik, dan lumpur limbah adalah tiga sumber utama mikroplastik tanah. Mereka dapat berpindah ke lingkungan tanah secara langsung atau tidak langsung. Mikroplastik ini dapat terakumulasi di tanah dan menyebabkan kontaminasi gabungan dengan berbagai POPs, logam berat, antibiotik, dan bahan kimia beracun lainnya yang dapat lebih membahayakan organisme tanah dan tanah. Namun, nasib mikroplastik yang disimpan dan implikasinya terhadap lingkungan tanah sebagian besar belum diketahui. Data tentang keberadaan dan proses transfer mikroplastik di dalam tanah jauh lebih sedikit daripada yang ada di sistem air.

Kontroversi tentang nasib dan dampak biologis mikroplastik di tanah semakin meningkat terutama karena tidak adanya studi lapangan dan laboratorium. Salah satu tantangan utama dalam mengevaluasi toksisitas mikroplastik adalah untuk memahami apakah kontaminan yang teradsorpsi ke mikroplastik berada dalam kesetimbangan dengan fase lain di lingkungan tanah. Terdapat kesenjangan data yang substansial dalam pemahaman kita tentang kontribusi potensial dari mikroplastik terhadap transfer polutan dibandingkan dengan rute paparan lainnya. Lebih banyak data penelitian diperlukan untuk memahami sepenuhnya risiko paparan komposit, dan bagaimana materi partikulat alami memengaruhi peran mikroplastik sebagai vektor kontaminan.

Referensi

- Andrady, A.L., (2011). Microplastics in the marine environment. *Mar. Pollut. Bull.* 62 (8), 1596–1605. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.05.030>
- Bakir, A., Rowland, S.J., Thompson, R.C., (2012). Competitive sorption of persistent organic pollutants onto microplastics in the marine environment. *Mar. Pollut. Bull.* 64 (12), 2782–2789. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.09.010>
- Bakir, A., Rowland, S.J., Thompson, R.C., (2014). Enhanced desorption of persistent organic pollutants from microplastics under simulated physiological conditions. *Environ. Pollut.* 185, 16–23. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.10.007>
- Bandow, N., Will, V., Wachtendorf, V., Simon, F.G., (2017). Contaminant release from aged microplastic. *Environ. Chem.* 14 (6), 394–405. DOI: 10.1071/EN17064
- Brennecke, D., Duarte, B., Paiva, F., Caçador, I., Canning-Clode, J., (2016). Microplastics as vector for heavy metal contamination from the marine environment. *Estuar Coast Shelf S* 178, 189–195. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2015.12.003>
- Browne, N., J, S., Teuten, E., Tonkin, A., Galloway, T., Thompson, R., (2011). Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: sources and sinks. *Environ Sci Technol* 45 (21), 9175–9179. <https://doi.org/10.1021/es201811s>
- Carpenter, E.J., Smith, K.L., (1972). Plastics on the Sargasso Sea Surface. *Science* 175 (4027), 1240–1241. DOI: 10.1126/science.175.4027.1240.
- Carson, H.S., Nerheim, M.S., Carroll, K.A., Eriksen, M., (2013). The plastic-associated microorganisms of the North Pacific Gyre. *Mar. Pollut. Bull.* 75 (1–2), 126–132. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.07.054>.
- Christine, V.B., Cameron, J.A., Samuel, J., (1983). Polycaprolactone degradation by mixed and pure cultures of bacteria and a yeast. *J. Appl. Polym. Sci.* 28, 335–342. <https://doi.org/10.1002/app.1983.070280129>

- Christopher, M.F., Olaf, P.J., Sherri, A.M., Marcus, E., Nicholas, J.W., Bazartseren, B., (2014). High-levels of microplastic pollution in a large, remote, mountain lake. *Mar. Pollut. Bull.* 85, 156–163. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.06.001>.
- Corradini, F., Meza, P., Eguiluz, R., Casado, F., Huerta-Lwanga, E., Geissen, V., (2019). Evidence of microplastic accumulation in agricultural soils from sewage sludge disposal. *Sci. Total Environ.* 671, 411–420. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.368>.
- De Souza Machado, A.A., Kloas, W., Zarfl, C., Hempel, S., Rillig, M.C., (2018). Microplastics as an emerging threat to terrestrial ecosystems. *Glob. Chang. Biol.* 24 (4), 1405–1416. <https://doi.org/10.1111/gcb.14020>.
- Eerkes-Medrano, D., Thompson, R.C., Aldridge, D.C., (2015). Microplastics in freshwater systems: a review of the emerging threats, identification of knowledge gaps and prioritisation of research needs. *Water Res.* 75, 63–82. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.02.012>.
- Fendall, L.S., Sewell, M.A., (2009). Contributing to marine pollution by washing your face: microplastics in facial cleansers. *Mar. Pollut. Bull.* 58 (8), 1225–1228. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.04.025>
- Frias, J.P., Sobral, P., Ferreira, A.M., (2010). Organic pollutants in microplastics from two beaches of the Portuguese coast. *Mar. Pollut. Bull.* 60 (11), 1988–1992. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.07.030>
- Geyer, R., Jambeck, R.J., Law, K.L., (2017). Production, use, and fate of all plastics ever made. *Sci. Adv.* 3, e1700782. DOI: 10.1126/sciadv.1700782
- Habib, D., Locke, D.C., Cannone, L.J., (1998). Synthetic fibers as indicators of municipal sewage sludge, sludge products, and sewage treatment plant effluents. *Water Air Soil Poll* 103, 1–8. <https://doi.org/10.1023/A:1004908110793>
- Hadad, D., Geresh, S., Sivan, A., (2005). Biodegradation of polyethylene by the thermophilic bacterium *Brevibacillus borstelensis*. *J. Appl. Microbiol.* 98 (5), 1093–1100. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2672.2005.02553.x>

- Hartmann, N.B., Rist, S., Bodin, J., Jensen, L.H., Schmidt, S.N., Mayer, P., Meibom, A., Baun, A., (2017). Microplastics as vectors for environmental contaminants: exploring sorption, desorption, and transfer to biota. *Integr. Environ. Assess. Manag.* 13 (3), 488–493. <https://doi.org/10.1002/ieam.1904>.
- He, D., Luo, Y., Lu, S., Liu, M., Song, Y., Lei, L., (2018). Microplastics in soils: analytical methods, pollution characteristics and ecological risks. *TrAC-Trends Anal Chem* 109, 163–172. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.10.006>
- Hodson, M.E., Duffus-Hodson, C.A., Clark, A., Prendergast-Miller, M.T., Thorpe, K.L., (2017). Plastic bag derived-microplastics as a vector for metal exposure in terrestrial invertebrates. *Environ Sci Technol* 51 (8), 4714–4721. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b00635>
- Horton, A.A., Walton, A., Spurgeon, D.J., Lahive, E., Svendsen, C., (2017). Microplastics in freshwater and terrestrial environments: evaluating the current understanding to identify the knowledge gaps and future research priorities. *Sci. Total Environ.* 586, 127–141. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.190>
- Huffer, T., Hofmann, T., (2016). Sorption of non-polar organic compounds by micro-sized plastic particles in aqueous solution. *Environ. Pollut.* 214, 194–201. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.04.018>
- Jambeck, J.R., Roland, G., Chris, W., Theodore, R.S., Miriam, P., Anthony, A., Ramani, N., Kara, L.L., (2015). Plastic waste inputs from land into the ocean. *Mar Pollut* 347 (6223), 768–771. DOI: 10.1126/science.1260352
- Kerstin, M., Fredrik, N., (2014). Screening of Microplastic Particles in and Down-stream a Wastewater Treatment Plant. *Report.* pp. 1–19.
- Lebreton, L.C.M., van der Zwet, J., Damsteeg, J.W., Slat, B., Andrady, A., Reisser, J., (2017). River plastic emissions to the world's oceans. *Nat. Commun.* 8, 15611. <https://doi.org/10.1038/ncomms15611>
- Li, Z.G., Richter, J.S., (2015). Problem and countermeasure on promoting the plastic bag ban of USA. *Appl. Mech. Mater.* 768, 787–796.

- Maciej, Z., Patricia, L.C., Hockin, Alexandra, (2014). Comparison of the distribution and degradation of plastic debris along shorelines of the Great Lakes, North America. *J. Great Lakes Res.* 40, 288–299. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2014.02.012>
- Massos, A., Turner, A., (2017). Cadmium, lead and bromine in beached microplastics. *Environ. Pollut.* 227, 139–145. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.04.034>
- Matthew, C., Pennie, L., Claudia, H., Galloway, Tamara S., (2011). Microplastics as contaminants in the marine environment: a review. *Mar. Pollut. Bull.* 62 (12), 2588–2597. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.09.025>
- Mintenig, S.M., Int-Veen, I., Loder, M.G.J., Primpke, S., Gerdts, G., (2017). Identification of microplastic in effluents of waste water treatment plants using focal plane arraybased micro-Fourier-transform infrared imaging. *Water Res.* 108, 365–372. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.11.015>
- Müller, D.R.J., (2005). Biodegradability of polymers: regulations and methods for testing. *Biopolymers* 365–374. <https://doi.org/10.1002/3527600035.bpola012>
- Nizzetto, L., (2016). Do microplastics spill on to farm soils? *Nature* 537, 488. <https://doi.org/10.1038/537488b>
- Oberbeckmann, S., Osborn, A.M., Duhaime, M.B., (2016). Microbes on a bottle: substrate, season and geography influence community composition of microbes colonizing marine plastic debris. *PLoS One* 11 (8), e0159289. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0159289>
- Rillig, M.C., Ziersch, L., Hempel, S., (2017). Microplastic transport in soil by earthworms. *Sci. Rep.* 7 (1), 1362. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-01594-7>
- Rillig, M.C., Bonkowski, M., (2018). Microplastic and soil protists: a call for research. *Environ. Pollut.* 241, 1128–1131. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.04.147>
- Rodríguez-Seijo, A., Santos, B., Ferreira da Silva, E., Cachada, A., Pereira, R., (2019). Low density polyethylene microplastics as a source and carriers

- of agrochemicals to soil and earthworms. *Environ. Chem.* 16 (1), 8. <https://doi.org/10.1071/EN18162>
- Römheld, G.N.V., (1999). Root excretion of carboxylic acids and protons in phosphorusdeficient plants. *Plant Soil* 211, 121–130.
- Sadri, S.S., Thompson, R.C., (2014). On the quantity and composition of floating plastic debris entering and leaving the Tamar estuary, Southwest England. *Mar. Pollut. Bull.* 81, 55–60. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.02.020>
- Selke, S.E., (1988). Recycling of plastic packaging in the United States. *Packag. Technol. Sci.* 1, 93–98. <https://doi.org/10.1002/pts.2770010207>
- Scheurer, M., Bigalke, M., (2018). Microplastics in Swiss floodplain soils. *Environ Sci Technol* 52 (6), 3591–3598. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b06003>
- Shah, A.A., Hasan, F., Hameed, A., Ahmed, S., (2008). Biological degradation of plastics: a comprehensive review. *Biotechnol. Adv.* 26 (3), 246–265. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2007.12.005>
- Silva-Cavalcanti, J.S., Silva, J.D., França, E.J., Araújo, M.C., Gusmão, F., (2017). Microplastics ingestion by a common tropical freshwater fishing resource. *Environ. Pollut.* 221, 218–226. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.11.068>
- Tender, D.C.A., Devriese, L.I., Haegeman, A., Maes, S., Ruttink, T., Dawyndt, P., (2015). Bacterial community profiling of plastic litter in the Belgian part of the north sea. *Environ Sci Technol* 49 (16), 9629–9638. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b01093>
- Thompson, R.C., Olsen, Y., Mitchell, R.P., Davis, A., Rowland, S.J., John, A.W.G., McGonigle, D., Russell, A.E., (2004). Lost at sea: where is all the plastic? *Science* 304, 838. DOI: 10.1126/science.1094559
- Verkleij, J.A.C., Golan-Goldhirsh, A., Antosiewicz, D.M., Schwitzguébel, J.-P., Schröder, P., (2009). Dualities in plant tolerance to pollutants and their uptake and translocation to the upper plant parts. *Environ. Exp. Bot.* 67 (1), 10–22. <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2009.05.009>
- Weinstein, S., (2009). Main ingredient in “marine soup” 1: eliminating plastic bag pollution through consumer. *Calif West Int Law J* 40, 291–333.

- Wieczorek, A.M., Croot, P.L., Lombard, F., Sheahan, J.N., Doyle, T.K., (2019). Microplastic ingestion by gelatinous zooplankton may lower efficiency of the biological pump. *Environ Sci Technol* 53 (9), 5387–5395. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b07174>
- Williamson, L. J., 2003. It's not my bag, baby!(using reusable tote bags for groceries). *Onearth*(June).
- Wong, C.S., David, R.G., Cretney, W.J., (1974). Quantitative tar and plastic waste distributions in the Pacific Ocean. 247, 30–32. <https://doi.org/10.1038/247030a0>
- Wright, S.L., Thompson, R.C., Galloway, T.S., (2013). The physical impacts of microplastics on marine organisms: a review. *Environ. Pollut.* 178, 483–492. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.02.031>
- Zettler, E.R., Mincer, T.J., Amaral-Zettler, L.A., (2013). Life in the “plastisphere”: microbial communities on plastic marine debris. *Environ Sci Technol* 47 (13), 7137–7146. <https://doi.org/10.1021/es401288x>
- Zubris, K.A., Richards, B.K., (2005). Synthetic fibers as an indicator of land application of sludge. *Environ. Pollut.* 138 (2), 201–211. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2005.04.013>

BAB 12

Analisis Risiko Pencemaran dan Penilaian Dampak Kesehatan

AWALUDDIN HIDAYAT RAMLI INAKU

12.1. Pendahuluan

Permasalahan terbesar yang dihadapi dunia saat ini salah satunya adalah pencemaran lingkungan. Seiring waktu tingkat pencemaran lingkungan semakin meningkat karena kegiatan industri dan ekonomi khususnya terkonsentrasi di daerah perkotaan dan telah menjadi fokus geografis untuk konsumsi sumber daya dan emisi kimia, yang dapat menyebabkan berbagai macam masalah termasuk risiko kesehatan masyarakat, degradasi ekosistem, keanekaragaman hayati (Yang et al., 2015). Oleh karena itu penting mengetahui pengaruh dampak pencemaran lingkungan terhadap kesehatan masyarakat. Permodelan yang dapat dipakai untuk mengetahui tingkat bahaya dan pengaruh pencemaran lingkungan antara lain dengan menggunakan model penilaian dampak lingkungan/HIA (*health impact assessment*) dan model analisis risiko kesehatan lingkungan (ARKL).

HIA merupakan salah satu cara memperkirakan dampak potensial pada kesehatan populasi yang dinilai dari prosedur, metode dan alat dalam kebijakan, program atau proyek yang dilakukan pada lingkungan". Penggunaan model HIA ini meningkat dalam beberapa tahun terakhir dikarenakan tingginya masalah lingkungan yang berdampak pada kesehatan (Huang *et al.*, 2016). Analisis risiko kesehatan lingkungan adalah model lain yang dibuat dengan tujuan untuk mengetahui seberapa besar pengaruh dosis dan respon bahan pencemar lingkungan terhadap risiko penyakit kanker dan non kanker (*carcinogenic* dan *non carcinogenic*) yang ditimbulkan dari dampak tersebut.

Penilaian risiko muncul sebagai alat yang mampu menghasilkan kuantifikasi bentuk yang menggambarkan ketidakpastian tentang besaran, waktu dan/atau kemungkinan konsekuensi kesehatan atau lingkungan yang terkait dengan potensi paparan zat, proses, tindakan, atau peristiwa tertentu. Metode penilaian risiko dapat didefinisikan sebagai prosedur sistematis, meliputi beberapa tahapan: bahaya identifikasi, penilaian risiko dan manajemen risiko. Prosedur ini adalah isu sentral untuk menganalisis dan menafsirkan hasil yang terkait dengan ancaman pencemaran lingkungan (Neris *et al.*, 2019).

Analisis risiko kesehatan lingkungan (ARKL) didefinisikan sebagai suatu pendekatan untuk mencermati potensi besarnya risiko yang dimulai dengan mendeskripsikan masalah lingkungan yang telah dikenal dan melibatkan penetapan risiko pada kesehatan manusia yang berkaitan dengan masalah lingkungan yang bersangkutan. Pada aplikasinya, ARKL dapat digunakan untuk memprediksi besarnya risiko dengan titik tolak dari kegiatan pembangunan yang sudah berjalan, risiko saat ini dan memprakirakan besarnya risiko di masa yang akan datang (Kemenkes, 2001)

12.2. Penilaian Dampak Kesehatan dengan Model Penilaian Dampak Kesehatan/*Health Risk Assessment (HIA)*

Penilaian Dampak Kesehatan (HIA) didasarkan pada pendekatan holistik untuk kesejahteraan dan digunakan untuk mengurangi ketidaksetaraan dalam kesehatan. Ini juga dapat digunakan sebagai cara untuk menyoroti efek-efek penentu kesehatan yang lebih luas milik pada kesejahteraan orang-orang. Perbaikan kesehatan penduduk tidak dapat dicapai dengan kesehatan layanan sendiri. Kesehatan dipengaruhi oleh aktivitas di banyak sektor lain.



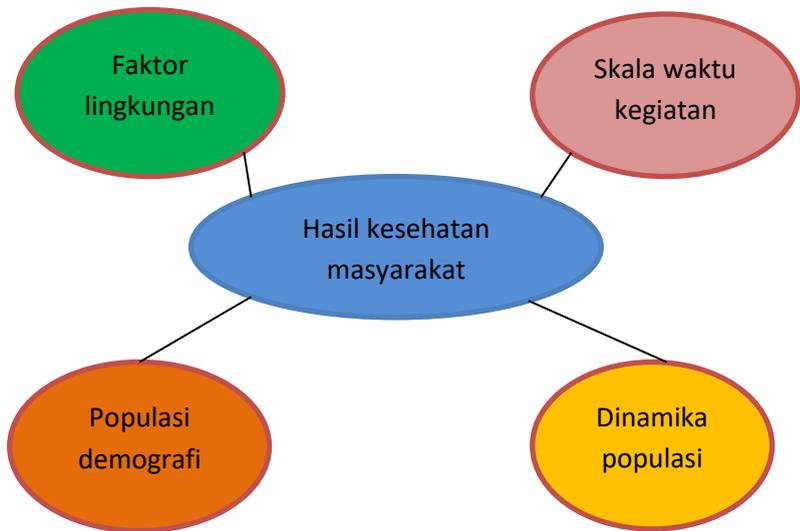
Gambar 12.1. Diagram skematis dari tahap model HIA
(Sumber : WHO, 2019)

Kebijakan, program, dan proyek di banyak sektor mempengaruhi kesehatan. WHO (2019) mendefinisikan kesehatan sebagai “keadaan

manusia yang sempurna fisik, mental, spiritual dan sosial yang kesemuanya holistik keseimbangan ". Health Impact Assessment adalah alat sebagai cara untuk memprediksi Dampak kesehatan dengan tujuan untuk merekomendasikan atau memperbaiki kebijakan, program, dan proyek untuk meningkatkan kesehatan. Ini adalah penilaian efek kesehatan, positif dan negatif, proyek, rencana, atau kebijakan. HIA telah didefinisikan sebagai "kombinasi dari prosedur, metode dan alat yang dapat digunakan untuk menilai kebijakan, program atau proyek mengenai dampak potensial terhadap kesehatan a populasi, dan distribusi efek tersebut dalam populasi (Phen and Pongthep, 2013).

Diagram skematis dari tahapan model HIA seperti pada Gambar 12.1. menunjukkan bahwa Penilaian dampak kesehatan ini tidak dapat dilakukan pada setiap proyek, kebijakan atau program. Oleh karena itu skrining/penyaringan digunakan untuk memutuskan secara sistematis kapan harus melakukan HIA, Pelingkupan menetapkan batas-batas, dan mempertimbangkan bagaimana tahap penilaian HIA harus dilakukan, Identifikasi bahaya kesehatan dianalisa untuk mempertimbangkan bukti dampaknya sebuah kegiatan yang melibatkan lingkungan sehingga diberikannya rekomendasi yang harus dikembangan oleh pemangku kepentingan dan mengevaluasi apakah HIA telah mempengaruhi proses pengambilan keputusan tersebut. Seperti halnya intervensi apa pun, evaluasi diperlukan untuk melihat apakah itu berhasil. Evaluasi proses HIA juga berguna untuk menjawab apakah tahap HIA berhasil (atau tidak). Terdapat empat elemen kunci dalam model HIA yang dikembangan yang memperlihatkan element yang mempengaruhi hasil kesehatan masyarakat yaitu, faktor lingkungan, skala waktu kegiatan, populasi dan demografi, dan dinamika kelompok.

Implementasi model HIA dari Organisasi WHO kemudian dapat diimplementasikan dalam model (gambar 12.2) yang mencakup informasi risiko epidemiologis, struktur populasi dan karakteristik penyakit, dan perkiraan populasi yang terpapar.



Gambar 12.2. Diagram skematis dari elemen-elemen kunci dari model penilaian dampak kesehatan (Sumber : McCarthy *et al.*, 2002)

Faktor lingkungan tertentu akan mempengaruhi populasi yang berbeda dengan cara yang berbeda. Profil usia dan gender masyarakat lokal dalam sebuah populasi demografi sangat penting untuk mengetahui keseluruhan efek serangkaian perubahan lingkungan. Misalnya polutan timbal (Pb) yang dapat mempengaruhi kesuburan akan berdampak lebih besar pada populasi dengan proporsi wanita usia subur lebih banyak dibandingkan dengan wanita di luar usia subur.

Kejadian penyakit berdasarkan tingkat usia dan angka kematian yang terjadi terpengaruh oleh dampak perubahan lingkungan pada penduduk lokal. Selain itu, dinamika penduduk di wilayah setempat akan mempengaruhi jumlah paparan perubahan lingkungan pada bagian yang berbeda dari populasi. Lamanya waktu populasi lokal terpapar perubahan lingkungan yang terjadi akan mempengaruhi tingkat dampak kesehatan pada penduduk lokal (McCarthy *et al.*, 2002).

Penggunaan model ini secara komprehensif pada suatu kasus pencemaran yang ada dapat dilakukan melalui kasus yang telah terjadi. Penelitian-penelitian sebelumnya dapat menjadi tolak ukur dalam penggunaan model ini. Dalam model ini, lingkungan merupakan penyebab utama dari terjadinya dampak terhadap kesehatan masyarakat dengan unsur lain yaitu kondisi populasi dan dinamika kelompok yang terjadi.

Polusi udara adalah masalah kesehatan masyarakat yang utama, yang menyebabkan jutaan kematian dini di seluruh dunia. Dampak gabungan polusi udara yang terdapat dalam ruangan dan luar ruangan mengakibatkan kematian secara dini sekitar 7 juta setiap tahunnya, sebagian besar kematian disebabkan oleh penyakit akibat stroke, jantung, paru obstruktif kronik, kanker paru, dan infeksi saluran pernafasan yang akut (WHO, 2019) dengan persentasi tertinggi pada penyakit kardiovaskular/penyakit jantung memiliki angka 60-80% (Lelieveld *et al.*, 2015)

Kajian yang dilakukan oleh Hans Oru, dkk, (2009) mengemukakan bahwa secara keseluruhan ada 388.964 jiwa penduduk Tallinn yang terdapat di 84 bagian kota. Dari segi populasi bagian terbesar wilayah di Tallinn memiliki lebih dari 15.000 penduduk, sementara beberapa wilayah lainnya sampai yang terkecil memiliki kurang dari 100 populasi

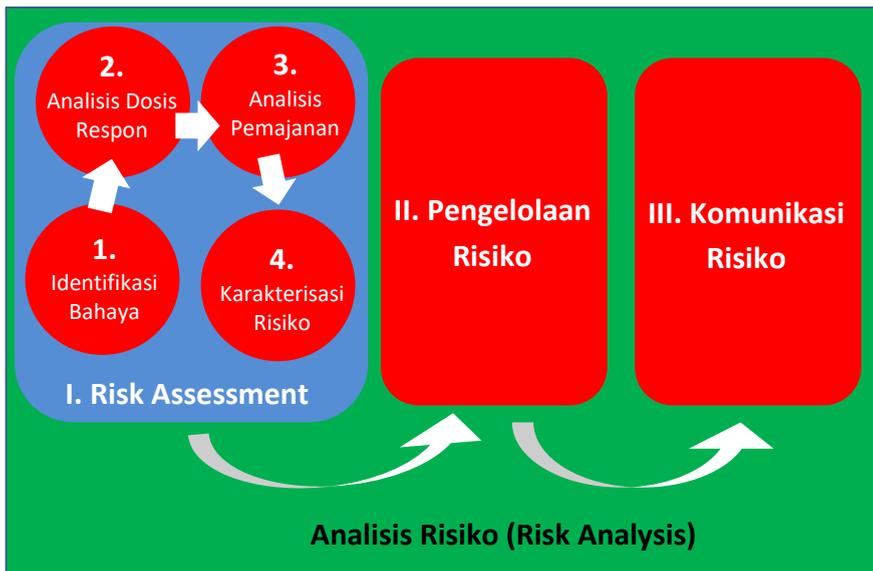
dengan kepadatan yang sangat bervariasi. Angka kematian berbeda-beda ditemukan pada berbagai kelompok usia, rata-rata 1.136 kasus per 100.000 warga negara per tahun. Kasus kejadian penyakit yang dilayani fasilitas kesehatan adalah penyakit kardiovaskular dan pernapasan. Hasil analisis menunjukkan ditemukan 3.945 dan 1.266 tiap tahunnya kasus yang diterima masing-masing per 100.000 orang-orang akibat paparan PM_{2,5} dengan rerata yang terdampak pada delapan kota adalah 11,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Berdasarkan hal-hal di atas dapat dilihat bahwa warga Tallinn terpengaruh oleh kualitas udara yang buruk dari penyebab yang berbeda-beda antara lain lokasi yang berdekatan dengan rel kereta api dengan solar lokomotif. Walau level partikulatnya tidak besar, namun tetap dapat mempengaruhi angka kesakitan dan kematian yaitu 296 kematian dini per tahun. Data dari 275 rumah sakit berdasarkan penerimaan jumlah kasus karena polusi udara, bisa disimpulkan bahwa pencemaran partikel ini merupakan masalah kesehatan lingkungan yang signifikan di Tallinn. Orang yang menderita penyakit kronis seharusnya mengetahui kualitas udara di berbagai daerah, sehingga mereka bisa menghindari area ini. Upaya perbaikan kualitas udara harus diarahkan untuk memperbaiki situasi di bagian yang lebih berpolusi sehingga kebijakan negara dibutuhkan berikutnya.

Kajian lainnya tentang kadar Ozon (O₃) yang dilakukan di wilayah tenggara Korea Selatan menemukan fakta adanya konsentrasi yang sangat tinggi dari O₃ di berbagai wilayah kota di Korea Selatan. Kota Busan memiliki konsentrasi tertinggi, diikuti oleh Kota Ulsan, akibat emisi dari banyaknya mobil dan kapal (Song *et al.*, 2010). Baik kota Busan dan Ulsan adalah kota pelabuhan, dan Busan adalah kota pelabuhan terbesar di Korea Selatan. Sumber polutan yang menghasilkan konsentrasi tinggi O₃ terutama emisi antropogenik senyawa organik yang mudah menguap (VOC) dan nitrogen oksida

(NO_x) dari mesin-mesin pembakaran yang ada di mobil dan kapal (Hochstrasser, 2007). Berdasarkan hasil simulasi, dari tahun 2005 hingga 2050, konsentrasi O₃ menurun hingga di bawah 80 µg/m³, kecuali di daerah Busan konsentrasi O₃ tetap di atas 80 µg/m³. Hal ini dapat berdampak bagi kesehatan populasi penduduk yang ada didalamnya jika tidak tertangani lebih baik. Paparan polusi udara menyebabkan berbagai masalah kesehatan. Toksikologi dan studi epidemiologi telah mengkonfirmasi efek kesehatan negatif dari PM 2.5. Paparan tingkat tinggi O₃ juga terkait efek kesehatan yang merugikan, termasuk reaksi negatif dalam studi toksikologi dan uji klinis (Larsen *et al.*, 2010).

12.3. Penilaian Dampak Kesehatan dengan Model Pengukuran Analisis Risiko Kesehatan Lingkungan (ARKL)

Pada dasarnya, ARKL mengenal empat langkah seperti bisa dilihat pada gambar 12.3 berikut ini, yaitu Identifikasi bahaya, Analisis dosis respon, Analisis pemajanan, dan Karakterisasi risiko. Langkah keempat karakteristik risiko merupakan langkah yang dibutuhkan untuk mengetahui apakah paparan pencemaran lingkungan memiliki dampak non karsinogenik.



Gambar 12.3. Diagram skematis dari elemen-elemen kunci dari model penilaian ARKL (Sumber : Kemenkes, 2012)

Berdasarkan gambar di atas dapat dijelaskan bahwa ARKL merupakan pendekatan yang digunakan untuk melakukan penilaian risiko kesehatan di lingkungan dengan output adalah karakterisasi risiko (dinyatakan sebagai tingkat risiko) yang menjelaskan apakah agen risiko/parameter lingkungan berisiko terhadap kesehatan masyarakat atau tidak dalam hal ini yaitu dampak karsinogenik dan non karsinogenik. Selanjutnya hasil ARKL akan dikelola dan dikomunikasikan kepada masyarakat sebagai tindak lanjutnya.

Identifikasi bahaya ditentukan dengan mengetahui secara spesifik agen risiko apa yang berpotensi menyebabkan gangguan kesehatan bila tubuh terpajan bahaya tersebut namun perlu diketahui seberapa besar bahaya tersebut masuk kedalam tubuh manusia melalui

penentuan dosis-respon yaitu dengan mencari salah satu nilai RfC. RfC (*reference concentration*) adalah nilai yang dijadikan referensi untuk nilai yang aman pada efek non karsinogenik suatu agen risiko, sedangkan SF (*slope factor*) adalah referensi untuk nilai yang aman pada efek karsinogenik. Tingkat risiko untuk efek non karsinogenik dinyatakan dalam notasi *Risk Quotien (RQ)*. Untuk melakukan karakterisasi risiko untuk efek non karsinogenik dilakukan perhitungan dengan membandingkan / membagi *Intake (I)* dengan RfC atau RfD. Rumus untuk menentukan RQ adalah sebagai berikut : (Kemenkes, 2012)

$$RQ = \frac{I}{RfC}$$

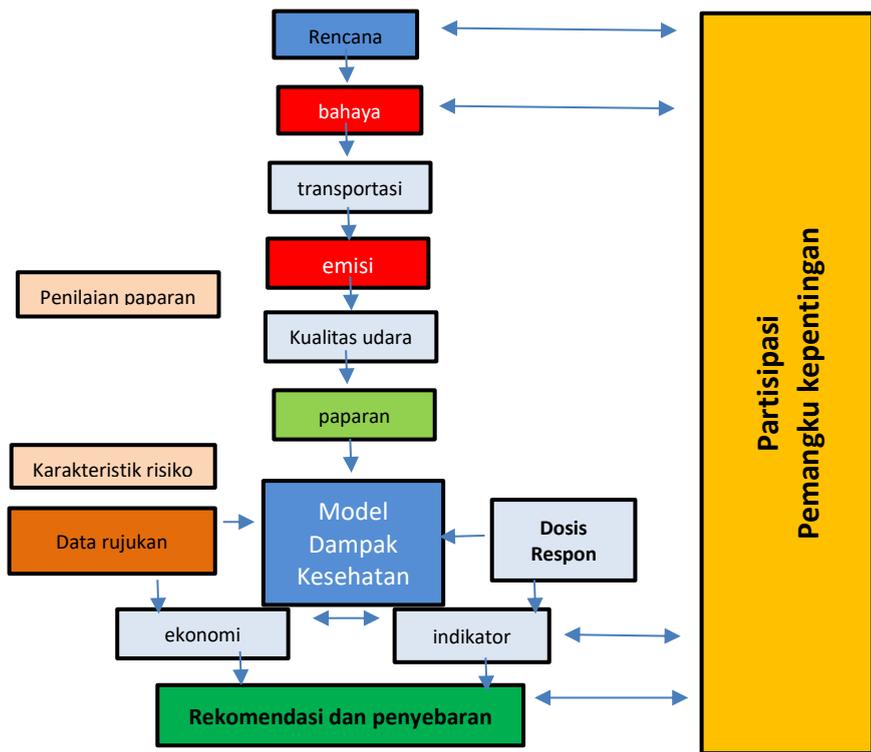
Keterangan

Digunakan untuk menghitung RQ pada pemajanan jalur inhalasi (terhirup)

I (intake) : Jumlah konsentrasi agen risiko (mg) yang masuk ke dalam tubuh manusia dengan berat badan tertentu (kg) setiap harinya

RfC : Nilai referensi agen risiko pada pemajanan inhalasi. (Didapat dari situs www.epa.gov/iris).

Tingkat risiko dinyatakan dalam angka atau bilangan desimal tanpa satuan. Tingkat risiko dikatakan “Aman” bilamana intake \leq RfD atau RfCnya atau dinyatakan dengan $RQ \leq 1$. Tingkat risiko dikatakan “Tidak Aman” bilamana intake $>$ RfD atau RfCnya atau dinyatakan dengan $RQ > 1$ (Kemenkes, 2012),



Gambar 12. 4. Model penilaian dampak Kesehatan
 (Sumber : Nieuwenhuijsen, Khreis and Verlinghieri, 2017)

Melalui model ini implementasi model ARKL dapat secara lengkap dinilai dan dijelaskan dengan Penilaian rantai hubungan sebab akibat yang diperoleh dengan menggabungkan berbagai data yang ada seperti pada model. Aktivitas sumber paparan, emisi sumber, dan jalur paparan dan penyebaran udara yang ada bisa digunakan untuk memprediksi kualitas udara dan keterpaparan orang-orang dan kemudian memperkirakan dampak kesehatan terkait bahan pencemar tersebut (Nieuwenhuijsen, Khreis and Verlinghieri, 2017). Berdasarkan analisa yang pernah dilakukan oleh (Wong *et al.*, 2016)

mengidentifikasi bahaya yang mengakibatkan banyak kematian akibat kanker di Hongkong dengan populasi 66.820, ditemukan bahwa Emisi dari transportasi dan pembangkit listrik yang merupakan sumber utama hidrokarbon dan beberapa jenis logam berat dengan materi partikulat (PM) ditemukan bahwa untuk setiap 10 mg/m^3 peningkatan paparan jangka panjang konsentrasi PM 2.5 berhubungan erat dengan angka kematian akibat kanker [HR, 1,22; 95%]. Polusi udara mempengaruhi kesejahteraan ekonomi dan sosial melalui mortalitas dan morbiditas. Morbiditas, pada gilirannya, mempengaruhi kesehatan dan produktivitas angkatan kerja. Di studi ini, biaya langsung yang berkaitan dengan morbiditas dihitung menggunakan biaya rawat inap, gaji, kompensasi selama sakit dan meninggal dan kerugian tenaga kerja.

Kajian lainnya yang dilakukan oleh (Maksuk et al., 2016) mengatakan adanya bahan pencemar paraquat yang ditemukan dalam air di perkebunan kelapa sawit yang kuantitasnya sama dengan jumlah maksimum yang diperbolehkan yaitu 0,01 mg/L, tetapi konsentrasi paraquat di air dan tanah dapat meningkat jika digunakan secara terus menerus di area perkebunan kelapa sawit. Perhitungan akumulasi paraquat dalam tubuh pekerja dihitung dengan mengetahui dosis respon yang ada, hasil menunjukan bahwa *risk quotient* = 0.058 mg/berat/hari yang disimpulkan $RQ < 1$ dengan kesimpulan tidak ada dampak karsinogenik dari paparan paraquat. Namun demikian, risk quotient bisa jadi meningkat karena penggunaan paraquat secara terus menerus. Air perlu diolah terlebih dahulu sebelum dikonsumsi untuk menurunkan kadar paraquat pada air. Selain itu aplikasi paraquat di perkebunan kelapa sawit harus dilakukan dan diawasi secara ketat agar tidak mencemari tanah dan air serta area sekitar perkebunan.

Paparan H₂S, SO₂ dan NH₃ di udara dari rumah pemotongan hewan juga dapat berdampak bagi efek karsinogenik. Hasil penelitian setelah dilakukan pengukuran dan perhitungan menunjukkan adanya dampak karsinogenik dengan nilai paparan yaitu H₂S 1,20 (RQ>1), SO₂ 1,71 (RQ>1) dan NH₃ 1,43 (RQ>1). Semua nilai RQ melebihi nilai ambang batas, dan menyiratkan bahwa dampak bahan pencemar udara ketiga unsur ini cenderung menyebabkan kerugian efek kesehatan di area yang diteliti (Odekanle et al., 2020).

Paparan partikulat PM 10 dan dampak resikonya juga di kaji (Goembira et al., 2019) yang mengkaji dampak asap kebakaran hutan dan lahan di Sawahlunto Sumatera Barat terhadap kesehatan anak-anak dan orang tua. Berdasarkan kajiannya pada anak-anak dan orang dewasa diperoleh hasil tingkat bahaya karsinogen logam (ELCR total) sebesar $129,49 \times 10^{-3}$. Data ini menunjukkan bahwa logam non-karsinogen dan karsinogen di PM 10 tidak aman bagi kesehatan anak di kota Sawahlunto, karena batas aman untuk nilai $RQ \leq 1$ dan $ELCR \leq 10^{-6}$. Nilai yang diperoleh Dari ELCR tersebut menunjukkan bahwa terdapat 129 hingga 130 dari keseluruhan 1.000 anak di Kota Sawahlunto yang memiliki kemungkinan efek kanker karena paparan logam di PM 10 selama pencemaran kabut asap. Selanjutnya didapatkan nilai HQ untuk orang-orang dewasa adalah 215,16 atau $RQ > 1$ dan nilai ELCR untuk dewasa adalah $58,85 \times 10^{-3}$ dimana nilai ELCR $> 10^{-6}$ yang merupakan batas aman untuk karsinogen logam.

Dari keseluruhan kasus dengan perhitungan ARKL diatas bermuara kepada kebijakan yang ditentukan oleh masing-masing wilayah yaitu kebijakan yang muncul adalah 1) melakukan koreksi atau perbaikan terhadap segala bahaya dan ancaman pada kesehatan dan kesejahteraan hidup manusia 2) Melakukan usaha pencegahan dengan cara mengatur sumber-sumber lingkungan dalam upaya

meningkatkan derajat kesehatan dan kesejahteraan hidup manusia 3) Melakukan kerjasama dan menerapkan program terpadu di antara masyarakat, dan institusi pemerintah serta lembaga non pemerintah dalam menghadapi bencana alam atau wabah penyakit menular

12.4. Penutup

Data epidemiologi dapat diterapkan bersama data lingkungan untuk menghasilkan perkiraan kuantitatif dari dampak kesehatan. Model penilaian dampak kesehatan secara matematika dapat digunakan untuk menilai pilihan kebijakan. Ada kepentingan publik dalam data yang lebih baik untuk menginformasikan pengambilan keputusan dan proses perencanaan. Perlu ada kolaborasi yang lebih erat antara kesehatan masyarakat dan praktik lingkungan, untuk menafsirkan data lingkungan dengan lebih baik dan untuk mengidentifikasi lebih lanjut data epidemiologi yang diperlukan. Model ARKL adalah upaya untuk menentukan apakah populasi yang terpapar agen risiko akan menimbulkan dampak seperti yang diungkapkan oleh RQ dengan menghitung nilai-nilai yang diperoleh dalam analisa paparan dan dosis respons. Levelnya risiko non-kanker diperoleh melalui hasil pembagian asupan harian dengan nilai respon dosis atau Referensi Konsentrasi (RfC). Jika $RQ \geq 1$, bahan pencemar dapat menyebabkan gangguan kesehatan, tetapi jika $RQ < 1$ maka bahan penemar lingkungan tidak dapat menyebabkan gangguan kesehatan.

Referensi

Goembira, F., Amin, M., Ihsan, T., & Djafri, D. (2019). Environmental health risk analysis due to PM10 during 2015's smoke haze pollution in

- Sawahlunto City. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 361(1). <https://doi.org/10.1088/1755-1315/361/1/012021>
- Hochstrasser, R. M. (2007) 'Two-dimensional spectroscopy at infrared and optical frequencies', *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 104(36), pp. 14190–14196. doi: 10.1073/pnas.0704079104.
- Huang, J., Li, F., Zeng, G., Liu, W., Huang, X., Xiao, Z., Wu, H., Gu, Y., Li, X., He, X., & He, Y. (2016). Integrating hierarchical bioavailability and population distribution into potential eco-risk assessment of heavy metals in road dust: A case study in Xiandao District, Changsha city, China. *Science of the Total Environment*, 541, 969–976. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.09.139>
- Kemenkes (2012) *Direktorat Jenderal PP dan PL Kementerian Kesehatan tahun*.
- Larsen, S. T., Matsubara, S., McConville, G., Poulsen, S. S., & Gelfand, E. W. (2010). Ozone increases airway hyperreactivity and mucus hyperproduction in mice previously exposed to allergen. *Journal of Toxicology and Environmental Health - Part A: Current Issues*, 73(11), 738–747. <https://doi.org/10.1080/15287391003614034>
- Lelieveld, J., Evans, J. S., Fnais, M., Giannadaki, D., & Pozzer, A. (2015). The contribution of outdoor air pollution sources to premature mortality on a global scale. *Nature*, 525(7569), 367–371. <https://doi.org/10.1038/nature15371>
- Maksuk, M., Malaka, T., Suheryanto, S., & Umayah, A. (2016). Environmental Health Risk Analysis of Paraquat Exposure in Palm Oil Plantations. *International Journal of Public Health Science (IJPHS)*, 5(4), 465. <https://doi.org/10.11591/ijphs.v5i4.4852>
- Mccarthy, A. M., Biddulph, J. P., Utley, M., Ferguson, J., & Gallivan, S., (2015). *BMJ A Health Impact Assessment Model for Environmental Changes Attributable to Development Projects AND METHODS THEORY A health changes model for environmental impact assessment to development attributable projects*. 56(8).
- Neris, J. B., Olivares, D. M. M., Velasco, F. G., Luzardo, F. H. M., Correia, L. O.,

- & González, L. N. (2019). HHRISK: A code for assessment of human health risk due to environmental chemical pollution. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 170(September 2018), 538–547. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.12.017>
- Nieuwenhuijsen, M. J., Khreis, H. and Verlinghieri, E. (2017) 'Participatory quantitative health impact assessment of urban and transport planning in cities : A review and research needs', *Environment International*, 103, pp. 61–72. doi: 10.1016/j.envint.2017.03.022.
- Odekanle, E. L., Sonibare, O. O., Odejobi, O. J., Fakinle, B. S., & Akeredolu, F. A. (2020). Air emissions and health risk assessment around abattoir facility. *Heliyon*, 6(7), e04365. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e04365>
- Phen, S. and Pongthep, S. (2013) 'A Model of Health Impact Assessment for the Sub District Municipality: A Case Study of the Songkhla Lake Basin', *Procedia - Social and Behavioral Sciences*, 91, pp. 429–436. doi: 10.1016/j.sbspro.2013.08.440.
- Song, S. K., Shon, Z. H., Kim, Y. K., Kang, Y. H., Oh, I. B., & Jung, C. H. (2010). Influence of ship emissions on ozone concentrations around coastal areas during summer season. *Atmospheric Environment*, 44(5), 713–723. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2009.11.010>
- WHO (2019) 'WHO | Air pollution', *World Health Organization*.
- Wong, C. M., Tsang, H., Lai, H. K., Thomas, G. N., Lam, K. B., Chan, K. P., Zheng, Q., Ayres, J. G., Lee, S. Y., Lam, T. H., & Thach, T. Q. (2016). Cancer mortality risks from long-term exposure to ambient fine particle. *Cancer Epidemiology Biomarkers and Prevention*, 25(5), 839–845. <https://doi.org/10.1158/1055-9965.EPI-15-0626>

BAB 13

Kebijakan Pembangunan Wilayah & Kota Berbasis *Social-Ecological Resilience*

MOHAMMAD MUKTIALI

13.1. Pendahuluan

Konsep ketahanan (*resilience*) dan ketahanan wilayah/kota (*urban/regional resilience*) terus dikaji melalui perspektif berbagai multidisiplin ilmu. Hal ini berimplikasi secara praktis pada aspek perencanaan, pembangunan, dan restrukturisasi wilayah/kota (Peng *et al.* , 2017; Wang *et al.* , 2018; Walker, 2011).

Huck *et.al*, (2020) berpendapat bahwa konsep ketahanan wilayah/kota dapat dijadikan panduan bagi para pengambil kebijakan dalam menghadapi dinamika wilayah/kota yang semakin kompleks dengan berbagai sistem yang saling berhubungan satu sama lain seperti sistem ekonomi, sosial, ekologi-lingkungan, dan sistem lainnya.

Sementara itu, Li, Dong dan Liu (2020) yang mengkaji *Social-Ecological Sytems (SES) Resilience* dalam konteks *Assesment-Mechanism-Management* menyarankan perlunya dilakukan kajian ketahanan

wilayah/kota yang memadukan secara komprehensif dimensi *Nature-Social-Economy* melalui berbagai multidipliner dan pendekatan *mix-methods* pada berbagai skala rona wilayah. Melalui berbagai pendekatan tersebut maka para peneliti dan pengambil kebijakan diharapkan mendapatkan pemahaman ketahanan wilayah/kota secara holistik dan menyeluruh sehingga mampu merespon dinamika perubahan sumber daya dan lingkungan yang sangat dinamis.

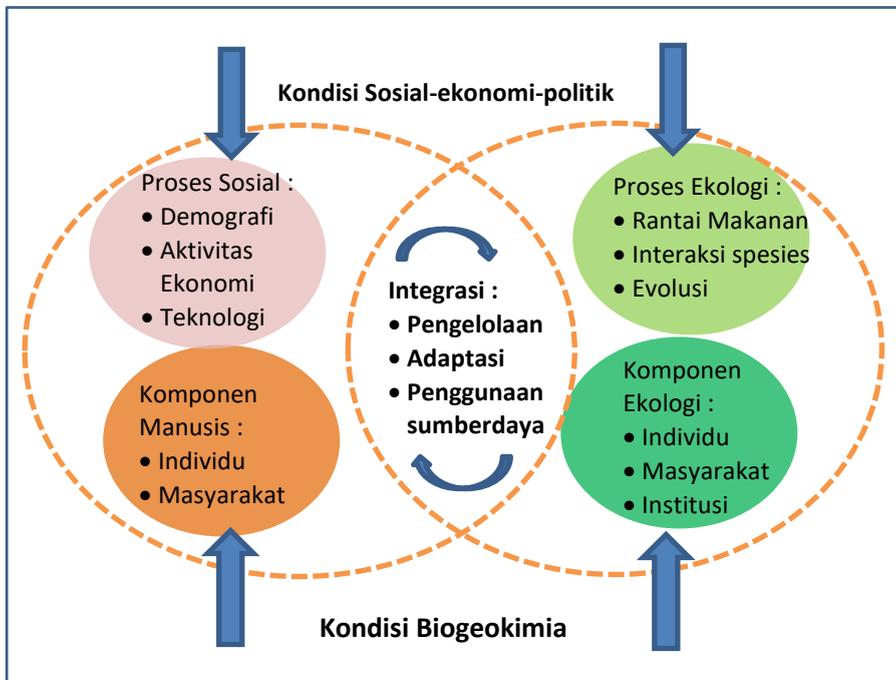
Artikel ini mengkaji kebijakan pembangunan wilayah & kota berbasis *social-ecological resilience* (SER). Bagian pertama dan kedua berisi tentang teori, konsep, dan pendekatan serta kerangka kebijakan SER, bagian ketiga berisi isu, masalah dan tantangan dalam mengimplementasikan kebijakan SER. Bagian terakhir berisi kesimpulan dan rekomendasi.

13.2. Kerangka Kerja *Social-Ecological Resilience* (SER)

Menurut Werdiningtyas *et.al.* (2020), guna merespon berbagai dinamika yang terjadi dalam sistem wilayah dan perkotaan sebagai sistem sosial-ekologi diperlukan adanya intervensi pemerintah untuk mengelola *trade-off* dalam sistem sosial dan ekologi melalui berbagai instrumen kebijakan.

Sistem wilayah dan perkotaan telah tumbuh secara eksponensial dengan berbagai elemen dan hubungan yang tidak stabil dan non linier. Hal ini menghasilkan karakter transformatif. Keterkaitan antara proses alam dan sosial di mana terjadi keterlibatan manusia, alam dan budaya dalam dinamika transformatif dan evolusioner mencirikan daerah perkotaan sebagai sistem sosial-ekologi (Botequilha-leitão dan Díaz-varela, 2020; Roo, 2018).

Virapongse *et al.* (2016) menyatakan bahwa menurut kerangka SES lingkungan dipandang sebagai sistem terbuka yang terdiri dari berbagai proses dan komponen ekologi dan sosial, bioma, manusia, dan makhluk lainnya. Sebagai sistem terbuka, proses dan interaksi SES dipengaruhi oleh berbagai faktor seperti kondisi politik, ekonomi, ekonomi serta kondisi biogeokimia pada skala temporal dan spasial yang berbeda (lihat Gambar 13.1).



Gambar 13. 1. Kerangka *Social-Ecological Resilience*
(Sumber: Virapongse *et al.*, 2016)

Dalam SES, konsep ketahanan (*resilience*) dan transdisipliner digunakan sebagai kerangka kerja integrasi antara proses sosial dan ekologi. Ketahanan mengacu pada kapasitas sistem untuk mengatasi

gangguan dengan mempertahankan fungsi esensial, struktur, dan identitas (Holling, 1973).

Selanjutnya Carpenter et.al., (2001), Folke (2006), dan Chelleri (2012) menyatakan bahwa aspek gangguan dalam konsep ketahanan tidak senantiasa berkonotasi negatif, karena suatu sistem yang terdistorsi (mengalami gangguan seperti bencana alam) dituntut untuk terus berkembang dan beradaptasi sehingga tercipta berbagai ide inovasi, proses pembelajaran, dan perubahan ke arah yang lebih baik.

Konsep transdisipliner bertujuan untuk mengintegrasikan berbagai disiplin ilmu (seperti ekonomi, sosial, lingkungan, biologi, kesehatan dan rekayasa) melalui mekanisme kolaboratif dan sistemik guna mengkaji dan memecahkan berbagai masalah dalam pengelolaan lingkungan secara komprehensif dan holistik (Tress and Fry, 2005; Pohl, 2005; Schensul, Nastasi and Verma, 2006).

13.3. Kebijakan Pembangunan Wilayah & Kota Berbasis *Social-Ecological Resilience (SER)*

Terdapat berbagai faktor kunci yang diperlukan dalam mengimplementasikan kebijakan pembangunan wilayah kota berbasis SER. Polasky *et al.* (2011) berpendapat faktor faktor tersebut adalah perlunya cara pandang secara sistemik. Dengan pendekatan ini maka suatu kasus dilihat sebagai suatu sistem yang saling berhubungan dari aspek temporal, spasial, sektoral, dan kelembagaan serta menyangkut aspek yang lebih luas seperti perubahan lingkungan dan globalisasi. Selain itu, kebutuhan dan perspektif pemangku kepentingan yang berbeda perlu diintegrasikan guna memberikan gambaran komprehensif dari suatu kasus/masalah yang terjadi pada wilayah-kota. Kedua, diperlukannya pendekatan transdisipliner guna

menyelesaikan ketidaksesuaian cara pandang yang terjadi antar lembaga, sektor dan skala permasalahan.

Hal senada dikemukakan oleh Karpouzoglou, Dewulf dan Clark (2016) yang menyatakan bahwa aspek tata kelola sangat penting untuk mendukung implementasi kebijakan SER; di mana individu, kelompok, dan lembaga kunci terhubung bersama di berbagai tingkat organisasi untuk membuat keputusan dan berbagi kekuasaan. Faktor lain yang tidak kalah penting adalah perlunya sistem pemantauan yang konsisten guna mengumpulkan data yang dapat diandalkan untuk menilai keberhasilan implementasi kebijakan SER. Standar pemantauan juga harus mempertimbangkan berbagai sektor secara holistik, sehingga pemantauan yang dilakukan akan dapat menghasilkan yang informatif yang komprehensif untuk mendukung ketahanan wilayah-kota (Cumming *et al.*, 2005).

13.4. Isu, Masalah dan Tantangan dalam Implementasi SER

Huck *et.al.* (2020) mengemukakan terdapat beberapa faktor yang menjadi tantangan implementasi SER dalam kebijakan pembangunan wilayah-kota. Faktor tersebut meliputi aspek komitmen politik, tata kelola dan kelembagaan. Hasil penelitian di Kota Rotterdam dan Christchurch menunjukkan bahwa komitmen politiknya lebih fokus pada isu pertumbuhan ekonomi dibandingkan isu ketahanan sosial-ekologi (SER). Kurangnya komitmen politik berimplikasi terhadap kurangnya pendanaan bagi kebijakan SER sehingga implementasinya yang bersifat lintas sektoral menjadi kurang optimal.

Untuk aspek kelembagaan, terdapat permasalahan terkait sinergitas para pihak pemangku kepentingan (perbedaan pandangan antara pemerintah, swasta, masyarakat); adanya tumpang tindih dalam yuridiksi teritorial (misalnya, antara pemerintah pusat-daerah); serta

tidak optimalnya interaksi antar sektor lembaga pemerintah (misalnya antara lembaga pemerintah di bidang ekonomi dan lingkungan (Therrien *et al.*, 2021; Baird *et al.*, 2019).

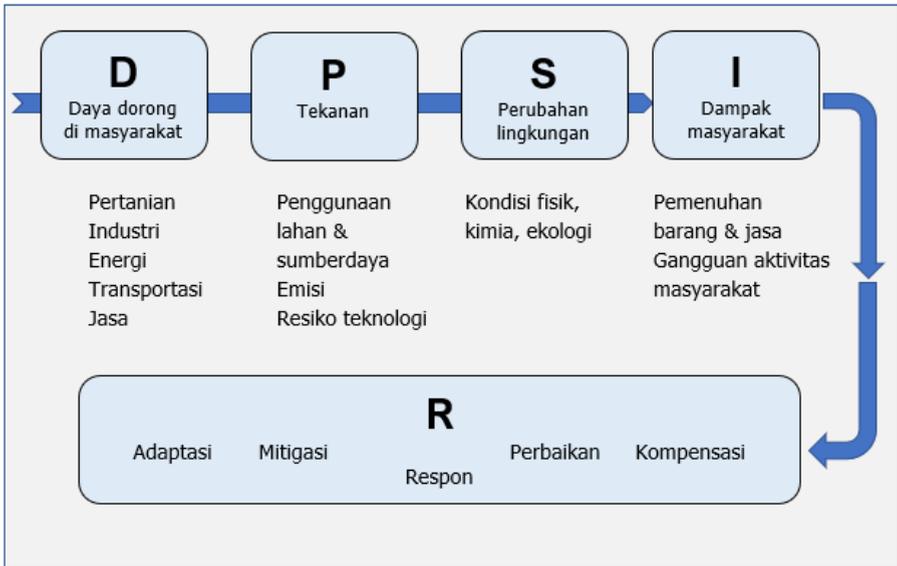
Permasalahan lain yang sering terjadi lainnya dikemukakan oleh Shamout *et al.* (2021) yakni hal-hal yang berhubungan dengan implementasi rencana aksi. Meskipun pemerintah telah menyadari bahwa isu lingkungan dan perubahan iklim merupakan hal yang penting dan menjadi wacana dalam penyusunan berbagai kebijakan. Namun demikian, pengembangan kerangka kerja praktis, rencana aksi, dan implementasi relatif tidak optimal sebagaimana yang diharapkan.

13.5. Model SER dan implementasinya

13.5.1. Model DPSIR

Model *Driver-Pressure-State-Impact-Response* (DPSIR) pada dasarnya menggambarkan hubungan antara aktivitas manusia (misalnya aktivitas di sektor pertanian, industri, energi, transportasi dan jasa) dan dampaknya terhadap perubahan lingkungan. Dalam model ini dikaji interaksi timbal balik sosial-lingkungan yang berdampak terhadap masyarakat serta bagaimana respon yang perlu dilakukan guna mengatasi dampak tersebut secara efektif.

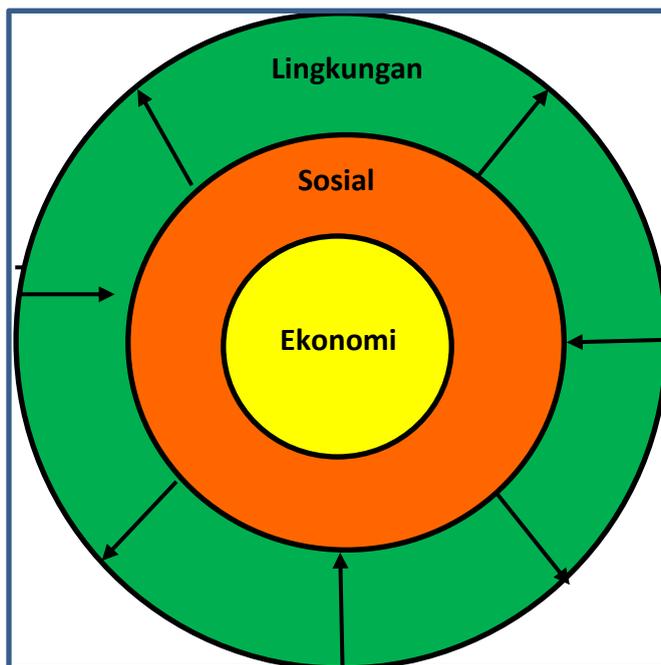
Setidaknya terdapat beberapa respon yang bisa dilakukan yaitu meliputi adaptasi (penyesuaian diri terhadap dampak perubahan lingkungan), mitigasi (pencegahan aktivitas manusia yang berdampak negatif terhadap lingkungan), perbaikan terhadap kerusakan lingkungan dan kompensasi untuk pemanfaatan jasa lingkungan (OECD, 1993; EAA, 1999). Selengkapnya, dapat dilihat pada Gambar 13.2 berikut



Gambar 13.2. Kerangka Model *Driver–Pressure–State–Impact–Response* (DPSIR) (Sumber: OECD (1993) dan EEA, 1999)

13.5.2. Model *The Millennium Ecosystem Assessment*

Folke, *et.al.* (2016) menyatakan bahwa perubahan paradigma hubungan manusia-alam, yakni bagaimana pengelolaan keanekaragaman ekosistem, memberikan kesejahteraan bagi umat manusia. Secara umum disebutkan bahwa kapasitas lingkungan berfungsi sebagai pondasi bagi kesejahteraan manusia, dan hal ini sangat bertumpu pada lingkungan yang tangguh. Menurut pendekatan ini maka pendekatan sosial-ekologis memainkan peran penting dan menjadi arus utama dalam hubungannya dengan perikehidupan manusia.

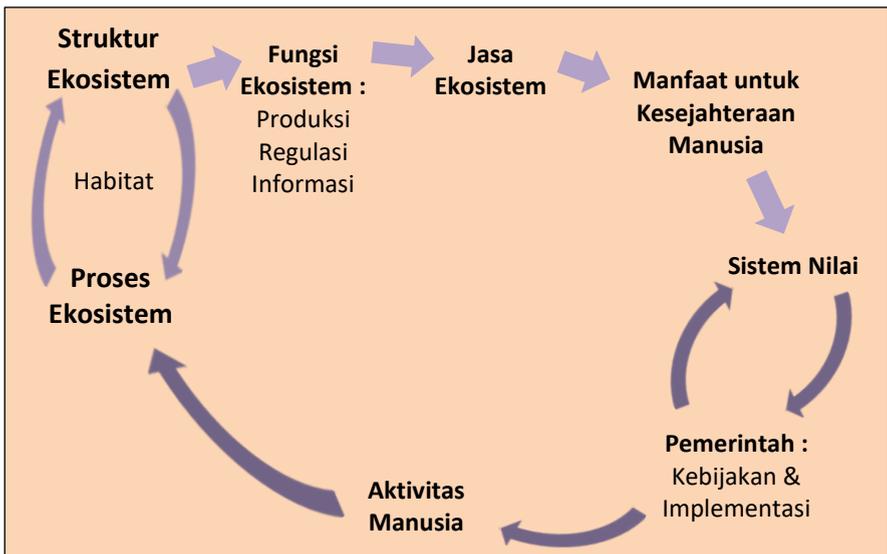


Gambar 13.3. Kerangka Model *The Millennium Ecosystem Assessment* (Sumber: Folke et.al., 2019)

Gambar di atas menyatakan bahwa lingkungan merupakan fondasi bagi ekonomi, masyarakat, dan dimensi sosial secara keseluruhan. Selain itu lingkungan sekaligus juga merupakan faktor kritis bagi keberlangsungan kehidupan manusia di bumi. Artinya pengelolaan lingkungan yang berkualitas akan memberikan dampak bagi kesejahteraan sosial-ekonomi masyarakat secara berkelanjutan di masa depan.

13.5.3. Model *Resilience Alliance*

Dalam pandangan Sommerkorn *et al.*, (2013), model *Resilience Alliance* ini mengkaji keterkaitan antara kesejahteraan dan sistem nilai dengan fungsi ekosistem. Pada titik awal yang ditunjukkan di bagian atas pada Gambar 13.4 adalah menunjukkan adanya integrasi antara dimensi ekologi dan ekonomi. Untuk kemudian bagaimana jasa ekosistem memberikan kemanfaatan bagi kehidupan manusia, ditentukan tidak hanya oleh proses ekologi saja namun juga oleh persepsi sosial dan sistem nilai masyarakat serta tata kelola dan kebijakan. Pada bagian di bagian bawah menekankan bahwa dampak manusia terhadap ekosistem sangat dipengaruhi oleh tindakan manusia (individu & masyarakat) terhadap lingkungan; dan juga tata kelola, formulasi dan implementasi kebijakan dalam menjaga kelestarian ekosistem dan lingkungan hidup.



Gambar 13.4. Kerangka Model *Resilience Alliance*

(Sumber : Sommerkorn *et al.*, 2013)

13.6. Penutup

Konsep ketahanan (*resilience*) dan ketahanan wilayah/kota (*urban/regional resilience*) terus dikaji melalui perspektif berbagai multidisiplin ilmu; dan hal ini berimplikasi secara praktis pada aspek perencanaan, pembangunan dan restrukturisasi wilayah/kota.

Berbagai permasalahan yang terjadi dalam sistem sosial-ekologi pada wilayah-perkotaan memerlukan adanya kebijakan pemerintah guna merespon perubahan sumber daya dan lingkungan yang sangat dinamis. *Social-Ecological Systems Resilience (SER)* merupakan pendekatan kebijakan yang memadukan secara komprehensif aspek *Nature-Social-Economy* melalui berbagai multidipliner dan pendekatan mix methods pada berbagai skala rona wilayah/kota.

Terdapat beberapa faktor yang menjadi tantangan implementasi SER dalam kebijakan pembangunan wilayah-kota. Adapun faktor tersebut meliputi aspek komitmen politik, tata kelola dan kelembagaan. Untuk aspek kelembagaan terdapat permasalahan terkait sinergitas para pihak pemangku kepentingan (perbedaan pandangan antara pemerintah, swasta, masyarakat); adanya tumpang tindih dalam yuridiksi teritorial serta tidak optimalnya interaksi antar sektor lembaga pemerintah.

Faktor kunci yang diperlukan dalam menerapkan SER adalah cara pandang sistemik dan komprehensif melalui pendekatan transdisiplin terhadap suatu permasalahan wilayah-kota. Selain itu kemauan politik, tata kelola dan kelembagaan serta komitmen stakeholder sangat diperlukan guna mendukung keberhasilan implementasi kebijakan pembangunan wilayah-kota berbasis *Social-Ecological Systems Resilience (SER)*.

Referensi

- Baird, J. Plummer, R. Schultz, L. Armitage, D. Bodin, Ö. (2019) 'How Does Socio-institutional Diversity Affect Collaborative Governance of Social – Ecological Systems in Practice?', *Environmental Management*. Springer US, pp. 200–214. doi: 10.1007/s00267-018-1123-5.
- Botequilha-leitão, A. Díaz-varela, E. R. (2020) 'Performance Based Planning of complex urban social-ecological systems: The quest for sustainability through the promotion of resilience', *Sustainable Cities and Society*. Elsevier, 56(February), p. 102089. doi: 10.1016/j.scs.2020.102089.
- Cumming, G. S. Morrison, T. H. Hughes, T. (2005) 'An Exploratory Framework for the Empirical Measurement of Resilience', pp. 975–987. doi: 10.1007/s10021-005-0129-z.
- European Environment Agency (EEA)*. (1999). Environmental indicators: Typology and overview. Copenhagen : European Environment Agency (EEA).
- Folke, C., Biggs, R. Reyers, B. (2016) 'Social-ecological resilience and biosphere-based sustainability science', 21(3).
- Huck, A., Monstadt, J. Driessen, P. (2020) 'Geoforum Mainstreaming resilience in urban policy making? Insights from Christchurch and Rotterdam', *Geoforum*. Elsevier, 117(September), pp. 194–205. doi: 10.1016/j.geoforum.2020.10.001.
- Karpouzoglou, T. Dewulf, A. Clark, J. (2016) 'Environmental Science & Policy Advancing adaptive governance of social-ecological systems through theoretical multiplicity', *Environmental Science and Policy*. Elsevier Ltd, 57, pp. 1–9. doi: 10.1016/j.envsci.2015.11.011.
- Li, T. Dong, Y. Liu, Z. (2020) 'Science of the Total Environment A review of social-ecological system resilience : Mechanism , assessment and management', *Science of the Total Environment*. Elsevier B.V., 723(135), p. 138113. doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.138113.

- Organisation for Economic Co-Operatioan and Development (OECD)*. (2003). OECD Environmental Indicators Development, Measurement and Use. Paris : OECD.
- Peng, C. Yuana, M. Gub, C. Peng, Z. Ming, T. (2017) 'A review of the theory and practice of regional resilience', *Sustainable Cities and Society*. Elsevier B.V., 29, pp. 86–96. doi: 10.1016/j.scs.2016.12.003.
- Pohl, C. (2005) 'Transdisciplinary collaboration in environmental research', 37, pp. 1159–1178. doi: 10.1016/j.futures.2005.02.009.
- Polasky, S. Carpenter, Stephen R.F. Carl. K, Bonnie. (2011) 'Decision-making under great uncertainty : environmental management in an era of global change', 26(8). doi: 10.1016/j.tree.2011.04.007.
- Roo, G. De (2018) 'Progress in Planning Ordering Principles in a Dynamic World of Change – On social complexity , transformation and the conditions for balancing purposeful interventions and spontaneous change \$', *Progress in Planning*. Elsevier Ltd, 125, pp. 1–32. doi: 10.1016/j.progress.2017.04.002.
- Schensul, S. L., Nastasi, B. K. and Verma, R. K. (2006) 'Community-Based Research in India: A Case Example of International and Transdisciplinary Collaboration', pp. 95–111. doi: 10.1007/s10464-006-9066-z.
- Shamout, S., Boarin, P. and Wilkinson, S. (2021) 'The shift from sustainability to resilience as a driver for policy change : a policy analysis for more resilient and sustainable cities in Jordan', *Sustainable Production and Consumption*. Elsevier B.V., 25, pp. 285–298. doi: 10.1016/j.spc.2020.08.015.
- Sommerkorn, M. Cornell, S.E. Nillson, A.E. Robart, M.D. (2013) 'A resilience approach to social - ecological systems: Central concepts and concerns', (May).
- Therrien, M.C. Normandin, J.M. Paterson, S. Pelling, M. (2021) 'Mapping and weaving for urban resilience implementation : A tale of two cities', *Cities*. Elsevier, 108(June 2020), p. 102931. doi: 10.1016/j.cities.2020.102931.
- Tress, G. Fry, G. (2005) 'Clarifying integrative research concepts in landscape

- ecology', (2004), pp. 479–493. doi: 10.1007/s10980-004-3290-4.
- Virapongse, A. Brooks, S. Metcalf, E.C.Zedalis, M. Gosz, J. Kliskey, A. Alessa, L. (2016) 'A social-ecological systems approach for environmental management', *Journal of Environmental Management*. Elsevier Ltd, 178, pp. 83–91. doi: 10.1016/j.jenvman.2016.02.028.
- Walker, J. (2011) 'Genealogies of Resilience : From Conservation to Disaster Adaptation', (36069), pp. 311–339. doi: 10.1007/978-981-15-3936-7.
- Wang, Y. Deng, X. Wong, C. Li, Z. Chen, J. (2018) 'Effects of childhood adversity and resilience on Taiwanese youth health behaviors', *Pediatrics and Neonatology*. Elsevier Taiwan LLC, pp. 1–9. doi: 10.1016/j.pedneo.2018.08.004.
- Werdiningtyas, R., Wei, Y. Western, A. W. (2020) 'Geography and Sustainability Understanding Policy Instruments as Rules of Interaction in Social-Ecological System Frameworks', *Geography and Sustainability*. Elsevier B.V., 1(4), pp. 295–303. doi: 10.1016/j.geosus.2020.11.004.

BAB 14

Kawasan Industri Hijau, Konsep dan Implementasinya

ADIB KHOIRUL ANAS

14.1. Pendahuluan

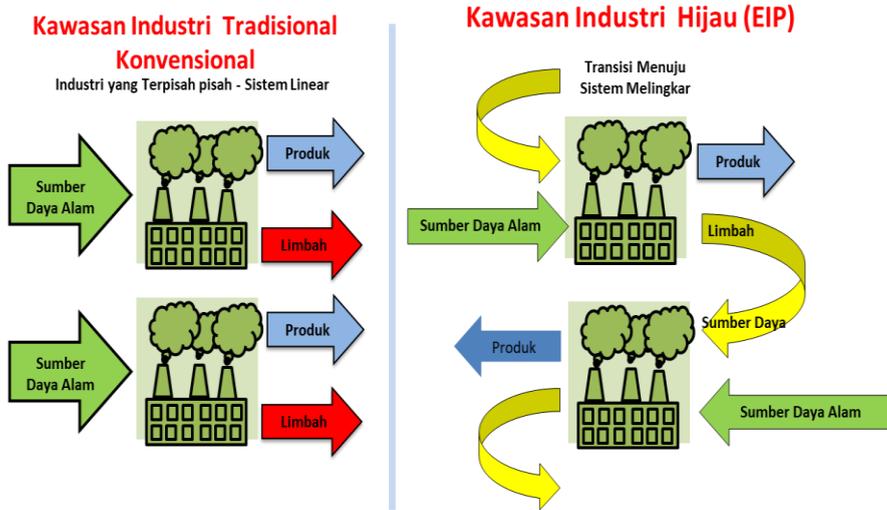
Sektor industri merupakan motor penggerak perekonomian nasional di berbagai negara. Selain berkontribusi bagi peningkatan dan kemajuan, sektor industri seringkali juga berkontribusi negatif pada lingkungan secara global, seperti pencemaran udara, polusi air, pencemaran tanah, konsumsi berlebihan sumber daya dan energi, jejak karbon, serta emisi polutan kritis (Chertow, 2000; Hein *et al.*, 2016).

Produktivitas lahan yang tinggi seringkali dijadikan dasar untuk pembangunan kawasan industri. Pembangunan ini adalah cara untuk meningkatkan produktivitas sumber daya dengan menempatkan industri di kawasan lahan tertentu dan menawarkan berbagai infrastruktur dan layanan di dalam kawasan. Pembangunan kawasan industri seperti ini telah menjadi mesin ekonomi bagi banyak negara

berkembang pesat seperti Cina, Republik Korea dan sebagian besar negara berkembang lainnya (Martín Gómez, Aguayo González and Marcos Bárcena, 2018; Susur, Hidalgo and Chiaroni, 2019).

Transisi hijau dari kawasan industri adalah cara efektif untuk menghijaukan ekonomi nasional dan mengurangi dampak eksternalitas negatif dari pengembangan kawasan industri. Konsep ekologi industri dan simbiosis industri menawarkan jalur inovatif untuk menghijaukan dan mewujudkan kawasan industri berkelanjutan melalui konsep kawasan industri hijau/EIP (Eco Industrial Park). Di bawah konsep ini, kompleks industri dirancang untuk menjadi kawasan industri ramah lingkungan. Taman/Kawasan Industri Hijau (EIP) didefinisikan sebagai kompleks industri di mana terdapat upaya untuk meminimalkan pembentukan limbah, produk sampingan, polutan, dan/atau energi yang tidak terpakai berlaku, dengan memanfaatkannya dalam lingkaran tertutup di antara proses oleh perusahaan di kawasan industri (Chertow, 2000; Van Berkel *et al.*, 2009; Shi and Yu, 2014). Dengan cara ini, berbagai perusahaan di dalam kawasan atau proses perusahaan mencoba menggunakan limbah/produk sampingan sebagai input bahan mentah dan berbagi infrastruktur yang sesuai.

Pembentukan Kawasan Industri Hijau sendiri pada konsepnya bukan semata-mata dengan menghilangkan berbagai industri ataupun kawasan industri yang telah ada. Namun, lebih dari sekadar upaya transisi dan perubahan paradigma untuk pengelolaan kawasan industri tradisional/konvensional menjadi kawasan industri yang lebih ramah lingkungan (Kim *et al.*, 2018).



Gambar 14.1. Bagan Skema Transisi Kawasan Industri ke Kawasan Industri Hijau EIP (Sumber: Kim et al., 2018)

Kawasan industri dibatasi untuk menerapkan upaya meminimalkan dampak lingkungan dan untuk memaksimalkan efisiensi sumber daya yang dipakai, dengan memanfaatkan limbah, produk sampingan, polutan, dan/atau energi yang tidak terpakai dalam proses lingkaran tertutup antar perusahaan di kawasan industri. Dengan cara ini, industri (perusahaan) dimungkinkan melakukan efisiensi sumber daya dan produktivitas penggunaan lahan melalui pengoptimalan aliran material dan limbah serta berbagi infrastruktur dan layanan dengan industry lainnya dalam satu kawasan. Dibandingkan dengan kawasan industri tradisional, Kawasan Industri Hijau/EIP dapat dikembangkan dengan mengedepankan perubahan persepsi industri, meningkatkan manfaat dan peluang bisnis, serta meningkatkan manfaat lingkungan.

14.2. Perencanaan *Eco Industry Park* (EIP)

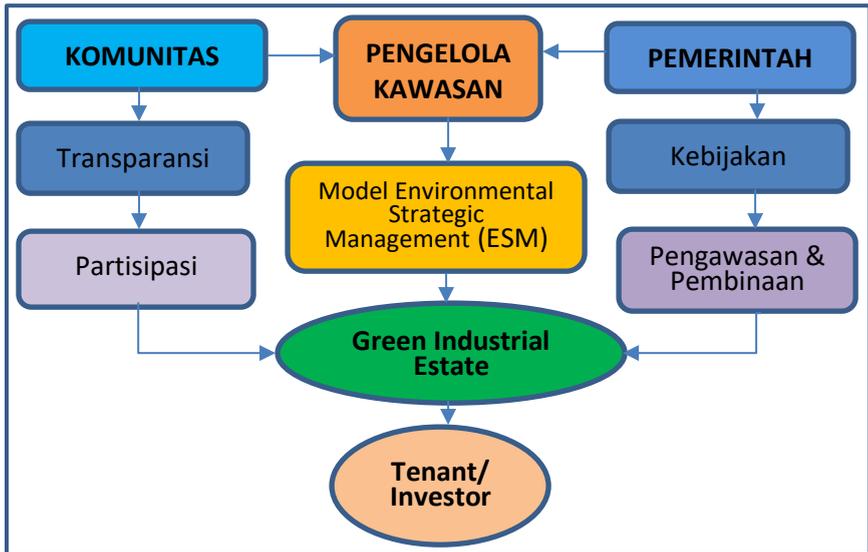
Dalam beberapa tahun terakhir, konsep yang diambil dari ekologi industri telah digunakan untuk merencanakan dan mengembangkan kawasan industri hijau (EIP) ini berupaya untuk meningkatkan daya saing bisnis, mengurangi limbah dan polusi, menciptakan lapangan kerja, dan memperbaiki kondisi kerja. Berdasarkan hasil kajian (Gibbs and Deutz, 2005) terhadap berbagai kawasan industri di Amerika Serikat, selain banyak ditemukan keberhasilan EIP, dalam aplikasinya juga di temukan kegagalan dalam implementasinya. Salah satunya adalah kurangnya perencanaan awal dalam penerapan skema EIP. Pada kenyataannya, fitur utama ekologi industri seperti jaringan antar perusahaan dan kolaborasi dalam bentuk pertukaran material dan aliran energi tidak ada atau dalam tahap perencanaan awal sebuah EIP di Amerika Serikat. Dalam sepuluh kasus di kawasan industri, yang muncul adalah bentuk EIP yang sebagian ditentukan oleh latar geografis dan realitas ekonomi yang lebih luas dari wilayah tersebut.

Di lapangan ditemukan juga realita bahwa perilaku kolaboratif antara perusahaan yang merupakan inti dari pengembangan EIP tidak banyak terjadi. Sementara, perlu disadari bahwa perilaku kolaboratif antar perusahaan sulit untuk dikembangkan dari awal meskipun melalui intervensi kebijakan. Temuan kedua dari penelitian tersebut berkaitan perencanaan adalah ekspektasi/target perencanaan yang tidak ideal dan tidak sesuai ekspektasi khususnya finansial. Perencanaan harus realistis untuk komunitas dan lokasi yang bersangkutan dan sebagai bagian dari realisme tersebut, proyek EIP harus dirancang untuk memungkinkan pendekatan bertahap dan setiap fase harus layak secara finansial.

Pendapat senada tentang perlunya perencanaan awal, namun lebih berfokus pada perlunya pemilihan prinsip dan kriteria dalam menentukan lokasi manufaktur/kawasan industri apakah sesuai dengan standar dan undang-undang lingkungan dikemukakan oleh (Ntasiou and Andreou, 2017). Langkah awal perumusan EIP diterapkan dengan menitikberatkan pada kriteria lokasi, karena isu-isu seperti kedekatan geografis dan prinsip spasial dianggap sangat penting. Calon lokasi yang di pilih juga harus mengacu untuk pencapaian tujuan utama berikut: a) perlindungan lingkungan alam, terutama sungai, hutan, dan kawasan dengan keindahan alam atau kepentingan ekologis yang luar biasa; b) kesesuaian penggunaan lahan dengan lingkungan yang lebih luas; c) menciptakan kondisi untuk pembangunan ekonomi wilayah dan melestarikan karakter kawasan; d) pembangunan sektor primer, khususnya dalam hal pertanian, pelestarian dan pemanfaatan produktif lahan pertanian semaksimal mungkin.

Hal yang sama tentang pentingnya pemilihan lokasi Kawasan Industri dalam perencanaan juga disampaikan oleh (Hadiwijoyo, Purwanto and Hadi, 2013). Dengan menempatkan industri-industri ini di satu lokasi, pemantauan penggunaan bahan baku, tingkat konsumsi energi, dan pengelolaan limbahnya dapat dilakukan dengan lebih mudah. Pemanfaatan bahan baku yang terkendali dan penggunaan energi fosil yang efisien oleh industri merupakan tindakan pencegahan sukarela.

Dari sisi perencanaan strategi, pendapat lainnya disampaikan oleh (Alrasyid, 2016) dengan pendekatan Environmental Strategic Management. Berdasarkan kajiannya, dikemukakan bahwa dalam perencanaan pengelolaan Kawasan Industri Hijau perhatian lebih intensif perlu diberikan pada bagaimana menciptakan kolaborasi antar stakeholder seperti bisa dilihat pada gambar 14.2 berikut ini.



Gambar 14.2. Keterkaitan Aktor dalam Tahapan Environmental Strategic Management dalam EIP

(Sumber : Alrasyid, 2016)

Pengelola kawasan memiliki peran yang sangat penting dan dominan pada setiap proses manajemen strategi, antara lain mengendalikan pemanfaatan ruang, meningkatkan upaya pembangunan industri yang berwawasan lingkungan, memberikan kemudahan bagi kegiatan industri dan pembangunan infrastruktur pendukung industri. Selain itu, komunikasi yang efektif dan kolaboratif dengan stakeholder lain juga harus selalu sinergi. Sedangkan pemerintah, dalam hal ini pusat maupun daerah berperan dalam pembuatan regulasi dan perundangan pengaturan dan pembangunan fasilitas infrastruktur dalam mendukung operasional kawasan industri. Pemerintah perlu didorong dalam penguatan instrumen kebijakan dan penguatan sistem

regulasi industri dalam pemanfaatan dan pengembangan fungsi kawasan industri untuk mendukung pembangunan berkelanjutan (*sustainable development*).

14.3. Model Kawasan Industri Hijau

Simbiosis industri dan *eco-industrial park* sendiri telah berkembang selama puluhan tahun dan menjadi objek penelitian di berbagai belahan dunia seperti di Eropa (Chertow, 2000; Jacobsen, 2006; Ntasiou and Andreou, 2017), Amerika Serikat (Gibbs and Deutz, 2005; Hein *et al.*, 2016), di Australia (Roberts, 2004), China (Geng, Haight and Zhu, 2007; Shi and Yu, 2014), Korea (Park, Park and Park, 2016; Kim *et al.*, 2018), Thailand (Panyathanakun *et al.*, 2013) dan Indonesia (Sulaiman *et al.*, 2008; Hadiwijoyo, Purwanto and Hadi, 2013). Karakteristik lingkungan dari kawasan eko-industri adalah konsumsi sumber daya, penggunaan kembali produk samping, emisi yang dihasilkan, laju pembuangan limbah, dan penggunaan kembali air. Berikut ini akan disajikan beberapa contoh model EIP yang sudah stabil dan banyak di tiru dan menjadi *benchmarking* di banyak negara.

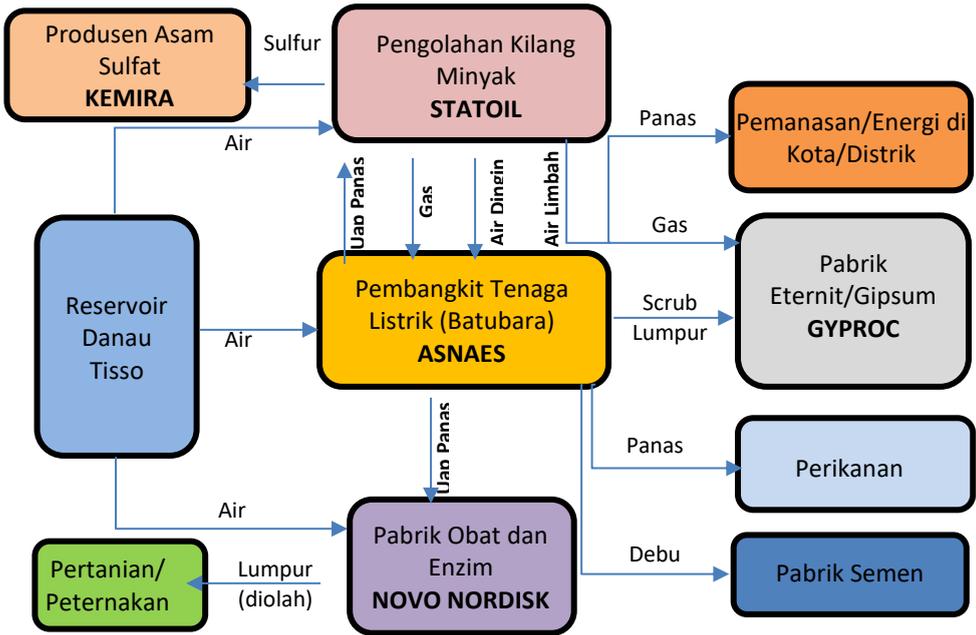
Sementara itu, keharusan untuk mengikuti aturan pembangunan berkelanjutan termasuk dalam praktik industri di berbagai negara telah mengarahkan pada perumusan konsep ekosistem industri yang meniru ekosistem alam. Mengikuti analogi ini, model konseptual yang ideal adalah bentuk taman eko-industri/EIP, yang merupakan bentuk terorganisir dari ekosistem industri. Model tersebut terdiri dari: (1) struktur ekosistem; (2) klasifikasi perusahaan sebagai produsen, konsumen dan pengurai; (3) aliran massa dan energi; dan (4) jenis interaksi. Penerapan model ini akan memfasilitasi desain dan pengembangan taman eko-industri dan memungkinkan identifikasi

hubungan simbiosis antara entitas kawasan tersebut dan jenis ekosistem industri lainnya. (Liwarska-Bizukojc *et al.*, 2009)

14.3.1. Model EIP Kalundborg

Model simbiosis industri yang kemudian menjadi contoh nyata EIP pertama kali direalisasikan sepenuhnya di kawasan eko-industri di Kalundborg, Denmark ((Côté and Cohen-Rosenthal, 1998; Chertow, 2000; Jacobsen, 2006). Kawasan industri Kalundborg yang merupakan contoh nyata EIP, diterapkan kota kecil di atas pulau Seeland Denmark, sejak tahun 1970-an. Kawasan tersebut menerapkan konsep kawasan industri tertutup/*circular loop* dan berkelanjutan dengan prinsip *zero waste*. Secara garis besar, terdapat empat perusahaan besar yang berinteraksi dan berkolaborasi dalam Kawasan Industri Hijau Kalundborg yaitu, Pembangkit Listrik Tenaga Batu Bara (Asnæs), kilang minyak (Statoil), pembuat obat dan enzim (Novo Nordisk), pabrik eternit (Gyproc). Selain itu, pemerintah kota dan beberapa bisnis kecil, juga saling sinergi memberi dan menerima limbah satu sama lain dan dalam prosesnya mengubahnya menjadi masukan yang berguna pada kawasan tersebut. Adanya ketergantungan dan kolaborasi nyata antar semua pihak dan manajemen limbah zero waste dalam EIP Kalundborg dijelaskan pada gambar 14.3.

Sinergi lokal ini dimulai dari Perusahaan listrik Asnæs yang memasok sisa uap ke kilang Statoil dan, sebagai gantinya, menerima gas kilang yang dulunya disulut sebagai limbah. Pembangkit listrik membakar gas kilang untuk menghasilkan listrik dan uap lalu mengirimkan kelebihan uapnya ke perikanan ikan yang dioperasikannya, sistem pemanas distrik kota yang melayani 3.500 rumah penduduk, dan ke Pabrik Obat Novo Nordisk.



Gambar 14.3. EIP Kalunborg
(Sumber: Chertow, 2000; Desrochers, 2014)

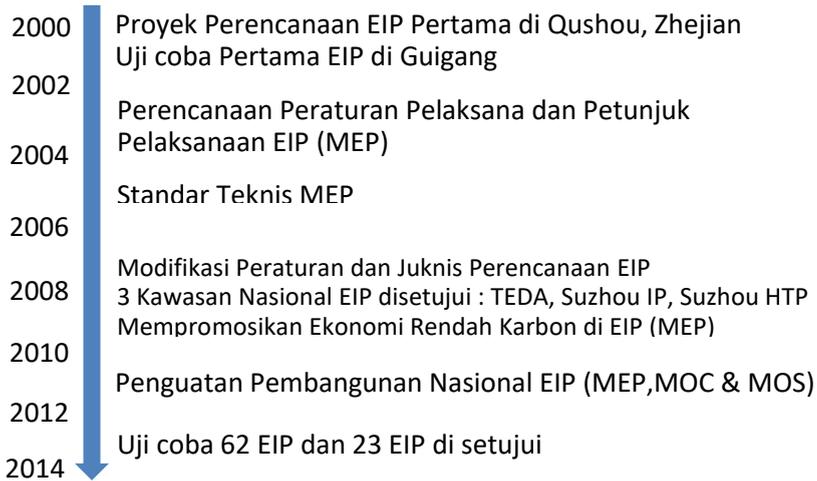
Lumpur dari peternakan ikan dan proses farmasi menjadi pupuk untuk peternakan terdekat. Pembangkit listrik mengirimkan *fly ash*/debu ke perusahaan semen, sedangkan gipsum yang dihasilkan dari proses desulfurisasi pembangkit listrik dikirim ke perusahaan yang memproduksi papan dinding gipsum. Terakhir, Kilang Statoil menghilangkan sulfur dari gas alamnya dan menjualnya ke Kemira, produsen asam sulfat (Desrochers, 2014).

Selain itu, kelebihan lainnya dari EIP di Kalunborg adalah adanya kolaborasi antar *stakeholder* dalam penggunaan air. Pengelolaan air dilakukan secara bersama-sama dengan membuat reservoir air berupa danau/air permukaan dan tanpa mengambil air tanah sehingga kondisi air tanah tetap terjaga (Jacobsen, 2006)

14.3.2. Kawasan Industri Hijau/EIP China

China telah menerapkan inisiatif *eco-industrial park* (EIP) sebagai strategi penguatan *circular economy* sejak tahun 2000an antara lain di: (1) Kawasan Pengembangan Ekonomi dan Teknologi Tianjin (TEDA); (2) Area Pengembangan Ekonomi dan Teknologi Fuzhou (FEDA); dan (3) Zona Teknologi Tinggi Xi'an (XHTZ) dan Suzhou Industrial Park. Sekarang, kawasan industri ini telah menjadi pelopor tahap kedua reformasi kebijakan kawasan industri hijau sebagai pergerakan strategis pembangunan lingkungan di bawah tekanan sumber daya dan lingkungan yang semakin meningkat.

Untuk memfasilitasi pembangunan EIP, pemerintah setempat mengeluarkan serangkaian kebijakan dan peraturan, termasuk pedoman perencanaan, standar teknis, dan indikator evaluasi seperti bisa dilihat pada gambar 14.4.



Gambar 14.4. Proses evolusi taman eko-industri (EIP) di China

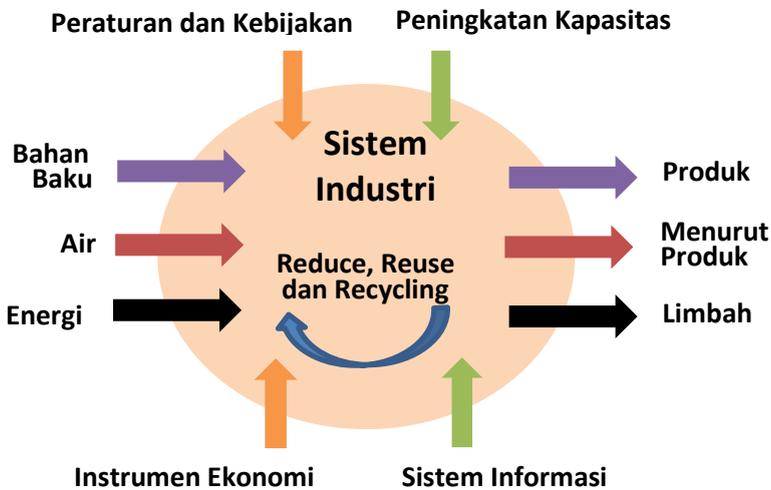
(Sumber: Shi and Yu, 2014)

Hingga tahun 2014, telah ada 85 proyek percontohan EIP telah dibentuk di bawah persetujuan bersama tiga kementerian, Kementerian Perlindungan Lingkungan (MEP), Kementerian Perdagangan (MOC), dan Kementerian Sains dan Teknologi (MOS), dan 23 di antaranya telah ditetapkan sebagai EIP Nasional.

Inisiatif EIP Kawasan Teknologi Tianjin (TEDA), Area Pengembangan Ekonomi dan Teknologi Fuzhou (FEDA) dan Zona Teknologi Tinggi Xi'an (XHTZ) dan Suzhou Industrial Park dianggap berhasil dan menjadi *pilot project* untuk pengembangan EIP lainnya. Empat faktor kunci yang dianggap sebagai kunci keberhasilan transisi dari industri tradisional ke

EIP tersebut antara lain adalah: (i) ketergantungan lintasan teknologi antar pihak; (ii) adanya ruang untuk riset dan eksperimen; (iii) pemerintah sebagai pendukung utama; dan (iv) keterikatan regional (Shi and Yu, 2014).

Secara sederhana, model EIP yang dipakai dalam implementasi di China, bisa dilihat pada gambar 14.5 dibawah ini.



Gambar 14.5. Model untuk Implementasi Ekologi Industri

(Sumber: Geng, Haight and Zhu, 2007)

Seperti yang ditunjukkan pada Gambar 14.5 manajer pengembangan industri dan perusahaan penyewa harus mengoptimalkan semua sumber daya yang tersedia (bahan, air dan energi), memaksimalkan pengurangan, penggunaan kembali dan daur ulang baik di tingkat perusahaan individu dan di tingkat antar-perusahaan dan meminimalkan total pembuangan, dan, sebagai upaya terakhir, membuang limbah ke lingkungan setempat. Gambar ini juga

menunjukkan kepada kita bahwa keberhasilan implementasi Pengembangan Industri Hijau/*Eco Industry Development* (EID)/pengembangan Kawasan Industri Hijau bergantung pada empat elemen utama: kebijakan dan peraturan, instrumen ekonomi, sistem informasi, dan peningkatan kapasitas. Meskipun undang-undang sudah ada, penting untuk menekankan bahwa kebijakan dan undang-undang baru diperlukan jika proyek EID ingin berhasil dilaksanakan.

Kebijakan harus membantu mengatasi hambatan kelembagaan dalam pemerintahan. Misalnya, dalam hal pengelolaan air di China, Bidang Perlindungan Lingkungan setempat bertanggung jawab atas pembuangan air limbah dan pengendalian polusi, Bidang Infrastruktur bertanggung jawab atas penyediaan air, Bidang Konstruksi bertanggung jawab atas ekstraksi sumber daya air dan Komite Perencanaan Ekonomi bertanggung jawab atas perencanaan dan alokasi sumber daya air. Tak satu pun dari badan-badan ini yang berada di bawah yang lain, juga tidak ada yang dapat mengambil peran utama. Segmentasi ini membuat pengelolaan sumber daya yang terintegrasi hampir tidak mungkin dilakukan pada tahap perumusan kebijakan. Restrukturisasi kelembagaan yang mengarah ke pengaturan manajemen baru sangat penting dan perlu. Salah satu langkah yang diambil adalah mendirikan lembaga administrasi baru berupa Badan Pengembangan Kawasan Industri Hijau (EID) yang akan bertanggung jawab untuk mengintegrasikan kewenangan pengawasan atas masalah terkait limbah dan lainnya.

Selain itu, kebijakan harus bisa membantu restrukturisasi industri, seperti membatasi pengembangan industri besar yang menghabiskan sumber daya dan industri yang menyebabkan polusi. Peraturan-peraturan yang dapat membantu menyelesaikan potensi konflik antara penyewa dan kawasan industri dan antar penyewa harus

ditetapkan. Kebijakan lain, seperti kebijakan yang dapat mendorong produksi bersih dan aliran material (seperti air dan energi) di antara penyewa dan mengoordinasikan hubungan antara kawasan industri dan masyarakat lokal, juga harus dibangun atau direvisi sesuai dengan realitas lokal.

14.4. Perkembangan Kawasan Industri Hijau di Indonesia

Pada awalnya, kawasan industri di Indonesia hanya dikembangkan oleh pemerintah melalui BUMN sebagai reaksi terhadap meningkatnya jumlah industri dengan dampak polusi lingkungan yang diakibatkannya, keterbatasan infrastruktur, dan masalah perkembangan kawasan permukiman yang berdekatan dengan lokasi industri. Namun, seiring dengan meningkatnya investasi baik dari dalam negeri maupun dari luar negeri, pemerintah melalui Keputusan Presiden No. 53 tanggal 27 Oktober tahun 1989 mengizinkan usaha kawasan industri dikembangkan oleh pihak swasta (Kwanda, 1990).

Kawasan industri di Indonesia yang belum menerapkan konsep *Eco Industrial Park* salah satunya kawasan industri di Kota Semarang. Salah satu kawasan industri di Kota Semarang yang diteliti, dalam operasionalnya telah melebihi daya dukung lingkungan (*overshoot*). Oleh karenanya, kegiatan industri di wilayah ini perlu menerapkan sistem produksi yang lebih bersih dan industri yang ramah lingkungan yang mengarah pada pengembangan *Eco Industrial Park* (Budihardjo, et al., 2013).

Berdasarkan kajian (Hariz, Purwanto and Suherman, 2018) tentang strategi pengembangan kawasan industri hijau di Taman Industri BSB Semarang, strategi yang diusulkan yaitu melakukan pembelian bahan baku bersama antar industri sejenis dalam kawasan, pengoperasian IPAL kawasan untuk mengolah air limbah secara komunal, dan

kerjasama antara industri dalam kawasan dan masyarakat sekitar dengan mengembangkan industri kecil daur ulang.

Kawasan industri lainnya yang sering dikaitkan dengan pengembangan Kawasan Industri Hijau adalah Kawasan Industri Cilegon (Sulaiman *et al.*, 2008; Hadiwijoyo, Purwanto dan Hadi, 2013). Berdasarkan kajian (Sulaiman *et al.*, 2008) tentang strategi pengelolaan kawasan industri menuju Eco Industrial Park (EIP) yang dilakukan di kawasan ini, strategi yang paling menjadi prioritas adalah dengan mengembangkan kawasan industri hijau dan strategi lainnya seperti membangun sistem penanganan limbah industri terpadu, menerapkan simbiosis industri sekitar kawasan, serta penerapan CSR terpadu yang efektif dan tepat sasaran juga perlu diperhatikan. Pelaku yang paling berperan dalam pengembangan Kawasan Industri Cilegon menuju Eco Industrial Park adalah pemerintah lalu kemudian diikuti oleh investor atau pemilik modal kemudian manajemen perusahaan atau industri selanjutnya perguruan tinggi atau institusi penelitian dan pembangunan dan Lembaga Swadaya Masyarakat bidang lingkungan.

14.5. Penutup

Sektor industri di masa-masa mendatang akan semakin memegang peranan penting bagi kemajuan suatu bangsa. Langkah-langkah yang telah dilaksanakan oleh berbagai negara di dunia salah satunya adalah dengan membangun berbagai kawasan industri. Implikasi dari pembangunan kawasan industri yang tidak terencana dengan baik salah satunya di indikasikan dengan kurangnya kolaborasi antar industri dan stakeholder dalam pemanfaatan arus materi, energi dan air serta limbah yang berimplikasi negatif dalam menghasilkan dampak lingkungan yang signifikan, seperti emisi GRK dan udara, polusi air, pencemaran tanah, dan konsumsi berlebihan sumber daya dan energi.

Pembangunan Kawasan Industri Hijau yang ramah lingkungan dianggap sebagai solusi untuk mengatasinya meskipun pada tataran prakteknya juga banyak yang mengalami kegagalan karena berbagai hambatan.

Di beberapa negara maju telah banyak Kawasan Industri Hijau yang dianggap berhasil seperti Kawasan Industri Hijau yang pertama kali di dunia yaitu EIP Kalunborg, Kawasan Industri di China, Korea ataupun kawasan Industri Kawasaki di Jepang. Model implementasi dengan berbagai kelemahan, keunggulan, hambatan dalam mencapainya bisa dijadikan *role model* untuk Pengembangan Kawasan Industri Hijau di Indonesia yang hingga saat ini belum terealisasi secara nyata. Aplikasi dan adaptasi model EIP di Indonesia tentunya juga harus mendapatkan dukungan dari semua sektor terkait dan didukung oleh regulasi dan peraturan yang jelas.

Pemerintah pada kenyataannya tidak tinggal diam, yang hingga saat ini terus berupaya mewujudkan terbentuknya Kawasan Industri Hijau di Indonesia. Dasar kebijakannya telah ditetapkan melalui UU Nomor 3 tahun 2014 tentang Perindustrian, yang ditindaklanjuti dengan diterbitkannya Peraturan Pemerintah Nomor 14 Tahun 2015 tentang Rencana Induk Pembangunan Industri Nasional (RIPIN) Tahun 2015–2035. Dua produk peraturan perundangan ini menjadi pijakan bagi pemerintah dalam membangun industri hijau. Setidaknya tiga hal penting yang ditindaklanjuti adalah standarisasi, fasilitasi, dan penggunaan Produk Industri Hijau. Menurut (Saepudin, Muryantini and Maghfiroh, 2020) kebijakan dan program operasional pengembangan industri hijau telah dilaksanakan antara lain melalui langkah-langkah *benchmarking* standar industri hijau di negara lain, penetapan panduan umum penyusunan standar industri hijau, penyusunan pedoman umum pembentukan lembaga sertifikasi,

standard operating procedure (SOP) sertifikasi, modul pelatihan dan standar kompetensi auditor industri hijau, penunjukan lembaga sertifikasi serta penetapan pedoman akreditasi dan pengawasan lembaga sertifikasi industri hijau, pelatihan auditor industri hijau dan penyediaan insentif bagi industri hijau

Referensi

- Alrasyid, M. H. (2016) 'Environmental Strategic Management Untuk Kawasan Industri Hijau', *IJEEM - Indonesian Journal of Environmental Education and Management*, 1(1), pp. 101–116. doi: 10.21009/ijeem.011.07.
- Van Berkel, R., Fujita, T., Hashimoto, S. and Fujii, M. (2009) 'Quantitative assessment of urban and industrial symbiosis in Kawasaki, Japan', *Environmental Science and Technology*, 43(5), pp. 1271–1281. doi: 10.1021/es803319r.
- Chertow, M. R. (2000) 'INDUSTRIAL SYMBIOSIS : Literature', *Annu. Rev. Energy Environ.*, 25, pp. 313–337.
- Côté, R. P. and Cohen-Rosenthal, E. (1998) 'Designing eco-industrial parks: A synthesis of some experiences', *Journal of Cleaner Production*, 6(3–4), pp. 181–188. doi: 10.1016/s0959-6526(98)00029-8.
- Desrochers, P. (2014) 'Eco-Industrial Parks', (January 2001).
- Geng, Y., Haight, M. and Zhu, Q. (2007) 'Empirical analysis of eco-industrial development in China', *Sustainable Development*, 15(2), pp. 121–133. doi: 10.1002/sd.306.
- Gibbs, D. and Deutz, P. (2005) 'Implementing industrial ecology? Planning for eco-industrial parks in the USA', *Geoforum*, 36(4), pp. 452–464. doi: 10.1016/j.geoforum.2004.07.009.
- Hadiwijoyo, R., Purwanto, P. and Hadi, S. P. (2013) 'Innovative green technology for sustainable industrial estate development', *International Journal of Renewable Energy Development*, 2(1), pp. 53–58. doi: 10.14710/ijred.2.1.53-58.
- Hariz, A. R., Purwanto, P. and Suherman, S. (2018) 'Pengembangan Kawasan

- Industri Ramah Lingkungan Sebagai Upaya Untuk Menjaga Keseimbangan Ekosistem (Studi Kasus di Taman Industri BSB Semarang)', *Al-Hayat: Journal of Biology and Applied Biology*, 1(1), p. 58. doi: 10.21580/ah.v1i1.2688.
- Hein, Andreas Makoto, Jankovic, M., Farel, R., Conceptual, B. Y. A. And Hein, Andreas M (2016) 'A Conceptual Framework For Eco - Industrial Parks Andreas Makoto Hein , Marija Jankovic , Romain Farel , Bernard Yannou To Cite This Version : A Conceptual Framework For Eco-Industrial Parks'.
- Jacobsen, N. B. (2006) 'Industrial symbiosis in Kalundborg, Denmark: A quantitative assessment of economic and environmental aspects', *Journal of Industrial Ecology*, 10(1–2), pp. 239–255. doi: 10.1162/108819806775545411.
- Kim, H. W., Dong, L., Jung, S. and Park, H. S. (2018) 'The role of the eco-industrial park (EIP) at the national economy: An input-output analysis on Korea', *Sustainability (Switzerland)*, 10(12). doi: 10.3390/su10124545.
- Kwanda, T. (1990) 'Perkembangan Kawasan Industri di Indonesia', *Journal of Regional and City Planning*, 1(1), pp. 44–47–47.
- Liwarska-Bizukojc, E., Bizukojc, M., Marcinkowski, A. and Doniec, A. (2009) 'The conceptual model of an eco-industrial park based upon ecological relationships', *Journal of Cleaner Production*, 17(8), pp. 732–741. doi: 10.1016/j.jclepro.2008.11.004.
- Martín Gómez, A. M., Aguayo González, F. and Marcos Bárcena, M. (2018) 'Smart eco-industrial parks: A circular economy implementation based on industrial metabolism', *Resources, Conservation and Recycling*, 135(July), pp. 58–69. doi: 10.1016/j.resconrec.2017.08.007.
- Ntasiou, M. and Andreou, E. (2017) 'The Standard of Industrial Symbiosis. Environmental Criteria and Methodology on the Establishment and Operation of Industrial and Business Parks', *Procedia Environmental Sciences*, 38, pp. 744–751. doi: 10.1016/j.proenv.2017.03.157.
- Panyathanakun, V., Tantayanon, S., Tingsabhat, C. and Charmondusit, K. (2013) 'Development of eco-industrial estates in Thailand: Initiatives

- in the northern region community-based eco-industrial estate', *Journal of Cleaner Production*, 51, pp. 71–79. doi: 10.1016/j.jclepro.2012.09.033.
- Park, J. M., Park, J. Y. and Park, H. S. (2016) 'A review of the National Eco-Industrial Park Development Program in Korea: Progress and achievements in the first phase, 2005-2010', *Journal of Cleaner Production*, 114, pp. 33–44. doi: 10.1016/j.jclepro.2015.08.115.
- Roberts, B. H. (2004) 'The application of industrial ecology principles and planning guidelines for the development of eco-industrial parks: An Australian case study', *Journal of Cleaner Production*, 12(8–10), pp. 997–1010. doi: 10.1016/j.jclepro.2004.02.037.
- Saepudin, A., Muryantini, S. and Maghfiroh, H. D. (2020) 'Kebijakan Indonesia Dalam Mewujudkan Industri Hijau (Green Industry) Masa Pemerintahan Presiden Joko Widodo', 2(2), pp. 166–177.
- Shi, L. and Yu, B. (2014) 'Eco-industrial parks from strategic niches to development mainstream: The cases of China', *Sustainability (Switzerland)*, 6(9), pp. 6325–6331. doi: 10.3390/su6096325.
- Sulaiman, F., Saefuddin, A., Syarif, R. and Zain, A. F. (2008) 'Strategi Pengelolaan Kawasan Industri Cilegon Menuju', *Jurnal Perencanaan Wilayah dan Kota*, 19(2), pp. 37–57.
- Susur, E., Hidalgo, A. and Chiaroni, D. (2019) 'A strategic niche management perspective on transitions to eco-industrial park development: A systematic review of case studies', *Resources, Conservation and Recycling*, 140(June 2018), pp. 338–359. doi: 10.1016/j.resconrec.2018.06.002.

BAB 15

Penanganan Fenomena Amblesan Tanah Melalui Kebijakan Tata Guna Lahan di Wilayah Pesisir

RIZKIANA SIDQIYATUL HAMDANI

15.1. Pendahuluan

Wilayah pesisir menghadapi tantangan akibat perubahan lingkungan global. Peningkatan muka air laut meningkatkan risiko terjadinya banjir rob. Kerentanan wilayah pesisir dengan ancaman tersebut, diperparah dengan kondisi amblesan tanah (Esteban et al., 2020; Nurhidayah dan McIlgorm, 2019).

Amblesan tanah terjadi dalam laju yang lambat dan dalam waktu yang sangat lama. Namun, bencana ini menjadi salah satu hambatan terbesar dalam pengembangan wilayah (Saputra, 2020). Hal ini juga menjadi indikasi adanya pemanfaatan lingkungan yang melampaui kapasitas geologisnya (Hadi, 2014). Secara alami, tanah dengan jenis aluvium muda memang masih dalam proses pemampatan. Proses tersebut dapat diperparah faktor-faktor aktivitas antropogenik seperti

pengambilan air tanah dan beban bangunan yang berlebihan (Esteban et al., 2020; Marfai dan King, 2007; Yastika et al., 2019).

Di sisi lain, proses pemanfaatan ruang merupakan bagian dari upaya penataan ruang. Dalam hal ini, tata ruang menjadi salah satu instrumen untuk mengupayakan adanya keseimbangan antara penggunaan lahan dengan kapasitas atau kemampuan alam (Faludi, 2000; Rozas-vásquez et al., 2018; Schmitt dan Wiechmann, 2018). Berkaitan dengan perizinan pemanfaatan ruang, instrumen yang digunakan adalah rencana tata guna lahan.

Kajian literatur ini bermaksud untuk meninjau berbagai jenis permodelan dan implementasi kebijakan tata guna lahan dengan basis data risiko bencana wilayah pesisir. Ruang lingkup risiko yang ditinjau bukan hanya pada kerentanan terhadap banjir rob atau tidal yang semakin parah akibat peningkatan muka air laut, tapi juga fokus pada amblesan tanah dan berbagai informasi geologis yang penting dalam perencanaan tata ruang.

15.2. Urgensi data dalam penetapan zonasi rawan bencana amblesan tanah

Upaya konvensional dalam penanganan bencana di wilayah pesisir adalah dengan memanfaatkan struktur-struktur keras seperti tanggul, pintu air, reklamasi, dsb. Meskipun di satu sisi kebijakan ini terkesan mudah diterima dalam perhitungan capaian kebijakan, di sisi lain upaya ini dinilai memberikan keamanan semu (Conger dan Chang, 2019; Esteban et al., 2020).

Pendekatan lain yang lebih ditekankan adalah kapasitas pengelola kawasan pesisir (mis: pemerintah) dalam menentukan zona kerawanan bencana. Dalam konteks bencana perlahan ini, berarti

kemampuannya dalam menyediakan penetapan zona penurunan permukaan tanah atau amblesan tanah (He et al., 2019). Penetapan zona ini didasarkan pada karakteristik, potensi risiko, dan bahaya yang ditimbulkan dari berbagai komponen bahaya turunan selain dari amblesan tanah tadi.

Salah satu tantangan pada penyusunan kebijakan ini adalah ketersediaan data. Bencana pesisir memang mengacu pada risiko perubahan lingkungan global, namun keterpaparan dan bahayanya sangat bergantung pada kondisi lokal (Parker dan Ollier, 2016). Data-data seperti laju tahunan dan akumulasi penurunan muka tanah, peningkatan muka air laut, kondisi geologis, dan historis arah perkembangan kota perlu untuk disediakan bukan hanya yang dapat dipertanggungjawabkan, tapi juga yang tersedia dan bisa diakses dengan mudah (Campbell et al., 2017; Häggquist dan Söderholm, 2015; Parker dan Ollier, 2016; Zhao dan Liu, 2020).

Keharusan tersebut juga berkaitan dengan pentingnya kolaborasi secara inklusif dan adil oleh berbagai pemangku kepentingan (lintas sektor dan lintas wilayah) dalam proses pengambilan kebijakan pengelolaan pesisir, utamanya masyarakat yang paling rentan terhadap bahaya bencana (Chen et al., 2019; Habtemariam dan Fang, 2016; van Hardeveld et al., 2018; He et al., 2019; Nurhidayah dan McIlgorm, 2019; Westerink et al., 2017). Tersedianya data ini juga menjadi kunci efektivitas dari upaya penanganan atau pengendalian penurunan permukaan tanah yang dilakukan. Hal ini dikarenakan strategi tersebut disusun berdasarkan karakteristik lokalitas kondisi amblesan tanah yang terjadi (He et al., 2019). Selain itu, data dan proses pengambilan kebijakan ini juga menjadi upaya dalam menghadapi tantangan tata kelola kebijakan lingkungan pesisir (Uiterwyk et al., 2019).

15.3. Permodelan tata guna lahan pesisir

Adaptasi menjadi kerangka umum kebijakan penataan ruang berkaitan dengan tantangan perubahan global. Upaya adaptasi ini banyak dilakukan secara inisiatif oleh masyarakat. Misalnya seperti pembangunan tanggul dari koral di Kepulauan Seribu (Esteban et al., 2020) atau peningkatan pondasi dan dinding rumah secara swadaya di wilayah pesisir Kota Semarang (Buchori et al., 2018).

Meskipun demikian, upaya adaptasi dari bawah ini semestinya dipandang sebagai indikasi dari suatu bagian kebijakan yang perlu untuk ditingkatkan. Romantisasi upaya adaptasi berbasis masyarakat ini merupakan catatan bagi bagaimana pemerintah atau pengelola wilayah pesisir dalam mengambil kebijakan penataan guna lahan (Nurhidayah dan McIlgorm, 2019).

Selain itu, kebijakan adaptasi terhadap perubahan iklim ini semestinya menjadi bagian dari upaya jangka panjang serta tidak mendasarkan pada upaya lokal dan retroaktif (Esteban et al., 2020). Penyusunan kebijakan secara terstruktur dan menyeluruh ini juga menjadi bagian dari penyampaian risiko perubahan iklim yang dapat disusun sedemikian rupa sehingga selain mampu menggugah masyarakat untuk terus melakukan adaptasi, juga mampu untuk masuk ke dalam kerangka pemikiran para pengambil kebijakan (Bulla et al., 2017). Salah satu upaya yang dapat dilakukan adalah melalui upaya permodelan matematis maupun konseptual. Model-model yang kemudian akan diulas pada kajian ini adalah model matematis multinomial logit, model analisis *fuzzy* dalam penentuan kriteria perencanaan tata guna lahan, serta model konseptual *Coastal Hazards Wheel*.

15.3.1. Model matematis multinomial logit

Dalam konteks penyusunan kebijakan tata guna lahan yang adaptif, hal yang menjadi kunci utama adalah mengacu pada bencana yang spesifik (Zhao dan Liu, 2020). Dalam permodelan yang diuji di Florida, adaptasi tata guna lahan ditinjau dari perspektif kerentanan lahan (lihat Persamaan 15.1). Selain penurunan permukaan tanah, perhitungan kerentanan wilayah yang disusun oleh Zhao dan Liu (2020) tersebut juga mengacu pada dampak dari peningkatan muka air laut.

Persamaan 15.1 tersebut terdiri dari $x_{i0}, x_{i1}, \dots, x_{i5}$ yang merupakan simbol untuk kriteria seperti kedalaman banjir rob, ketinggian, kelerengan, jenis tanah, faktor sosioekonomi, serta aksesibilitas. Sedangkan w_1, w_2 dan w_3 mewakili bobot untuk keterpaparan, sensitivitas, serta kapasitas adaptasi pada level pertama, lalu untuk $(\alpha_1, \alpha_2, \alpha_3)$ dan (β_1, β_2) adalah bobot untuk level kedua.

$$V_i = w_1 x_{i0} + w_2 (a_1 x_{i1} + a_2 x_{i2} + a_3 x_{i3}) + w_3 (\beta_1 x_{i4} + \beta_2 x_{i5}) \quad (15.1)$$

Teknik yang digunakan dalam perencanaan tata guna lahan adalah *multinomial logit* yang dioperasikan secara spasial melalui *cellular automata*. Model matematis multinomial logit yang digunakan untuk menentukan kesesuaian lahan adalah dengan menggunakan rumus probabilitas sebagaimana terlihat pada Persamaan (15.2).

P_{ik}^t mewakili probabilitas kesesuaian lahan yang akan lebih diarahkan ke lahan i (lahan kosong) dibandingkan dengan lahan k (lahan terbangun). Fungsi utilitas (U_{ik}^t) yang digunakan dalam persamaan tersebut ada pada Persamaan (15.3). Fungsi tersebut merupakan

perhitungan dari berbagai kriteria kesesuaian lahan yakni P_i (kondisi fisik), S_i (aksesibilitas), N_i (sistem ketetangaan), E_i (karakteristik sosial ekonomi) yang masing-masing dikalikan dengan koefisien perubahan tata guna lahan ($\beta_{1k}, \beta_{2k} \dots \beta_{4k}$) yang diperoleh berdasarkan pengukuran tren perubahan lahan per masing-masing sel spasial.

$$P_{ik}^t = \frac{\exp(U_{ik}^t)}{\exp(\sum_{k \in K} U_{ik}^t)} \quad (15.2)$$

$$U_{ik}^t = \beta_{1k}P_i^t + \beta_{2k}S_i^t + \beta_{3k}N_i^t + \beta_{4k}E_i^t + \varepsilon \quad (15.3)$$

Rekomendasi guna lahan pasca adaptasi bencana kemudian dilakukan setelah penyusunan peraturan-peraturan transisi guna lahan (mis: wilayah yang teridentifikasi kerentanan rendah dan kesesuaian lahan tinggi, maka diprioritaskan menjadi wilayah pembangunan baru).

15.3.2. Model matematis pembobotan interaksi darat dan laut Terintegrasi

Model tata guna lahan berdasarkan teknik DEMATEL dan Analytical Network Process (ANP) digunakan untuk meninjau interaksi antara komponen aktivitas pada lahan dan laut dalam perencanaan tata guna lahan di pesisir. Najafinasab et al., (2015) menggunakan lingkungan *fuzzy analytics* dalam melakukan permodelan. Penelitian ini bertujuan untuk menekankan pentingnya integrasi antara kriteria lahan dan laut dalam perencanaan guna lahan pesisir. Hal ini mereka sampaikan mengingat bagaimana sebagian besar metode perencanaan guna lahan pesisir masih berorientasi pada kesesuaian daratan, padahal wilayah pesisir itu sendiri adalah wilayah interaksi antar keduanya (Najafinasab et al., 2015).

$$CVR = \frac{n_e - N/2}{N/2} \quad (15.4)$$

$$CVI = \frac{\sum_1^n CVR}{n} \quad (15.5)$$

$$a_{ijk}^{-1} = \left(1/u_{ijk}, 1/m_{ijk}, 1/l_{ijk} \right) \quad (15.6)$$

Content Validity Ratio (CVR) yang terdapat pada Persamaan 15.4 digunakan untuk menentukan tingkat kepentingan dari kriteria-kriteria yang digunakan dalam merencanakan tata guna lahan wilayah pesisir. Hal tersebut diperoleh dari hasil perhitungan antara n_e yang mewakili total responden ahli yang menentukan suatu kriteria itu penting/tidak serta N adalah total responden. Hasil dari perhitungan CVR tersebut kemudian diproses lebih lanjut berdasarkan Persamaan 15.5, yakni menentukan CVI atau Content Validity Index yang digunakan untuk menentukan rata-rata tumpang tindih antar kriteria. Pada akhirnya, kriteria-kriteria tersebut dimasukkan ke dalam *triangular fuzzy number* (TFN) untuk menentukan hubungan antar kriteria tersebut (a_{ijk}^{-1}). Proses ini dilakukan secara berulang berdasarkan keputusan ahli (k) yang secara matematis dapat dilihat melalui Persamaan 15.6, dimana ($i=j$) adalah notasi untuk kriteria dengan kesamaan kepentingan dengan kepentingan relatif diwakili oleh persamaan $a_{ijk}^{-1} = (1, 1, 3)$. Apabila kriteria (i) lebih dominan daripada kriteria (j) maka kepentingan relatifnya diwakili oleh $a_{ijk}^{-1} = (l_{ijk}, m_{ijk}, u_{ijk})$ dengan l_{ijk} adalah *lower bound*, m_{ijk} adalah *middle bound*, dan u_{ijk} adalah *upper bound*.

Analisis menggunakan metode *Ruggedness Number (RN)* yang dikombinasikan dengan metode kepadatan diseksi tersebut pada akhirnya menghasilkan beberapa kriteria yang penting untuk

dipertimbangkan dalam perencanaan tata guna lahan pesisir. Kriteria-kriteria ini merupakan gabungan antara kriteria tata guna lahan matra laut dan matra darat. Kriteria-kriteria tersebut adalah: (i) keanekaragaman hayati di laut; (ii) *spawning ground*; (iii) keanekaragaman hayati di darat; (iv) *breeding grounds*; dan (v) sebaran flora dan fauna di laut. Teknik ini selain dapat digunakan untuk memprediksi pola guna lahan pesisir yang terbaik (*highest best use*), juga dapat digunakan untuk mengidentifikasi konflik yang terjadi antara pemanfaatan ruang yang tidak sesuai dengan kapabilitas atau kemampuan lahan.

15.3.3. Model penataan ruang pesisir strategis berbasis Coastal Hazards Wheel

Micallef et al., (2018) menawarkan metode perencanaan pengelolaan tata ruang pesisir dengan perspektif yang lebih strategis. Penggunaan Roda Bahaya Pesisir atau *Coastal Hazards Wheel* menurut mereka cukup baik untuk bisa mengidentifikasi tingkat bahaya yang dihadapi suatu wilayah. Dari hasil analisis berbasis kriteria geologis tersebut, dapat ditentukan bagaimana strategi pengelolaan yang paling tepat. Meskipun cukup dilakukan dengan model konseptual ini, mereka tetap menekankan betapa pentingnya untuk tetap melaksanakan survei lapangan dan kontekstualisasi lokal lainnya dalam rangka memastikan kesesuaian antara kebutuhan wilayah dengan upaya yang akan diambil dalam kebijakan (Micallef et al., 2018).

15.4. Prinsip kebijakan tata guna lahan pesisir

Prinsip dasar dari pengelolaan wilayah pesisir adalah integrasi dari perencanaan wilayah laut dan pengelolaan wilayah pesisir terintegrasi (Chen et al., 2019). Secara umum, kebijakan tata guna lahan pesisir dapat dikategorisasikan ke dalam tiga model, yakni: (i) kebijakan perlindungan; (ii) kebijakan akomodasi; dan (iii) kebijakan relokasi (Nettleman et al., 2016). Poin ketiga yang disebutkan adalah strategi adaptasi *retreat* atau mundur, dimana penggunaan lahan di wilayah pesisir dipindahkan ke wilayah yang lebih aman. Hal ini pernah dilakukan oleh Pemerintah Kota Shanghai dengan memindahkan kegiatan industri dari wilayah pesisir ke arah *sub-urban* untuk mengurangi tekanan (baik tekanan bangunan maupun tekanan akibat ekstraksi air tanah berlebihan dari kegiatan industri) (He et al., 2019). Hasilnya laju penurunan permukaan tanah di wilayah pesisir berhasil ditekan, namun di saat yang bersamaan, kebijakan tersebut justru hanya memindahkan permasalahan. Wilayah *sub-urban* menjadi mengalami penurunan permukaan tanah dengan laju yang cukup parah.

Kebijakan konsolidasi lahan juga dapat dilakukan sebagai upaya untuk memastikan pemanfaatan ruang di pesisir dapat berjalan sebagaimana mestinya tanpa memberikan dampak yang buruk terhadap lingkungan. Baik untuk penyesuaian petak lahan maupun pemindahan lokasi kepemilikan lahan akibat terdampak amblesan tanah dan banjir rob, Nettleman et al., (2016) menyebutkan ada kebijakan *rolling easement*. Kebijakan tersebut mengatur penyesuaian guna lahan berdasarkan dampak dari bencana tersebut dilakukan dengan metode analisis Monte Carlo serta estimasi nilai lahan dan properti yang akan dipindahkan tersebut. Kebijakan ini kemudian, yang masih menjadi

asing dalam konteks Indonesia karena keterbatasan kondisi finansial (Nurhidayah dan McIlgorm, 2019).

Selain pendekatan kebijakan tersebut, penataan ruang berbasis ekosistem atau lingkungan hidup juga menjadi salah satu yang sedang banyak diperbincangkan oleh peneliti. Tidak hanya pengadaan infrastruktur hijau, kebijakan ini menekankan adanya “kehidupan” ekosistem pesisir atau yang disebut sebagai *living shorelines* sebagai pelindung terbaik untuk wilayah pesisir. Konsep ini menjadi salah satu primadona dalam penataan ruang pesisir karena tidak hanya mampu dalam memberikan perlindungan alami bagi masyarakat, tapi juga mampu memberikan manfaat bagi keanekaragaman hayati bahkan habitat dari hewan-hewan langka (Chen et al., 2019). Paradigma kembali pada alam ini menjadi menarik karena datang dari spektrum lain yang bukan hanya memberikan rasa aman yang benar-benar aman, namun juga menjadi upaya nyata dari memastikan keberlanjutan kehidupan suatu wilayah (Conger dan Chang, 2019).

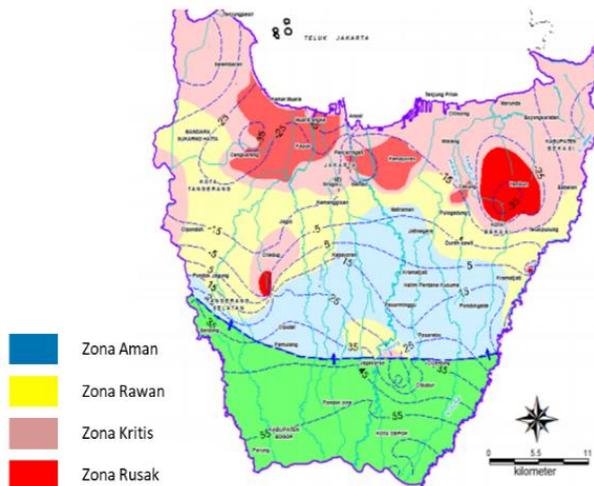
15.5. Impementasi kebijakan tata guna lahan pesisir rentan amblesan tanah

Salah satu kota pesisir yang saat ini sudah relatif mampu mengendalikan bahaya penurunan permukaan tanah adalah Kota Shanghai, China. Dalam penyusunan kebijakan tata ruangnya, pemerintah setempat menggabungkan instansi tata ruang dan tata sumber daya bawah tanah. Berangkat dari hal tersebut, berbagai upaya monitoring amblesan tanah kemudian diintegrasikan dengan upaya pemantauan muka air tanah. Peta zonasi berdasarkan karakteristik penurunan permukaan tanah menjadi acuan utama bagi penyusunan kebijakan tata guna lahan lainnya seperti fungsi lahan

yang diperbolehkan, aturan kedalaman pondasi, perizinan pengambilan air tanah, dsb.

Dalam konteks kebijakan akomodasi aktivitas, pengaturan intensitas bangunan serta kedalaman pondasi bangunan diatur berdasarkan kondisi amblesan tanah dari hasil penetapan zonasi amblesan tanah. Tidak hanya itu, Pemerintah Kota Shanghai juga menetapkan aturan pelarangan pembangunan sumur dalam dan teknik ekstraksi air tanah lainnya di wilayah rawan amblesan tanah (He et al., 2019).

Di Indonesia, kebijakan penetapan zonasi penurunan permukaan tanah belum menjadi salah satu kebijakan yang lazim. Meskipun demikian, pemerintah bumi khatulistiwa ini mengatur zonasi air tanah sebagai dasar perizinan pemanfaatan sumber daya bawah tanah yang menjadi penyebab utama amblesan tanah. Hal tersebut diatur dalam Peraturan Menteri Energi dan Sumber Daya Mineral Republik Indonesia Nomor 31 Tahun 2018 Tentang Pedoman Penetapan Zona Konservasi Air Tanah. Delineasi zona sebagaimana terdapat pada Gambar 15.1 merupakan batas dari kesamaan kondisi air tanah baik yang terdapat dalam zona akuifer tertekan maupun tidak tertekan. Kebijakan zonasi tersebut kemudian terbagi ke dalam dua kategori besar yakni zona perlindungan dan zona pemanfaatan. Hal tersebut, kemudian menjadi dasar dalam perizinan ekstraksi air tanah. Meskipun demikian, implementasi hal ini belum terintegrasi dalam peraturan tata ruang, terlebih pada kebijakan tata guna lahan (Prihadi, 2019).



Gambar 15.1 Peta Zona Konservasi Air Tanah Cekungan Air Tanah Jakarta (Sumber : Prihadi, 2019)

15.6. Penutup

Wilayah pesisir sudah menjadi pusat peradaban sejak era perdagangan kapal di masa kolonial. Hingga saat ini, wilayah pesisir terus tumbuh menjadi kota-kota metropolitan. Namun, wilayah pesisir juga menjadi yang paling rentan dalam menghadapi perubahan iklim. Penyusunan kebijakan tata guna lahan yang efektif di wilayah ini menjadi suatu keharusan.

Paradigma kebijakan berbasis data dan indikator lingkungan, dapat menjadi salah satu solusinya. Namun, hal ini menjadi sulit jika kecenderungan pemangku kepentingan masih terbatas pada upaya-upaya struktur keras yang justru berpotensi menjadi bumerang terhadap keberlanjutan wilayah pesisir. Selain itu, komitmen finansial juga menjadi hal yang penting, mengingat upaya relokasi dan/atau penggantian nilai properti yang hilang akibat amblesan tanah

membutuhkan biaya yang tidak sedikit, dan sangat bergantung pada dinamika nilai lahan yang diacu oleh pasar.

Pada akhirnya, lokalitas menjadi garda terdepan dalam penanganan bencana amblesan tanah ini. Berbagai alternatif yang dijelaskan pada tulisan ini menjadi penting untuk dipertimbangkan lebih jauh, kesesuaiannya dengan urgensi dan kondisi yang terjadi di lapangan.

Referensi

- Buchori, I., Pramasari, A., Sugiri, A., Maryono, M., Basuki, Y. dan Sejati, A.W. (2018), "Adaptation to coastal flooding and inundation: Mitigations and migration pattern in Semarang City, Indonesia", *Ocean & Coastal Management*, Elsevier, Vol. 163 No. August, hal. 445–455.
- Bulla, B.R., Craig, E.A. dan Steelman, T.A. (2017), "Climate change and adaptive decision making: Responses from North Carolina coastal officials", *Ocean & Coastal Management*, Elsevier Ltd, Vol. 135, hal. 25–33.
- Campbell, G., Lilly, A., Corstanje, R., Mayr, T.R. dan Black, H.I. (2017), "Are existing soils data meeting the needs of stakeholders in Europe? An analysis of practical use from policy to field", *Land Use Policy*, Elsevier, Vol. 69 No. December 2016, hal. 211–223.
- Chen, C., Lee, T. dan Liu, C. (2019), "Beyond sectoral management: Enhancing Taiwan's coastal management framework through a new dedicated law", *Ocean & Coastal Management*, Elsevier, Vol. 169 No. December 2018, hal. 157–164.
- Conger, T. dan Chang, S.E. (2019), "Developing indicators to identify coastal green infrastructure potential: The case of the Salish Sea region", *Ocean & Coastal Management*, Elsevier, Vol. 175 No. July 2018, hal. 53–69.
- Esteban, M., Takagi, H., Jamero, L., Chadwick, C., Avelino, J.E., Mikami, T., Fatma, D., et al. (2020), "Adaptation to sea level rise: Learning from present examples of land subsidence", *Ocean & Coastal Management*,

- Elsevier, Vol. 189 No. March, hal. 104852.
- Faludi, A. (2000), "The Performance of Spatial Planning", *Planning Practice and Research*, Vol. 15 No. 4, hal. 299–318.
- Habtemariam, B.T. dan Fang, Q. (2016), "Zoning for a multiple-use marine protected area using spatial multi-criteria analysis: The case of the Sheik Seid Marine National Park in Eritrea", *Marine Policy*, Elsevier, Vol. 63, hal. 135–143.
- Hadi, S.P. (2014), *Bunga Rampai Manajemen Lingkungan*, Yogyakarta.
- Häggquist, E. dan Söderholm, P. (2015), "The economic value of geological information: Synthesis and directions for future research", *Resources Policy*, Elsevier, Vol. 43, hal. 91–100.
- van Hardeveld, H.A., Driessen, P.P.J., Schot, P.P. dan Wassen, M.J. (2018), "Supporting collaborative policy processes with a multi-criteria discussion of costs and benefits: The case of soil subsidence in Dutch peatlands", *Land Use Policy*, Elsevier, Vol. 77 No. December 2017, hal. 425–436.
- He, X.-C., Yang, T.-L., Shen, S.-L., Xu, Y.-S. dan Arulrajah, A. (2019), "Land Subsidence Control Zone and Policy for the Environmental Protection of Shanghai", *International Journal of Environmental Research and Public Health*, Vol. 16 No. 15, hal. 2729.
- Marfai, M.A. dan King, L. (2007), "Monitoring land subsidence in Semarang, Indonesia", *Environmental Geology*, Vol. 53 No. 3, hal. 651–659.
- Micallef, S., Micallef, A. dan Galdies, C. (2018), "Application of the Coastal Hazard Wheel to assess erosion on the Maltese coast", *Ocean & Coastal Management*, Elsevier Ltd, Vol. 156, hal. 209–222.
- Najafinasab, F., Karbassi, A.R. dan Ghoddousi, J. (2015), "Fuzzy analytic network process approach to evaluate land and sea criteria for land use planning in coastal areas", *Ocean & Coastal Management*, Vol. 116, hal. 368–381.
- Nettleman, C.A., Abd-Elrahman, A., Adams, D., Fik, T., Ruppert, T., Barnes, G. dan Dewitt, B. (2016), "A GIS based model of rolling easement policies in Pinellas County and Sarasota County, Florida", *Ocean and Coastal Management*, Elsevier Ltd, Vol. 132, hal. 143–154.

- Nurhidayah, L. dan McIlgorm, A. (2019), "Coastal adaptation laws and the social justice of policies to address sea level rise: An Indonesian insight", *Ocean and Coastal Management*, Elsevier, Vol. 171 No. January, hal. 11–18.
- Parker, A. dan Ollier, C.D. (2016), "Coastal planning should be based on proven sea level data", *Ocean and Coastal Management*, Elsevier Ltd, Vol. 124, hal. 1–9.
- Prihadi, A. (2019), "Peta Cekungan Air Tanah Menjadi Acuan Pembuatan Tata Ruang", *Siaran Pers Kementerian ESDM Republik Indonesia*, 7 Agustus, tersedia pada: <https://www.esdm.go.id/id/media-center/news-archives/peta-cekungan-air-tanah-menjadi-acuan-pembuatan-tata-ruang>.
- Rozas-vásquez, D., Fürst, C., Geneletti, D. dan Almendra, O. (2018), "Land Use Policy Integration of ecosystem services in strategic environmental assessment across spatial planning scales", *Land Use Policy*, Elsevier, Vol. 71 No. December 2017, hal. 303–310.
- Saputra, E. (2020), *Land Subsidence As A Sleeping Disaster Case studies from Indonesia*, Utrecht University.
- Schmitt, P. dan Wiechmann, T. (2018), "Unpacking Spatial Planning as the Governance of Place", *disP - The Planning Review*, Vol. 54 No. 4, hal. 21–33.
- Uiterwyk, K., Kritzer, J.P., Novelly, A., Smith, S.L., Starbuck, K. dan Wiggin, J. (2019), "Municipal policy priorities in three coastal communities in the Northeastern United States recognize effects of global climate change", *Ocean & Coastal Management*, Elsevier, Vol. 168 No. September 2018, hal. 177–184.
- Westerink, J., Opdam, P., van Rooij, S. dan Steingröver, E. (2017), "Landscape services as boundary concept in landscape governance: Building social capital in collaboration and adapting the landscape", *Land Use Policy*, Elsevier Ltd, Vol. 60, hal. 408–418.
- Yastika, P.E., Shimizu, N. dan Abidin, H.Z. (2019), "Monitoring of long-term land subsidence from 2003 to 2017 in coastal area of Semarang, Indonesia by SBAS DInSAR analyses using Envisat-ASAR, ALOS-PALSAR,

and Sentinel-1A SAR data”, *Advances in Space Research*, Vol. 63 No. 5, hal. 1719–1736.

Zhao, L. dan Liu, F. (2020), “Land-use planning adaptation in response to SLR based on a vulnerability analysis”, *Ocean & Coastal Management*, Elsevier Ltd, Vol. 196 No. September 2019, hal. 105297.



PURWANTO, E-mail: purwanto@live.undip.ac.id, Guru Besar Teknik Kimia Fakultas Teknik Universitas Diponegoro, menyelesaikan pendidikan di SMPN 2 Demak lulus tahun 1977 dan SMAN 1 Demak lulus tahun 1980. Meneruskan pendidikan di Jurusan Teknik Kimia Fakultas Teknik Universitas Diponegoro lulus tahun 1985, dan menjadi dosen tetap pada departemen tersebut sejak lulus sampai sekarang. Purwanto menyelesaikan pendidikan S2 dan S3 (Doktor) bidang Teknologi Proses Kimia di ENSIGC-INPT Toulouse Prancis lulus tahun 1994. Profesor Purwanto mengajar mata kuliah Analisis Sistem dan Permodelan Lingkungan, mengetuai Pusat Riset Teknologi Hijau (GREEN Technology Research Center) Sekolah Pascasarjana Universitas Diponegoro, dengan kajian meliputi permodelan rekayasa, teknik reaksi kimia, teknologi bersih dan pengelolaan bahan dan limbah berbahaya dan beracun.

ARI PUJIWINARKO, E-mail: arcawinarko@gmail.com menyelesaikan pendidikan di SMPN 1 Wonosobo dan SMAN Wonosobo. Lulusan S-1 Teknologi Hasil Hutan Fakultas Kehutanan Universitas Gadjah Mada (UGM) dan S-2 Perencanaan Pengelolaan SDA Magister Ilmu Lingkungan Universitas Padjadjaran (UNPAD) ini pernah bekerja di Kantor Konsultan Umum di Cikarang Bekasi. Saat ini bekerja di Dinas Lingkungan Hidup dan Kehutanan Provinsi Jawa Tengah.

HASFI HAWALI ABDUL MATIN, E-mail: hawalihashfi@staff.uns.ac.id, Dosen tetap di Program Studi Ilmu Lingkungan Universitas Sebelas Maret (UNS) dan tergabung di dalam Grup Riset Lingkungan dan Perubahan Iklim. Pendidikan menengah ditempuh di SMA Negeri 15 Semarang (2009-2012). Lulus S-1 pada tahun 2016 pada Jurusan Teknik Lingkungan Fakultas Teknik Universitas Diponegoro Semarang dan pada tahun 2017 berkesempatan melanjutkan pendidikan magister pada Program Studi Magister Ilmu Lingkungan Sekolah Pascasarjana Universitas Diponegoro Semarang. Bidang kajian yang ditekuni meliputi pengelolaan limbah padat, konversi limbah menjadi energi, dan kesehatan keselamatan kerja lingkungan.

AYUDYA IZZATI DYAH LANTASI, mahasiswa Doktor Ilmu Lingkungan Sekolah Pascasarjana Universitas Diponegoro, masuk pada tahun 2020. Menyelesaikan pendidikan S-1 di Program Studi Teknik Lingkungan Universitas Diponegoro dan Magister Ilmu Lingkungan pada Universitas yang sama.

FARIDA AFRIANI A, E-mail: farida.afriani@upnyk.ac.id, menyelesaikan pendidikan di SMPN 4 Depok lulus tahun 2002 dan SMAN 5 Yogyakarta tahun 2005. Pendidikan S1 di Jurusan Pembangunan Wilayah Fakultas Geografi Universitas Gadjah Mada lulus tahun 2009 dan S2 di Jurusan Ilmu Lingkungan Sekolah Pascasarjana Universitas Gadjah Mada tahun 2011. Menjadi dosen tetap Teknik Lingkungan Fakultas Teknologi Mineral UPN “Veteran” Yogyakarta sejak tahun 2012 sampai sekarang. Bidang kajian yang ditekuni adalah sosial-ekonomi lingkungan meliputi tata ruang lingkungan, daya dukung daya tampung lingkungan, dan ekonomi lingkungan.

ABDUL AZIZ, menyelesaikan pendidikan S-1 di Fakultas Tarbiyah Institut Agama Islam Negeri (IAIN) Sunan Kalijaga Jogjakarta, S-2 di Sospol Universitas Airlangga (Unair), Saat ini aktif sebagai Anggota DPRD dan menjadi Wakil Ketua Komisi E di DPRD Provinsi Jawa Tengah. Tertarik dengan isu-isu lingkungan hidup, khususnya problematika indeks kualitas lingkungan hidup dalam perencanaan tata ruang dan pembangunan di Daerah.

EVA PRIHATININGTYAS, E-mail : eva.prihatiningtyas@ulm.ac.id, menyelesaikan pendidikan di SMPN 2 Rembang lulus tahun 1996 dan SMAN 2 Rembang lulus tahun 1999. Meneruskan pendidikan di Program Studi Budidaya Hutan Fakultas Kehutanan Universitas Lambung Mangkurat lulus tahun 2004, dan menjadi dosen tetap di Fakultas Kehutanan Universitas Lambung Mangkurat (ULM) sejak 2005 sampai sekarang. Menyelesaikan pendidikan S2 di Mayor Silvikultur Tropika (Kehutanan) SPS IPB sejak 2007 hingga 2010. Bidang kajian yang ditekuni adalah agroforestri, silvikultur dan ekologi lingkungan.

ST AGUNG DWI PRAMONO, menyelesaikan pendidikan S-1 di Ekonomi Manajemen Universitas Kristen Satya Wacana (UKSW) Salatiga, S-2 di Magister Ilmu Ekonomi Studi Pembangunan Universitas Diponegoro (UNDIP). Aktif sebagai Konsultan Perencanaan Wilayah dan Kota di Kota Kelahirannya di Kendal Jawa Tengah.

BENNY SYAHPUTRA, menyelesaikan pendidikan S-1 di Sekolah Tinggi Teknik Lingkungan Tahun 1998, S-2 di Ilmu Lingkungan Universitas Gadjah Mada (UGM) Tahun 2003. Aktif membuat blog-blog tentang lingkungan di Blog Hijau–Bennysyah.edublog.org. Saat ini aktif sebagai Dosen Teknik Lingkungan di Universitas Islam Sultan Agung Semarang (Unissula).

DEWI QURROTA A'YUNI, Email: dewidq@imayunidewi@gmail.com., Menyelesaikan pendidikan di SMAN 1 Sumberjaya Lampung Barat pada tahun 2014 dan melanjutkan pendidikan S1 di Departemen Fisika, Fakultas Sains dan Matematika Universitas Diponegoro di tahun yang sama dengan peminatan pada Fisika Material. Pada tahun 2019, memulai pendidikan S2 di Departemen Teknik Kimia Fakultas Teknik Universitas Diponegoro dengan bidang kajian material, adsorben, dan pengeringan.

M. ARIEF RAHMAN HALIM, E-mail: m.ariefracmanha@gmail.com, menyelesaikan pendidikan di SMPN 1 Semarang lulus tahun 2010 dan SMAN 5 Semarang lulus tahun 2013. Meneruskan pendidikan Sarjana di Jurusan Oseanografi Fakultas Perikanan dan Ilmu Kelautan Universitas Diponegoro lulus tahun 2017, Magister di Program Studi Ilmu Lingkungan, Universitas Diponegoro, lulus pada tahun 2019. Bidang kajian yang ditekuni meliputi fishing ground, SIG, konservasi dan pendugaan cadangan karbon. Saat ini aktif bekerja sebagai dosen di Prodi Teknik Kelautan, Universitas Teknologi Sumbawa.

AWALUDDIN HIDAYAT R. INAKU, E-mail: awalhidayat@uhamka.ac.id, menyelesaikan pendidikan di MTS Al-Huda Kota Gorontalo lulus tahun 2005 dan SMAN 1 Kota Gorontalo lulus tahun 2008 Meneruskan pendidikan sarjana di Jurusan Kesehatan Masyarakat, Universitas Muslim Indonesia (UMI) Makassar lulus tahun 2012 dan melanjutkan Magister di Program Studi Kesehatan Lingkungan di Universitas Airlangga (UNAIR) Surabaya lulus tahun 2015 dan sejak 2016 menjadi dosen tetap pada Program Studi Kesehatan Masyarakat, Fakultas Ilmu Kesehatan Universitas Muhammadiyah Prof. Dr. Hamka (UHAMKA) Jakarta. Bidang kajian yang ditekuni meliputi Kesehatan Lingkungan, Toksikologi lingkungan dan Biologi marker (biomarker).

M. MUKTI ALI, menyelesaikan pendidikan S-1 di Ekonomi/Studi Pembangunan Universitas Diponegoro, S-2 di Magister Ekonomi Studi Pembangunan Universitas Gadjah Mada (UGM) dan S-2 Magister Perencanaan Wilayah dan Kota Institut Teknologi Bandung (ITB). Aktif sebagai Dosen di Program Studi Perencanaan Wilayah dan Kota Universitas Diponegoro.

ADIB KHOIRUL ANAS, E-mail:adibanas91@yahoo.com menyelesaikan pendidikan di MTs Nahdhatus Syubban Sayung Kabupaten Demak Tahun 2005 dan SMK Pandanaran Semarang Tahun 2008. Lulusan S1 di Jurusan Teknik Industri Universitas Dian Nuswantoro dan S2 Teknik Sipil dan Lingkungan Institut Pertanian Bogor. Pengalaman sebagai konsultan Perencanaan Proyek sipil teknis di berbagai wilayah di Pulau Jawa. Bidang kajian yang ditekuni meliputi Perencanaan Wilayah, DED dan Aplikasi Pemrograman.

RIZKIANA SIDQIYATUL HAMDANI, E-mail : rizkiana.sidqi@gmail.com. menetap di Sampangan, Kota Semarang. Memiliki ketertarikan pada isu perkotaan sejak duduk di bangku Strata-I dan bersama kedua temannya memulai kanal publikasi digital dengan nama Nekropolis. Menyelesaikan pendidikan di Program Studi Perencanaan Wilayah dan Kota dari Universitas Gadjah Mada membuatnya semakin ingin untuk mendalami isu-isu makro yang berkaitan dengan kota, salah satunya yang tengah ia tempuh saat ini yakni mengambil spesialisasi bidang perencanaan kota berbasis lingkungan.

ISBN 978-602-51396-4-2

