

**PENILAIAN SUNGAI PENCHALA BERASASKAN INDEKS
KUALITI AIR, PENUNJUK BIOLOGI DAN
PERMODELAN QUAL2K**

MOHD AKMAL BIN MAHAZAR

UNIVERSITI KEBANGSAAN MALAYSIA

PENILAIAN SUNGAI PENCHALA BERASASKAN INDEKS KUALITI AIR,
PENUNJUK BIOLOGI DAN PERMODELAN QUAL2K

MOHD AKMAL BIN MAHAZAR

TESIS YANG DIKEMUKAKAN UNTUK MEMPEROLEHI
IJAZAH DOKTOR FALSAFAH

FAKULTI SAINS DAN TEKNOLOGI
UNIVERSITI KEBANGSAAN MALAYSIA
BANGI

2018

SUNGAI PENCHALA ASSESSMENT BASED ON WATER QUALITY INDEX,
BIOLOGICAL INDICATOR AND QUAL2K MODELLING

MOHD AKMAL BIN MAHAZAR

THESIS SUBMITTED TO OBTAIN
DEGREE OF DOCTOR OF PHILOSOPHY

FAKULTI SAINS DAN TEKNOLOGI
UNIVERSITI KEBANGSAAN MALAYSIA
BANGI

2018

PENGAKUAN

Saya akui karya ini adalah hasil kerja saya sendiri kecuali nukilan dan ringkasan yang setiap satunya telah saya jelaskan sumbernya.

8 OGOS 2018

MOHD AKMAL BIN MAHAZAR
P65077

PENGHARGAAN

Segala puji dan syukur kepada Allah S.W.T kerana dengan limpah kurnia rahmatnya serta kesihatan dan akal yang sempurna. Saya akhirnya dapat menyiapkan kajian dan tesis ini.

Terlebih dahulu saya juga ingin merakamkan ucapan terima kasih kepada pihak Kementerian Pengajian Tinggi Malaysia di atas dana yang diberikan dengan kod projek LRGS 203/PKT/6720004 dan STGL-003-2012 di bawah tajuk geran "*Urban Water Cycle Process, Management and Social Interactions: Crossing from Crisis to Sustainability*". Terima kasih kepada Prof. Dr. Ahmad Abas Kutty di atas segala tunjuk ajar dan kesudian beliau untuk memimpin saya di bawah tunjuk ajar beliau selaku penyelia utama. Terima kasih juga kepada Prof. Madya Dr. Shuhaimi Othman yang terlebih dahulu pergi menghadap Ilahi kerana telah memberi kepercayaan kepada saya untuk menjalankan kajian ini. Semoga keduanya sentiasa dirahmati Allah dan dipermudahkan urusan keduanya didunia dan akhirat kelak. Terima kasih juga kepada pihak UNITEN selaku ketua projek UCOREN, khususnya Prof. Lariah Sidek dan saudari Hanizah yang telah banyak memberi kerjasama dan sokongan terhadap UKM.

Saya juga ingin merakamkan ucapan terima kasih yang tidak terhingga kepada kedua ibubapa saya, Mahazar Nawin dan Rodziah Simis serta adik saya Nurul Husna Mahazar serta kedua makcik yang saya sayangi Dr. Moksodah Simis dan Dr. Mazifah Simis di atas kepercayaan, nasihat dan sokongan yang telah mereka berikan selama saya berusaha dalam pengajian ini. Saya juga ingin merakamkan ucapan terima kasih kepada saudara Mustaqim Alias, Dr. Abdul Latiff Abu Bakar, Dr Azry Khoiry, Dr. Nur Aqilah Mustafa Bakray, Dr. Wan Mohd Hafezul, Nurul Akhma Zakaria, Faiq Iqbal, Faiq Hamdan, Aminuddin Jamhari, Hakim Jamil dan Zulfadli Rusman yang telah banyak membantu saya dari segi bantuan, ilmu, pendapat dan sokongan. Terima kasih kerana sentiasa percaya dan berada disamping saya ketika susah dan senang. Terima kasih kepada saudari Marina Zainal Abidin kerana banyak membantu saya dalam dua tahun terakhir pengajian ini dalam hal-hal berkaitan. Terima kasih juga kepada rakan-rakan makmal, Hanisah Ibrahim, Nurhafizah Azwa, Siti Hafizah Ahmad dan Sarah Abdul Wahab Al-Mahaqeri untuk ilmu-ilmu dan kerjasama yang telah mereka berikan. Ucapan terima kasih juga kepada rakan-rakan yang banyak membantu secara tidak langsung, Nor Hashimah Hassan, Zatil Najat, Nadea, Amir Hashimi, Shahrin Shaari, Suriawani Zainuddin dan Amirul Aiman Ahmad Juhari serta En. Azman, En. Fauzi, En. Ak. Jamaluddin dan En. Nizam di atas kerjasama dan bantuan yang telah mereka berikan selama saya menggunakan khidmat dan makmal-makmal di bawah seliaan mereka. Akhir kata, saya ucapkan sekali lagi ucapan terima kasih kerana telah mempermudah urusan saya dalam mengejar cita-cita ini. Saya doakan kebahagiaan dan kesenangan anda semua. Semoga Allah memberikan yang terbaik dalam hidup anda.

ABSTRAK

Sungai Penchala merupakan antara salah satu anak sungai kepada Sungai Klang dan dilaporkan sebagai salah satu sungai yang sangat tercemar di Malaysia. Sungai ini mengalami perubahan struktur morfologi yang serius serta kemerosotan kualiti air yang sangat teruk. Oleh itu, kajian penilaian kualiti air, kepelbagaian makroinvertebrat bentik dan permodelan sungai ini telah dijalankan bagi menilai kualiti air dan keupayaan menampung kepelbagaian biologi. Bagi tujuan itu, permodelan kualiti air semasa Sungai Penchala telah dilakukan dengan menggunakan permodelan QUAL2K bagi melihat corak sebaran bahan cemar di dalam sungai serta keupayaan sungai untuk menampung bebanan bahan cemar. Selain daripada itu, data ruangan dan masa kelimpahan makroinvertebrat bentik juga digunakan untuk menilai kualiti air sungai. Persampelan, penilaian kualiti air dan makroinvertebrat bentik dijalankan setiap dua bulan bermula daripada Ogos 2012 dan berakhir pada Jun 2014. Penentuan kualiti air dijalankan mengikut kaedah-kaedah yang disaran oleh American Public Health Association (APHA) dan menggunakan pengelasan indeks kualiti air (WQI) yang dihasilkan oleh Jabatan Alam Sekitar, Malaysia. Model QUAL2K telah dikalibrasi menggunakan data lapangan dan menepati lebih daripada 85% kejituan yang disarankan. Hasil kajian menunjukkan kualiti air Sungai Penchala berada pada kelas I bagi stesen 1 yang terletak di kawasan paling hulu sungai dengan nilai purata indeks 94, manakala stesen ke-2 ke bawah mempunyai kualiti air yang rendah dan berada di antara kelas III, IV atau V. Sebanyak 4 kelas, 16 order dan 65 famili makroinvertebrat bentik telah dikenal pasti sepanjang tempoh persampelan. Stesen 1 mempunyai nilai purata indeks BMWP sebanyak 108 dan menunjukkan kualiti air yang sangat baik dan seiring dengan nilai WQI. Stesen ke 2, 3 dan 4 pula masing-masing mempunyai nilai purata BMWP 10, 18, dan 8 yang menunjukkan keadaan air sungai yang tercemar. Keadaan sungai yang telah diubah didapati telah menghadkan jenis makroinvertebrat bentik yang mendiami nic di kawasan tersebut. Ini menunjukkan bahawa pemantauan secara biologi mampu memberikan gambaran yang sama mengenai kualiti air bagi sungai di kawasan bandar. Permodelan QUAL2K menunjukkan sungai ini mempunyai kapasiti untuk mengasimilasi bahan cemar berdasarkan senario-senario yang telah dijalankan dan hasil kajian ini menunjukkan bahawa Sungai Penchala dikategorikan sebagai sangat tercemar disebabkan oleh parameter amoniakal-nitrogen sahaja. Simulasi QUAL2K menunjukkan peningkatan bahan cemar bagi parameter-parameter lain bermula dari pada kilometer 5 disebabkan peningkatan kemasukkan bahan cemar dari kawasan sekitar melalui saluran-saluran yang banyak di tepi sungai dan juga dari kesan pengumpulan bahan cemar daripada kilometer sebelumnya. Peningkatan kepekatan amoniakal-nitrogen dipercayai berkait rapat dengan tahap kepadatan penduduk yang tinggi di sekitar Sungai Penchala dan juga pelepasan air kumbahan dari kawasan berdekatan ke dalam aliran air sungai. Oleh itu, kilometer 5 hingga ke hilir sungai merupakan kawasan yang perlu diberi perhatian. Kajian ini telah berjaya memperlihatkan corak kualiti air dan biotik di sepanjang sungai kajian dan menunjukkan keupayaan sungai ini untuk menampung bahan cemar.

**SUNGAI PENCHALA ASSESSMENT BASED ON WATER QUALITY INDEX,
BIOLOGICAL MONITORING AND QUAL2K MODELLING**

ABSTRACT

Sungai Penchala is one of the tributaries for the Sungai Klang and has been reported as one of the most polluted rivers in Malaysia. Given that this river had undergone many structural changes and suffers water quality deterioration. Therefore, it is crucial to examine the river water quality, diversity of benthic macroinvertebrate and modelling the river in order to evaluate the river water quality and its ability to sustain biological diversity. The dispersion pattern and river capacity to mitigate pollutants were studied using QUAL2K modelling. Temporal and spatial data of benthic macroinvertebrate were used to determine the river water quality. Sample collection was performed in every 2 months, starting from August 2012 until Jun 2014. Water quality assessment was performed using methods that are recommended by American Public Health Association (APHA) and calculation of water quality index (WQI) was based on WQI produced by Department of Environment, Malaysia. QUAL2K was calibrated using collected field data and fulfil more than 85% recommended accuracy. Longitudinal result showed that Sungai Penchala water quality was in class I for station 1 which located in the upstream area with average index value of 94, while station 2 and below toward the downstream having lower water quality and was in class III, IV or V. 4 classes, 16 orders, and 65 families of benthic macroinvertebrate have been identified in this study. Station 1 had an average BMWP index value of 108 thus indicates excellent water quality, while Station 2, 3 and 4 had average BMWP of 10, 18 and 8 which indicate a polluted river condition. Given that modified river was found to limit the type of benthic macroinvertebrate inhibiting available niches in that river section, our findings indicated similar observations that biological monitoring produce similar end result for water quality monitoring for an urban river. QUAL2K modelling shows that this river has the capacity to assimilate pollutant naturally through the designed scenarios, and ammoniacal-nitrogen has been identified as the primary cause for low WQI classification for Sungai Penchala. This study showed that an increased pollutant from other parameters was observed starting from 5 km downwards and it is due to pollutant loads from surrounding areas through numerous drainage systems from both sides of the river bank, also from the accumulation effect of pollutants carried into this river section. The dense population from the surrounding areas were found to negatively impact the river's water quality and possibly contributed to the release of sewage water into the river stream. This study has managed to show the pattern of water quality and biotic assemblages through the river sections and show the ability of the river to mitigate pollutants. However, better management by authority is needed to minimise the negative impact of unsustainable development to ensure the ecological value of the river is well maintained.

KANDUNGAN

		Halaman
PENGAKUAN		iii
PENGHARGAAN		iv
ABSTRAK		v
ABSTRACT		vi
KANDUNGAN		vii
SENARAI JADUAL		xi
SENARAI RAJAH		xiii
SENARAI SINGKATAN		xvi
BAB I	Pengenalan	1
1.1	Pengenalan	1
1.2	Permasalahan Kajian	3
1.3	Kepentingan Kajian	5
1.4	Objektif Kajian	5
1.5	Persoalan Kajian	5
1.6	Matlamat Kajian	6
1.7	Skop Kajian	7
1.8	Organisasi Penulisan	8
1.9	Kesimpulan	9
BAB II	ULASAN KEPUSTAKAAN	10
2.1	Pengenalan	10
2.2	Ekologi Air Tawar	10
2.3	Ekosistem Sungai	11
2.4	Urbanisasi Dan Pencemaran Sungai	13
2.5	Makroinvertebrat Bentik	16
	2.5.1 Fungsi dan Adaptasi Makroinvertebrat Bentik dalam Persekitaran Akuatik	17
	2.5.2 Kesan Pencemaran ke atas Makroinvertebrat Bentik	19
2.6	Indeks Kepelbagaian Dalam Penaksiran Kualiti Alam Persekitaran	21

2.6.1	Indeks Kepelbagaian Shannon	23
2.6.2	Indeks Kekayaan Margalef	24
2.6.3	Indeks Keserataan Pielou	25
2.6.4	Indeks BMWP	25
2.7	Parameter Fizikal-Kimia Air	26
2.7.1	Oksigen Terlarut (DO)	26
2.7.2	Permintaan Oksigen Biokimia (BOD ₅)	27
2.7.3	Permintaan Oksigen Kimia (COD)	27
2.7.4	Jumlah Pepejal Terampai (TSS)	27
2.7.5	pH Air	28
2.7.6	Ammoniakal Nitrogen (NH ₃ -N)	28
2.7.7	Suhu	29
2.7.8	Konduktiviti	29
2.8	Indeks Kualiti Air (WQI)	30
2.9	Logam Berat	31
2.9.1	Logam Berat Dalam Air	32
2.10	Perbezaan Di Antara Pemantauan Biologi Dan Pemantauan Fizikal-Kimia	36
2.11	Status Kualiti Air Sungai Di Malaysia	39
2.12	Permodelan QUAL2K	42
2.13	Kajian Lepas Kualiti Air Sungai Penchala	44
2.14	Kesimpulan	46
BAB III	BAHAN DAN KAEDAH	47
3.1	Pengenalan	47
3.2	Kawasan Kajian	47
3.3	Stesen Persampelan	49
3.4	Carta Alir Kerja	53
3.5	Persampelan	54
3.6	Persampelan Air Sungai	54
3.6.1	Persampelan dan Analisis Parameter Fizikal-Kimia	54
3.6.2	Analisis Kandungan Logam Berat dalam Air	58
3.7	Persampelan Makroinvertebrat Bentik	59
3.7.1	Pengawetan Sampel	60
3.7.2	Pengecaman dan Analisis Makroinvertebrat Bentik	60
3.7.3	Penentuan Peratusan dan Jenis Substrat	63
3.8	Simulasi Permodelan QUAL2K	64
3.8.1	Persampelan Data Hidrologi dan Parameter Fizikal-Kimia Air Sungai	65

	3.8.2	Kalibrasi dan Simulasi Senario QUAL2K	70
3.9		Kesimpulan	84
BAB IV		HASIL KAJIAN	85
4.1		Pengenalan	85
4.2		Parameter Kualiti Air	85
	4.2.1	Variasi Ruang dan Masa	85
	4.2.2	Penilaian Indeks Kualiti Air (WQI)	93
	4.2.3	Penilaian Sub Indeks Kualiti Air	94
	4.2.4	Kandungan Logam Berat Dalam Air Sungai	99
4.3		Kepelbagaian Makroinvertebrat Bentik	105
	4.3.1	Kelimpahan Makroinvertebrat Bentik dalam Ruang dan Masa serta Indeks Biologi	107
	4.3.2	Struktur Komuniti Makroinvertebrat Bentik Di Antara Stesen Persampelan	121
	4.3.3	Pengaruh Parameter WQI Terhadap Makroinvertebrat Bentik	123
	4.3.4	Korelasi Parameter WQI ke atas Clitellata dan Gastropoda	126
	4.3.5	Pengaruh Habitat Terhadap Bentos	127
	4.3.6	Penilaian Kualiti Air Sungai Berdasarkan Indeks BMWP	128
4.4		Simulasi Pencemaran Air di Sungai Penchala	129
4.5		Kesimpulan	135
BAB V		PERBINCANGAN	137
5.1		Pengenalan	137
5.2		Kualiti Air	137
5.3		Makroinvertebrat Bentik sebagai penunjuk sungai bandaran	142
5.4		Asimilasi bahan cemar melalui permodelan QUAL2K	147
5.5		Kesimpulan	152
BAB VI		KESIMPULAN KAJIAN	153
6.1		Kesimpulan	153
RUJUKAN			155
Lampiran A		PETA ANGGARAN JUMLAH SALIRAN	176

Lampiran B	QUAL2K: PENGUKURAN KERATAN RENTAS SUNGAI DAN FIZIKAL-KIMIA	177
Lampiran C	BORANG PENILAIAN HABITAT	178
Lampiran D	ANALISIS STATISTIK	179
Lampiran E	JADUAL PIAWAI KUALITI AIR (NWQS)	182
Lampiran F	JADUAL PIAWAI INDEKS KUALITI AIR JAS	183
Lampiran G	JADUAL RUMUSAN INDEKS KUALITI AIR (WQI)	186
Lampiran H	JADUAL RUMUSAN BMWP	188
Lampiran I	JADUAL SENARAI RUJUKAN MAKROINVERTEBRAT BENTIK DALAM ANALISIS CCA	189
Lampiran J	JADUAL SENARAI FAMILI YANG MENDOMINASI STESEN PERSAMPELAN	190
Lampiran K	PIAWAIAN KUALITI AIR SUNGAI BERDASARKAN PIAWAI NWQS, AKTA KUALITI ALAM SEKELILING 1974 DAN KAJIAN LEPAS	191
Lampiran L	SENARAI PENERBITAN	192

SENARAI JADUAL

No. Jadual		Halaman
Jadual 2.1	Pengelasan Kualiti Air Mengikut Indeks Kepelbagaian Shannon	24
Jadual 2.2	Piawai Tahap Kualiti Air Mengikut sistem skor BMWP (Armitage et al. 1983)	26
Jadual 2.3	Klasifikasi indeks kualiti air JAS (DOE 2006)	30
Jadual 2.4	Kelas air dan kegunaannya (DOE 2006)	31
Jadual 2.5	Perbandingan kelemahan dan kelebihan penggunaan organisma biologi dalam penentuan pencemaran alam sekitar	39
Jadual 3.1	Kedudukan koordinat stesen persampelan dan jenis landskap di sekeliling	50
Jadual 3.2	Skala Pengelasan Substrat Dasar Sungai Udden-Wentworth (1922)	64
Jadual 3.3	Jarak di antara stesen persampelan berdasarkan pengunjuran sungai Penchala.	68
Jadual 4.1	Nilai purata (12 bulan persampelan) parameter WQI	92
Jadual 4.2	Nilai purata sub indeks (SI: purata \pm sisihan piawai) bagi setiap parameter WQI	98
Jadual 4.3	Ringkasan kandungan logam berat dalam air Sungai Penchala, (purata \pm sisihan piawai) $\mu\text{g/L}$	105
Jadual 4.4	Kelimpahan makroinvertebrat bentik sepanjang tempoh persampelan di S1	109
Jadual 4.5	Kelimpahan makroinvertebrat bentik sepanjang tempoh persampelan di S2	113
Jadual 4.6	Kelimpahan makroinvertebrat bentik sepanjang tempoh persampelan di S3	116
Jadual 4.7	Kelimpahan makroinvertebrat bentik sepanjang tempoh persampelan di S4	119
Jadual 4.8	Rumusan nilai indeks biologi: kepelbagaian Shannon, indeks kekayaan Margalef dan indeks keserataan Pielou	121
Jadual 4.9	Perkaitan di antara taburan kumpulan makroinvertebrat bentik dan kualiti air	127

Jadual 4.10	Peratusan substrat di dasar kawasan persampelan Sungai Penchala	128
-------------	---	-----

SENARAI RAJAH

No. Rajah		Halaman
Rajah 3.1	Peta Sungai Penchala dan stesen persampelan (S1=stesen 1, S2=Stesen 2, S3=Stesen3 dan S4=Stesen 4)	51
Rajah 3.2	Stesen persampelan di sepanjang Sungai Penchala, S1 (a1 dan a2; Taman Rimba Kiara), S2 (b; berdekatan SStwo Mall), S3 (c; berdekatan Naza Bikers Dream Sdn. Bhd) dan S4 (d1 dan d2; berdekatan Taman Desaria)	52
Rajah 3.3	Carta alir kajian	53
Rajah 3.4	Stesen persampelan hidrologi QUAL2K (HW= kepala air/anak sungai)	67
Rajah 3.5	Pengunjuran Sungai Penchala; stesen 1 adalah sumber kemasukkan air pertama; stesen 2, 4, 6, 8 dan 10 adalah sumber kemasukkan air daripada anak Sungai Penchala; stesen 3, 5, 7, 9 dan 11 adalah stesen persampelan selepas sumber kemasukkan air (2, 4, 6, 8 dan 10)	68
Rajah 3.6	Pengukuran keratan rentas sungai	69
Rajah 3.7	Model luahan air Sungai Penchala, m ³ /s	72
Rajah 3.8	Model halaju air Sungai Penchala, m/s	73
Rajah 3.9	Model kedalaman air Sungai Penchala, m	74
Rajah 3.10	Model suhu air Sungai Penchala, °C	75
Rajah 3.11	Model Bacaan Konduktiviti Air Sungai Penchala, mikroSiemen (µS/cm)	76
Rajah 3.12	Model Kepekatan Oksigen Terlarut dalam air Sungai Penchala, mg/L	77
Rajah 3.13	Model Permintaan oksigen biokimia dalam air Sungai Penchala, mg/L	78
Rajah 3.14	Model pH air Sungai Penchala	79
Rajah 3.15	Model pepejal terampai air Sungai Penchala, mg/L	80
Rajah 3.16	Model ammoniakal-nitrogen air Sungai Penchala, mg/L	81
Rajah 3.17	Purata hujan bulanan bagi tempoh 10 tahun; tahun 2004-2014 bagi kawasan sekitar Petaling Jaya (Sumber Jabatan Meteorologi Malaysia)	83

Rajah 4.1	Bacaan suhu bulanan bagi setiap stesen di sepanjang Sungai Penchala, °C	86
Rajah 4.2	Bacaan konduktiviti bulanan bagi setiap stesen di sepanjang Sungai Penchala, $\mu\text{S}/\text{cm}$	87
Rajah 4.3	Bacaan nilai ammoniakal nitrogen ($\text{NH}_3\text{-N}$) bagi setiap stesen di sepanjang Sungai Penchala, mg/L	88
Rajah 4.4	Bacaan oksigen terlarut (DO) bagi setiap stesen di sepanjang Sungai Penchala, mg/L	89
Rajah 4.5	Bacaan permintaan oksigen biokimia (BOD_5) bagi setiap stesen di sepanjang Sungai Penchala, mg/L	90
Rajah 4.6	Bacaan permintaan oksigen kimia (COD) bagi setiap stesen di sepanjang Sungai Penchala, mg/L	91
Rajah 4.7	Bacaan jumlah pepejal terampai (TSS) bagi setiap stesen di sepanjang Sungai Penchala, mg/L	92
Rajah 4.8	Trend Indeks Kualiti Air (WQI) bagi setiap stesen sepanjang tempoh persampelan di Sungai Penchala	93
Rajah 4.9	Nilai sub indeks oksigen terlarut (DO)	95
Rajah 4.10	Nilai sub indeks permintaan oksigen biokimia (BOD_5)	96
Rajah 4.11	Nilai sub indeks permintaan oksigen kimia (COD)	96
Rajah 4.12	Nilai sub indeks ammoniakal nitrogen ($\text{NH}_3\text{-N}$)	97
Rajah 4.13	Nilai sub indeks pepejal terampai	97
Rajah 4.14	Nilai sub indeks pH	98
Rajah 4.15	Kepekatan logam aluminium dalam air sungai sepanjang tempoh persampelan, $\mu\text{g}/\text{L}$	99
Rajah 4.16	Kepekatan logam kromium dalam air sungai sepanjang tempoh persampelan, $\mu\text{g}/\text{L}$	100
Rajah 4.17	Kepekatan logam ferum dalam air sungai sepanjang tempoh persampelan, $\mu\text{g}/\text{L}$	100
Rajah 4.18	Kepekatan logam nikel dalam air sungai sepanjang tempoh persampelan, $\mu\text{g}/\text{L}$	101
Rajah 4.19	Kepekatan logam kuprum dalam air sungai sepanjang tempoh persampelan, $\mu\text{g}/\text{L}$	102

Rajah 4.20	Kepekatan logam zink dalam air sungai sepanjang tempoh persampelan, $\mu\text{g/L}$	103
Rajah 4.21	Kepekatan logam kadmium dalam air sungai sepanjang tempoh persampelan, $\mu\text{g/L}$	103
Rajah 4.22	Kepekatan logam plumbum dalam air sungai sepanjang tempoh persampelan, $\mu\text{g/L}$	104
Rajah 4.23	Jumlah makroinvertebrat bentik yang dikenal pasti sepanjang tempoh persampelan di S1	105
Rajah 4.24	Jumlah makroinvertebrat bentik yang dikenal pasti sepanjang tempoh persampelan di S2	106
Rajah 4.25	Jumlah makroinvertebrat bentik yang dikenal pasti sepanjang tempoh persampelan di S3	107
Rajah 4.26	Jumlah makroinvertebrat bentik yang dikenal pasti sepanjang tempoh persampelan di S4	107
Rajah 4.27	Perbandingan komposisi makroinvertebrat bentik antara stesen persampelan menggunakan kaedah kelompok UPGMA, persamaan jarak Euclidan, ST (stesen=S)	122
Rajah 4.28	Analisis CCA menunjukkan pengaruh parameter fizikal-kimia ke atas taburan makroinvertebrat bentik	125
Rajah 4.29	Variasi indeks BMWP sepanjang tempoh persampelan di Sungai Penchala	128
Rajah 4.30	Simulasi peningkatan nilai konduktiviti, $\mu\text{S/cm}$	130
Rajah 4.31	Simulasi penurunan kepekatan oksigen terlarut (DO), mg/L	131
Rajah 4.32	Simulasi permintaan oksigen biokimia (BOD), mg/L	131
Rajah 4.33	Simulasi peningkatan kepekatan ammoniakal nitrogen ($\text{NH}_3\text{-N}$), mg/L	132
Rajah 4.34	Simulasi nilai pH	133
Rajah 4.35	Simulasi peningkatan pepejal terampai (TSS), mg/L	134
Rajah 5.1	Loji kumbahan bersebelahan stesen persampelan hidrologi	148

SENARAI SINGKATAN

%	Peratus
$\mu\text{S/cm}$	Mikro Siemen per sentimeter
BMWP	Biological Monitoring Working Party
WQI	Water Quality Index / Indeks Kualiti Air
BOD ₅	Permintaan Oksigen Biokimia
COD	Permintaan Oksigen Kimia
NH ₃ -N	Ammoniakal nitrogen
TSS	Jumlah Pepejal Terampai
<i>D</i> _{mg}	Indeks Kepelbagaian Margalef
DO	Oksigen terlarut
<i>H'</i>	Indeks Kepelbagaian Shannon
<i>J'</i>	Indeks Keserataan Pielou
EPT	Ephemeroptera, Plecoptera, and Tricoptera
NWQS	National Water Quality Standard
DOE/JAS	Department of Environment, Malaysia / Jabatan Alam Sekitar, Malaysia
JPS	Jabatan Pengairan dan Saliran Malaysia /Department of Irrigation and Drainage
APHA	American Public Health Association
mg/L	Milligram per liter
^o C	Darjah celsius
HSDB	Hazardous Substances Data Bank

BAB I

PENGENALAN

1.1 PENGENALAN

Kawasan bandar merupakan kawasan yang paling padat didiami manusia. Dalam proses pembangunan sesuatu negara membangun, sedikit demi sedikit perubahan dilakukan terhadap persekitaran semula jadi untuk memenuhi kehendak dan keperluan pembangunan seiring dengan pertambahan penduduk. Perubahan ini membawa kepentingan terhadap pembangunan negara akan tetapi pembangunan yang tidak lestari memberi impak negatif terhadap ekosistem semula jadi dan mengurangkan nilai dan fungsi ekologi (Peng et al. 2015).

Proses urbanisasi di Malaysia sedang berada pada tahap perbandaran mega dengan terbentuknya bandar megalopolis dengan contoh terdekat bandar raya Kuala Lumpur. Pada zaman dahulu Kuala Lumpur merupakan antara penempatan awal di Tanah Melayu yang menjadi tumpuan masyarakat untuk hidup bermasyarakat dengan lokasi strategik berhampiran dengan sumber air semula jadi. Kawasan tersebut beransur-ansur menjadi bandar dengan peningkatan pertambahan penduduk dan perubahan sosio-ekonomi masyarakat setempat dengan kewujudan sektor industri (Abdul Samad 2010).

Kebiasaannya, proses urbanisasi yang tidak terancang memberi kesan yang buruk kepada sungai yang mengalir melalui kawasan bandar. Salah satu punca pencemaran urbanisasi adalah daripada saluran air kumbahan domestik, perindustrian dan awam yang seterusnya menyebabkan berlakunya perubahan terhadap kualiti air sungai. Proses rawatan terhadap air sungai yang tercemar memerlukan kos yang tinggi dan ini dapat dielakkan dengan memastikan sumber air mentah ini terus dipelihara (Mokhtar Jaafar et al. 2009; Rahaman et al. 2016; Rahman 2007). Pemantauan kualiti air di sungai-sungai utama di Malaysia dilakukan oleh Jabatan Alam Sekitar dan laporan JAS pada tahun 2016

mendapati sungai khususnya negeri Selangor mengalami pencemaran air akibat daripada peningkatan parameter pepejal terampai dan ammoniakal-nitrogen (JAS 2016).

Pencemaran air tidak terhad kepada parameter-parameter yang ditentukan oleh JAS. Ini kerana peningkatan kandungan logam berat dalam jasad air boleh menyumbang terhadap pencemaran air bagi sungai di kawasan bandar yang pada kebiasaannya tercemar kesan daripada aliran air daripada kawasan sekitar. Pencemaran logam berat dalam air sungai bagi sungai tersebut berkemungkinan berpunca daripada sumber aliran domestik, sektor industri dan komersial. Kehadiran logam berat melebihi nilai yang dibenarkan dalam air sungai bukan sahaja mencemarkan air malah membahayakan organisma air dan berkebolehan untuk meracuni sistem rantai makanan (Förstner & Wittmann 1981). Pemantauan kualiti air tanah dan air sungai di negeri Selangor didapati masih berada di bawah paras yang merbahaya tetapi terdapat peningkatan logam ferum dalam air tanah dan juga sungai, namun masih dalam julat yang selamat (JAS 2015a, 2016; M. Shuhaimi Othman and Muhd Barzani Gasim 2005).

Kemerosotan kualiti air secara tidak langsung memberikan kesan negatif terhadap organisma yang hidup di dalam air. Makroinvertebrat bentik merupakan antara kumpulan organisma air yang terjejas akibat perubahan kualiti air sungai dan individu kumpulan ini terdiri daripada nimfa serangga, kumbang, cacing, siput dan pelbagai lagi. Kajian lepas telah membuktikan bahawa terdapat spesies dan famili tertentu yang boleh dijadikan penunjuk biologi dalam aktiviti pengawasan kualiti air disebabkan tahap sensitiviti yang berbeza terhadap pencemaran. Oleh itu, kehadiran dan ketiadaan sesetengah kumpulan makroinvertebrat bentik dalam suatu komponen akuatik boleh digunakan untuk menentukan kualiti sesuatu persekitaran (Diaz et al. 2004).

Pembangunan yang tidak terancang dan perubahan struktur sungai daripada struktur semula jadinya bukan sahaja mengganggu sistem akuatik daripada segi biologi dan kimia, malah mengurangkan nilai sosio-ekonominya terhadap masyarakat setempat. Oleh itu, terdapat keperluan untuk pengawasan kualiti air sungai daripada aspek biologi dan kimia untuk memberi gambaran yang lebih jelas terhadap tahap dan punca pencemaran daripada proses urbanisasi terhadap sungai bandaran (OECD 2017; Wang et al. 2012).

Semenjak akhir-akhir ini, pencemaran sungai telah mendapat perhatian pihak media, organisasi bukan kerajaan dan pihak kerajaan. Isu ini juga menarik perhatian pengamal undang-undang kerana masalah pencemaran sungai didapati semakin kerap berlaku akibat kecuaiannya masyarakat walaupun dengan penggubalan undang-undang yang bertujuan untuk melindungi sumber ini (Razman, Payus & Jahi 2010). Kualiti air sungai perlu dipertingkatkan seiring dengan pembangunan secara lestari bagi mencerminkan kemajuan negara dari segi sosio-ekonomi dan mentaliti masyarakatnya. Pengawasan kualiti air menggunakan indeks kualiti air telah dijalankan untuk mengenal pasti dan mengawal punca pencemaran (Kementerian Sumber Asli & Alam Sekitar 2018) kerana kualiti air yang optimum penting dalam memastikan kesihatan manusia dan alam sekitar. Namun, kualiti air sungai di kawasan bandar agak sukar dikawal kerana terlalu banyak faktor yang menyumbang terhadap pencemaran air di samping kurangnya pemahaman terhadap sumber ini, dan juga memerlukan satu kaedah khusus yang dapat memudahkan proses pemantauan oleh pihak berwajib. Tanpa tindakan yang sewajarnya kualiti air sungai akan merosot dan kos rawatan menjadi semakin tinggi (GAB Foundation & Global Environment Centre (GEC) 2011).

1.2 PERMASALAHAN KAJIAN

Pada tahun 2007 hingga 2010 pemantauan kualiti air yang dilakukan oleh JAS mendapati kualiti air Sungai Penchala berada pada tahap IV dan ianya hanya sesuai untuk tujuan penternakan ikan yang tahan, tetapi rawatan air secara intensif diperlukan untuk merawat air bagi kegunaan harian. Pada tahun 2011, pelaksanaan pelan pemuliharaan Sungai Penchala mula dilaksanakan untuk menangani masalah pencemaran Sungai Penchala dengan menangani punca-punca pelepasan air kawasan berhampiran, tebing sungai yang terhakis dan pembuangan sampah-sarap ke dalam aliran-aliran air Sungai Penchala. Pada tahun 2012 hingga 2013 Kualiti air sungai Penchala didapati pulih dengan drastik dan menunjukkan penambahbaikan daripada sebelumnya dengan naik ke kelas II (JAS 2015a, 2016). Pengelasan daripada pihak JAS adalah berdasarkan penilaian dari satu stesen pengawasan kualiti air yang mungkin disebabkan keadaan Sungai Penchala yang bersaiz kecil, pendek dan pembinaan beberapa stesen pengawasan kualiti air di sepanjang sungai ini pula dilihat sebagai tidak kos efektif. Tambahan pula tiada permintaan terhadap sumber air sungai ini untuk tujuan harian dan rekreasi. Oleh itu, terdapat kemungkinan

bahawa terdapatnya salah faham terhadap kualiti air Sungai Penchala yang sebenar, dan keadaan ini memerlukan satu kajian kualiti air secara menyeluruh terhadap Sungai Penchala untuk memahami keadaan Sungai Penchala dengan merangkumi aspek fizikal-kimia dan biologi.

Laporan lain pula menyatakan keadaan sungai yang telah banyak diubah daripada bentuk semula jadi kepada konkrit telah menghadkan fungsi ekologi sungai ini lantas mengubah daya dukung Sungai Penchala. Kadar pencemaran yang semakin bertambah seiring dengan pertambahan penduduk dan pencemaran seterusnya menjadikan pencemaran sungai adalah sesuatu yang sukar dielakkan (Nor Azazi et al. 2014).

Pemantauan secara fizikal-kimia adalah salah satu cara yang boleh digunakan dalam pemantauan kualiti air sungai. Pemantauan secara fizik-kimia mempunyai kelemahan dan kekurangannya yang tersendiri. Namun kelemahan tersebut boleh diimbangi dengan menggunakan penggunaan penunjuk biologi tetapi penggunaan penunjuk biologi seperti makroinvertebrat bentik merupakan sesuatu yang baru bagi Malaysia dan belum sepenuhnya dilaksanakan. Pemahaman dan penggunaan makroinvertebrat bentik bagi sungai di kawasan bandar yang tercemar adalah terhad (Arman et al. 2012; Nedeau et al. 2003). Kajian ini, boleh membantu dalam menentukan kebolehan penunjuk biologi dalam penentuan kualiti air bagi sungai di kawasan bandar.

Selain kaedah penentuan kualiti air yang digunakan dalam pemantauan kualiti air sungai. Satu mekanisme khusus diperlukan untuk tujuan pengurusan sumber dan jangkaan awal sesuatu keadaan seperti menjangkakan kualiti air sungai pada musim-musim tertentu ataupun ketika berlakunya bencana di lokasi tertentu untuk tindakan awal. Mekanisme seperti permodelan boleh dilakukan untuk tujuan seperti ini selain menjimatkan masa dan dipercayai boleh meningkatkan kecekapan pengurusan sungai sedia ada. Tambahan pula terdapat pelbagai faktor yang boleh mempengaruhi kualiti air sungai di kawasan bandar dan kebanyakannya berada di luar jangkaan dan kawalan. Maka permodelan adalah suatu pendekatan yang terbaik (Pelletier, Chapra & Tao 2006; Zhang et al. 2012).

1.3 KEPENTINGAN KAJIAN

Kajian ini bukan sahaja menyediakan status terkini mengenai tahap kualiti air Sungai Penchala secara fizikal-kimia malah mengetengahkan kelebihan penggunaan indeks biologi dalam penilaian dan pemantauan kualiti air. Di samping itu, kajian ini juga mengaplikasi permodelan QUAL2K yang boleh diguna pakai oleh pihak terlibat dalam pelan perancangan yang lebih baik.

1.4 OBJEKTIF KAJIAN

Berdasarkan permasalahan yang telah dibincangkan. Satu kajian direka untuk melaksanakan pemantauan secara menyeluruh dari segi aspek fizikal-kimia, biologi dan juga model dengan satu tujuan utama iaitu untuk memastikan pemantauan yang dilakukan ke atas Sungai Penchala dilakukan secara terperinci dan menyeluruh. Hasil kajian ini juga diharap dapat digunakan oleh pihak berkenaan dalam pemantauan kualiti air sungai yang lebih cekap.

Oleh itu, pendekatan secara menyeluruh berdasarkan 3 aspek tersebut diketengahkan dalam kajian ini dan terdiri daripada 4 objektif utama iaitu:

- i) Untuk menentukan kualiti air Sungai Penchala berdasarkan pengukuran fizikal dan kimia.
- ii) Untuk menentukan kepelbagaian makroinvertebrat bentik di kawasan kajian.
- iii) Untuk menentukan potensi makroinvertebrat bentik sebagai penunjuk biologi bagi Sungai Penchala.
- iv) Untuk menentukan keupayaan Sungai Penchala untuk menampung bahan cemar secara ruangan dengan menggunakan permodelan QUAL2K.

1.5 PERSOALAN KAJIAN

Kebiasaannya, pemantauan sesuatu kualiti air sungai hanya mengambil kira dari satu aspek. Pemantauan kualiti air sungai secara menyeluruh merangkumi aspek fizikal-kimia

dan biologi adalah sesuatu yang kurang diamalkan, begitu juga dengan penggunaan model dalam penaksiran kesan variasi hujan ke atas kualiti air sungai.

Oleh itu, berdasarkan permasalahan yang telah dinyatakan beberapa persoalan perlu dijawab sepanjang kajian ini dijalankan. Persoalan-persoalan tersebut adalah:

- i) Bagaimanakah pengukuran faktor fizikal-kimia air sungai boleh digunakan dalam penentuan kualiti air sungai?
- ii) Antara faktor-faktor yang diguna pakai dalam penentuan indeks kualiti air JAS, yang mana satukah merupakan penyebab utama penurunan kualiti air Sungai Penchala?
- iii) Adakah kualiti air sungai mempengaruhi kepelbagaian makroinvertebrat bentik?
- iv) Adakah makroinvertebrat bentik mampu memberi gambaran kualiti air Sungai Penchala?
- v) Adakah Sungai Penchala berkeupayaan untuk mengasimilasi bahan cemar pada isi padu luahan air (discharge) yang berlainan semasa musim panas dan hujan?
- vi) Bahagian sungai yang manakah perlu dititik beratkan bagi tujuan pemantauan pada masa akan datang berdasarkan impak pencemarannya?

1.6 MATLAMAT KAJIAN

Pemahaman yang lebih jelas merangkumi pelbagai aspek dalam memahami ekologi dan hidrologi sungai di kawasan bandar adalah penting untuk pengurusan dan memanfaatkan sumber semula jadi ini pada masa hadapan. Kajian ini, dijalankan dengan matlamat untuk membantu pihak berwajib dalam pengurusan sungai yang lebih cekap disamping menyediakan kaedah khusus dalam pemantauan kualiti air sungai. Matlamat kajian terbahagi kepada dua fasa utama iaitu memastikan pemantauan biologi dengan menggunakan makroinvertebrat bentik boleh dilakukan ke atas sungai di kawasan bandar yang mana kebanyakan bahagian sungai tersebut telah diubah kepada bentuk konkrit. Di samping itu, kajian juga dijalankan dengan mengambil kira aspek fizikal-kimia air sungai untuk mengetahui punca utama pencemaran sungai tersebut dan mencari perkaitan di

antara faktor-faktor fizikal-kimia dengan kepelbagaian makroinvertebrat bentik yang hadir. Kedua-dua aspek fizikal-kimia dan biologi ini dijalankan untuk memantau kualiti air sungai dengan jangkaan kedua-dua kaedah ini mampu memberikan hasil yang sama.

Fasa kedua pula melibatkan penentuan kesan jumlah luahan air anak-anak Sungai Penchala terhadap kualiti air Sungai Penchala. Permodelan menggunakan QUAL2K bermatlamat untuk mengukur keupayaan Sungai Penchala semasa mengalami peningkatan dan pengurangan air sungai disebabkan variasi kuantiti hujan semasa yang dimodelkan melalui jumlah luahan air. Penggunaan model ini dijangka boleh memberikan maklumat kesan hujan terhadap kepekatan bahan cemar dan ciri-ciri fizik-kimia air sungai sama ada terdapatnya kesan pencairan atau pemekatan. Permodelan berasaskan QUAL2K juga boleh memberikan gambaran aliran sungai secara ruangan yang menyeluruh berserta dengan jarak dimana punca bahan cemar memasuki aliran air Sungai Penchala. Maklumat-maklumat ini penting dan membantu dalam pengurusan sungai yang lebih cekap.

1.7 SKOP KAJIAN

Kajian ini dijalankan di Sungai Penchala yang mengalir melalui kawasan Bandaraya Kuala Lumpur dan Petaling Jaya. Bagi fasa pertama kajian ini, empat stesen persampelan dipilih dengan stesen pertama terletak di bahagian hulu sungai yang tidak tercemar, dua stesen di bahagian tengah sungai yang dikelilingi kawasan komersial, industri dan perumahan awam. Manakala stesen terakhir pula terletak di bahagian hilir sungai yang mempunyai struktur morfologi yang separa semula jadi dengan jumlah kemasukkan air yang lebih tinggi. Fasa pertama yang melibatkan pemantauan secara fizikal-kimia dan penggunaan makroinvertebrat bentik dilaksanakan sepanjang tempoh 2 tahun di stesen-stesen tersebut. Pemantauan selama dua tahun dipilih untuk memastikan kejituan data dan juga untuk memperoleh corak kualiti air Sungai Penchala serta menentukan parameter utama yang menjadi penyebab kepada kemerosotan kualiti air sungai tersebut.

Fasa kedua dijalankan selepas penilaian kualiti air secara fizikal-kimia dan makroinvertebrat bentik selesai. Fasa kedua merangkumi permodelan kualiti air Sungai Penchala dengan menggunakan model QUAL2K. Berbeza dengan fasa pertama, model QUAL2K memerlukan pengukuran fizikal-kimia dan ciri-ciri hidrologi sungai bagi

setiap aliran anak-anak sungai yang masuk ke dalam Sungai Penchala dan juga di setiap bahagian di Sungai Penchala selepas termasuk aliran anak-anak sungai tersebut. Oleh itu, lima anak sungai dipilih termasuk enam titik persampelan di sepanjang Sungai Penchala untuk tujuan tersebut. Data hujan tahunan kemudiannya digunakan sebagai dasar manipulasi model untuk menjalankan simulasi kesan hujan terhadap kepekatan bahan cemar yang mengalir di sepanjang Sungai Penchala. Kajian ini lebih tertumpu pada punca pencemaran secara keseluruhan dan mengenal pasti bahagian-bahagian sungai yang bermasalah bersama jenis bahan cemar yang terlibat tanpa mengenal pasti sektor-sektor yang terlibat secara khusus.

1.8 ORGANISASI PENULISAN

Penulisan tesis ini secara ringkasnya melibatkan 6 bab yang dimulai dengan pendahuluan dan diakhiri dengan rumusan. Bagi bab 1, bab ini menyetengahkan persoalan-persoalan kajian, matlamat dan hala tuju kajian di samping kepentingan kajian ini dijalankan. Bab ini penting untuk menjawab persoalan utama iaitu mengapa 3 kaedah berbeza digunakan dalam pemantauan kualiti Sungai Penchala secara keseluruhan. Bab 1 juga digunakan sebagai penjas kepada topik-topik lain secara kasar.

Bab 2 pula digunakan sebagai medium yang membincangkan teknik-teknik yang digunakan dalam kajian dan kepentingannya secara terperinci. Bab 2 juga membantu pembaca untuk memahami latar belakang teori dan konsep yang menjadi tulang belakang kepada kajian ini.

Bab 3 ditulis secara terperinci menerangkan setiap kaedah yang digunakan dalam kajian ini. Bab ini dimulai dengan penerangan mengenai kawasan kajian iaitu Sungai Penchala dan seterusnya kepada kaedah-kaedah yang terlibat. Penulisan bab 3 dibahagi kepada tiga bahagian utama. Bahagian pertama melibatkan kaedah pengukuran fizikal-kimia air sungai yang membawa kepada penentuan kualiti air sungai dan analisis yang digunakan. Bahagian kedua pula menerangkan kaedah pemantauan biologi menggunakan makroinvertebrat benthik mengenai cara persampelan dan pengecaman yang seterusnya membawa kepada penentuan kualiti air sungai berdasarkan indeks BMWP. Penerangan mengenai analisis lain yang digunakan untuk melihat perkaitan di antara makroinvertebrat benthik dan juga parameter fizikal-kimia air yang telah diukur di

bahagian pertama. Bahagian ketiga pula adalah berbeza daripada bahagian pertama dan kedua. Bahagian ini menjelaskan parameter dan pengukuran ciri morfologi sungai yang diperlukan untuk menggunakan model QUAL2K. Pengukuran data parameter terlibat dilakukan semula di lokasi persampelan yang berlainan tanpa menggunakan data daripada bahagian satu kaedah.

Dapatan kajian dibentangkan di bab 4 dalam susunan fizikal-kimia air sungai, makroinvertebrat bentik dan permodelan QUAL2K. Bab 4 dilengkapi dengan rajah dan jadual yang seterusnya digunakan dalam perbincangan di bab seterusnya. Hasil analisis data yang terlibat dibentangkan dalam bab ini. Kebanyakan hasil analisis ini telah disusun semula dan disimpulkan daripada analisis awal untuk memudahkan bacaan dan perbincangan. Data analisis mentah dilampirkan di bahagian lampiran untuk tujuan rujukan.

Bab 5 merupakan bahagian tesis yang berfungsi dalam menerangkan dapatan kajian dengan mendalam dan hanya tertumpu pada penemuan kajian yang didapati penting. Bab ini juga membincangkan sebab peningkatan pencemaran secara khusus dan masalah utama Sungai Penchala berdasarkan data yang telah diperolehi sepanjang tempoh kajian dijalankan. Penulisan bab 5 ditulis dengan tujuan untuk menjawab persoalan daripada objektif kajian. Di samping itu, penambahbaikan dan cadangan bagi tujuan pengurusan Sungai Penchala yang lebih efektif turut diketengahkan dalam bab ini.

Bab terakhir dalam tesis ini adalah bab 6 dimana penulisan bab ini dilakukan untuk menyimpulkan kajian ini dengan ringkas tetapi padat sebelum menutup penulisan tesis ini.

1.9 KESIMPULAN

Bab ini telah menerangkan pengenalan kepada kajian yang meliputi permasalahan, kepentingan, objektif, persoalan-persoalan, matlamat dan skop kajian yang dijalankan. Melalui bab ini, sebab-sebab utama mengapa perlunya kajian ini dijalankan telah dinyatakan. 3 kaedah pemantauan kualiti air Sungai Penchala yang digunakan turut dibincangkan. Susun atur penulisan tesis ini turut diketengahkan untuk menyediakan pembaca dengan susun atur dan struktur penulisan tesis ini.

BAB II

ULASAN KEPUSTAKAAN

2.1 PENGENALAN

Kajian ini merangkumi 3 topik iaitu parameter fizikal-kimia air yang menjadi penentu terhadap penentuan kualiti air sungai, makroinvertebrat bentik air tawar sebagai penunjuk biologi yang turut digunakan dalam penentuan kualiti air sungai yang sama serta permodelan QUAL2K. Oleh itu, ulasan perpustakaan dilakukan untuk menjelaskan terma-terma yang digunakan dalam kajian ini seperti indeks kualiti air dan indeks BMWP dan juga mengenai sejarah QUAL2K itu sendiri. Bab II ini juga digunakan untuk menjelaskan konsep dan latar belakang kajian serta hubungkait dengan kajian-kajian sebelum ini. Bab ini penting dalam menyediakan pembaca dan penyelidik dengan menyediakan maklumat-maklumat penting berhubung topik yang dikaji.

2.2 EKOLOGI AIR TAWAR

Ekologi ditakrifkan sebagai kajian saintifik mengenai interaksi organisma dalam komuniti biologi dan juga persekitaran mereka (Hall 2014). Air tawar pula ditakrifkan sebagai jasad air yang mengandungi pepejal terlarut kurang daripada 1000 mg/L, air tanah di anggap masin apabila kandungan pepejal terlarut berada di antara 1000 hingga 100,000 mg/L (Westjohn & Weaver 1998). Secara keseluruhan hanya 3% daripada air yang berada di muka bumi merupakan air tawar dan selebihnya merupakan air masin di lautan. Sebahagian besar taburan air tawar adalah dalam bentuk ais dimana selebihnya terkandung dalam atmosfera, tanah, tasik, sungai dan juga terkandung dalam organisma hidup (McMichael 2011). Kajian mengenai ekologi air tawar pula boleh didefinisikan sebagai salah satu cabang kajian mengenai interaksi di antara organisma hidup dengan persekitaran akuatik yang didiaminya (De Bernardi 1981; Holomuzki, Feminella & Power 2010).

Malaysia mempunyai kira-kira 1 juta kilometer persegi lembangan sungai yang bernilai daripada segi ekonomi, budaya, sosial dan nilai estetika yang tersendiri. Namun, bekalan air mentah dunia dilihat semakin menyusut akibat pelbagai faktor seperti pemanasan global, pencemaran air dan pembangunan yang tidak lestari. Kekurangan pemahaman terhadap kepentingan air dan ekologi air tawar menyebabkan sumber asli ini tidak terpelihara dan dihargai (JAS 2000).

2.3 EKOSISTEM SUNGAI

Sifat dan keadaan dasar sungai adalah bersifat dinamik, dimana strukturnya dipengaruhi oleh komposisi dan jenis substrat yang terdapat pada dasarnya. Komposisi substratnya pula berbeza daripada jenis berbatuan ke jenis pasir bertekstur halus dan ini dipengaruhi oleh keadaan geologi di kawasan sekeliling (Domokos et al. 2014; Olson 2012).

Kawasan hulu sungai yang kebiasaannya terletak di kawasan pergunungan atau berbukit mempunyai substrat batuan yang bersaiz besar. Halaju air juga lebih laju di kawasan ini berserta dengan kawasan tebingnya yang lebih curam disebabkan proses hakisan. Keadaan ini amat berbeza dengan kawasan hilir sungai dimana proses hakisan dan luluhawa yang berlaku di sekitar kawasan hulu menyebabkan partikel sedimen yang lebih halus dan ringan dibawa ke bahagian hilir dan dimendapkan di situ menjadikan dasarnya lebih berselut dan berlumpur. Halaju aliran air juga semakin berkurangan apabila ia menghampiri kawasan hilir kerana keadaan dasar sungai yang semakin landai. Kawasan hilir sungai mempunyai keadaan tebing sungai yang lebih landai. Sepanjang aliran air sungai terdapat juga kawasan yang dipanggil jeram dan lubuk dimana keduanya terjadi hasil perbezaan kecerunan setempat dan jenis substrat yang terdapat didasarnya. Kawasan jeram mempunyai arus air yang lebih laju tetapi lebih cetek dengan batuan kecil dan besar. Kawasan lubuk pula adalah lebih bersifat lentik iaitu mempunyai kawasan air yang tenang berbanding jeram yang bersifat lotik (Brebbia et al. 2007; Gray 2017; Ismail & Mohamad 1992; Reid 1961).

Sungai merupakan sistem akuatik yang terbuka dan merupakan hasil daripada proses interaksi pelbagai komponen yang terdapat di lembangan sungai. Perubahan terhadap kecerunan ruangan dan masa merupakan dua faktor penting yang bertindak dalam menentukan taburan organisma disertakan pelbagai faktor yang mendorong

kepelbagaian organisma untuk menduduki sesuatu kawasan sungai. Kecerunan ruangan diistilahkan sebagai perubahan ciri fizikal berdasarkan lokasi kawasan seperti kawasan hulu dan hilir, kecerunan ruang pula diistilahkan sebagai perbezaan dari segi masa. Pengaruh kecerunan ruangan dan masa boleh dibahagikan kepada 4 pecahan iaitu (1) aspek kecerunan longitud, (2) pertindihan kawasan (3) kecerunan ruang pada kedalaman dan (4) kecerunan masa (Oertal & Salánki 2003; Townsend 1980).

Bagi faktor pertama iaitu kecerunan longitud atau garis menegak, faktor ini merujuk pada permulaan kawasan hulu sungai hingga kawasan hilir, dimana berlaku perubahan daripada segi kelebaran, kedalaman sungai, perubahan halaju, saiz partikel sedimen dan juga jumlah nutrien yang dibawa arus sungai dari kawasan hulu ke hilir. Perubahan ini merupakan hasil daripada pelbagai proses seperti hidrologi, morfologi, geologi, geografi dan iklim sesuatu kawasan. Kesan daripada faktor ini menyebabkan pelbagai interaksi abiotik dalam sistem ekologi sungai yang seterusnya mempengaruhi struktur komuniti biologi yang hadir. Kesan interaksi faktor abiotik turut mempengaruhi ciri adaptasi komuniti biologi dan ini seterusnya mempengaruhi kepelbagaian biologi yang hadir. Keadaan ini menunjukkan bagaimana sistem keselantaran sungai mampu mengubah dan mempengaruhi struktur komuniti biologi (Leopold, Wolman & Miller 1995; Oertal & Salánki 2003; Vannote et al. 1980).

Faktor kedua merujuk pada pertindihan di antara kawasan akuatik di bahagian tepian sungai dengan tumbuhan riparian dan daratan. Pertindihan kawasan ini menghasilkan pelbagai jenis habitat yang mampu mempengaruhi halaju air, kadar hakisan dan kadar sedimentasi. Keadaan ini mempengaruhi dan menghadkan jenis organisma yang hadir dalam kawasan kerana pertindihan kawasan ini turut mempengaruhi kemasukkan dan jumlah makanan dan nutrien ke dalam sungai. Ketiga adalah disebabkan kepelbagaian kecerunan ruang yang wujud pada kedalaman, sedimen dan ruang jasad air sungai itu sendiri. Keadaan ini merujuk kepada interaksi antara faktor abiotik yang khusus kepada faktor kimia ke atas benda hidup yang hadir di setiap ruang tersebut. Terakhir adalah dimensi keempat yang merupakan kecerunan masa yang wujud dalam bentuk semula jadi seperti banjir, perubahan musim atau pun kesan yang didorong oleh aktiviti manusia, seperti perubahan pada struktur sungai, empangan dan pemecahan sungai. Semua perubahan tersebut adalah sangat drastik dan kebiasaannya sukar diramal

serta mampu menyebabkan perubahan terhadap komuniti biologi dengan drastik (Oertal & Salánki 2003).

Faktor kecerunan (hulu ke hilir) menghasilkan pelbagai jenis habitat dan komposisi komuniti yang akhirnya membentuk komuniti ekologi di sepanjang sungai. Secara ringkas, ekosistem sungai merupakan komposisi dan interaksi komponen abiotik dan biotik yang terhasil daripada kesan geologi terhadap ciri sungai secara fizikal atau kimia. Perubahan terhadap keadaan fizikal dan kimia sungai serta proses semula jadinya akan memberi kesan negatif kepada ekosistem sungai (Gao & Song 2005).

2.4 URBANISASI DAN PENCEMARAN SUNGAI

Urbanisasi merujuk kepada proses pembandaran sesuatu keadaan atau tempat ke arah bersifat bandar. Proses urbanisasi terhasil kesan daripada proses industrialisasi, juga hasil daripada penghijrahan dari desa ke kota yang menyebabkan pertambahan populasi penduduk yang seterusnya berkembang menjadi bandar. Proses urbanisasi juga merujuk pada adaptasi penduduk di suatu kawasan terhadap perubahan semasa (Martine et al. 2011).

Proses urbanisasi di kawasan tadahan air menyebabkan pelbagai perubahan terhadap ciri fizikal, kimia, fungsi biologi sungai dan juga nilai estetikanya. Dalam era perindustrian terdapat peningkatan penggunaan air di kawasan bandar kerana pertambahan jumlah penduduk dan juga bagi tujuan perindustrian yang membawa kepada perangkaan sistem saliran (Goonetilleke & Thomas 2004; McGrane 2016). Oleh itu, sistem saliran dibina dengan tujuan mengalirkan air hujan dan juga sisa kumbahan daripada bangunan ke sistem pembentung. Sisa kumbahan yang dialirkan terus ke dalam sungai akhirnya menjadi penyebab kepada peningkatan penyakit bawaan air. Kajian mengenai penyakit bawaan air di Amerika menunjukkan penurunan sebanyak 88% daripada 8.9% pada tahun 1902 ke 1.4% pada tahun 1929. Penurunan ini kesan daripada peningkatan perbelanjaan sanitasi perbandaran (Cain & Rotella 2001). Terdapat banyak penyakit bawaan air yang dikesan berpunca daripada sumber air yang tercemar (Pandey et al. 2014). Antaranya penduduk London pernah dilanda epidemik Cholera pada tahun 1854 menyebabkan banyak kematian yang berpunca daripada pencemaran air sungai. Kejadian itu seterusnya menjadi permulaan kepada sistem kumbahan yang lebih

sistematik untuk menguruskan sisa kumbahan manusia yang semakin meningkat (Brody et al. 2000). Urbanisasi juga menyebabkan perubahan ketara ke atas kitar hidrologi di kawasan tadahan air, dimana kesannya adalah peningkatan kejadian banjir di kawasan hilir dan penurunan sumber air bawah tanah. Ini disebabkan peningkatan peratusan permukaan tidak porous seperti jalan raya, kawasan letak kereta, bangunan dan lain-lain. Kehadiran binaan buatan ini mengurangkan penyerapan air dan menyingkatkan masa yang diambil air aliran permukaan untuk sampai ke dalam sistem saliran. Secara tidak langsung, ia juga meningkatkan jumlah bahan cemar yang dibawa dan juga menjadikan aliran sungai lebih deras. Sungai-sungai di kawasan bandar pada kebiasaannya telah mengalami proses pengubahan. Dimana alur sungai tidak lagi dalam bentuk alur aluvium kerana telah ditukar dan diperkuatkan tebingnya dengan struktur konkrit.

Sungai yang telah mengalami perubahan fizikal seperti itu, tidak lagi mampu mengubah sempadan, arah alirannya dan kebiasaannya dipenuhi sedimen dan sampah sarap. Didapati juga, aliran air permukaan adalah lebih laju ketika hujan lebat dan dalam isi padu yang lebih tinggi kerana ketiadaan tumbuhan riparian di bahagian tebing sungai untuk memperlambatkan aliran air permukaan serta untuk membantu dalam penyerapan lebih air hujan. Sungai yang mengalami proses pengubahsuaian juga menyebabkan kemerosotan kualiti dan kehilangan habitat semula jadi bagi organisma akuatik (Baker 2009; Paul & Meyer 2001). Selain itu, pencemaran bukan sumber setempat (*nonpoint source*) meningkat dengan pertambahan saiz kawasan bandar (Xu et al. 2013). Aliran permukaan dikenal pasti sebagai antara punca utama memasukkan bahan pencemar ke dalam sungai (USEPA 2000) dan ketika hujan lebat jumlah dan kepekatan bahan pencemar didapati berbeza-beza bergantung pada jangka masa dan keamatan hujan (Luo et al. 2009).

Kawasan yang telah diubah daripada keadaan semula jadinya turut mengganggu fungsi kitaran biologi semula jadi yang seterusnya mempengaruhi kualiti air dan kesihatan sesuatu kawasan tadahan. Kawasan hutan boleh dijadikan perbandingan berlawanan dengan kawasan perbandaran. Ini kerana kawasan hutan merupakan sistem semula jadi kompleks yang berfungsi dan efektif dalam membekalkan sumber air tawar yang berkualiti. Sistem akar dan pertumbuhan tumbuhan menjamin ketirisan mineral yang minimum bagi mineral seperti nitrogen. Di samping itu, ia juga meningkatkan kadar

penyerapan air di dalam tanah dan meminimumkan kadar sedimentasi dan aliran air permukaan. Ini menjadikan kawasan hutan sebagai aset yang penting dalam menjamin kualiti air mentah dan juga mengurangkan kos yang diperlukan untuk merawat sumber air mentah (Fiquepron et al. 2013).

Isu berkaitan pencemaran air sungai khususnya bagi sungai yang terletak berdekatan kawasan industri dan di kawasan perbandaran adalah satu isu yang diketahui umum. Namun, terdapat halangan dalam pencegahan pencemaran air daripada belaku kerana punca pencemaran adalah pelbagai, lebih-lebih lagi di kawasan bandaran dan ini menyukarkan pihak berwajib untuk mengambil tindakan terhadap individu atau pihak yang cuai. Secara umum, bahan cemar boleh memasuki jasad air melalui aktiviti perindustrian berdekatan kawasan lembangan sungai dimana sisa buangan boleh dibawa angin atau aliran air ke dalam sungai. Terdapat juga bahan cemar yang memasuki air melalui air kumbahan yang tidak dirawat atau separa dirawat ataupun melalui mekanisme rawatan yang kurang cekap. Pencemaran udara juga boleh menyumbang kepada pencemaran air kerana bahan cemar yang terdapat dalam udara lama-kelamaan akan dibawa air hujan atau masuk ke dalam air dan ini kebiasaannya berlaku di kawasan yang aktif dengan aktiviti perindustrian, perlombongan dan juga boleh berpunca daripada pembakaran bahan api kenderaan. Aktiviti manusia harian juga didapati menyumbang kepada peningkatan input nutrien, bahan organik, logam berat dan pelbagai jenis agen pencemar. Hujan lebat di kawasan bandar menyebabkan kelimpahan pencemar dalam kepekatan yang tidak tetap berbanding aliran permukaan di kawasan yang tidak dimajukan (Baker 2009).

Kepekatan dan jenis bahan cemar yang hadir dalam air kebanyakannya ditentukan oleh jenis penggunaan tanah di kawasan sekitar (Förstner & Wittmann 1983). Secara konvensional, terdapat perkaitan yang bererti di antara kualiti air dan juga jenis penggunaan tanah. Namun perkaitan ini adalah berbeza mengikut kawasan dan bergantung kepada jenis aktiviti, keadaan geografi dan punca pencemaran. Sebagai contoh sektor komersial dan industri berat kebiasaannya menyebabkan kesan negatif terhadap persekitaran walaupun merangkumi luas kawasan yang kecil (Tu 2011). Ini menunjukkan jenis guna tanah mempunyai pengaruh yang kuat ke atas tahap pencemaran air jika terletak berhampiran dengan aliran air sungai. Dalam satu kajian yang lain,

terdapat perkaitan yang bererti di antara kelimpahan logam berat ke dalam aliran sungai dan jenis guna tanah. Tanah pertanian dan perbandaran merupakan penyumbang utama kepada peningkatan logam berat di dalam sungai di kawasan bandar. Manakala, kawasan yang kurang atau jauh dari faktor antropogenik seperti kawasan hutan dan pinggir bandar didapati bukan penyumbang utama terhadap faktor peningkatan logam berat dalam air sungai secara merbahaya (Yu et al. 2014).

2.5 MAKROINVERTEBRAT BENTIK

Secara ringkas, makroinvertebrat bentik adalah organisma tanpa tulang belakang dan boleh dilihat dengan mata kasar dan bersaiz lebih besar daripada 0.5 mm (Arunachalam et al. 1991). Makroinvertebrat bentik juga merujuk pada organisma yang tinggal hampir dengan substrat di dalam sungai dan kehadiran kumpulan organisma itu juga dipengaruhi oleh jenis substrat yang terdapat di situ (Duan et al. 2009). Namun, tidak semua organisma tanpa tulang belakang yang tinggal dalam persekitaran akuatik adalah penghuni kawasan bentik kerana terdapat juga yang mampu berenang dalam kolum air dan ada juga yang mendiami kawasan permukaan air. Organisma air tawar yang tidak mempunyai tulang belakang merupakan satu kumpulan yang kaya dengan faunanya, hasil daripada proses evolusi spesies daripada pelbagai filum semenjak berjuta tahun. Order Diptera merupakan order yang paling kaya dengan kepelbagaian spesies serangganya dalam persekitaran akuatik (Covich, Palmer & Crowl 1999). Secara amnya, komuniti makroinvertebrat bentik atau juga dikenali juga sebagai bentos dalam kajian ini terdiri daripada kumpulan larva serangga, moluska dan cacing akuatik yang hadir dalam persekitaran akuatik air tawar.

Makroinvertebrat bentik hidup dengan dua cara, iaitu dengan mencarik partikel organik yang bersaiz besar dan juga dengan cara menapis partikel halus yang terampai dalam air (Winterbourne & Townsend 1991). Pada kebiasaan kawasan hilir sungai di diami oleh makroinvertebrat bentik seperti larva chironomid, cacing akuatik dan moluska kerana halaju airnya yang rendah. Ini kerana kawasan berhalaju rendah menyebabkan partikel organik termendap di kawasan ini, menjadikan sedimen di kawasan itu kaya dengan sumber organik yang menjadi makanan kepada kumpulan ini. Oleh itu, peningkatan kadar mendapan bahan organik akan menyebabkan jumlah individu fauna

yang mendiami kawasan tersebut bertambah. Kawasan sungai yang berhalaju sederhana, organisma yang hidup dengan cara menapis partikel organik adalah lebih cekap berbanding kumpulan yang lain. Kumpulan ini telah beradaptasi terhadap persekitaran tersebut dan mengambil kesempatan dengan cara pemakanan menapis (filter feeder) partikel organik halus yang melalui mereka. Terdapat ahli kumpulan ini yang mempunyai struktur khas pada bahagian mulut, yang berbentuk seperti kipas dengan bilah-bilah halus untuk memerangkap partikel tersebut dan ada juga yang menggunakan perangkap benang sutera seperti yang dihasilkan oleh labah-labah untuk tujuan yang sama. Antara organisma yang menggunakan kaedah tapisan adalah daripada jenis larva lalat hitam seperti Simuliidae dan lalat kandul daripada famili Hydropsichidae. Beberapa kajian juga mendapati partikel organik yang larut dalam air terkumpul di permukaan batu yang kasar, kemudiannya bertukar menjadi lapisan keras yang dikoloni bakteria dan alga mikroskopik, seterusnya menjadi sumber makanan yang penting bagi larva serangga, siput dan pelbagai lagi. Kaedah pemakanan seperti ini adalah penting kerana didapati mampu mempengaruhi jumlah pepejal terampai dan proses sedimentasi yang berlaku dalam ekosistem akuatik sungai (Mann 1991; Monaghan et al. 2001).

Selain faktor saiz partikel makanan, pergerakan air yang laju juga mempengaruhi kepelbagaian organisma bentik dalam satu-satu bahagian sungai. Air yang bergerak perlahan pula mempunyai keadaan dasar yang kaya dengan bahan organik, air yang sederhana had lajunya ini membolehkan kumpulan organisma dengan kaedah pemakan menapis hidup (Mann 1991).

2.5.1 Fungsi dan Adaptasi Makroinvertebrat Benthik dalam Persekitaran Akuatik

Makroinvertebrat bentik merupakan organisma pemakan detritus iaitu organisma yang memakan bahan organik yang terhasil daripada proses penguraian organisma yang lebih kompleks seperti haiwan dan tumbuhan termasuklah bakteria dan alga (Zimmer 2008). Organisma ini memainkan peranan penting dalam meningkatkan kadar penguraian bahan organik dan terbahagi kepada beberapa kumpulan. Larva serangga seperti lalat kren, lalat batu dan lalat kadul tergolong dalam kumpulan pencincang yang memakan bahan organik bersaiz lebih besar dan mempunyai saiz yang lebih besar. Manakala kumpulan yang lain, dikumpul dalam kumpulan pemungut-penapis. Kumpulan pemungut-penapis ini terdiri

daripada larva serangga yang makan dengan cara mengumpul dan meragut makanan. Kumpulan kedua ini bergantung pada partikel halus yang terampai dalam air sebagai sumber makanan. Bahan makanan ini berasal daripada daratan dan memasuki jasad air dalam bentuk yang tersedia bersaiz kecil ataupun bersaiz besar tetapi dihancurkan dalam air oleh kumpulan pertama dengan atau tanpa bantuan bakteria pengurai. Di antara contoh pemungut-penapis adalah larva Hidropsid dan larva Simulid yang merupakan pemakan jenis pengumpul yang utama dan mempunyai taburan yang besar (Winterbourne & Townsend 1991). Interaksi antara kumpulan ini dengan jumlah partikel organik dalam air dianggarkan kurang dari 1% dimana selebihnya diuraikan oleh bakteria. Namun, kajian mengenai kadar penguraian partikel organik dalam persekitaran akuatik masih kurang dijalankan dan impak daripada interaksi tersebut masih belum diketahui secara menyeluruh. Kehilangan zon riparian bagi sungai di kawasan bandar juga didapati mendatangkan impak negatif terhadap komuniti makroinvertebrat bentik dengan mengurangkan jumlah kandungan partikel organik dalam jasad air. Keadaan ini disebabkan sebahagian besar sumber bahan organik yang menjadi makanan kepada makroinvertebrat bentik berasal dari daratan (Allan & Castillo 2007).

Terdapat juga kumpulan yang mencari makan dipermukaan air, dimana mereka mempunyai pergerakan yang kurang terbatas dan kebanyakan datang daripada kumpulan larva lalat May, lalat batu, larva Chironomid dan kumbang. Siput juga merupakan sebahagian komuniti makroinvertebrat bentik dan sesetengah siput mempunyai radula bergerigi halus yang mampu menanggalkan perfiton yang melekat kuat pada batuan sungai. Sesetengah larva lalat kadul mempunyai rahang seperti pisau yang boleh digunakan untuk mengikis dan lalat kadul daripada famili Hydroptilid diketahui berkemampuan menebuk filamen alga untuk menyedut isi kandungan sitoplasma (Winterbourne & Townsend 1991).

Adaptasi dan kaedah makan ini menunjukkan peranan penting yang dimainkan makroinvertebrat bentik dalam rantai makanan akuatik dan juga dalam mempercepatkan proses penguraian molekul organik. Tambahan pula, bahan organik merupakan sumber makanan utama bagi makroinvertebrat bentik di dalam habitat akuatik yang cetek dan dianggarkan kira-kira 20-70% daunan mati dari kawasan riparian diproses oleh kumpulan-kumpulan tersebut (Winterbourne & Townsend 1991).

Selain memainkan peranan penting dalam proses penguraian organik, makroinvertebrat bentik seperti cacing daripada spesies *Tubifex tubifex* merupakan pembawa parasit dan juga pembawa penyakit yang merbahaya kepada makroinvertebrat bentik yang lain. Dasar tasik yang kebiasaannya berlumpur dan substrat dasar sungai yang seragam tidak menyediakan persekitaran habitat optimum untuk menyokong kepelbagaian biologi. Kewujudan komuniti makroinvertebrat bentik yang berinteraksi dan menghasilkan sesuatu habitat disertakan dengan hubungan biologi yang baik dikenali sebagai kerumitan biologi. Ini merupakan salah satu ciri penting dalam memastikan sumber air yang selamat untuk digunakan sebagai sumber air dan juga untuk tujuan rekreasi tetapi kurang diambil perhatian dalam penilaian kualiti air sungai. Di samping memainkan peranan penting dalam rantai makanan akuatik, makroinvertebrat bentik secara langsung dan tidak langsung memainkan peranan penting dalam kitar semula jadi nutrien dalam sistem akuatik melalui cara makan, perkumuhan dan aktiviti fizikal di dasar sungai seperti mengorek sedimen. Hasil daripada perlakuan tersebut akan memberi faedah kepada organisma unisel seperti bakteria, fungi, alga, protozoa dan juga membantu tumbesaran organisma multisel seperti tumbuhan akuatik yang akhirnya menjadi makanan kepada kumpulan makroinvertebrat bentik. Makroinvertebrat bentik juga memainkan peranan sebagai pemangsa yang mengawal populasi mangsanya dalam sistem rantai makanan (Covich, Palmer & Crowl 1999).

Struktur dan komposisi makroinvertebrat bentik telah digunakan dalam pemantauan integriti sesuatu ekosistem sungai. Kepekaan terhadap keadaan persekitaran boleh dimanfaatkan sebagai penunjuk biologi untuk kualiti air sungai yang didiaminya. Namun, kebanyakan penilaian yang dijalankan dilakukan di kawasan sungai semula jadi yang tidak tercemar kerana kekayaan organisma benthiknya yang tinggi (Arimoro & Ikomi 2009).

2.5.2 Kesan Pencemaran ke atas Makroinvertebrat Benthik

Organisma yang hidup di dalam air sangat dipengaruhi oleh kualiti air dan keadaan persekitarannya. Oleh itu, kecerunan ruang dan masa memainkan peranan penting dalam mempengaruhi kesesuaian sesuatu habitat terhadap organisma. Dimana kecerunan ruang dan masa merujuk pada perbezaan komponen yang terlibat seperti suhu, nutrien dan saiz

partikel yang wujud di antara lokasi yang berbeza (ruang) pada waktu yang berbeza. Perbezaan ini boleh disebabkan keadaan geografi, cuaca dan lain-lain (Baptista et al. 2001). Proses evolusi dan adaptasi telah membolehkan makroinvertebrat bentik menyesuaikan diri dengan perubahan sekitar yang dinamik melalui perubahan fisiologi mereka, seperti pergerakan, pembiakan, cara makan, metabolisme, dan lain-lain. Sesetengah makroinvertebrat bentik telah beradaptasi dengan mempunyai mekanisme untuk melindungi diri mereka daripada pencemaran seperti tisu epidermis yang tebal atau sistem pernafasan yang lebih efektif untuk hidup dalam keadaan beroksigen rendah. Ini menunjukkan setiap makroinvertebrat bentik mempunyai tahap ketahanan yang berbeza-beza dan variasi ini membolehkan sesetengah spesies mendominasi persekitaran yang telah tercemar berbanding spesies lain. Oleh itu, perubahan dan kepelbagaian terhadap ciri-ciri fizikal dan kimia persekitaran akuatik menentukan kewujudan atau ketiadaan sesuatu spesies makroinvertebrat bentik dalam sesuatu habitat (Oertel & Salánki 2003).

Kajian mengenai kesan aktiviti pembangunan dan pertanian terhadap populasi makroinvertebrat bentik, mendapati kelimpahan spesies makroinvertebrat bentik di kawasan hulu sungai yang bebas daripada kesan antropogenik mempunyai kelimpahan spesies yang lebih tinggi. Kawasan hilir sungai yang telah dimajukan untuk tujuan pertanian dan menerima kesan negatif daripada proses tersebut menunjukkan penurunan daripada segi kekayaan kepelbagaian spesies. Kajian juga mendapati makroinvertebrat bentik yang dikumpul di kawasan hulu sungai yang bebas daripada sebarang pencemaran dan gangguan tidak dijumpai di kawasan yang mengalami penurunan kualiti air. Kajian tersebut mencadangkan terdapat makroinvertebrat bentik yang mampu menyesuaikan diri untuk hidup dalam keadaan tercemar, manakala makroinvertebrat bentik yang hanya boleh didapati di kawasan yang bersih pula merupakan kumpulan yang tidak tahan terhadap pencemaran dan boleh dijadikan penunjuk kawasan sungai yang bebas cemar (Azrina et al. 2006; Yap et al. 2008).

Kesan negatif terhadap kelimpahan makroinvertebrat bentik bukan sahaja disebabkan oleh pencemaran yang berpunca daripada aktiviti manusia. Keadaan cuaca yang melampau turut menjadi punca penurunan kepelbagaian spesies makroinvertebrat bentik (Wood & Armitage 2004). Kajian lepas mendapati bahawa kelimpahan makroinvertebrat bentik boleh didapati sepanjang tahun tetapi pada jumlah yang berbeza-

beza, keadaan ini bergantung kepada keadaan iklim dan masa sesuatu tempat ketika persampelan dijalankan (Vijaykumar & Ramesh 2003).

Kesan daripada pendedahan dan evolusi terhadap perubahan persekitaran seperti banjir dan kemarau juga mempengaruhi tingkah laku makroinvertebrat bentik. Sebahagian organisma akuatik mampu untuk mengatur masa pembiakan untuk meningkatkan jumlah baka yang akan terselamat dengan bertelur selepas musim banjir atau kemarau. Perlakuan ini membolehkan kemandirian spesies sesuatu organisma diteruskan. Perlakuan ini juga menunjukkan organisma akuatik seperti makroinvertebrat bentik adalah sangat peka terhadap perubahan yang berlaku di persekitarannya dan mampu menyesuaikan diri apabila perlu. Makroinvertebrat bentik juga didapati menjauhi kawasan atau bahagian sungai yang berarus deras ketika banjir dan juga berlindung di kawasan lain ketika berlakunya kemarau. Terdapat juga makroinvertebrat bentik yang mampu melakukan perubahan terhadap keadaan fisiologi dan tingkah laku dengan memperuntukkan biojisim untuk organ yang berbeza mengikut kesesuaian fungsi ketika bencana seperti mengurangkan kadar metabolisme, kekal dalam keadaan dorman buat satu tempoh masa atau mengurangkan pergerakan ketika sumber makanan merosot (Lytle & Poff 2004; Rivers 2017).

Oleh itu, komuniti makroinvertebrat bentik boleh digunakan sebagai alat untuk mengkaji ekologi sungai dan juga hubungkait di antara fauna dengan perubahan semasa terhadap persekitarannya (Hildrew & Giller 1994).

2.6 INDEKS KEPELBAGAIAN DALAM PENAKSIRAN KUALITI ALAM PERSEKITARAN

Dalam konteks kajian ekologi kepelbagaian merujuk pada kepelbagaian sesuatu organisma yang terdapat pada satu-satu masa dalam kawasan kajian. Kepelbagaian bio juga boleh ditakrifkan sebagai suatu tahap variasi organisma yang wujud dalam suatu ekosistem, biom atau planet secara keseluruhan. Indeks kepelbagaian digunakan dalam pengukuran kepelbagaian biologi dan ditakrifkan sebagai suatu pengukuran terhadap komuniti dalam suatu persekitaran yang terdiri daripada pelbagai faktor biotik dan abiotik. Penentuan kepelbagaian organisma yang mendiami sesuatu kawasan atau ekosistem boleh digunakan dalam penentuan kualiti alam sekitar dengan andaian bahawa

suatu ekosistem yang sihat dan bebas cemar mempunyai kepelbagaian organisma yang lebih tinggi berbanding kawasan yang tercemar (Laurila-Pant *et al.* 2015; Magurran 2015; Yazdian, Jaafarzadeh & Zahraie 2014). Perbezaan kepelbagaian dalam suatu persekitaran boleh disebabkan perbezaan masa, kesamaan ruang, pemangsa dan persaingan untuk mendapatkan sumber makanan di antara organisma yang berinteraksi di dalam kawasan itu. Kestabilan suatu persekitaran dan juga produktivitinya boleh mempengaruhi kekayaan organisma yang bergantung kepada sumber dan nic yang terdapat di situ. Terdapat tiga sebab mengapa ahli ekologi berminat untuk mengkaji kepelbagaian dalam pengukuran dan penentuan sesuatu ekologi. Sebab pertama adalah kerana (1) kepelbagaian merupakan istilah utama yang sering diguna pakai dalam bidang ekologi. Di samping itu, variasi ruang dan masa, di dokumentasikan dengan baik. Kedua, adalah kerana (2) dengan mengukur kepelbagaian yang wujud dalam suatu ekosistem, keadaan atau tahap kesihatan ekosistem itu dapat dinilai. Ketiga disebabkan masih terdapat (3) banyak perdebatan mengenai pengukuran kepelbagaian yang masih belum terjawab dan dikaji. Secara ringkas, indeks kepelbagaian boleh digunakan untuk mengkaji kepelbagaian terhadap mana-mana populasi, dimana setiap ahlinya terdiri daripada spesies yang berlainan (Magurran 1988; 2013).

Kebiasaannya konsep kepelbagaian spesies adalah mengenai komuniti semula jadi yang biasanya dicirikan oleh kehadiran spesies baru dengan jumlah individu yang tinggi atau jumlah spesies yang tinggi tetapi dengan sedikit individu. Konsep ini juga mempunyai kaitan dengan teori maklumat dimana teori ini mencadangkan maklumat yang terdapat dalam komuniti semula jadi adalah lebih banyak berbanding komuniti yang telah tercemar. Sebagai contoh, komuniti air tawar yang kompleks mempunyai kepelbagaian yang lebih tinggi dan lebih stabil, manakala kawasan yang telah tercemar mempunyai julat kepelbagaian yang rendah dan tidak stabil berbanding nilai kepelbagaian di kawasan yang bebas cemar. Maklumat mengenai kesihatan dan kestabilan sesuatu ekosistem atau kawasan boleh diperolehi dengan menganalisis data yang diperolehi daripada kepelbagaian komuniti organisma yang terdapat di sesuatu kawasan. Oleh itu, indeks kepelbagaian boleh digunakan untuk menilai tahap kesihatan sesuatu ekosistem air tawar yang dikaji (Kumar 2003).

2.6.1 Indeks Kepelbagaian Shannon

Indeks Kepelbagaian Shannon ialah indeks yang diguna pakai dalam sistem biologi dan berasal daripada formula matematik yang direka oleh Shannon (1948). Ia merupakan antara kepelbagaian yang paling gemar diguna pakai oleh ahli ekologi. Indeks ini berasal daripada sains maklumat. Ia juga telah dipanggil indeks Shannon dan Indeks Shannon-Weaver dalam kesusasteraan ekologi. Penentuan indeks kepelbagaian berasal daripada teori maklumat dengan kaedah mengukur tahap kestabilan dan ketakstabilan yang ada dalam suatu sistem tertentu.

Dalam kajian ekologi, kestabilan ini dicirikan oleh bilangan individu yang diperhatikan bagi setiap sub spesies dalam plot sampel. Nilai indeks adalah antara 0.0-5.0. Kebiasaannya nilai indeks berada sekitar 1.5-3.5 dan untuk indeks ini melebihi nilai 4.5 adalah sangat jarang. Nilai melebihi 3.0 menunjukkan bahawa struktur habitat yang stabil dan seimbang; manakala nilai di bawah 1.0 menunjukkan bahawa terdapat pencemaran dan degradasi dalam struktur habitat (Turkmen & Kazanci 2010). Formula pengiraan adalah seperti berikut (Magurran 2004);

$$H' = - \sum_{i=1}^s p_i \ln p_i \quad \dots 2.1$$

Dimana;

- H' = Indeks Kepelbagaian Shannon
- p_i = Limpahan relatif setiap spesies, dikira sebagai sebahagian individu pada sesuatu masa
- \ln = Logaritma semula jadi p_i
- S = Bilangan spesies yang didapati

Indeks Kepelbagaian Shannon juga boleh digunakan untuk mengukur tahap kesihatan sesuatu ekosistem dengan merujuk Jadual 2.1, tetapi takrifkan yang dilakukan haruslah dibuat dengan berhati-hati setelah merujuk pada semua faktor penilaian berdasarkan satu faktor ekologi sahaja tidak boleh diguna pakai tanpa sokongan daripada parameter yang berkaitan (Napiórkowska-Krzebietke 2014)

Jadual 2.1 Pengelasan Kualiti Air Mengikut Indeks Kepelbagaian Shannon

Indeks		Kelas				
		I	II	III	IV	V
Wilhm 1975	nilai	>3	1-3	<1	-	-
	kualiti	bersih	sederhana tercemar	sangat tercemar	-	-
Yap 1997	nilai	>2.68	2.01-2.68	1.34-2.01	0.67-1.34	0.00-0.67
	kualiti	cemerlang	baik	sedikit tercemar	sederhana tercemar	tercemar

2.6.2 Indeks Kekayaan Margalef

Pengukuran indeks kekayaan menggunakan formula Margalef boleh memberikan maklumat mengenai kekayaan spesies yang terdapat di dalam sesuatu habitat yang dikaji. Namun begitu indeks ini sangat bergantung kepada jumlah sampel dan replikasi yang dilakukan. Oleh itu, persampelan yang dilakukan hendaklah mempunyai jumlah replikasi yang berpatutan. Indeks ini juga tidak mempunyai nilai had dan indeks yang dikira bergantung kepada bilangan spesies yang dikenal pasti. Oleh itu, indeks ini kebiasaannya digunakan untuk membandingkan kekayaan spesies yang terdapat di antara kawasan persampelan (Türkmen & Kazanci 2010). Disamping itu, indeks ini juga terkenal dikalangan ahli ekologi kerana ia mudah digunakan dan hanya memerlukan dua parameter iaitu jumlah spesies yang telah dikenal pasti serta jumlah keseluruhan individu yang telah disampel bagi setiap persampelan (Magurran 2004).

$$D_{mg} = \frac{(S - 1)}{\ln(N)} \quad \dots 2.2$$

Dimana; D_{mg} = Indeks Kekayaan Margalef
 S = Jumlah spesies
 N = Jumlah individu

2.6.3 Indeks Keserataan Pielou

Indeks Keserataan Pielou adalah berdasarkan Indeks Kepelbagaian Shannon pada tahun 1966. Indeks ini menggunakan nisbah nilai pengamatan indeks Shannon dalam asas pengiraannya. Nilai indeks keserataan yang dikira mempunyai julat nilai di antara 0 hingga 1. Jika nilai indeks menghampiri 1, nilai tersebut menunjukkan individu dalam komuniti yang disampel tertabur secara sekata. Ini juga bermakna tidak terdapat bukti wujudnya dominasi dalam komuniti tersebut (Türkmen & Kazanci 2010). Formula pengiraan indeks adalah seperti berikut (Magurran 2004);

$$J' = \frac{H'}{H'_{max}} \quad \dots 2.3$$

Dimana; J' = Indeks Keserataan Pielou
 H' = Nilai pengamatan Indeks Kepelbagaian Shannon
 H'_{max} = $\ln S$
 S = Jumlah spesies

2.6.4 Indeks BMWP

Terdapat banyak indeks biologi yang dicipta untuk menentukan kualiti alam sekitar, di antaranya adalah sistem penskoran indeks *Biological Monitoring Working Party* (BMWP) yang meletakkan nilai tertentu pada kumpulan famili makroinvertebrat bentik berdasarkan tahap ketahanan kumpulan organisma tersebut terhadap pencemaran air dengan nilai terendah diberikan kepada organisma yang tahan pencemaran, manakala nilai tertinggi pula diberikan pada organisma yang sangat dipengaruhi oleh kualiti air. Oleh itu, semakin tinggi tahap ketahanan sesuatu makroinvertebrat bentik terhadap tekanan pencemaran, semakin rendah skor BMWP yang diberikan famili makroinvertebrat bentik tersebut dan begitu juga sebaliknya. Sistem penilaian ini digunakan untuk menilai sesuatu ekosistem akuatik secara menyeluruh komuniti makroinvertebrat bentik yang mendiami kawasan tersebut. Sistem penilaian ini digunakan dengan menambah nilai skor BMWP bagi seluruh keluarga makroinvertebrat bentik tanpa mengambil kira jumlah individu yang disampel (Abbasi & Abbasi 2011; Armitage et al. 1983). Nilai skor keseluruhan BMWP yang lebih tinggi akan menunjukkan kualiti air yang lebih baik seperti dalam Jadual 2.2.

Jadual 2.2 Piawai Tahap Kualiti Air Mengikut sistem skor BMWP (Armitage et al. 1983)

Skor BMWP	Tafsiran
> 100	Kualiti air yang sangat baik
71-100	Kualiti air baik
41-70	Kualiti air sederhana
11-40	Kualiti air lemah
0 – 10	Kualiti air yang sangat lemah

2.7 PARAMETER FIZIKAL-KIMIA AIR

2.7.1 Oksigen Terlarut (DO)

Oksigen terlarut adalah komponen penting yang mempengaruhi kualiti air disamping menjadi pemangkin terhadap hidupan akuatik (Cech 2003). Kehadiran oksigen dalam jasad air adalah hasil proses resapan molekul oksigen dari atmosfera ke dalam jasad air dan kadar resapan ini dipengaruhi oleh suhu jasad air pada waktu tersebut. Ia juga boleh terjadi akibat daripada tindakan pengudaraan yang terhasil daripada pergerakan air sungai di atas batuan atau dengan melalui proses fotosintesis tumbuhan dan alga yang terdapat dalam air. Oksigen dalam air digunakan oleh organisma yang hidup dalam persekitaran akuatik untuk berespirasi. Oksigen juga diperlukan dalam proses penguraian bahan bukan organik dan organik serta menjadi penentu dalam kitar organik dalam persekitaran akuatik (Ahmad Ismail & Mohamad 1992; Krenkel, & Novontny 1980). Dicapitkan, bahan organik menjadi punca utama pengurangan kepekatan oksigen terlarut di dalam air. Barbour et al. (1999) menyatakan kualiti air sungai yang baik mempunyai kepekatan oksigen terlarut di antara 7.1 mg/L hingga 8.73 mg/L kerana kepekatan oksigen terlarut yang tinggi menunjukkan keadaan sungai yang bebas daripada pencemaran.

Organisma akuatik seperti makroinvertebrat benthik memerlukan kepekatan oksigen terlarut yang tinggi yang biasanya terdapat di kawasan berhalaju tinggi. Kekurangan oksigen terlarut di kawasan berhalaju rendah menyebabkan penurunan jumlah makroinvertebrat (Thorp & Covich 1991). Namun, sesetengah organisma akuatik

seperti sesetengah larva serangga daripada order Diptera, cacing dan siput mempunyai mekanisme tersendiri untuk hidup di persekitaran tersebut (James & Evison 1979).

2.7.2 Permintaan Oksigen Biokimia (BOD₅)

Permintaan oksigen biokimia merujuk kepada jumlah oksigen yang diperlukan untuk proses aerobik mikro-organisma di dalam sampel air untuk menguraikan bahan organik dalam masa dan suhu tertentu (Tchobanoglous et al. 2003). Bagi kajian ini BOD₅ digunakan, dimana nilai '5' merujuk pada tempoh lima hari penderaman sampel air dalam inkubator bersuhu 20°C. Sampel air yang mempunyai BOD₅ yang rendah menunjukkan kandungan oksigen terlarut yang rendah dan memberi petunjuk bahawa kemungkinan pencemaran organik telah berlaku (Tebbutt 1997; Peavy et al. 1986).

2.7.3 Permintaan Oksigen Kimia (COD)

Permintaan oksigen kimia merujuk pada jumlah oksigen terlarut yang diperlukan dalam proses pengoksidaan bahan organik dan bahan bukan organik seperti ammonia dan nitrat (Tchobanoglous et al. 2003). Peningkatan bacaan COD biasanya terjadi di kawasan yang terdapat bahan pencemar atau mengalami pelepasan efluen yang tinggi (Tebbutt 1997).

2.7.4 Jumlah Pepejal Terampai (TSS)

Partikel halus yang terdapat dalam jasad air boleh mengganggu proses fotosintesis tumbuhan akuatik dalam air dengan menghadkan kadar tembusan cahaya matahari dalam ruangan air. Ia juga mengganggu aktiviti organisma serta biokimia. Saiznya yang terlalu halus menyukarkannya daripada termendap di dasar sungai, malah didapati terdapat di antara partikel ini bersifat toksik kepada organisma akuatik (Siti Nazahiyah et al. 2004; Krenkel & Novontny 1980; Rawlence & Whitton 1977). Kandungan pepejal terampai juga boleh digunakan sebagai penunjuk terhadap tahap pencemaran air sungai yang berkemungkinan berpunca daripada proses pembangunan di sekitar kawasan sungai dan punca airnya (Arms 1990).

2.7.5 pH Air

pH merupakan salah satu faktor yang diukur untuk menentukan kualiti air. Nilai pH dalam persekitaran semula jadi merupakan interaksi di antara keasidan dan kealkalian bahan mineral dan organik sesuatu jasad air (IHD-WHO 1978). Interaksi ini akan mempengaruhi tindak balas kimia dan bio-kimia yang berlaku di dalam air (Drinan et al. 2000). Dalam persekitaran akuatik, asid tanik, humik, uronik dan mineral mempengaruhi nilai sesuatu pH dalam air (Appelo & Postma 2004). Nilai pH optimum bagi setiap spesies organisma akuatik adalah berbeza (Allaby 1994) sebagai contoh organisma akuatik seperti larva pematang daripada order Odonata memerlukan nilai pH air sungai yang optimum di antara 5-8 (Pollard & Berrill 1992). Oleh kerana nilai pH air sungai dipengaruhi oleh keadaan geologi kawasan tadahan air dan juga aktiviti guna tanah di kawasan sekitarnya, peningkatan dan penurunan sesuatu nilai pH dalam ekosistem akuatik boleh disebabkan oleh faktor semula jadi dan juga antropogenik (Wetzel 1983).

2.7.6 Ammoniakal Nitrogen ($\text{NH}_3\text{-N}$)

$\text{NH}_3\text{-N}$ merupakan istilah yang lazim digunakan dalam penentuan ammonia dalam jasad air dan air buangan. Istilah ini kebiasaannya merujuk pada kumpulan sebatian organik dan bukan organik nitrogen dalam pelbagai bentuk seperti protein, ammonia, nitrit dan nitrat dalam jasad air (Sakshaug & Holm-Hansen 1977).

Nitrit dan nitrat adalah antara bentuk nitrogen dimana keduanya hadir secara semula jadi dalam bentuk ion yang merupakan sebahagian daripada kitar nitrogen. Namun keadaan ini adalah bersifat sementara kerana bentuk nitrogen dalam air boleh berubah disebabkan tindak balas kimia dan biokimia. Berbanding nitrat, nitrit merupakan bentuk nitrogen yang paling tidak stabil dalam keadaan oksidanya dan kebiasaannya mengalami penurunan kepada sebatian lain atau teroksida menjadi nitrat (Nollet & De Gelder 2013; Usepa 2000).

Nitrat merupakan komponen penting dalam penghasilan baja bukan organik, agen pengoksidaan, industri berat dan juga terhasil dari proses pengoksidaan najis ternakan dan manusia. Kehadiran nitrat dan nitrit dalam jasad air boleh berpunca daripada aliran air tanah daripada kawasan pertanian, perladangan, tapak pelupusan sampah serta air

buangan daripada tangki septik dan perumahan (Ging et al. 1996; Kohl et al. 1971; Liu et al. 2006; Yisa & Jimoh 2010).

Kandungan $\text{NH}_3\text{-N}$ yang tinggi dalam sampel air menunjukkan keadaan air sungai yang tercemar kesan aktiviti pertanian atau sisa kumbahan domestik (Hammer 1996; Peavy et al. 1986).

2.7.7 Suhu

Suhu merupakan parameter yang dapat mempengaruhi sesuatu perubahan terhadap kualiti air dengan mempengaruhi kadar sesuatu proses biokimia dan aktiviti organisma akuatik (IHD-WHO 1978). Nilai suhu yang tinggi menyebabkan penurunan kandungan oksigen dalam air dengan melemahkan ikatan antara molekul air dan membebaskan molekul oksigen yang terperangkap di antaranya (Warren & Doudoroff 1971). Aktiviti penguraian oleh bakteria serta proses resapan dan pembebasan gas pada jasad air dapat mempengaruhi suhu air. Pada suhu yang tinggi ciri-ciri fizikal dan kimia air juga boleh berubah. Perubahan ini boleh mempengaruhi kadar keterlarutan bahan mineral dan tindak balas kimia serta proses biokimia yang terlibat (Eaton et al. 1995).

2.7.8 Konduktiviti

Konduktiviti merupakan pengukuran bagi kebolehan air untuk mengalirkan arus elektrik dan kemampuan ini di tentukan secara langsung oleh kepekatan ion yang terdapat di dalam air dan kebiasaannya ion-ion ini datang daripada sumber garam boleh larut dan juga sebatian bukan organik seperti alkali, sulfida dan karbonat yang larut di dalam air (APHA 2005). Pengukuran nilai konduktiviti dalam air penting kerana kebiasaannya nilai konduktiviti adalah rendah bagi air tawar dan tinggi bagi air masin seperti air laut. Peningkatan nilai konduktiviti daripada kebiasaan dalam ekosistem air tawar boleh disebabkan oleh pelbagai faktor seperti hakisan, luluhawa dan juga faktor manusia. Peningkatan parameter ini juga boleh dijadikan penunjuk bahawa terdapatnya sumber kemasukan bahan cemar ke dalam aliran air sungai.

2.8 INDEKS KUALITI AIR (WQI)

Indeks kualiti air adalah gabungan nilai beberapa faktor yang digunakan dalam pengukuran kualiti air sungai dan tasik (Miller et al. 1986). Faktor yang dipilih dalam pengukuran kualiti air adalah berbeza-beza mengikut badan yang bertanggungjawab dalam pengawasan kualiti air di sesuatu tempat atau negara. Kebiasaannya, faktor-faktor ini dipilih berdasarkan kepentingan terhadap kualiti air dan dikira bersandarkan pemberat yang mengambil kira keseluruhan kepentingan (Tsegaye et al. 2006).

Di Malaysia, pemantauan kualiti air dijalankan oleh Jabatan Alam Sekitar (JAS) semenjak tahun 1978. Indeks Kualiti Air (WQI) dan Piawai Kualiti Air Kebangsaan (NWQS) (Lampiran K) untuk Malaysia yang digunakan dalam pengukuran kualiti air di Malaysia oleh JAS (DOE 2006). Pengukuran WQI-JAS dikira berdasarkan 6 parameter iaitu permintaan oksigen biokimia (BOD_5), permintaan oksigen kimia (COD), ammoniakal nitrogen, pH, oksigen terlarut dan juga pepejal terampai (Jabatan Alam Sekitar 2015). Menurut Norhayati et al. (1997), indeks ini dibina berdasarkan kumpulan pandangan daripada golongan profesional dan perkiraannya berdasarkan formula berikut;

$$\begin{aligned} WQI = & 0.22 (SIDO) + 0.19 (SI BOD) \\ & + 0.16 (SICOD) + 0.15 (SI AN) \\ & + 0.16 (SISS) + 0.12 (SIpH) \end{aligned} \quad \dots 2.4$$

Nilai sub indeks di atas merujuk pada fungsi sub indeks bagi setiap parameter dan unit pengkalinya merupakan faktor pemberat yang telah dipersetujui oleh kumpulan profesional tersebut (Lampiran F). Penghasilan indeks ini juga dibuat dengan mengambil kira penggunaan air bagi tujuan domestik, ternakan, akuakultur, pertanian dan rekreasi (DOE 2006). Terlebih dahulu, nilai bagi setiap sub indeks boleh dibahagikan kepada 6 kelas berdasarkan parameter yang diambil. Ini membenarkan pemahaman dan rujukan terhadap parameter secara individu (Jadual 2.3). Manakala, Nilai indeks kualiti air secara keseluruhan yang dikira dengan menambah setiap nilai sub indeks boleh dibahagikan kepada 6 kategori berdasarkan tahap indeks kualiti air berdasarkan kesesuaiannya untuk tujuan penggunaan yang telah dinyatakan (Jadual 2.4).

Parameter	Unit	Kelas				
		I	II	III	IV	V
Ammoniakal nitrogen	mg/L	<0.1	0.1-0.3	0.3-0.9	0.9-2.7	>2.7
Permintaan oksigen biokimia	mg/L	<1	1-3	3-6	6-12	>12
Permintaan oksigen kimia	mg/L	<10	10-25	25-50	50-100	>100
Oksigen terlarut	mg/L	>7	5-7	3-5	1-3	<1
pH	-	>7	6-7	5-6	<5	>5
Jumlah pepejal terampai	mg/L	<25	25-50	50-150	150-300	>300
Indeks kualiti air	-	<97.7	76.5-92.7	51.9-76.5	31.0-51.9	>31.0

Jadual 2.4 Kelas air dan kegunaannya (DOE 2006)

Kelas	Kegunaan
Kelas I	Pemuliharaan alam sekitar Sumber air I- Tanpa rawatan Perikanan I-Bagi spesies akuatik yang sangat sensitif
Kelas IIA	Sumber air II- rawatan air biasa Perikanan II-Bagi spesies akuatik yang sensitif
Kelas IIB	Rekreasi
Kelas III	Sumber air III- rawatan air intensif Perikanan III- biasa, spesies boleh tahan, minuman ternakan
Kelas IV	Pengairan
Kelas V	Selain tujuan di atas

Indeks kualiti air yang dihasilkan oleh JAS memainkan peranan penting dalam pengurusan dan penentuan piawai kualiti air yang sesuai untuk kegunaan harian rakyat Malaysia. Pemilihan enam parameter yang dipilih daripada pelbagai unsur yang terdapat dalam jasad air sungai memudahkan proses penentuan kualiti air berdasarkan perkiraannya yang ringkas (Goh 1985; Norhayati et al. 1997). Perbezaan antara indeks WQI dan NWQS adalah dari segi penggunaan yang mana indeks WQI adalah penentuan kualiti air berdasarkan satu pengiraan yang mengandungi enam parameter, manakala NWQS adalah penilaian daripada aspek parameter itu sendiri secara individu.

2.9 LOGAM BERAT

Menurut Martin dan Coughtrey (1982) dan Förstner & Wittmann (1981), logam berat merujuk kepada logam yang mempunyai ketumpatan lebih daripada 5 g/cm³. Kajian yang dijalankan oleh Ashworth (1991) menyatakan logam berat adalah unsur yang mungkin tidak diperlukan atau diperlukan dalam kuantiti yang sangat sedikit dalam diet organisma

hidup dan jumlah keperluannya pula bergantung kepada kepentingan unsur tersebut dalam proses biologi sesuatu organisma.

Logam berat adalah unsur yang boleh di dapati dalam tanah dan tumbuhan dalam kuantiti yang sangat rendah. Permintaan logam berat dalam diet lazimnya adalah kurang daripada 50 mg/L, manakala organisma yang memerlukan jumlah elemen logam berat yang melebihi daripada 50 mg/L adalah sangat sedikit (Ashworth 1991). Kebanyakan logam berat adalah tidak merbahaya apabila berada pada aras normal. Sesetengah logam berat boleh mengakibatkan kesan toksik kepada organisma seperti manusia, haiwan serta tumbuhan (Nagarajan 2006). Logam berat yang toksik adalah penting untuk dikaji untuk menentukan piawai selamat bagi tujuan pemantauan masalah pencemaran logam berat dalam persekitaran air tawar seperti tasik dan sungai (Waitie 1984).

Logam berat yang hadir dalam persekitaran merupakan hasil daripada tindakan semula jadi seperti proses luluhawa yang berlaku di kerak bumi, hakisan tanah, dan juga secara antropogenik seperti pembinaan, perlombongan, perlepasan sisa industri, penggunaan racun perosak dalam sektor pertanian dan banyak lagi.

Sesetengah logam berat adalah sangat toksik dan mempunyai tempoh separuh hayat biologi yang panjang serta cenderung untuk terkumpul dalam badan organisma hidup. Menurut Friberg et al. (1974), logam kadmium merupakan salah satu elemen separuh hayat yang dianggarkan boleh terkumpul selama satu dekad. Berdasarkan Wood (1973), unsur boleh diklasifikasikan dalam tiga kategori berdasarkan ketoksikannya iaitu tidak kritikal, toksik tetapi tidak mudah larut atau mudah tersebar dan amat toksik dengan mudah terdedah kerana ketoksikan yang tinggi, hadir dalam kuantiti yang tinggi dan boleh terkumpul dalam pelbagai tumbuhan dan haiwan.

2.9.1 Logam Berat Dalam Air

Logam berat boleh didapati dalam persekitaran akuatik dalam keadaan kimia dan fizikal yang pelbagai seperti dalam bentuk koloid, zarah, dan juga dalam keadaan terlarut. Dalam keadaan koloid dan zarah, logam berat boleh terikat pada oksida, hidroksida, silika atau sulfida; ataupun terserap ke dalam silika, liat atau bahan organik. Ia juga boleh diambil oleh biota melalui serapan dan pemakanan. Pada kebiasaannya kepekatan logam

berat yang terlarut dalam air adalah lebih rendah berbanding yang terkandung dalam sedimen. Faktor seperti pH, jenis dan kepekatan ligan yang mengikat logam berat dan keadaan pengoksidaan komponen mineral dan keadaan redoks suatu persekitaran mempengaruhi tahap keterlarutan suatu logam berat di dalam ekosistem akuatik (Sager 1992; Connel et al. 1984). Keadaan logam berat sangat dipengaruhi oleh tindak balas organisma, keadaan substrat sedimen serta ciri-ciri kimia air, dan bukannya berada dalam keadaan ion terhidrat semata-mata atau dalam erti kata lain logam berat tidak terikat kepada satu bentuk atau kekal dalam satu bentuk tertentu (Hart 1982).

Aluminium adalah elemen ketiga terbanyak yang terdapat dalam kerak bumi (Milačić 2005). Pencemaran aluminium adalah berpunca daripada aktiviti manusia kerana ia tidak hadir secara semula jadi dalam kuantiti yang tinggi, dan logam ini merupakan antara elemen penting dalam aktiviti industri dan pembangunan (HSDB 1995). Garam aluminium adalah mudah terlarut, namun sebahagiannya adalah sukar. Unsur aluminium yang tinggi di dalam jasad air memberi impak yang negatif terhadap kualiti air tersebut kerana ia menunjukkan air tersebut mempunyai ketoksikan terhadap hidupan akuatik terutama jika pH air tersebut berada pada keadaan asid (Martin & Meybeck 1979).

Dalam bidang industri, kromium digunakan sebagai keluli tahan karat, tekstil, cat, dakwat dan pewarna (Berman 1980). Kromium juga digunakan sebagai bahan kaji logam, pengilangan semula, industri kimia dan juga bahan penting dalam aktiviti menyamak kulit haiwan. Cr^{6+} mudah larut ke dalam sumber air bawah tanah dan akhirnya menyebabkan pencemaran sumber air bawah tanah. Keadaan fizikal-kimia atau bentuk sesuatu logam kromium dipengaruhi oleh pH dan bahan humik terlarut (Metze et al. 2005; Miller-Ihli 1992). Kepekatan kromium dalam air yang disarankan adalah 8 $\mu\text{g/L}$ bagi kromium III dan 1 $\mu\text{g/L}$ bagi kromium VI. Bagi air sisa buangan dalam kawasan industri, kepekatan yang disarankan adalah 2 hingga 5 g/L (Chandra et al. 1997).

Menurut Merian dan Clarkson (1991), ferum penting di dalam industri pembuatan automotif selain banyak digunakan dalam sektor pembinaan, pengangkutan, pembuatan jentera-jentera dan juga dalam industri tenaga. Logam ferum kebanyakannya hadir dalam air permukaan (IHD-WHO 1978). Menurut Hem (1970), dalam air permukaan yang

tercemar, kepekatan ferum adalah sangat berbeza daripada beberapa mikrogram kepada ratusan mikrogram per liter. Tindak balas kimia ferum kompleks dengan logam lain mampu mempengaruhi kadar reaktiviti, biokimia dan tahap ketoksikan sesuatu logam seperti kadmium, merkuri dan plumbum dalam persekitaran akuatik (Hoffmann 2005).

Logam nikel pula tersebar dengan luas di muka bumi dan merupakan logam ke 24 paling banyak dalam kerak bumi (Stoeppler & Ostapczuk 1992). Nikel digunakan di dalam industri pembuatan aloi seperti keluli kerana keluli nikel yang sangat berkesan digunakan sebagai saduran untuk melindungi besi daripada karat. Selain itu, nikel juga digunakan dalam pembuatan duit syiling dan juga perkakas rumah. Penggunaan nikel juga diaplikasikan dalam peralatan elektronik dan komputer, contohnya seperti wayar elektrik. Logam nikel yang hadir dalam jasad air sebenarnya dapat mengurangkan kadar pertumbuhan alga. Nikel boleh memasuki jasad air melalui permukaan batu-batu dan tanah, kitaran biologi, aktiviti daripada perindustrian dan juga tapak pembuangan sampah (Pettyjohn 1972). Sumber antropogenik nikel adalah aktiviti perlombongan, perindustrian besi dan aloi nikel, pembakaran sisa minyak berat, arang batu, dan enap cerap kumbahan, pembuatan bateri dan lain-lain (Schaumlöffel 2005).

Kuprum merupakan elemen ke 24 paling banyak di litosfera dengan purata kepekatan 70 mg/kg dan 30 mg/kg bagi kepekatan dalam tanah. Bentuk fizikal-kimia kuprum dipengaruhi kehadiran liat dan juga pH. Di dalam air semula jadi purata kepekatan kuprum adalah 0.2 µg/L dengan julat di antara 1.0 µg/L hingga 100 µg/L. Selain itu, kebanyakan logam kuprum dalam bentuk mineral boleh larut dalam air dan kepekatannya boleh meningkat dalam pH yang rendah dalam bentuk Cu^{2+} , tetapi dalam persekitaran pH melebihi pH 7, Cu^{2+} akan terhidrolisis membentuk Cu hidroksida dengan kebanyakannya berada dalam bentuk CuCO_3 (>96%) disebabkan kandungan karbonat dalam air semula jadi yang tinggi (Artiola 2005). Purata kepekatan elemen ini dalam jasad air adalah lebih kecil atau sama dengan 0.3 µg/L (Bowen 1979).

Seperti logam nikel, kromium dan kuprum, zink juga sangat penting dalam industri berat dan ringan. Kepekatan logam ini adalah tinggi di kawasan-kawasan perindustrian. Terutamanya dalam industri logam berat dan juga elektronik. Dalam persekitaran semula jadi, logam ini boleh didapati pada permukaan batuan igneus dan

batuan berkarbonat, (Hem 1970; Ohnesorge & Wilhelm 1991). Zink merupakan logam berat yang diperlukan dalam aktiviti sel organisma yang sihat. Kekurangan zink boleh mengakibatkan masalah kesihatan dan menghadkan aktiviti sel sihat. Manakala, kepekatan zink yang tinggi boleh mengakibatkan keracunan. Kebanyakan bentuk zink adalah kurang toksik tetapi zink dalam bentuk ion bebas Zn^{2+} dianggap sebagai bentuk zink yang toksik dalam persekitaran semula jadi. Namun seperti logam berat lain, zink boleh berinteraksi dengan pelbagai komponen yang hadir dalam air dan interaksi ini menghasilkan zink kompleks dengan ciri fizikal-kimia yang pelbagai (Goldberg et al. 2012; Hutzinger 2013).

Kadmium merupakan logam ke 67 terbanyak dalam kerak bumi dan wujud dalam kuantiti yang sangat sedikit dalam persekitaran semula jadi (Stoepler 1992). Kadmium merupakan bahan cemar paling merbahaya dalam persekitaran semula jadi (Günther & Kastenholz 2005). Keterlarutan kadmium dalam air semula jadi adalah di kawal oleh keseimbangan karbonat (Clesceri et al. 1998). Di dalam bidang industri, logam kadmium selalunya digunakan untuk penyaduran bagi tujuan untuk melindungi keluli, kuprum dan aloi lain daripada terhakis. Kadmium juga digunakan dalam penghasilan bateri boleh dicas semula iaitu bateri Ni-Cd. Menurut Berman (1980), kegunaan utama logam ini dalam bidang industri adalah penyaduran elektrik. Logam kadmium juga boleh terkumpul dalam rantai makanan organisma laut seperti ikan dan kerang yang kemudiannya boleh menyebabkan gangguan kesihatan bagi mereka yang memakannya (Alina et al. 20012).

Seterusnya adalah logam plumbum yang merupakan antara logam penting dalam industri berat serta antara bahan cemar merbahaya dalam persekitaran akuatik. Pada asalnya, logam ini sukar didapati dalam persekitaran semula jadi (Kamran & Hosseini 2016). Namun, semenjak penemuan logam ini oleh tamadun Rom dan Greek, penggunaannya telah banyak dipertingkatkan dan semenjak itu lebih banyak plumbum telah dilombong. Semasa era perindustrian kepekatan plumbum dalam persekitaran semula jadi didapati mengalami peningkatan yang tinggi. Ini berpunca daripada teknik peleburan plumbum yang tidak cekap. Kini sebatian *organolead* buatan (R_4Pb) yang ditambah ke dalam petrol untuk meningkatkan keupayaan pembakaran petrol oleh enjin mampatan tinggi telah menjadi ancaman pencemaran plumbum terhadap alam sekitar.

Logam plumbum boleh terlarut atau terampai dalam air dan biasanya berasal daripada aktiviti industri dan sangat sedikit yang berasal daripada udara, sistem saliran dan juga pertanian (Hill 1992; Merian & Clarkson 1991). Di dalam air plumbum boleh dijumpai dalam bentuk bukan organik $Pb(OH)_2$, $Pb(OH)_3^-$ dan ion-ion plumbum polimerik seperti $Pb_2(OH)_3^+$ dan $Pb_4(OH)_4^{4+}$. Bentuk tidak terlarut seperti PbO , $PbCO_3$ dan $PbSO_4$ juga boleh didapati. Akan tetapi bentuk bukan organik ini agak sukar untuk dijumpai (Hill 1992). Seperti logam kadmium, logam plumbum boleh terkumpul dalam rantaian makanan dan ini boleh membahayakan kesihatan organisma akuatik dan juga individu yang memakannya (Alina et al. 20012).

2.10 PERBEZAAN DI ANTARA PEMANTAUAN BIOLOGI DAN PEMANTAUAN FIZIKAL-KIMIA

Menurut Mcgeoch (1998), penunjuk biologi boleh ditakrifkan sebagai spesies atau kumpulan spesies yang dengan mudah memberi gambaran keadaan biotik atau abiotik persekitaran yang didiaminya, yang kemudiannya mewakili kesan perubahan alam sekitar pada habitat, komuniti, atau ekosistem, atau menunjukkan kepelbagaian sub set taksa atau kepelbagaian umum dalam suatu kawasan. Brower dan Zar (1984) menyatakan, spesies yang tidak hadir dalam persekitaran mereka adalah sama ada mereka tidak toleran terhadap perubahan atau kerana organisma lain yang menjadi sumber diet mereka tidak lagi dapat hidup dalam persekitaran itu. Dalam erti kata lain, pemantauan biologi merujuk pada penilaian kesihatan alam sekitar berdasarkan elemen-elemen biotik yang wujud dalam suatu persekitaran, di dalam ruang dan masa yang telah ditetapkan menggunakan kaedah yang tertentu. Aplikasinya lebih pada keadaan alam sekitar yang berkemungkinan mengalami kemerosotan kualiti akibat daripada faktor pencemaran, khususnya pencemaran antropogenik.

Makroinvertebrat bentik merupakan kelompok organisma yang paling banyak digunakan dalam kajian pemantauan biologi; kerana (1) mempunyai habitat yang spesifik dan keupayaan untuk bergerak yang terhad, (2) mereka tidak dapat mengubah habitat mereka dengan cepat dan mereka bertindak balas kepada mana-mana bahan cemar dengan mengubah komposisi komuniti mereka dan (3) kitaran hidup kumpulan ini adalah cukup lama untuk memahami perubahan yang berlaku di habitat yang dikaji sebelum dan selepas berlakunya pencemaran (Turkmen & Kazanci 2010). Bagi tujuan itu, bilangan

spesies serta bilangan spesimen perlu diambil kira. Sistem ini melibatkan penggunaan penunjuk semula jadi yang terdiri daripada spesies dan komuniti makroinvertebrat bentik. Pemantauan biologi adalah satu cara yang baik untuk membantu pihak terlibat dalam memberi maklumat awal tentang perubahan alam sekitar pada peringkat awal yang mungkin disebabkan oleh aktiviti pembangunan sebelum kemerosotan kualiti ekosistem akuatik bertambah teruk. Maklumat yang diperolehi, memberi ruang untuk pihak terlibat untuk memperbaiki dan mengekalkan kualiti ekosistem agar tidak tercemar. Selain itu, hampir semua spesies, komuniti atau parameter boleh digunakan untuk pemantauan biologi (Oertal & Salánki 2003). Kajian mengenai invertebrat bentik daripada famili Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera dan Coleoptera menunjukkan kepekaan yang lebih tinggi terhadap gangguan kecil dalam kualiti air sungai di kawasan tanah tinggi. Di samping itu, kepelbagaian yang tinggi dan jumlah spesies per famili yang banyak; menjadikan kumpulan ini subjek yang sesuai sebagai penunjuk biologi terhadap gangguan di kawasan tanah tinggi bagi kawasan pergunungan (Compin & Céréghino 2003).

Oleh itu, adalah penting untuk memahami perubahan kualiti air dari aspek biologi dan tidak hanya bersandarkan pada pengukuran secara kimia semata-mata agar keputusan yang diperolehi lebih kukuh dan tindakan yang diambil lebih berkesan. Pemantauan secara kimia semata-mata adalah tidak mencukupi. Ini kerana analisis kimia terhadap sampel air tidak mungkin menganalisis ke semua bahan kimia yang hadir dalam sesuatu sampel dan jika dikehendaki akan memerlukan kos yang lebih tinggi. Tambahan pula analisis kimia tidak dapat menjelaskan kesan bahan tambahan secara sinergi, atau berlawanan yang mungkin berlakunya tindak balas di antara unsur-unsur kimia yang hadir. Terdapat juga kemungkinan kehilangan beberapa data penting seperti hasil dan keadaan metabolik hasil daripada tindak balas produk (Oertal & Salánki 2003). Selain itu, data fizikal-kimia hanya memberi maklumat tentang keadaan sampel air pada waktu pengukuran kerana keadaan kimia boleh berubah dan ini boleh menyebabkan penilaian yang tidak tepat (Rosenberg & Resh 1992).

Pemantauan secara biologi mempunyai beberapa kelemahan dan kelebihan yang perlu diketahui dan difahami oleh penyelidik untuk mengelakkan daripada melakukan taksiran yang tidak tepat tanpa sokongan daripada data yang berkaitan. Kelemahan dan

kelebihan yang terdapat dalam penentuan secara biologi dijadualkan secara ringkas dalam Jadual 2.5. (1) Penggunaan organisma yang sudah ada sebagai penunjuk biologi khusus bagi persekitaran tersebut. Seterusnya, (2) organisma juga boleh menunjukkan reaksi terhadap pelbagai faktor pencemaran secara kumulatif dan ini membolehkan penilaian sesuatu kualiti persekitaran ditentukan dengan menyeluruh. (3) Penilaian alam sekitar berdasarkan analisis kimia semata-mata tidak memberi gambaran tepat mengenai faktor pencemaran terhadap organisma hidup. Oleh itu, penggunaan organisma seperti makroinvertebrat benthik dalam penilaian secara biologi boleh memenuhi kelemahan yang terdapat dalam penilaian secara kimia. (4) Tindak balas bersama atau berlawanan di antara komponen pencemaran yang terlibat boleh dikaji kerana kajian semasa mendapati interaksi antara bahan cemar secara kimia dalam persekitaran akuatik sukar dikaji dan ditentukan kerana terdapat pelbagai faktor persekitaran yang menyumbang terhadap perubahan tersebut (Christen 1999). (5) Penggunaan organisma dalam penentuan kesihatan persekitaran yang dinamik boleh memberikan maklumat yang penting mengenai kesan campuran bahan kimia yang kompleks terutamanya percampuran bahan kimia atau faktor pencemar yang tidak diketahui atau diambil kira dalam penilaian secara kimia (Oertal & Salánki 2003).

Pemantauan kualiti atau kesihatan sesuatu persekitaran secara biologi turut mempunyai kelemahan tersendiri dan antara kelemahan yang dikenal pasti adalah (1) kaedah ini merupakan satu proses yang memakan masa kerana penyelidik perlu menjalankan pemerhatian terhadap komuniti biologi yang dikaji yang kebiasaannya memerlukan satu tempoh masa yang panjang sebelum boleh mengeluarkan satu kesimpulan berdasarkan pemerhatian yang telah dijalankan. Disamping itu, (2) penunjuk biologi tidak boleh memberi maklumat khusus tentang sumber dan jumlah kepekatan bahan cemar yang terlibat berbanding analisis secara kimia, ini disebabkan kesan dan reaksi yang dikaji adalah tindak balas keseluruhan faktor kimia dan bukan kimia yang hadir ke atas sesuatu organisma. (3) Kesan pencemaran mungkin berbeza mengikut spesies yang dikaji dan seterusnya boleh menyebabkan andaian yang kurang tepat. Keadaan ini disebabkan setiap spesies atau kumpulan yang dikaji mempunyai tahap ketahanan yang berbeza dan terdapat juga kemungkinan individu dalam spesies yang sama untuk beradaptasi terhadap sesuatu pencemaran berbanding individu lain. Seterusnya menyebabkan penilaian yang kurang tepat. (4) Perbandingan hasil daripada

kajian makmal terhadap suatu keadaan dalam persekitaran semua jadi adalah kurang tepat kerana terdapat pelbagai faktor terdapat dalam persekitaran semula jadi tidak diambil kira dalam kajian makmal. Maka, perbandingan yang dilakukan tidak menggambarkan situasi sebenar dan mungkin sesuai untuk sesuatu keadaan sahaja manakala ekosistem semula jadi adalah sangat rumit. Ini menyebabkan percanggahan di antara penilaian secara biologi dan kimia (Oertal & Salánki 2003). (5) Kesan kemerosotan kualiti air dan habitatnya hanya boleh di analisis selepas berlakunya pencemaran dimana terdapat kemungkinan pelaksanaan tindakan pencegahan sudah terlambat (Baker 2009).

Jadual 2.5 Perbandingan kelemahan dan kelebihan penggunaan organisma biologi dalam penentuan pencemaran alam sekitar

Kelemahan	Kelebihan
Proses yang memakan masa	Ketersediaan
Tidak boleh memberi maklumat pencemaran secara khusus	Reaksi menyeluruh terhadap faktor pencemaran yang terlibat
Kesan pencemaran berbeza mengikut spesies	Tindak balas yang boleh diukur
Perbandingan kajian makmal terhadap dapatan lapangan secara terus kebiasaannya tidak tepat	Penentuan keadaan pencemaran
Reaksi terhadap pencemaran hanya dapat dilihat selepas pencemaran berlaku	Penunjuk terhadap pencemaran yang diketahui atau tidak

Walaupun penilaian secara biologi mempunyai kelemahan-kelemahan tertentu, keadaan ini mungkin akan berubah pada masa akan datang kerana terdapat kajian semasa yang sedang dijalankan untuk memahami dan menambahbaikkan proses dalam penilaian tersebut, seperti kajian untuk mengenal pasti tahap sensitiviti organisma terhadap pencemaran yang pelbagai dengan objektif untuk mengaitkan organisma dengan parameter cemar secara khusus.

2.11 STATUS KUALITI AIR SUNGAI DI MALAYSIA

Akta Kualiti Alam Sekeliling (Pindaan) 2012 (Akta A1441), telah diwartakan oleh kerajaan untuk melindungi aset alam sekitar termasuk sungai daripada aktiviti pencemaran melalui tindakan penguatkuasaan pihak berwajib ke atas individu atau syarikat yang didapati melanggar peraturan yang ditetapkan (JAS 2015b).

Pelaksanaan akta ini membolehkan integriti sungai dipelihara daripada faktor pencemaran punca tentu. Beberapa stesen pemantauan kualiti air telah diwujudkan di sepanjang Sungai Penchala dan diselia oleh badan kerajaan. Stesen ini berfungsi untuk

merekodkan secara terus parameter air sungai yang telah dipilih sepanjang masa. Namun, tidak kesemua parameter yang diperlukan dalam penilaian indeks kualiti air dicatatkan kerana terdapat parameter seperti permintaan oksigen biologi yang memerlukan tempoh penderaman. Penilaian kualiti air yang dilakukan bagi Sungai Penchala adalah tidak mencukupi kerana penilaian adalah berdasarkan satu stesen bagi pihak DOE. Stesen yang lain pula berada di bawah penyeliaan badan bukan kerajaan dan stesen pemantauan ini tidak merekodkan parameter yang sama dan dibina bagi tujuan yang berlainan seperti bagi tujuan amaran banjir. Oleh penilaian berdasarkan satu stesen persampelan sahaja adalah tidak memadai untuk menyimpulkan keadaan bagi keseluruhan Sungai Penchala.

Penilaian indeks kualiti air yang diguna pakai oleh DOE dalam penilaian kualiti air sungai adalah berdasarkan penentuan kualiti air secara keseluruhan dengan menggunakan enam parameter utama iaitu pH, TSS, $\text{NH}_3\text{-N}$, DO, BOD_5 dan COD. Bagi sungai yang dicemari sisa organik, nilai BOD_5 dan COD adalah sangat tinggi. Keadaan ini berpunca daripada limpahan bahan cemar jenis organik ke dalam aliran air sungai, dan memerlukan jumlah DO yang tinggi dalam proses penguraian. Kepekatan oksigen yang rendah turut mengancam dan membunuh kebanyakan organisma akuatik yang memerlukan kepekatan DO yang tinggi untuk hidup. Walaupun bacaan suhu tidak menjadi pengukuran dalam indeks kualiti air, suhu sungai jenis ini biasanya lebih tinggi kerana ketiadaan lindungan kanopi oleh tumbuhan riparian yang tumbuh di kawasan tebing sungai. Ini menghadkan jenis organisma akuatik dan juga mempengaruhi kadar tindak balas biokimia yang berlaku.

Kandungan TSS juga sangat tinggi dan biasanya terdiri daripada partikel tanah, sampah-sarap dan alga yang mereput dibawa air. Kehadiran TSS yang tinggi menjadikan air sungai keruh dan menghadkan kadar tembusan cahaya matahari ke dasar sungai. Kepekatan $\text{NH}_3\text{-N}$ merupakan perkara biasa bagi sungai bandaran. Ini disebabkan limpahan air sisa domestik ke dalam sungai yang tinggi. Tambahan pula apabila sungai itu melalui kawasan yang berkepadatan tinggi. Kepekatan ammonia yang tinggi dalam persekitaran akuatik adalah sangat berbahaya dan toksik kepada organisma akuatik. Berdasarkan laporan Jabatan Perangkaan Malaysia (2014) terdapat pertambahan lembangan sungai yang mengalami peningkatan BOD_5 dan TSS dari tahun 2009 hingga tahun 2013, bagi sungai yang telah diklasifikasikan sebagai sederhana tercemar dan

tercemar. Punca peningkatan bahan pencemar ini adalah disebabkan sisa kumbahan tidak terawat atau separa terawat daripada industri asas tani dan pembuatan, serta kesan daripada pembangunan kawasan tanah berhampiran yang tidak lestari.

Pemantauan secara biologi pula melibatkan penggunaan organisma hidup dalam penentuan kualiti alam sekitar. Dalam kajian ini pemantauan dilakukan dengan menggunakan organisma makroinvertebrat bentik yang hidup dalam persekitaran akuatik. Penyelidikan menggunakan organisma akuatik dalam penentuan kualiti air sungai masih baru di negara ini dan tidak dimanfaatkan sepenuhnya dalam penentuan kualiti air sungai. Di Malaysia penentuan kualiti ditentukan melalui pengukuran parameter fizikal dan kimia yang terhad kepada beberapa parameter.

Terdapat saranan untuk menjadikan pemantauan biologi bersama pemantauan secara fizikal-kimia dalam penentuan kualiti air sungai. Ini kerana penggunaan organisma akuatik sebagai penunjuk biologi menunjukkan keseluruhan kualiti ekologi dan kesan pelbagai bahan pencemar terhadap benda hidup. Ia juga menunjukkan kesesuaian penggunaan sumber air mentah untuk penggunaan manusia. Dalam aspek yang lain, kaedah penentuan biologi dianggap sebagai satu kaedah yang murah bagi tujuan pengawasan pencemaran. Akan tetapi kaedah ini mempunyai satu permasalahan utama, iaitu ia tidak dapat menentukan jenis pencemaran dan kuantiti bahan tercemar yang hadir secara terperinci. Oleh itu, ia seharusnya digunakan sebagai penunjuk awal kepada berlakunya pencemaran dan kaedah secara fizikal-kimia pula boleh dilakukan untuk menentukan jenis pencemaran yang berlaku (Arsad, Abustan & Rawi 2011). Kajian penggunaan penunjuk biologi khususnya makroinvertebrat bentik dalam pemantauan kualiti air sungai di kawasan bandar adalah terhad di Malaysia. Kebanyakan kajian dijalankan di kawasan bebas cemar dan gangguan aktiviti manusia. Justeru itu, penggunaan makroinvertebrat bentik diharapkan dapat memberikan dan mengukuhkan pemahaman terhadap penggunaannya sebagai penunjuk biologi dalam penentuan kualiti air sungai jenis bandaran.

Di samping itu, penilaian pencemaran logam berat dalam sungai telah banyak dijalankan memandangkan keadaan sungai yang terletak di kawasan bandaran serta berisiko menghadapi masalah pencemaran logam berat kesan daripada aktiviti

pembangunan. Logam berat adalah sesuatu yang hadir semula jadi dalam persekitaran semula jadi tetapi dalam kuantiti yang sedikit ataupun dalam bentuk yang tidak merbahaya. Namun, aktiviti pembangunan dan perindustrian menggunakan sumber logam berat dalam aktivitinya. Produk harian dan bahan binaan menggunakan unsur ini dalam proses pembuatannya. Disamping itu, peningkatan jumlah kenderaan bermotor turut menyumbang terhadap peningkatan logam berat di kawasan bandar (Sekabira et al. 2010; Shi et al. 2008; Fatoki & Mathabatha 2004). Di Malaysia, pencemaran logam berat dalam persekitaran akuatik tidak seteruk berbanding negara membangun yang lain. Namun, corak peningkatan kepekatan logam berat dalam air sungai dapat dilihat dari semasa ke semasa walaupun dengan penguatkuasaan undang-undang oleh Jabatan Alam Sekitar (Mamun & Zaki Zainudin 2013).

Logam berat biasa digunakan dalam proses industri dan pencemaran logam berat dalam sistem akuatik biasanya terjadi apabila sisa industri itu tidak dirawat dengan sempurna sebelum dilepaskan ke dalam sungai. Kepekatan logam berat yang melebihi piawai yang dibenarkan mampu memberi kesan negatif kepada kesihatan manusia dan alam sekitar. Adalah sesuatu yang biasa untuk melihat peningkatan kandungan logam berat dalam sungai di kawasan bandar kesan daripada pembangunan dan aktiviti manusia di kawasan berhampiran. Oleh itu, menjadi satu keperluan untuk mengawasi dan memahami perubahan kepekatan logam berat dalam air (Ab Razak et al. 2015). Di samping itu, dipercayai juga bahawa kehadiran logam berat mampu mempengaruhi taburan makroinvertebrat benthik kerana kebanyakan organisma ini menghabiskan masa di dalam air (Ahmad, Siti Hafizah & Shuhaimi-Othman 2015; Said, Shuhaimi-Hman & Ahmad 2012; Shuhaimi-Othman et al. 2012, 2013).

2.12 PERMODELAN QUAL2K

Sejak kebelakangan ini, terdapat usaha dan minat terhadap penghasilan model kualiti air yang bertujuan untuk melihat perubahan kualiti air dalam senario tertentu berdasarkan data yang dikumpul. Penggunaan model dalam penilaian kualiti air membolehkan pengkaji menilai perubahan sesuatu parameter terhadap kualiti air sungai secara menyeluruh. Penghasilan model pertama dalam penilaian kualiti air telah dilakukan oleh Streeter dan Phelps (1925), berdasarkan kesan kemasukan bahan organik terhadap

kebolehan pembersihan secara semula jadi oleh Sungai Ohio. Melalui kajian itu, mereka mendapati kesan bahan organik terhadap kandungan oksigen boleh dikira melalui formula dengan kaedah memahami ciri-ciri fizikal sungai dan parameter yang berkait. Namun terdapat kesan lain yang sukar untuk diambil kira seperti faktor antropogenik dan faktor lain yang agak sukar difahami dan terlalu kompleks untuk dimasukkan ke dalam model, dimana faktor ini mempengaruhi penilaian dan kualiti air sungai yang dikaji dan mungkin menghasilkan gambaran atau jangkaan yang kurang tepat. Kini, para penyelidik cuba menghasilkan model yang mampu mengatasi kelemahan model sedia ada untuk memberi gambaran sesuatu keadaan yang lebih tepat. Pada kebiasaannya model ini boleh dibahagikan kepada tiga jenis berdasarkan tipologinya iaitu, analisis ralat order pertama (*first order error analysis*), kaedah Monte-Carlo dan juga kaedah stokastik (Boano et al. 2006).

Terdapat model penilaian kualiti air yang dikenali sebagai QUA12E yang dihasilkan oleh Brown dan Barnwell (1987) yang membenarkan pengguna melakukan analisis ketidakpastian. Model ini mengambil kira keadaan sungai yang dinamik seperti jumlah anak sungai, jumlah pelepasan sisa cecair, halaju sungai, kadar pencairan bahan buangan oleh air sungai, kehadiran alga, hidrologi sungai dan pelbagai lagi. Namun model QUA12E tidak dapat memodelkan aliran air huluan dan sumber beban pencemaran. Permodelan QUA2E juga terhad pada tempoh tertentu dimana aliran air dan sumber kemasukan bahan buangan ke dalam sungai adalah malar. Secara ringkasnya QUA12E tidak boleh mengambil kira keadaan musim yang berbeza seperti musim hujan dan kering secara terus dalam permodelan kualiti air. Penghasilan model QUA12E dan QUAL-II merupakan lanjutan model QUAL-I yang dihasilkan oleh Dr. Frank D. Masch dan penyelidik lain dengan usaha sama Jawatankuasa Pentadbiran Pembangunan Air Texas. Dr. Frank D. Masch merupakan seorang Profesor dalam bidang jurutera awam di Universiti Texas, San Antonio. Penghasilan model QUA12E oleh kumpulan penyelidik beliau adalah dengan tujuan untuk memperbaiki kekurangan model QUA1-I dan versi model-model sebelumnya agar dapat memberikan hasil yang lebih berdasarkan penemuan ilmu baharu dan juga berdasarkan kelemahan model sebelumnya.

QUAL2K pula merupakan lanjutan terhadap QUA12E yang dihasilkan oleh Steve Chapra, Greg Pelletier dan Hua Tao bersama Tufts University dan *US Environmental*

Protection Agency (USEPA) dengan pelbagai penambahbaikan seperti intergrasi model ke dalam sistem Microsoft Excel, pembahagian elemen sungai yang berbeza bagi anak sungai yang berbeza kepanjangannya, spesiasi pengkarbonan BOD dimana ia dibahagi kepada dua jenis iaitu pengoksidaan yang perlahan dan kadar pengoksidaan yang laju, QUAL2K juga mengambil kira keadaan anoksik iaitu keadaan kurangnya oksigen terlarut yang merendahkan kadar pengoksidaan bahan organik, aktiviti organisma seperti alga dan patogen, keadaan pH persekitaran akuatik, kehadiran halangan dan air terjun yang kesan ke atas sistem hidrologi sungai, interaksi sedimen dengan air dan banyak lagi (Chapra, Pelletier & Tao 2012; Idris, Abdu & Saini 2016). Oleh itu, sifat model QUAL2K yang fleksibel dan boleh digunakan dalam simulasi kualiti air sungai sangat membantu dalam memahami keadaan hidrologi sesuatu sungai. Seterusnya boleh memberikan maklumat penting untuk pelaksanaan dan pengurusan kualiti air sungai yang lebih cekap (Pelletier et al. 2006)

2.13 KAJIAN LEPAS KUALITI AIR SUNGAI PENCHALA

Penilaian lepas kualiti air yang dijalankan pada tahun 2012 menunjukkan kualiti air Sungai Penchala masih dalam sekitar kelas III. Kajian oleh Faridah Othman et al. (2012) terhadap sungai Klang di antara April 1998 hingga November 2007 pula mendapati Sungai Penchala merupakan anak Sungai Klang yang paling tercemar dengan kualiti air berada pada kelas V, meskipun Sungai Klang secara biasanya berada pada kelas IV. Kajian lain mendapati air bawaan permukaan di kawasan bandar ketika hujan lebat adalah sangat tercemar dan nilai purata parameter yang dicatatkan adalah berbeza berdasarkan tempoh dan kuantiti hujan yang turun. Keadaan ini mungkin mempengaruhi kualiti air sungai ini dari semasa ke semasa (Nazahiyah et al. 2007). Manakala, Sungai Gombak yang terletak berdekatan dengan Sungai Penchala juga didapati mengalami kemerosotan kualiti air daripada segi nilai BOD yang berada pada Kelas III, berpunca daripada aliran air sisa domestik daripada kawasan perumahan dan industri yang terpadat di sekeliling sungai ini (Moorthy & Jeyabalan 2011).

Dalam sumber lain, dianggarkan pelepasan pencemar yang menyebabkan peningkatan BOD₅ adalah sekitar 993,391 kg sehari dan ianya merupakan faktor utama kepada pencemaran sungai di Malaysia. Hakikat pencemaran sungai yang menjadi

sumber air mentah di Malaysia adalah sesuatu yang perlu dibimbangi. Di samping itu, kecekapan pihak berwajib dalam pengurusan sungai bandaran dan kualiti airnya perlu dipertingkatkan. Ini kerana masalah seperti pertikaian antara kerajaan pusat dan kerajaan negeri mengenai sungai dan tanah berkaitan, kemusnahan kawasan tadahan, dana yang terhad dan kurangnya aktiviti penguatkuasaan menjadi halangan terhadap pengurusan sungai yang lebih efektif (Chan 2012).

Kajian lepas mendapati setiap kumpulan organisma mempunyai tindak balas yang berbeza terhadap kualiti persekitarannya, bergantung kepada kadar ketahanan organisma tersebut terhadap pencemaran. Penilaian kualiti ekosistem akuatik menggunakan makroinvertebrat bentik mempunyai sejarah yang sangat lama seawal tahun 1929 (Cairns & Pratt 1993). Antara kajian paling awal penggunaan organisma dalam penilaian kualiti air di Malaysia seperti penggunaan komuniti diatom oleh Khan (1990) di kawasan tadahan Sungai Linggi.

Yap (1997) adalah antara penyelidik yang melakukan pengelasan sungai mengikut indeks kepelbagaian biologi menggunakan makroinvertebrat bentik terhadap kualiti air Sungai Bernam. Di antara kajian yang telah dijalankan adalah seperti pemantauan biologi di Sungai Langat oleh Azarina et al. (2006) yang mendapati kepelbagaian biologi dan nilai indeks BMWP adalah lebih tinggi di bahagian sungai yang tidak terganggu dan di dapati juga hanya kumpulan yang toleran sahaja dapat hidup dalam kualiti air yang rendah. Didapati juga faktor-faktor seperti DO, pH, NH₃-N dan TSS mempengaruhi taburan dan kepadatan makroinvertebrat bentik. Kajian di Sungai Pontian Kecil pula mendapati perbezaan struktur kepelbagaian makroinvertebrat bentik memberi gambaran jarak antara kawasan persampelan dan juga saiz kependudukan berhampiran. Ini dilihat berdasarkan peningkatan bahan organik yang masuk ke dalam sungai kesan daripada pertambahan jumlah dan kepadatan kawasan perumahan di sepanjang Sungai Pontian Kecil, ditambah pula dengan aliran air sungai yang merentasi bandar Pontian (Sohaili Johan et al. 2005). Kesan yang sama juga turut didapati di Sungai Melana, dimana hanya kumpulan makroinvertebrat bentik tertentu sahaja boleh didapati di bahagian yang tidak tercemar berbanding bahagian yang tercemar (Nor Zaiha Arman et al. 2012). Oleh itu, kesan pencemaran ke atas komuniti makroinvertebrat bentik adalah sesuatu yang boleh dikaji, khususnya bagi sungai jenis bandaran. Maka pemilihan,

Sungai Penchala memberi ruang bagi kajian seumpamanya untuk memahami kesan perubahan kualiti air dan struktur fizikal sungai ke atas makroinvertebrat benthik dengan lebih mendalam. Penilaian kualiti air berdasarkan WQI dan BMWP di Sungai Penchala pada awal tahun 2012 mendapati hanya kualiti air di bahagian hulu sungai sahaja yang tidak tercemar, manakala bahagian sungai yang lain didapati mengalami kemerosotan kualiti air yang sangat teruk (Mahazar et al. 2013).

Kajian mengenai pencemaran logam berat dalam sungai jenis bandar adalah agak terhad dan kebanyakan kajian lebih tertumpu di kawasan perindustrian, muara sungai dan pelabuhan, dimana kesan pencemaran daripada aktiviti perindustrian adalah lebih ketara. Pencemaran logam berat bagi sungai di kawasan bandar pula adalah sesuatu yang masih terjadi walaupun berada tahap yang masih dianggap tidak kritikal dan dipercayai terjadi akibat kurangnya penguatkuasaan dan kesedaran umum (Zubaidah et al. 2011). Oleh itu, terdapat keperluan untuk memantau kandungan logam berat dalam air bagi sungai ini untuk memastikan usaha pemuliharaan sungai bandar berjalan lancar disamping memastikan kesan urbanisasi terhadap sungai bandar adalah terkawal.

2.14 KESIMPULAN

Bab ini telah menerangkan kesan dan akibat proses perbandaran yang tidak terancang kepada sungai dan organisma yang hidup di dalam persekitaran tersebut. Di samping itu, beberapa perkara penting dalam kajian ini seperti parameter-parameter yang menjadi asas pengukuran indeks kualiti air di Malaysia, pemilihan beberapa logam berat yang diukur serta kepentingan makroinvertebrat benthik dalam penentuan kualiti air telah diterangkan. Bab ini juga menerangkan kelemahan-kelemahan yang terdapat dalam penilaian kualiti air, kelebihan dan kekurangan dalam pemantauan biologi serta penegasan terhadap kepentingan pemantauan secara biologi dilakukan secara bersama dengan pemantauan fizikal-kimia. Akhir sekali, penerangan model QUAL2K turut disertakan dalam bab ini untuk memberi penerangan mengenai kepentingan permodelan dalam pengurusan sungai yang lebih cekap.

BAB III

BAHAN DAN KAEDAH

3.1 PENGENALAN

Bab ini menerangkan secara terperinci mengenai kawasan kajian berdasarkan kajian-kajian lepas dan juga berdasarkan tinjauan penyelidikan sendiri yang telah dilakukan sebelum kajian ini dijalankan. Tujuan utama bab ini adalah untuk menerangkan kaedah-kaedah yang diguna pakai dalam pengumpulan sampel dan data bagi setiap komponen kajian seperti pemantauan biologi, penentuan kualiti air, penentuan logam berat dalam air dan permodelan QUAL2K. Bab ini juga secara terperinci menerangkan sebab-sebab pemilihan Sungai Penchala sebagai kawasan kajian, analisis-analisis yang terlibat dalam kajian ini serta piawaian yang diguna untuk tujuan rujukan bersesuaian dengan keperluan negara Malaysia. Oleh kerana terdapat tiga komponen utama dalam kajian ini, sub topik dibahagikan kepada tiga bahagian iaitu (i) persampelan makroinvertebrat bentik berserta kaedah dan analisis yang terlibat, (ii) persampelan air sungai bagi penentuan kualiti air sungai dan juga logam berat berserta kaedah dan analisis terlibat dan (iii) simulasi model QUAL2K berserta cara persampelan data untuk menjalankan simulasi senario terpilih berserta proses tentukur atau kalibrasi data untuk mencapai bentuk model yang dikehendaki (menghampiri nilai pengukuran lapangan).

3.2 KAWASAN KAJIAN

Sungai Penchala merupakan sungai yang terletak dan mengalir di kawasan bandar. Lokasi sungai yang terletak disempadan Wilayah Kuala Lumpur dengan kepanjangan 10.5 kilometer (Rajah 3.1) dengan kawasan tadahan seluas 50 km². Sungai ini juga unik kerana ia mengalir menerusi dua daerah dan dengan keadaan sekeliling yang sesak membangun disamping struktur sungai yang bukan lagi berciri semula jadi (Chow, Haris & Sidek 2016). Sungai Penchala juga dikenal pasti sebagai di antara 11 anak sungai yang

mengalir ke dalam aliran Sungai Klang dan merupakan antara yang terpendek tetapi paling tercemar berbanding anak sungai yang lain (Fazleena 2010; Lean 2010; Mak 2004).

Sebelum kajian ini dijalankan, pemantauan yang dijalankan ke atas Sungai Penchala dan kawasan sekelilingnya mendapati hulu Sungai Penchala terletak di Wilayah Persekutuan Kuala Lumpur berdekatan dengan kawasan rekreasi Taman Tun Dr Ismail dan aliran air sungai ini sepanjang 2 km merentasi kawasan bandar Kuala Lumpur 2 km sehinggalah ke daerah Petaling Jaya sebelum mengalir masuk ke dalam Sungai Klang (Chow, Haris & Sidek 2016).

Berdasarkan pengamatan penyelidik selama 3 tahun kajian ini dijalankan, sebahagian besar Sungai Penchala telah banyak mengalami pengubahsuaian fizikal iaitu dari segi struktur dan aliran semula jadinya. Keadaan tebing sungai telah diperkukuh dengan binaan konkrit dan batuan, manakala saluran pembentung bawah tanah dibina di beberapa bahagian sungai melalui kawasan perumahan dan kilang. Disamping itu, jumlah saluran air bersaiz kecil ke sederhana yang banyak boleh didapati di sepanjang sungai bermula dari kilometer kedua dan jumlah ini meningkat menghampiri kawasan hilir sungai.

Pencemaran Sungai Penchala adalah sesuatu yang diakui. Peningkatan penduduk di kawasan sekitar Sungai Penchala disamping aktiviti pembangunan yang pesat di kawasan sekitar lembangan sungai dipercayai turut menyumbang terhadap kemerosotan kualiti air sungai kerana penurunan kualiti air sungai ini didapati berkadar langsung dengan peningkatan kepadatan penduduk di kawasan sekeliling. Punca pencemaran yang telah dikenal pasti adalah daripada kesan pembuangan sampah-sarap (Weng 2005), pelepasan efluen daripada kawasan industri dan perumahan serta limpahan daripada tangki rawatan kumbahan berdekatan. Disamping itu, kesan aktiviti pembangunan di kawasan tebing sungai seperti pembinaan dan tebing tanah yang terdedah turut menjadi faktor penyebab kemerosotan kualiti air (Mohamad Suhaily Yusri Che Ngah & Zainudin Othman 2011). Keadaan sungai yang telah banyak diubah untuk tujuan saluran bagi mengelakkan kejadian banjir kilat telah mengubah sebahagian besar sungai ini kepada bentuk saluran jenis konkrit (Zubaidah et al. 2013). Pencemaran air Sungai Penchala turut

meningkatkan lagi pencemaran air Sungai Klang dan kesan ini mendatangkan kesan buruk kepada pihak yang bergantung kepada Sungai Klang bagi tujuan pengangkutan dan terdapat juga komuniti masyarakat yang tinggal berdekatan dengan sungai ini. Secara umum, Sungai Penchala merupakan sebahagian daripada Sungai Klang dan memainkan peranan penting sejak awal sejarah penempatan di Semenanjung Malaysia khususnya di negeri Selangor (Jabatan Pengairan dan Saliran Negeri Selangor 2005; Majlis Pemandaran Klang 2010; Siti Husna Idrus 2013; Universiti Malaya 1994). Tambahan pula Sungai Klang terletak dalam kawasan yang paling pesat membangun di Malaysia dan adalah penting untuk memulihara sungai ini untuk kesejahteraan setempat (Othman, M E & Mohamed 2012). Keadaan iklim di kawasan kajian adalah bersifat tropika yang mengalami jumlah hujan tahunan yang sederhana berserta suhu dan kelembapan yang tinggi (Desa & Niemczynowicz 1996).

3.3 STESEN PERSAMPELAN

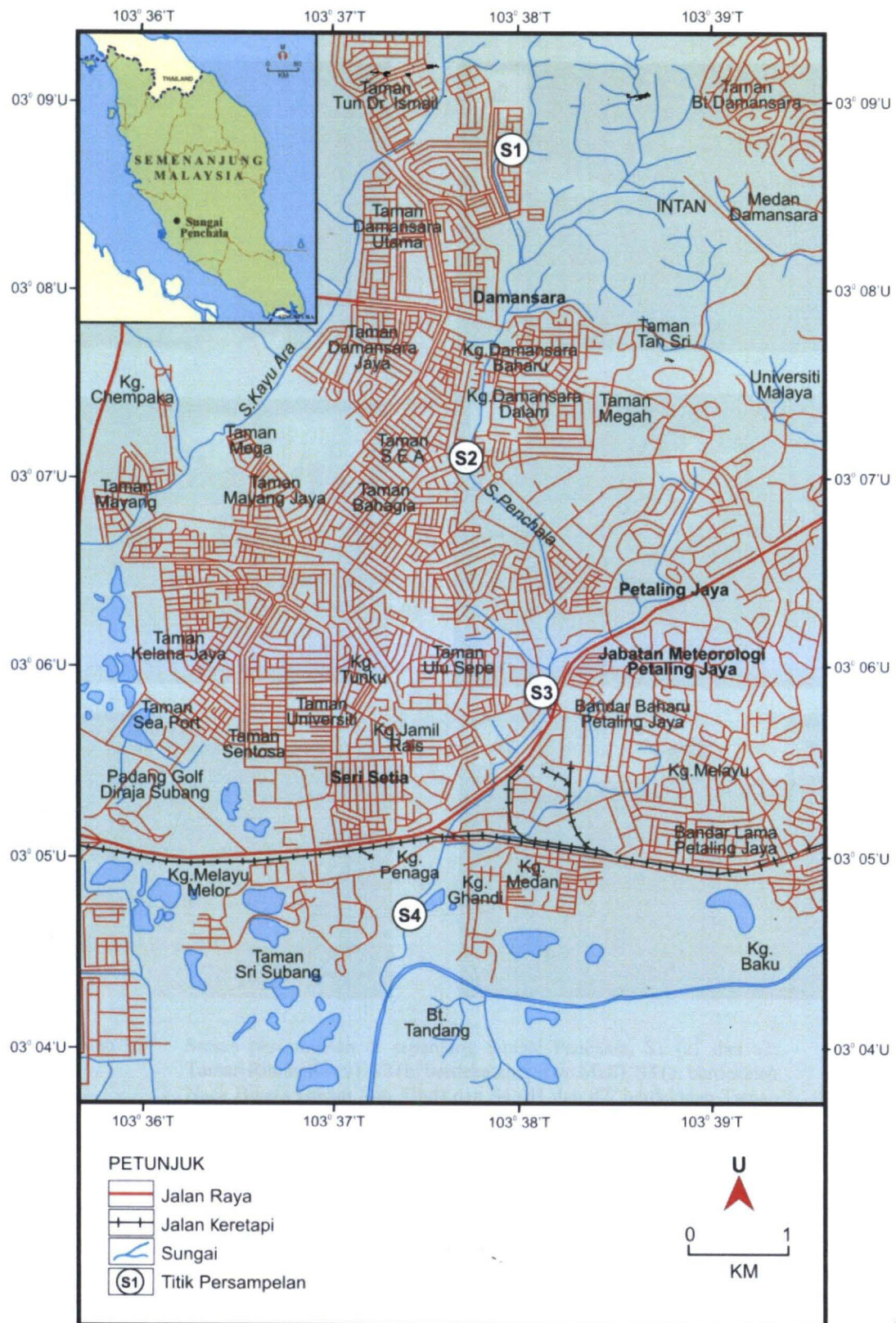
Aktiviti pengumpulan data dan sampel dijalankan pada 4 stesen persampelan yang telah ditentukan dengan jarak sekitar 2.5 kilometer di antara setiap stesen. Jarak ini ditentukan mengikut tinjauan jenis aktiviti dan guna tanah di kawasan sekeliling Sungai Penchala. Empat stesen ini adalah memadai untuk mewakili 4 jenis guna tanah di kawasan sekeliling dan boleh mencerminkan kesan peningkatan pencemaran secara berperingkat daripada kawasan berkepadatan rendah kepada kawasan berkepadatan tinggi.

Stesen 1 (S1) terletak di bahagian paling hulu sungai yang berada dalam kawasan rekreasi yang di selenggara oleh Majlis Bandaraya Kuala Lumpur. Mempunyai saiz sungai yang agak kecil berbanding stesen yang lain dengan dasar berbatuan sederhana kecil-besar serta dilitupi kanopi pokok. Stesen 1 juga didapati tidak mengalami pencemaran air dan sesuai dijadikan sebagai stesen kawalan bagi air sungai yang bebas cemar dalam kajian ini untuk tujuan perbandingan dengan stesen yang lain. Stesen 2 (S2) dan Stesen 3 (S3) berada di bahagian pertengahan sungai yang mempunyai jenis guna tanah yang bercampur di antara industri, komersial dan perumahan. S2 terletak di belakang pusat membeli-belah dan berdekatan kawasan perumahan, manakala S3 pula terletak di kawasan industri dan komersial seperti juga kilang, pusat jualan dan bengkel automotif. Kedua-dua lokasi persampelan ini (S2 dan S3) merupakan bahagian sungai

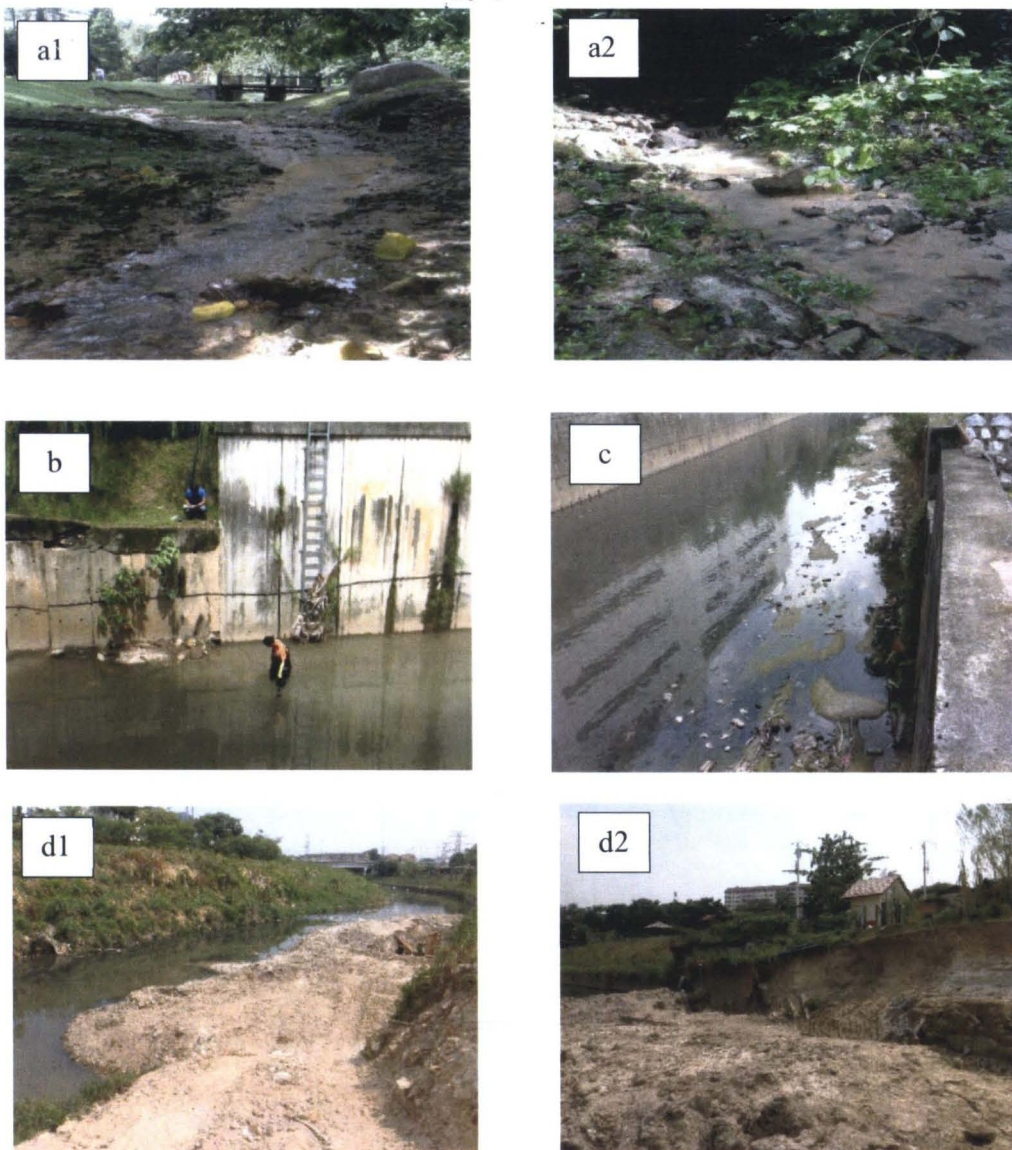
yang telah diubah. Dalam erti kata lain, ciri Sungai Penchala di antara S2 dan S3 telah banyak mengalami pengubahsuaian sebagai saluran untuk kawasan bandar dan perindustrian yang bercirikan konkrit. Stesen 4 (S4) pula terletak di bahagian hilir sungai sebelum memasuki Sungai Klang dilihat telah mengalami proses pendalaman dasar dan pelebaran tebing sungai untuk mengelakkan berlakunya banjir. Kawasan di sekitar S4 adalah kawasan berkepadatan tinggi serta mempunyai kawasan tebing yang terdedah kepada risiko hakisan kerana kurangnya tumbuhan riparian. (Jadual 3.1; Rajah 3.1; Rajah 3.2). Kesemua stesen ini berada dalam kedudukan yang strategik kerana mempunyai ciri morfologi sungai yang berbeza dalam lingkungan kawasan yang berkepentingan. Stesen 2 hingga 4 pula terletak dalam lingkungan saluran kemasukkan air yang banyak dan boleh digunakan untuk melihat kesan antropogenik terhadap corak kualiti air Sungai Penchala selama tempoh dua tahun persampelan ini dijalankan.

Jadual 3.1 Kedudukan koordinat stesen persampelan dan jenis landskap di sekeliling

Stesen	Guna Tanah	Kawasan	Koordinat GPS
S1	Kawasan Rekreasi	Wilayah Persekutuan, Kuala Lumpur	03 ^o 08' 45.3" N 101 ^o 37' 54.1" E
S2	Komersial dan Perumahan	Petaling Jaya, Selangor	03 ^o 07' 7.4" N 101 ^o 37' 42.7" E
S3	Industri, Komersial dan Perumahan	Petaling Jaya, Selangor	03 ^o 05' 49" N 101 ^o 38' 4.1" E
S4	Industri, Komersial dan Perumahan	Petaling Jaya, Selangor	03 ^o 04' 45.4" N 103 ^o 37' 18.0" E



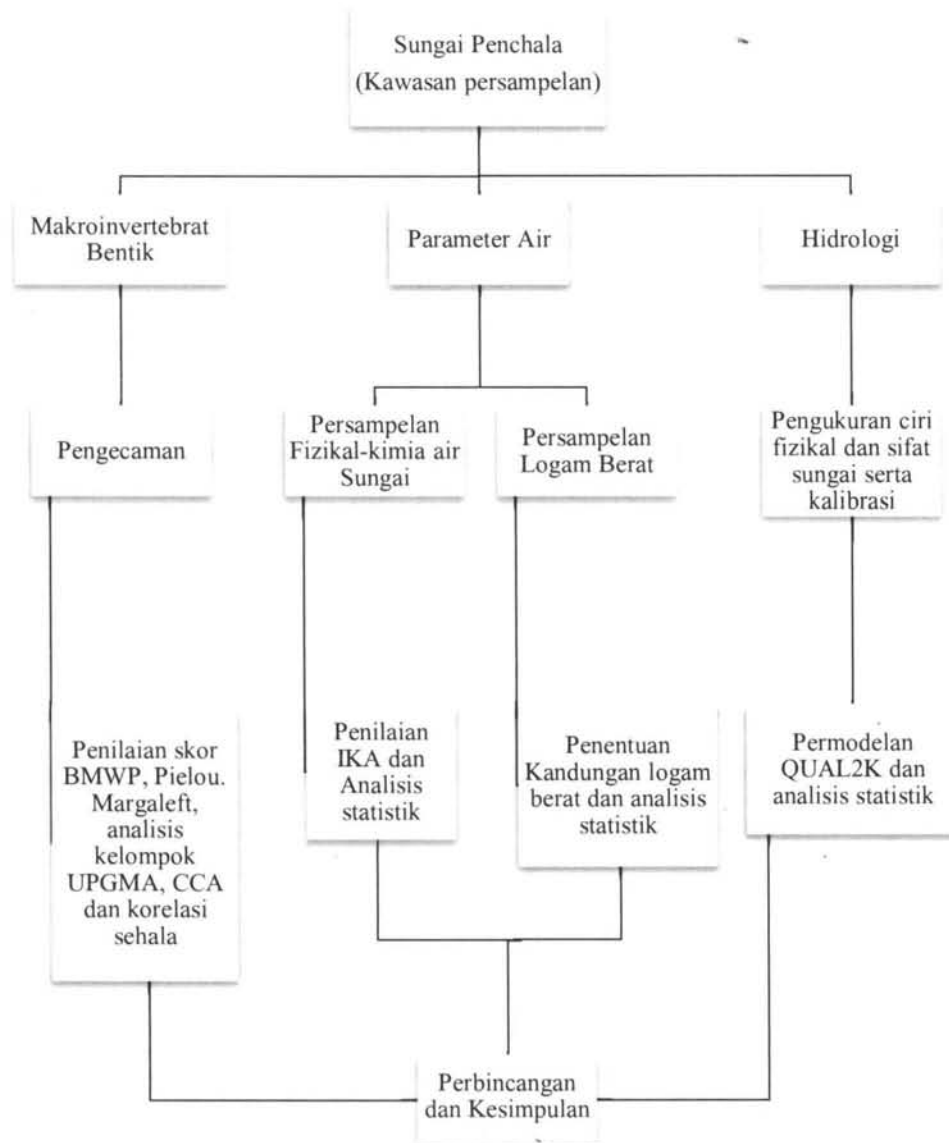
Rajah 3.1 Peta Sungai Penchala dan stesen persampelan (S1=stesen 1, S2=Stesen 2, S3=Stesen3 dan S4=Stesen 4)



Rajah 3.2 Stesen persampelan di sepanjang Sungai Penchala, S1 (a1 dan a2; Taman Rimba Kiara), S2 (b; berdekatan SStwo Mall), S3 (c; berdekatan Naza Bikers Dream Sdn. Bhd) dan S4 (d1 dan d2; berdekatan Taman Desaria)

3.4 CARTA ALIR KERJA

Aliran kerja bagi kajian ini adalah seperti yang tertera pada Rajah 3.3. Terdapat 3 pecahan besar yang merangkumi kualiti air, makroinvertebrat bentik, dan juga daripada aspek hidrologi yang digunakan dalam permodelan QUAL2K. Rajah di bawah juga menunjukkan proses-proses yang terlibat secara ringkas secara kronologi serta hasil yang ingin dicapai.



Rajah 3.3 Carta alir kajian

3.5 PERSAMPELAN

Terdapat dua fasa dalam persampelan yang telah dijalankan. Fasa pertama melibatkan aktiviti dan pengumpulan data parameter air terpilih serta persampelan dan analisis makroinvertebrat benthik yang telah dijalankan dua bulan sekali, bermula dari bulan Ogos 2012 dan berakhir pada bulan Jun 2014. Persampelan fasa pertama ini dilakukan di S1 terlebih dahulu dan diakhiri di S4 (Rajah 3.1). Fasa kedua pula melibatkan persampelan bagi tujuan permodelan QUAL2K yang dilakukan di sepanjang Sungai Penchala bertumpu pada sumber pelepasan air utama ke dalam aliran air Sungai Penchala yang meliputi enam sumber pelepasan, yang terdiri daripada parit besar dan juga anak sungai (Rajah 3.3). Sumber pelepasan air utama bagi Sungai Penchala dikenal pasti berdasarkan jumlah isi padu air yang memasuki sungai utama (Sungai Penchala) dan juga jenis kawasan yang telah dilalui oleh air tersebut. Ini kerana jika air tersebut berpunca daripada kawasan berkepadatan tinggi, terdapat kebarangkalian sumber air tersebut adalah sangat tercemar. Oleh itu stesen persampelan bagi tujuan permodelan QUAL2K adalah berbeza daripada stesen persampelan yang digunakan dalam penentuan kualiti air secara biologi dan fizikal-kimia. Fasa kedua ini dilakukan pada bulan Ogos 2015. Penentuan kualiti air melalui kaedah pemantauan biologi dan fizikal-kimia air sungai dilakukan terlebih dahulu selama dua tahun dalam fasa pertama untuk memperoleh corak kualiti air Sungai Penchala seterusnya membantu penyelidik untuk memahami keadaan fizikal dan kimia sungai jenis ini. Pemahaman daripada fasa pertama kemudiannya diguna pakai dalam fasa kedua kajian yang memerlukan pemahaman yang menyeluruh mengenai sungai ini daripada aspek hidrologi, morfologi dan aktiviti guna tanah di kawasan lembangan sungai tersebut.

3.6 PERSAMPELAN AIR SUNGAI

3.6.1 Persampelan dan Analisis Parameter Fizikal-Kimia

Persampelan air sungai bagi penentuan parameter fizikal-kimia air terbahagi kepada dua iaitu pengukuran yang boleh dilakukan secara terus di kawasan kajian (*in-situ*) dan pengukuran yang perlu dilakukan di dalam makmal (*ex-situ*).

Pengukuran secara *in-situ* bagi parameter fizikal-kimia air sungai seperti pH, konduktiviti, DO dan suhu air sungai diambil dengan menggunakan instrumen HYDROLAB Quanta®. Spesifikasi transmiter yang digunakan adalah di antara 2 hingga 12 unit bagi pH, 0-50 mg/L bagi DO; 0 hingga 1000 NTU bagi kekeruhan dan 0 hingga 100 mS/cm bagi konduktiviti untuk kesemua stesen persampelan. Sebanyak lima replikasi diambil bagi setiap stesen persampelan (Rajah 3.1) untuk persampelan secara *in-situ*. Nilai purata dikira dalam penentuan akhir nilai pH, konduktiviti, DO dan suhu air sungai.

Pengukuran secara *ex-situ* bagi parameter seperti $\text{NH}_3\text{-N}$, BOD_5 , COD dan TSS. diukur di dalam makmal menggunakan sampel air sungai yang telah terlebih dahulu diambil semasa pengukuran secara *in-situ* dilakukan. Pengukuran dilakukan sebanyak tiga replikasi bagi setiap parameter dan nilai purata digunakan untuk penentuan nilai akhir $\text{NH}_3\text{-N}$, BOD_5 , COD dan TSS.

Persampelan sampel air bagi analisis BOD_5 diambil dengan menggunakan botol BOD (300 ml) dengan air sungai tanpa meninggalkan ruang udara dan seterusnya ditutup dengan keadaan botol masih terendam di dalam air untuk mengelakkan udara luar memasuki ruang di dalam botol. Bagi tujuan analisis kandungan logam berat dalam air, COD, $\text{NH}_3\text{-N}$ dan TSS, sampel air dikumpul dalam botol polietilena (1L). Sebaik sahaja sampel tiba di makmal, sampel air tersebut dibiarkan kembali ke suhu bilik. Air paip yang telah dibuang klorin dan ditepukan dengan udara digunakan untuk tujuan pencairan sampel BOD (HACH 2003). Pencairan sebanyak 30% dilakukan terhadap sampel BOD_5 bagi sampel air di S2, S3 dan S4 disebabkan permintaan oksigen biokimia yang tinggi dan juga kerana kandungan DO yang rendah. Kaedah ini dilakukan dengan menyukat 30 ml sampel air ke dalam botol BOD dan kemudian ditambah dengan 270 ml air nyah klorin. Selepas proses pencairan, bacaan oksigen terlarut sebelum proses penderaman (DO_{awal}) diambil dengan menggunakan YSI Model 5000. Proses kalibrasi alat dilakukan mengikut prosedur yang telah diberikan oleh pengeluar (YSI incorporated 1998). Sampel kemudiannya dieram dalam inkubator selama 5 hari pada suhu 20°C . Selepas tempoh penderaman, sampel dibiarkan seketika pada suhu bilik dan bacaan kedua (DO_{akhir}) diambil dengan menggunakan alat yang sama. Bacaan BOD_5 dikira dengan mengira jumlah oksigen terlarut yang tinggal dalam botol BOD setelah lima hari dan perlu

didarabkan dengan nilai faktor pencairan per 300 ml sampel BOD khusus untuk sampel BOD₅ bagi S2, S3 dan S4. Pengiraan BOD ditunjukkan dalam formula pengiraan berikut:

$$\begin{aligned} &\text{Pengiraan nilai BOD tanpa pencairan:} \\ &BOD_5 = (Bacaan DO_{awal} - Bacaan DO_{akhir}) \end{aligned} \quad \dots 3.1$$

$$\begin{aligned} &\text{Pengiraan nilai BOD dengan pencairan:} \\ &BOD_5 = \frac{(Bacaan DO_{awal} - Bacaan DO_{akhir})}{(sampel ml \div 300 ml)} \end{aligned} \quad \dots 3.2$$

Persampelan air untuk penentuan kandungan NH₃-N, COD dan TSS dilakukan dengan menggunakan botol polietilena. Botol polietilena digunakan kerana sifat afinitinya yang mengurangkan penjerapan atau pengikatan bahan asing pada dinding botol. Ini bersesuaian bagi sampel air yang mengandungi logam berat dan juga nutrien. Sebelum sampel air diambil botol polietilena yang terlebih dahulu telah dicuci dengan asid lemah dibilas sekali lagi dengan air sungai di stesen persampelan sebelum diisi penuh. Sampel air sungai diambil sebanyak 3 replikasi untuk setiap stesen persampelan. Botol polietilena yang mengandungi sampel air tersebut kemudiannya dilabelkan dengan tarikh, masa dan lokasi persampelan. Sampel tersebut kemudiannya disejukkan ke suhu 4°C menggunakan ais bagi tujuan pemindahan sampel ke makmal (APHA 2005). Setibanya di makmal, sampel tersebut dibahagikan kepada dua bahagian iaitu untuk analisis kimia air dan juga untuk digunakan dalam penentuan logam berat dalam air. Pengawetan sampel air dengan menggunakan asid tidak digunakan bagi sampel air untuk analisis kimia kerana analisis terhadap sampel tersebut dijalankan sebaik sahaja sampel tiba di makmal kurang daripada tempoh 24 jam daripada waktu persampelan dijalankan. Sampel air bagi tujuan penentuan logam berat hendaklah dituras sebaik sahaja tiba di makmal iaitu kurang daripada tempoh 12 jam daripada waktu persampelan dijalankan dan penurasan sampel air bagi tujuan tersebut dilakukan juga dalam tempoh tersebut.

Analisis permintaan oksigen kimia dilakukan dengan menggunakan kaedah penghadaman reaktor. Penghadaman sampel air bagi tujuan ini dilakukan dalam botol penghadaman COD. Botol penghadaman COD bagi kepekatan COD yang sangat rendah digunakan bagi sampel air S1 dengan julat pengesanan 0.7 hingga 40.0 mg/L, botol penghadaman COD dengan julat ini hanya digunakan bagi S1 kerana bacaan bagi kawasan tersebut sentiasa rendah berdasarkan tinjauan persampelan yang telah

dijalankan sebelum ini. Oleh itu, Botol penghadaman dengan julat tersebut digunakan bagi analisis COD untuk stesen tersebut. Botol COD dengan julat pengesanan di antara 3 hingga 150 mg/L pula digunakan bagi S2, S3 dan S4. Pengukuran bacaan COD diambil menggunakan spektrofotometer Hach, model DR2500; menggunakan program 431 dan 430 pada panjang gelombang 420 nm (HACH 2007a). Pengukuran kandungan NH₃-N dibuat dengan menggunakan kaedah Nessler. Sampel bagi S2, S3 dan S4 dicairkan kepada 50% dengan menggunakan air suling. Ini dilakukan dengan mengukur 12.5 ml sampel air dan 12.5 ml air nyah ion ke dalam vial. Set reagen ammoniakal nitrogen dititiskan ke dalam sampel mengikut kaedah HACH sebelum dibaca menggunakan spektrofotometer HACH model DR2500 dengan julat bacaan di antara 0.02 hingga 2.50 mg/L pada panjang gelombang 425 nm (HACH 2007b). Penggunaan analisis berasaskan spektrofotometer berbanding kaedah titratan kerana kaedah titratan didapati mempunyai beberapa kelemahan seperti ketakstabilan natrium tiosulfat, penggunaan bahan kimia dalam kuantiti yang tinggi, masa yang lama (Ying et al. 2006).

Jumlah pepejal terampai (TSS) dianalisis dengan menapis 200 ml sampel air melalui Whatman 934-AH penapis kaca mikrofiber dengan saiz 0.47 µm. Penapis kaca mikrofiber itu, terlebih dahulu dikeringkan sehingga mencapai berat malar pada suhu 105°C dan dipanaskan sekali lagi bersama-sama hasil turasan pada suhu yang sama sehingga mencapai berat malar. Bacaan sebelum pemanasan tanpa sampel dan selepas pemanasan bersama sampel dicatatkan untuk tujuan pengiraan TSS (APHA 2005; Jethra 1993).

$$TSS \left(\frac{mg}{L} \right) = \frac{[(Kertas\ turas\ +\ sampel) - Kertas\ turas\ tanpa\ sampel]mg}{Isi\ padu\ air\ (L)} \dots 3.3$$

Nilai purata bagi parameter COD, BOD₅, TSS, pH, DO dan NH₃-N digunakan untuk tujuan penentuan kualiti air mengikut indeks kualiti air Malaysia (WQI) yang diguna pakai oleh Jabatan Alam Sekitar Malaysia (DOE 2006). Ujian tak berparameter Kruskal-Wallis H dan Friedman digunakan untuk membuat perbandingan di antara stesen persampelan dan juga di antara bulan persampelan.

3.6.2 Analisis Kandungan Logam Berat dalam Air

Tinjauan kawasan persampelan (Rajah 3.5) mendapati jenis guna tanah di sekitar kawasan persampelan adalah untuk tiga tujuan utama, iaitu perumahan, komersial dan industri. Aktiviti perkilangan boleh didapati di zon kawasan perindustrian bebas, khususnya di sekitar S2 dan S3. Aktiviti guna tanah lain yang boleh dilihat di kawasan tersebut adalah pejabat, gudang, pusat servis dan jualan kenderaan serta pembuatan besi. Data ini diperolehi daripada semakan yang dilakukan menggunakan peta guna tanah Jabatan Perancangan dan Pembangunan, Majlis Bandaraya Petaling Jaya (MBPJ). Berdasarkan maklumat ini, 8 jenis logam berat yang kebiasaannya dibebaskan daripada aktiviti tersebut dikenal pasti. Logam tersebut adalah aluminium, kromium ferum, nikel, kuprum, zink, kadmium dan plumbum. Oleh itu, kepekatan logam berat dalam air diukur untuk menilai kesan aktiviti guna tanah ke atas kandungan logam berat dalam air Sungai Penchala.

Sampel air logam berat disediakan dengan menuras 50 ml air sungai menerusi penuras membran dengan saiz liang 0.45 μm . Kemudian hasil turasan disimpan dalam botol polietilena setelah diawet menggunakan asid nitrik pekat (HNO_3 , 65%) sebanyak 0.1 ml atau 2% daripada jumlah isi padu sampel. Sampel air yang telah diawet kemudiannya disimpan dalam peti sejuk bersuhu 4^oC sehingga tempoh analisis. Penyimpanan sampel menggunakan botol dan dalam suhu tersebut adalah bertujuan untuk mengelakkan berlakunya reaksi dan perubahan terhadap sifat kimia sampel semasa dalam simpanan.

Kandungan logam berat dalam air ditentukan menggunakan spektrometer jisim plasma terganding beraruhan (ICP-MS). Kalibrasi dilakukan menggunakan larutan penimbal piawai pelbagai elemen yang telah dicairkan kepada 100 $\mu\text{g/L}$, 50 $\mu\text{g/L}$ dan 25 $\mu\text{g/L}$ yang baru disediakan. ICP-MS kemudiannya dikalibrasi menggunakan larutan dengan kepekatan yang paling tinggi hingga yang terendah. Semasa proses ini dijalankan, ICP-MS diselaraskan untuk mengesan logam berat mengikut julat kepekatan larutan penimbal piawai pelbagai elemen. Terdapat kemungkinan sesetengah logam berat yang hendak diukur kepekatan mempunyai bacaan kepekatan yang melebihi atau berada di bawah julat kebolehan pengesanan ICP-MS. Oleh itu, bagi bacaan kepekatan yang

melebihi julat pengesanan tersebut, air nyah ion disediakan bagi tujuan pencairan dan bacaan dilakukan semula menggunakan ICP-MS. Keadaan ini disebabkan kepekatan logam berat dalam sampel adalah berbeza-beza dengan kepekatan yang tidak diketahui. Nilai bacaan kepekatan yang diperolehi kemudian dibandingkan dengan nilai piawaian NWQS (DOE 2006), Akta Kualiti Alam Sekeliling 1974 (DOE 1995) dan juga kajian-kajian lepas untuk melihat status kepekatan logam berat dalam air Sungai PENCHALA (Lampiran K). Rujukan kajian lepas digunakan dalam perbandingan ini kerana tidak kesemua parameter logam berat yang diukur dilaporkan dalam piawaian yang digunakan di Malaysia. Disamping itu, ujian ANOVA sehalu digunakan untuk membandingkan kandungan logam berat antara stesen persampelan. Ujian tersebut dibuat dengan menggunakan perisian SPSS versi 2.1.

3.7 PERSAMPELAN MAKROINVERTEBRAT BENTIK

Matlamat utama dalam kaedah persampelan makroinvertebrat benthik adalah untuk mengumpul sebanyak mungkin sampel makroinvertebrat benthik daripada persekitaran akuatik. Dalam kajian ini, Jaring Surber dengan luas bukaan 1256 cm × 1256 cm digunakan. Menurut Cucherousset et al. (2008), Jaring Surber kerap digunakan dalam persampelan makroinvertebrat benthik, manakala kepelbagaian dan jumlah makroinvertebrat benthik yang berjaya dikumpul menggunakan teknik ini dipengaruhi oleh jumlah replikasi yang dijalankan dan juga teknik persampelan yang digunakan kerana makroinvertebrat benthik tertabur mengikut nisb yang terdapat dalam suatu sistem sungai tersebut. Oleh itu, jenis dan jumlah kawasan akan mempengaruhi kepelbagaian makroinvertebrat benthik yang dikumpul yang berjaya disampel.

Jaring Surber diletakkan pada kedalaman air yang bersesuaian agar air sungai tidak menenggelamkan Jaring Surber. Ini kerana dikhuatiri terdapat makroinvertebrat benthik yang terlepas kerana dibawa aliran air melepasi jaring tersebut. Bukaan Jaring Surber perlu diletakkan menghadap arah kepala air, manakala bahagian hujung jaring perlulah menghadap arah hilir sungai. Jika terdapat halangan seperti ranting kayu di hadapan bukaan Jaring Surber, halangan tersebut hendaklah dialihkan untuk memastikan aliran air tidak terganggu. Setelah jaring diletakkan di atas kawasan yang dikehendaki, kuadrat dengan saiz bukaan yang sama diletakkan di hadapan bukaan Jaring Surber.

Dasar substrat kemudiannya diganggu dengan menggunakan jari secara kasar untuk menanggalkan mana-mana makroinvertebrat bentik yang mungkin terlekat pada substrat. Batuan yang bersaiz besar hendaklah diteliti satu per satu untuk memastikan kesemua makroinvertebrat bentik dalam kawasan kuadrat tersebut disampel.

Setelah selesai, sampel kemudiannya diletakkan ke dalam dulang kecil dan dibilas dengan air sungai beberapa kali sehingga tiada partikel kasar seperti pasir, batuan kecil ataupun daun kering sebelum dimasukkan ke dalam bekas plastik. Jaring Surber kemudiannya dibasuh dengan teliti untuk mengelakkan sebarang kontaminasi pada persampelan seterusnya.

3.7.1 Pengawetan Sampel

Sampel makroinvertebrat yang telah dilabelkan kemudiannya diawet dengan kadar yang segera untuk mengelakkan kerosakan sampel yang boleh menyukarkan proses pengecaman. Bagi tujuan ini, larutan etanol dengan kepekatan 95% ditambah ke dalam beg plastik yang mengandungi sampel makroinvertebrat bentik tersebut. Jumlah etanol yang digunakan untuk mengawet sampel tersebut adalah sebanyak 1/3 daripada kandungan sampel. Kepekatan larutan etanol sebanyak 95% tanpa pencairan untuk tujuan pengawetan makroinvertebrat bentik didapati mampu mengawet sampel dengan lebih baik, khususnya bagi sampel makroinvertebrat bentik seperti cacing yang terdapat di stesen 2, 3 dan 4 yang mudah hancur jika diawet dalam larutan yang telah dicairkan. Beg yang mengandungi sampel dan campuran etanol digoncang dengan perlahan untuk memastikan kesemua sampel bercampur dengan etanol secara sekata tanpa merosakkan sampel. Sampel seterusnya dibawa ke makmal untuk tujuan pengecaman.

3.7.2 Pengecaman dan Analisis Makroinvertebrat Bantik

Di makmal, sampel makroinvertebrat bentik sekali lagi dibersihkan di bawah aliran air paip untuk membuang lebihan etanol dengan cara mengalirkan air paip secara perlahan dan berhati-hati ke atas sampel dan dilakukan di dalam penapis. Kemudian sampel makroinvertebrat bentik dipindahkan ke dalam dulang berdasar rata dengan latar berwarna putih. Pengasingan sampel makroinvertebrat bentik daripada substrat dilakukan di bawah cahaya lampu dengan menggunakan forsep, dan sampel makroinvertebrat

bentik yang telah diasingkan dipindahkan ke dalam bekas yang berisi etanol baru dengan kepekatan 75%. Pengecaman makroinvertebrat bentik dilakukan sehingga ke tahap famili dengan menggunakan buku rujukan Pennak (1989) dan Brinkhurst (1971).

Terlebih dahulu analisis indeks kepelbagaian Shannon, kekayaan Margalef dan keserataan Pielou dilakukan ke atas data makroinvertebrat bentik yang telah dikenal pasti. Tujuan analisis ini dilakukan adalah untuk menentukan struktur makroinvertebrat bentik dari aspek jumlah, integriti dan keseimbangan. Data ini juga secara tidak langsung boleh mencerminkan kesan aktiviti manusia ke atas makroinvertebrat bentik di setiap bahagian sungai (Laurila-Pant et al. 2015; Türkmen & Kazanci 2010). Pengiraan ketiga-tiga indeks ini dilakukan dengan menggunakan Formula 2.1, 2.2 dan 2.3 (Magurran 2004).

Kaedah kelompok UPGMA dilakukan dengan perisian *MultiVariate Statistical Package* (MVSP 3.0). UPGMA merupakan antara analisis yang digunakan untuk mengenal pasti, mengelas dan mengasingkan kumpulan organisma berdasarkan persamaan dan perbezaan yang terdapat di antara kumpulan atau komuniti organisma yang dikaji, penggunaan kaedah UPGMA dalam ekologi khusus bagi organisma yang disampel dalam ruang kontinum seperti sungai dipanggil tipologi (jenis sistem) dan bertujuan untuk menerangkan struktur komuniti yang terdapat dalam ruang kontinum tersebut (Kreft & Jetz 2010; Legendre & Legendre 1998). Oleh itu, pengelasan terhadap sampel dimana dalam kes ini merupakan persamaan komposisi makroinvertebrat bentik di antara stesen persampelan boleh ditentukan. Persamaan dan perbezaan dalam komposisi makroinvertebrat bentik di antara stesen tersebut merupakan suatu petunjuk terhadap ciri sepunya yang mungkin dikongsi antara stesen persampelan sama ada dari segi habitat atau fizikal-kimia air sungai. Penggunaan perisian MVSP dipilih kerana perisian ini turut menghasilkan rajah dendogram yang memudahkan pemahaman terhadap pengelasan yang dilakukan.

Ujian korelasi sehalu dilakukan ke atas famili makroinvertebrat yang paling dominan dan hadir dalam kuantiti yang banyak sepanjang tempoh persampelan dijalankan. Oleh kerana tiada cara khusus untuk menentukan tahap dominasi sesuatu organisma dalam persekitaran akuatik. Penentuan organisma paling dominan dalam kajian ini ditentukan berdasarkan dua kriteria iaitu (i) boleh didapati dalam jumlah

individu yang banyak serta (ii) sentiasa didapati sepanjang waktu persampelan dijalankan. Analisis yang dijalankan lebih tertumpu pada famili makroinvertebrat bentik yang terdapat di bahagian sungai yang tercemar dan mempunyai struktur yang tidak atau separa semula jadi (S2, S3 dan S4). Tujuan analisis ini adalah untuk mengetahui jenis dan kekuatan korelasi di antara parameter WQI (terutamanya parameter pencemaran) ke atas populasi makroinvertebrat bentik (Tamiru, Asfaw & Yilma 2017). Analisis ini juga bertujuan untuk mengetahui sama ada terdapat famili makroinvertebrat bentik yang berpotensi untuk dijadikan petunjuk biologi bagi kualiti air sungai di bahagian sungai yang telah mengalami perubahan dari segi morfologi dan hidrologi kesan daripada aktiviti pembangunan yang dalam masa yang sama mengalami masalah pencemaran air yang teruk. Ini kerana untuk sesuatu organisma menjadi penunjuk biologi organisma tersebut hendaklah mempunyai perkaitan yang kuat terhadap faktor pencemar dan bagi tujuan ini jumlah data yang besar diperlukan untuk memastikan perkaitan tersebut wujud dalam satu tempoh yang panjang dan bukan terhad pada satu persampelan sahaja (Nikinmaa 2014). Ujian korelasi sehala ini dilakukan dengan menggabungkan keseluruhan data sepanjang waktu persampelan ke atas kumpulan makroinvertebrat bentik yang paling dominan dengan menggunakan perisian *Statistical Package for the Social Sciences* (SPSS versi 2.1).

Analisis atau ujian *Canonical Correspondence Analysis* (CCA) turut digunakan. Analisis ini dilakukan menggunakan perisian CANOCO (versi 4) dan dalam kajian. Analisis ini bertujuan untuk melihat pengaruh persekitaran ke atas taburan makroinvertebrat bentik (Ahmad, Siti Hafizah & Shuhaimi-Othman 2015). Rajah yang terhasil daripada analisis CCA memberikan maklumat mengenai hubungan antara kumpulan makroinvertebrat bentik dan juga parameter yang bertindak ke atasnya (ter Braak & Verdonschot 1995). Sebelum analisis ini dijalankan, data makroinvertebrat bentik dan data persekitaran hendaklah diperiksa tahap kenormalannya dan *outlier* yang mungkin terdapat pada data tersebut agar analisis yang dilakukan menghasilkan hasil yang baik.

Kumpulan makroinvertebrat bentik telah dikenal pasti juga digunakan dalam penentuan kualiti air menggunakan indeks *Biological Monitoring Working Parties* (BMWP) (Mustow, 2002). Pemilihan indeks BMWP Thailand yang telah ditambah baik

oleh Mustow (Mustow 2002) dalam kajian ini berbanding indeks asal seperti indeks BMWP United Kingdom dan Amerika Syarikat adalah kerana keadaan geografi yang jauh berbeza di negara asal di mana indeks ini dihasilkan. Oleh itu, penggunaan, indeks BMWP dari Thailand adalah lebih sesuai digunakan dalam hal ini kerana indeks tersebut dihasilkan dalam keadaan geografi dan iklim negara Thailand yang hampir menyerupai iklim yang terdapat di Malaysia. Disamping itu, indeks tersebut juga dipilih kerana pilihan famili makroinvertebrat benthik yang diguna pakai dalam indeks itu adalah lebih banyak dengan kebanyakan famili tersebut boleh didapati dalam persekitaran air tawar Malaysia.

Pengiraan indeks BMWP dilakukan dengan meletak nilai skor terhadap setiap kumpulan famili makroinvertebrat yang hadir dalam sesuatu kawasan. Nilai penskoran tersebut mempunyai nilai di antara 1 hingga 10 bergantung pada tahap ketahanan sesuatu organisma terhadap pencemaran. Sebagai contoh, famili Ephemerelellidae mempunyai nilai skor 10 yang menunjukkan tahap ketahanan yang paling rendah terhadap pencemaran air, manakala famili Tubificidae mempunyai nilai skor 1 yang menunjukkan tahap ketahanan yang paling tinggi. Nilai skor bagi setiap famili yang hadir dalam sesuatu stesen persampelan kemudiannya akan ditambah untuk mendapat jumlah nilai keseluruhan yang seterusnya menghasilkan nilai BMWP (Paisley, Trigg & Walley 2014). Indeks BMWP tersebut turut digunakan dalam ujian berparameter ANOVA sehala dan Tukey HSD untuk membandingkan nilai BMWP di antara stesen persampelan. Ujian ini dibuat menggunakan perisian SPSS versi 2.1.

3.7.3 Penentuan Peratusan dan Jenis Substrat

Jenis substrat yang berbeza-beza mempunyai pengaruh dalam taburan makroinvertebrat benthik. Oleh itu, adalah penting dalam kajian ini untuk menilai jenis substrat di suatu kawasan persampelan. Bagi tujuan ini, kuadrat dengan saiz $1 \times 1 \text{ m}^2$ digunakan untuk menentukan peratusan dan jenis substrat yang terdapat di dasar sungai bagi setiap stesen persampelan. Penentuan dilakukan berdasarkan kaedah persampelan kuadrat (Simonson 1993) dengan cara meletakkan kuadrat secara rawak dalam kawasan kajian dan seterusnya peratusan sesuatu jenis substrat di kawasan tersebut dianggarkan dan dicatatkan dalam borang penilaian habitat (Lampiran C). Jenis substrat dianggarkan

secara kasar berdasarkan skala Udden-Wentworth (Jadual 3.2) (Wentworth 1922). Dalam kajian ini, satu jenis klasifikasi ditambah ke dalam klasifikasi yang sedia ada iaitu konkrit dan penganggaran dilakukan berdasarkan jumlah peratusan kawasan yang diliputi oleh bahan atau binaan tersebut. Penganggaran peratusan substrat ini kemudiannya diulang sebanyak 3 kali secara rawak bagi setiap stesen persampelan.

Jadual 3.2 Skala Pengelasan Substrat Dasar Sungai Udden-Wentworth (1922)

Klasifikasi	Julat Diameter
Batu tongkol (boulder)	>256 mm
Batu buntar (cobble)	64 mm-256 mm
Batu kerikil (gravel)	2 mm-64 mm
Pasir	62.5 μ m – 2mm
Lodak	3.9 μ m – 62.5 μ m
Liat	0.98-3.9 μ m

3.8 SIMULASI PERMODELAN QUAL2K

Permodelan sungai menggunakan QUAL2K merupakan salah satu cara untuk memberi gambaran keadaan aliran sungai yang kompleks dengan mengambil kira kedinamikan ekosistem serta komponen hidrologi yang terlibat, berdasarkan pendekatan kaedah dan kos yang lebih rendah. Permodelan dijalankan bagi parameter tertentu di sepanjang Sungai Penchala bagi senario keadaan taburan hujan yang berbeza. Bagi tujuan ini, sistem pengunjuran sungai yang diguna pakai oleh QUAL2K digunakan dengan hulu sungai bermula pada kilometer 10.65 dan hilir sungai berada pada kilometer 0, serta pecahan kilometer di antara 10.65 dan 0 bagi kedudukan anak sungai yang terdapat di sepanjang Sungai Penchala. Pengetahuan mengenai sumber kemasukan bahan cemar di kilometer tersebut boleh digunakan untuk membantu pengurusan sungai yang lebih sistematik dan efektif.

Kaedah permodelan QUAL2K yang diguna pakai adalah berdasarkan manual penggunaan QUAL2K Versi 2.12. Terlebih dahulu data yang dikehendaki untuk menjalankan simulasi model QUAL2K dikumpul. Keperluan asas yang diperlukan untuk menjalankan simulasi model ini adalah data hidrologi sungai yang melibatkan pengiraan luas keratan rentas sungai pada stesen yang dikehendaki, proses pengunjuran sungai, pengukuran panjang sungai serta pengecaman anak sungai (Rajah 3.4) dan punca saluran

bahan buangan di sepanjang sungai (Lampiran A). Parameter-parameter kimia-fizikal sungai turut diperlukan untuk menjalankan model ini.

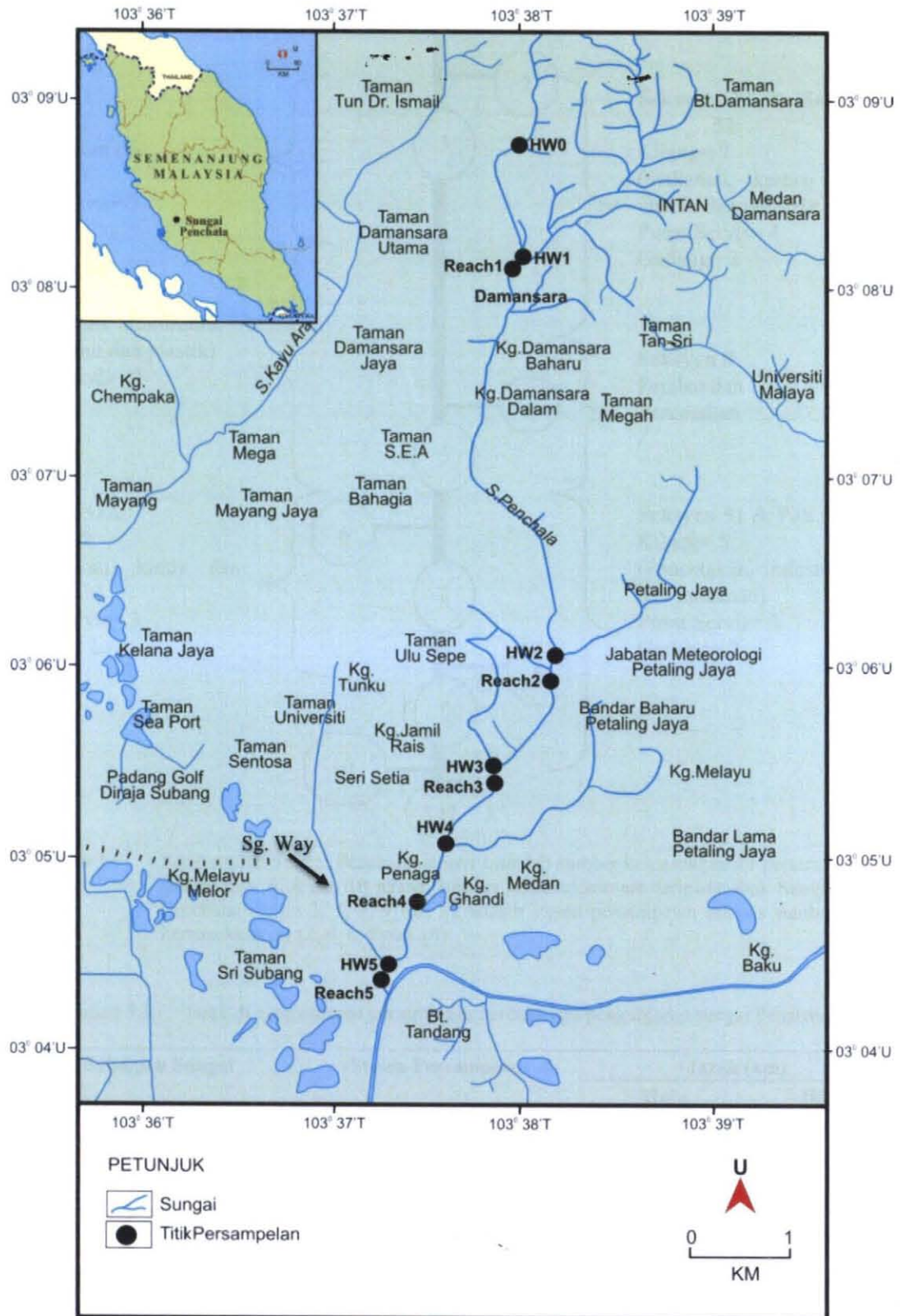
3.8.1 Persampelan Data Hidrologi dan Parameter Fizikal-Kimia Air Sungai

Perisian QUAL2K ditulis dalam format Microsoft Excel dengan menggunakan makro VBA, manakala pengiraannya dijalankan oleh perisian FORTRAN. Oleh itu, permodelan QUAL2K memerlukan perisian Microsoft Excel dan FORTRAN untuk dikendalikan. Data iklim, hidraulik dan parameter kualiti air diperlukan bagi sesuatu permodelan (Pelletier, Chapra & Tao 2006).

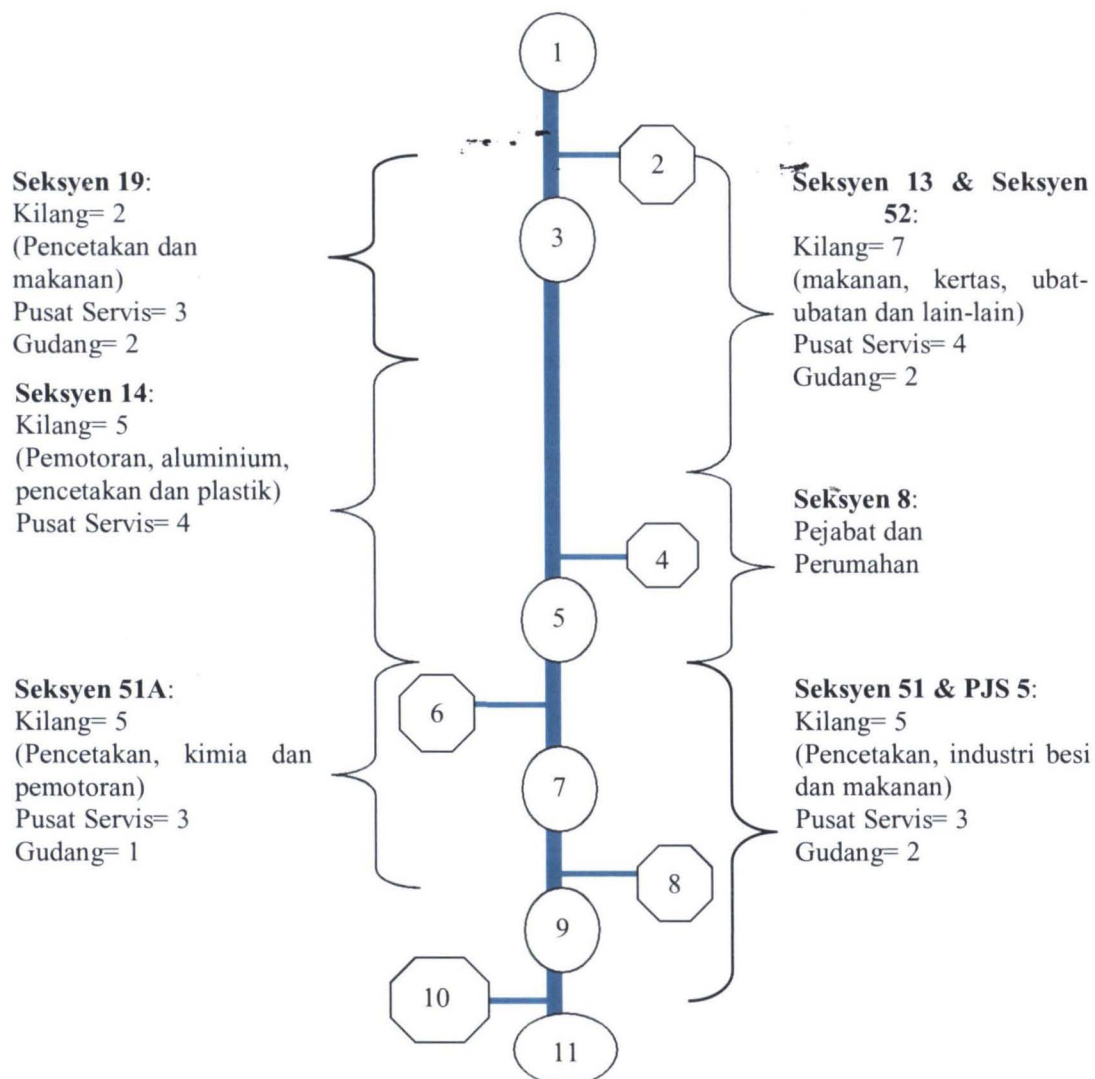
Data iklim yang diperlukan bagi sesuatu permodelan QUAL2K adalah seperti suhu udara, kelajuan angin, peratus lindungan awan dan teduhan pokok. Data hidrologi pula adalah seperti kadar luahan isi padu air (discharge) di setiap sumber air, gangguan aliran air seperti empangan, dimensi sungai (iaitu panjang bahagian sungai, luas dasar, kecerunan dasar dan kekasaran dasar), lokasi dan jarak setiap bahagian utama sungai dan sumber kemasukan air. Data kualiti air pula adalah seperti suhu air, nilai konduktiviti, nilai BOD, nilai DO dan ammoniakal nitrogen. Data ini kemudiannya dimasukkan ke dalam templat QUAL2K yang telah disediakan dalam format Microsoft Excel sebelum permodelan boleh dijalankan. Oleh itu, pengetahuan mengenai kawasan kajian amat penting untuk memastikan model yang terhasil mampu mencerminkan keadaan sungai yang dikaji (MacDonal 2010). Permodelan pertama hendaklah dikalibrasi supaya model jangkaan yang terhasil menghampiri ciri dan nilai sebenar semasa waktu persampelan sebelum simulasi senario keadaan tertentu boleh dimodelkan (Chapra, Pelletier & Tao 2012).

Berbeza dengan persampelan air bagi penentuan kualiti air dan makroinvertebrat benthik. Persampelan bagi permodelan QUAL2K memerlukan stesen persampelan yang baru (Rajah 3.4) mengikut titik-titik kemasukan sumber air (HW) anak Sungai Penchala sebelum ia bercampur dengan air Sungai Penchala dan juga stesen persampelan selepas luahan air tersebut bercampur dengan air Sungai Penchala (Reach). Terlebih dahulu panjang Sungai Penchala berserta jumlah dan panjang anak sungai yang terlibat perlu diukur menggunakan peta topografi dan dibandingkan dengan maklumat daripada aplikasi *Google Earth* dan juga data lepas daripada pihak DOE. Perbandingan dilakukan

kerana terdapat bahagian Sungai Penchala yang telah diubah alirannya. Perkara ini menyebabkan kepanjangan dan saiz sungai yang berbeza. Disamping itu, terdapat juga anak sungai yang telah dialirkan ke dalam sungai lain atau hilang daripada lokasi tetapi masih ditunjukkan di dalam peta topografi. Lokasi persampelan di sepanjang Sungai Penchala dan anak sungai yang telah dikenal pasti dicatatkan seperti dalam Rajah 3.4. Jarak dan pengunjuran sungai setiap bahagian sungai yang telah dikenal pasti dilampirkan seperti dalam Jadual 3.3. Rajah ini menunjukkan kawasan yang menjadi fokus persampelan data QUAL2K. Jenis aktiviti yang terdapat di kawasan berhampiran aliran sungai utama anak sungai yang terlibat turut disertakan bersama. Ini membantu penyelidik dalam mengenal pasti kawasan atau bahagian sungai yang berkemungkinan menjadi medium utama pencemaran air sungai dengan mengambil kira jenis guna tanah di kawasan tersebut.



Rajah 3.4 Stesen persampelan hidrologi QUAL2K (HW= kepala air/anak sungai)



Rajah 3.5 Pengunjuran Sungai Penchala; stesen 1 adalah sumber kemasukkan air pertama; stesen 2, 4, 6, 8 dan 10 adalah sumber kemasukkan air daripada anak Sungai Penchala; stesen 3, 5, 7, 9 dan 11 adalah stesen persampelan selepas sumber kemasukkan air (2, 4, 6, 8 dan 10)

Jadual 3.3 Jarak di antara stesen persampelan berdasarkan pengunjuran sungai Penchala.

Bahagian Sungai	Stesen Persampelan	Jarak (km)	
		Hulu	Hilir
1	Hulu Sungai Penchala	10.65	8.43
2	Anak Sungai 1	1.80	0.00
3		8.43	4.07
4	Anak Sungai 2	1.13	0.00
5		4.07	2.86
6	Anak Sungai 3	0.59	0.00
7		2.86	1.71
8	Anak Sungai 4	2.63	0.00
9		1.71	0.63
10	Sungai Way	1.12	0.00
11	Hilir Sungai Penchala	0.63	0.00

Pengukuran parameter fizikal-kimia air sungai seperti konduktiviti, suhu, pH dan kepekatan DO bagi setiap stesen dilakukan dalam tiga kali replikasi. Pengukuran parameter fizikal-kimia air sungai secara *in situ* dilakukan menggunakan alat Hydrolab Quanta®. Parameter fizikal-kimia seperti jumlah pepejal terampai, permintaan oksigen kimia, permintaan oksigen biologi dan nitrogen ammonia dilakukan secara *ex-situ* mengikut kaedah yang sama seperti yang telah diceritakan dalam Bab 3.6.1.

Parameter hidrologi sungai seperti had laju air, luas, kedalaman dan bentuk sungai diukur. Pengukuran ini diperlukan untuk tujuan lakaran keratan rentas sungai. Pengukuran keratan rentas sungai dilakukan dengan pita pengukur manakala pengukuran kedalaman sungai dilakukan menggunakan pancang jajar. Pengukuran lebar sungai diukur dari gigi air ke gigi air bertentangan, manakala kedalaman air sungai diambil pada setiap 1 meter bermula dari salah satu tebing sungai dari jarak gigi air tersebut. Pengukuran yang telah dilakukan adalah seperti dalam Rajah 3.6.



Rajah 3.6 Pengukuran keratan rentas sungai.

Nilai kedalaman dan lebar yang telah dicatatkan kemudiannya digunakan dalam penentuan luas keratan rentas bagi setiap bahagian sungai tersebut (m^2). Had laju arus sungai juga diukur, untuk tujuan ini dua kaedah digunakan iaitu menggunakan kaedah apungan (Mitchell & Stapp 2000) dan juga kaedah pengukuran dengan menggunakan meter arus. Bagi kawasan yang boleh dimasuki dan tidak merbahaya, meter arus digunakan untuk mengambil bacaan had laju arus air sungai bagi setiap stesen persampelan. Namun, bagi kawasan yang mempunyai kedalaman air yang merbahaya dengan arus yang laju serta sukar untuk dimasuki kaedah apungan menggunakan bola pingpong atau mana-mana objek bulat yang boleh terapung digunakan. Dimana masa yang diambil bagi bola pingpong untuk sampai pada satu jarak yang telah ditetapkan

diukur (m/s). Kaedah apungan ini digunakan di stesen persampelan hidrologi 9 dan 11 (Rajah 3.4). Pengukuran had laju arus air sungai dilakukan sebanyak tiga kali bagi setiap kaedah untuk mendapatkan nilai yang jitu.

3.8.2 Kalibrasi dan Simulasi Senario QUAL2K

Permodelan QUAL2K adalah berdasarkan data fizikal-kimia air Sungai Penchala dan juga hasil pengumpulan data hidrologi sungai di stesen yang telah ditetapkan terlebih dahulu. Data yang diperolehi dimasukkan ke dalam program QUAL2K untuk mendapatkan hasil permodelan yang pertama. QUAL2K kemudiannya memproses data tersebut dan memaparkan hasil jangkaan permodelan bersama nilai parameter yang telah diukur semasa persampelan (nilai pemerhatian). Seterusnya, jangkaan awal model QUAL2K dibandingkan dengan nilai parameter tersebut untuk dikalibrasi. Proses kalibrasi kemudiannya dilakukan ke atas nilai jangkaan awal tersebut agar permodelan yang dilakukan menghampiri nilai pemerhatian semasa persampelan. Sebagai contoh, dalam kajian ini kalibrasi dilakukan ke atas nilai halaju air. Jangkaan awal model mendapati air Sungai Penchala mengalir dengan halaju yang tinggi namun model ini kurang tepat kerana semasa persampelan dilakukan halaju air tidak selaju nilai yang dimodelkan oleh QUAL2K. Keadaan ini disebabkan kehadiran struktur seperti empangan yang dikenali sebagai empang dasar. Struktur ini menyebabkan halaju air berkurangan di beberapa bahagian sungai. Oleh itu, untuk mendapatkan model yang realistik kalibrasi ke atas pemberat empang dasar dilakukan dengan meletakkan nilai pemberat yang bersesuaian untuk menurunkan halaju air sungai yang dimodelkan agar menyamai atau sekurang-kurangnya menghampiri nilai halaju yang diperolehi semasa persampelan.

Oleh itu, sesuatu proses kalibrasi hendaklah dilakukan dengan berhati-hati dimana pengetahuan dan pemahaman mengenai kawasan kajian adalah sangat penting. Kalibrasi yang dilakukan dengan baik boleh menghasilkan model yang baik dan seterusnya boleh digunakan dalam permodelan simulasi berdasarkan senario atau keadaan yang telah dipilih. Kebiasaannya senario adalah seperti kesan hujan lebat ke atas parameter bahan cemar di dalam sungai, senario peningkatan sesuatu bahan cemar daripada mana-mana sumber kemasukkan air ke atas kualiti air sungai utama dan banyak lagi.

Merujuk pada Rajah 3.6 hingga 3.14, proses kalibrasi telah berjaya dijalankan ke atas data permodelan QUAL2K. Kalibrasi model dijayakan dengan mengubah ciri-ciri hidraulik yang boleh dimanipulasi dalam carta pengiraan QUAL2K. Ciri-ciri yang diubah adalah seperti nilai kecerunan dasar sungai yang sangat mempengaruhi model aliran dan halaju air. Disamping itu, pekali ke atas jenis dasar sungai sama ada berbatuan atau konkrit (kekesatan dasar Manning) turut diselaraskan mengikut keadaan tebing dan dasar sungai. Ini kerana keadaan dasar sungai boleh mempengaruhi halaju air malah turut mempengaruhi ciri hidrologi yang lain seperti kedalaman. Nilai kalibrasi yang digunakan adalah bersesuaian dengan keadaan sebenar sungai mengikut saranan Kilogore dan Cotton (2005).

Nilai semu merupakan nilai anggaran yang dimasukkan pada stesen persampelan tertentu untuk menaikkan jumlah luahan air dalam Sungai Penchala. Tujuan nilai semu ini dimasukkan adalah untuk mendekatkan jurang nilai model dengan nilai pemerhatian. Sebagai contoh jika terdapat kekurangan terhadap isi padu air yang dimodelkan berbanding nilai yang diperolehi semasa persampelan, ini berkemungkinan disebabkan terdapat kemasukkan air yang tidak diketahui sumbernya. Bagi mencapai matlamat kalibrasi, nilai anggaran dimasukkan agar isi padu air bertambah seterusnya menjadikan nilai anggaran model menghampiri nilai pemerhatian. Pemasukan nilai semu harus mengambil kira jumlah saliran yang tidak disampel dan tidak diketahui yang terdapat di antara stesen persampelan. Model selain model aliran air, halaju dan kedalaman tidak dikalibrasi dalam kajian ini kerana model seperti BOD dan pH secara sendiri akan menghampiri nilai pemerhatian apabila ketiga-tiga model tersebut berjaya dikalibrasi secara serentak.

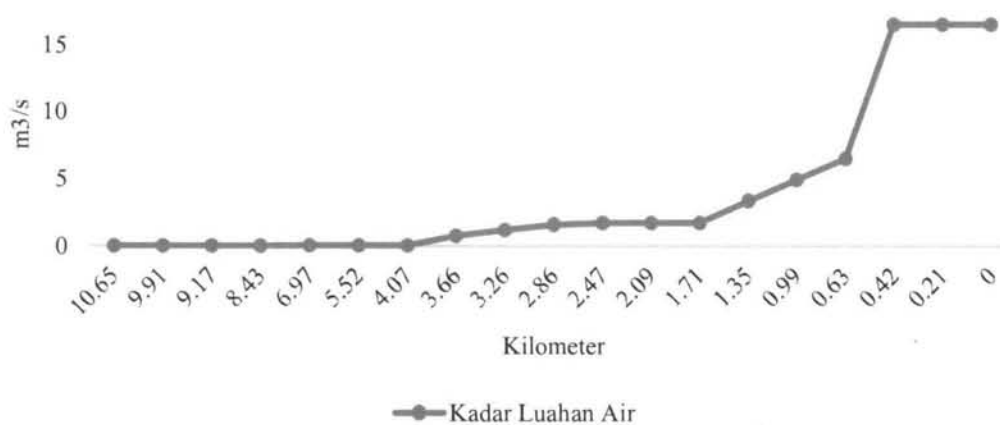
Permodelan kadar luahan atau alir air (discharge) melalui QUAL2K mengambil kira jumlah isi padu air yang masuk dan keluar daripada aliran air sungai dalam apa jua cara seperti penyejatan dan resapan. Pengiraan kadar luahan ini adalah berdasarkan Formula 3.4.

$$Q_i = Q_{i-1} + Q_{in,i} - Q_{out,i} - Q_{evap,i} \quad \dots 3.4$$

Dimana Q_i = luahan keluar elemen i (m^3/s), Q_{i-1} = luahan masuk elemen i (m^3/s), $Q_{in,i}$ = jumlah luahan yang masuk dari sumber tentu dan tidak tentu (m^3/s), $Q_{out,i}$ = jumlah

luahan keluar daripada sungai disebabkan punca ambilan air tentu dan tidak tentu (m^3/s), $Q_{\text{evap, i}}$ = luahan air keluar disebabkan penyejatan dan serapan (m^3/s) (Chapra, Pelletier & Tao 2012).

Setelah dikalibrasi, secara keseluruhan permodelan QUAL2K mendapati kadar luahan air Sungai Penchala (Rajah 3.7). adalah di antara $0.03 \text{ m}^3/\text{s}$ hingga $16.54 \text{ m}^3/\text{s}$ dari kawasan hulu ke hilir sungai. Peningkatan bermula dari kilometer 10.65 yang terletak di kawasan hulu sungai hinggalah ke kilometer 4, secara perlahan-lahan ke nilai $0.047 \text{ m}^3/\text{s}$. Luahan air sungai ini kemudiannya meningkat dari $0.047 \text{ m}^3/\text{s}$ ke $0.79 \text{ m}^3/\text{s}$ pada kilometer 3.66 dan kemudian meningkat ke $3.38 \text{ m}^3/\text{s}$ pada kilometer 1.35. Peningkatan yang tinggi didapati berlaku di antara kilometer 0.63 hingga 0.42 dengan kadar luahan tertinggi iaitu $16.51 \text{ m}^3/\text{s}$.



Rajah 3.7 Model luahan air Sungai Penchala, m^3/s

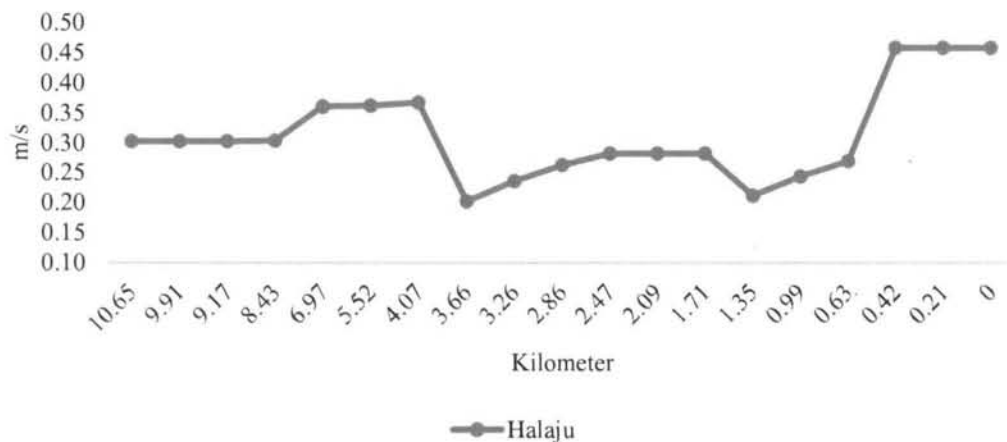
Halaju air sungai dimodelkan oleh QUAL2K dengan mengambil kira ciri hidrologi sungai seperti kadar luahan air yang mengalir pada masa tersebut dan luas lebar sungai. Namun, proses kalibrasi yang dilakukan bagi Sungai Penchala turut mengambil kira ciri-ciri lain seperti kewujudan empangan yang memperlahankan arus sungai, kecerunan dasar sungai serta keadaan lain seperti keadaan dasar sungai yang mungkin berbatuan yang seterusnya boleh memperlahankan aliran air sungai. Secara ringkas pengiraan model halaju air sungai yang digunakan dalam proses permodelan dan kalibrasi adalah berdasarkan purata halaju pada setiap elemen yang bersandarkan kecerunan tadahan air dan pengiraan Manning dengan syarat aliran tunak (steady flow)

formula Manning boleh mengaitkan hubungan di antara luahan air dan kedalaman (Bottino et al. 2010).

$$Q = \frac{S_o^{1/2} Ac^{5/3}}{n P^{2/3}} \quad \dots 3.5$$

Dimana Q= luahan air keluar (m^3/s), B_o = kecerunan dasar (m/m), n= pekali kekasaran dasar Manning, Ac= luas keratan rentas kawasan (m^2) dan P= parameter basah (m). Pengiraan yang lebih lanjut hendaklah dirujuk pada manual operasi QUAL2K (Chapra, Pelletier & Tao 2012).

Halaju air dimodelkan seperti dalam Rajah 3.8. Model menunjukkan halaju air yang konsisten pada kilometer 10.65 hingga 9.17 dengan kelajuan 0.30 m/s. Halaju air kemudiannya meningkat ke 0.37 m/s pada kilometer 4.07 sebelum kembali perlahan dengan halaju 0.20 m/s di kilometer 3.66. Halaju air sekali lagi jatuh selepas naik secara perlahan-lahan pada kilometer 1.35 ke nilai 0.21 m/s. Kenaikan secara mendadak dapat dilihat bermula pada kilometer 0.63 hingga 0.42 dengan peningkatan sebanyak 0.46 m/s.



Rajah 3.8 Model halaju air Sungai Penchala, m/s

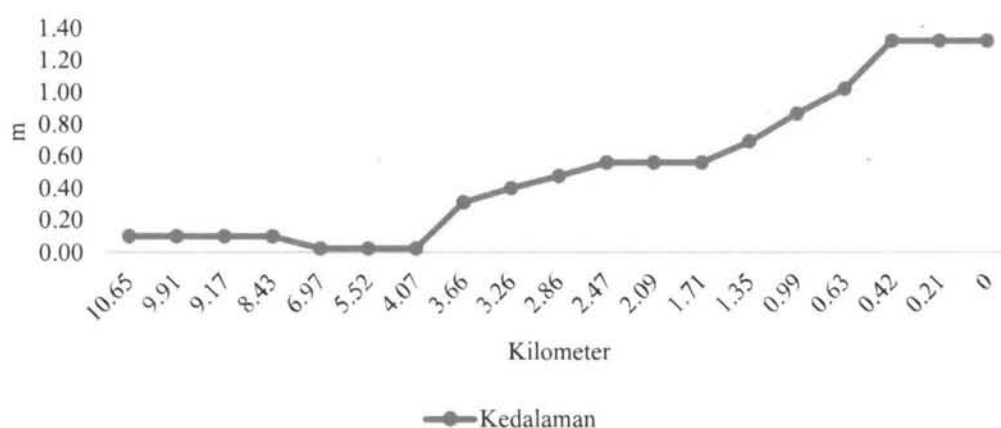
Pengiraan model kedalaman berdasarkan Formula 3.6 yang memerlukan data kelebaran dasar sungai dan elemen kedalaman dimasukkan. Oleh itu, pengukuran keratan rentas sungai yang tepat diperlukan agar QUAL2K boleh memodelkan kedalaman dengan baik. Proses kalibrasi ke atas model ini dilakukan dengan memperbaiki kelebaran sungai dan kecerunan tebing sungai di bahagian kilometer sungai tertentu. Ini disebabkan

perubahan pada parameter tersebut mempengaruhi isi padu air yang mengalir pada satu-satu masa yang seterusnya turut mempengaruhi nilai kedalaman yang dimodelkan.

$$H_k = \frac{(Qn)^{3/5} \left(B_0 + H_{k-1} \sqrt{S_{s1}^2 + 1} + H_{k-1} \sqrt{S_{s2}^2 + 1} \right)^{2/5}}{S^{3/10} [B_0 + 0.5(S_{s1} + S_{s2})H_{k-1}]} \quad \dots 3.6$$

Dimana, B_0 = kelebaran dasar (m), S_{s1} dan S_{s2} merupakan cerun di kedua-dua bahagian sungai (m/m) dan H merupakan elemen kedalaman (m) (Chapra, Pelletier & Tao 2012).

Berdasarkan model kedalaman yang telah dikalibrasi (Rajah 3.9), didapati kedalaman sungai adalah agak cetek dari kilometer 10.65 hingga 4.07 dengan kedalaman di antara 0.03 m dan 0.10 m bagi 2.22 kilometer pertama. Kedalaman ini kemudiannya menjadi semakin cetek pada kilometer 8.43 hingga 4.07 disebabkan saiz dasar sungai yang mula melebar tetapi dengan isi padu air yang rendah. Bermula dari kilometer 4.07 hingga ke muara sungai, kedalaman sungai didapati semakin bertambah dari 0.31 m hingga 1.32 m. Kedalaman sungai mempunyai perkaitan dengan kecerunan aliran sungai yang membawa kepada pengumpulan jasad air pada sesuatu tempat yang lebih tinggi kepada yang lebih rendah.



Rajah 3.9 Model kedalaman air Sungai Penchala, m

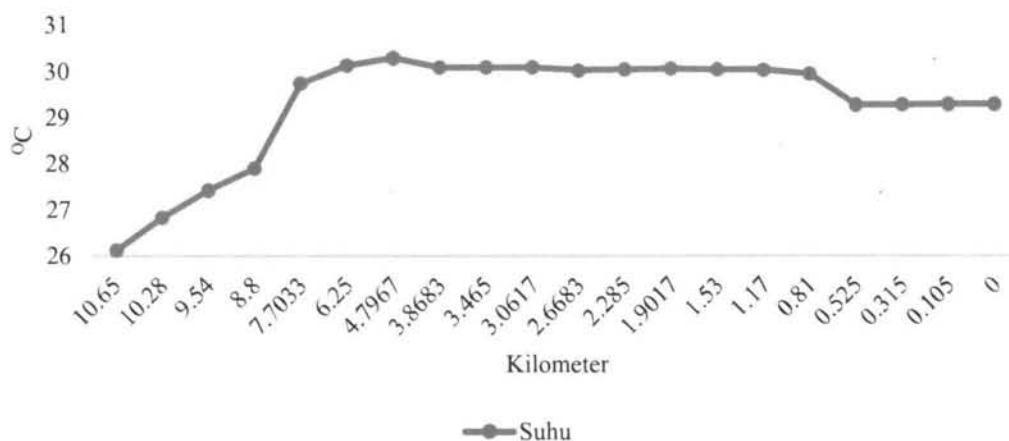
Model QUAL2K memodelkan suhu menggunakan Formula 3.7. Secara kasar pengiraan suhu mengambil kira perubahan terhadap suhu pada sesuatu masa, pekali terhadap perubahan suhu tersebut, perubahan nilai suhu dalam aliran air sungai utama

akibat kemasukan air yang mempunyai nilai suhu berbeza serta pekali-pekali lain yang digunakan dalam model ini.

$$\frac{dT_i}{dt} = \frac{Q_{i-1}}{V_i} T_{i-1} - \frac{Q_i}{V_i} T_i - \frac{Q_{out,i}}{V_i} T_i + \frac{E_{i-1}}{V_i} (T_{i-1} - T_i) + \frac{E_i}{V_i} + \frac{W_{h,i}}{p_w C_{pw} V_i} \left(\frac{m^3}{10^6 cm^3} \right) + \frac{J_{a,i}}{p_w C_{pw} H_i} \left(\frac{m}{100 cm} \right) + \frac{J_{s,i}}{p_w C_{pw} H_i} \left(\frac{m}{100 cm} \right) \quad \dots 3.7$$

Dimana T_i = suhu di elemen i ($^{\circ}C$), t = masa (d), E_i = pekali serakan pukal suhu di antara elemen i dan $i+1$ (m^3/d), $W_{h,i}$ = kemasukan haba dari sumber tentu dan tidak tentu ke dalam elemen i (cal/d), p_w = ketumpatan air (g/cm^3), C_{pw} = haba tentu air (cal/(g $^{\circ}C$)), $J_{a,i}$ = perumahan (fluks) udara-air (cal/(cm^2 d) dan $J_{s,i}$ = perubahan (fluks) air-sedimen (cal/(cm^2 d) (Chapra, Pelletier & Tao 2012).

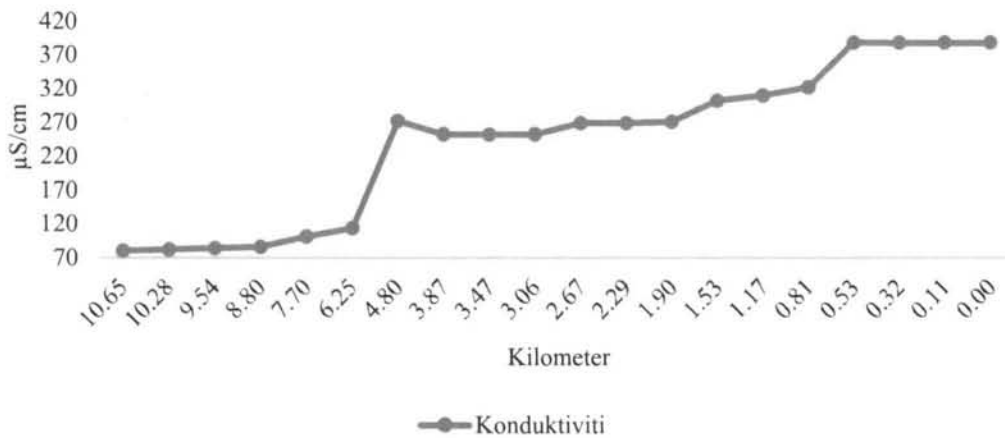
Berdasarkan Rajah 3.10 di dapati bahawa model suhu air sungai adalah lebih rendah di bahagian hulu sungai dengan nilai suhu $26.12^{\circ}C$ dan nilai ini kemudiannya meningkat sehingga mencecah suhu $30.29^{\circ}C$ pada kilometer 4.80, iaitu pada kilometer 5.85 dari kawasan hulu sungai. Suhu air kemudiannya berada pada keadaan yang agak konsisten sehingga kilometer 0.81 dimana suhu air kemudiannya didapati menurun sedikit ke nilai $29.28^{\circ}C$ dan terus menurun hingga ke kawasan hilir sungai dengan nilai $28.92^{\circ}C$.



Rajah 3.10 Model suhu air Sungai Penchala, $^{\circ}C$

Pengiraan nilai konduktiviti mempunyai kaitan dengan pengiraan pepejal terampai bukan organik (Bottino et al. 2010). QUAL2K menganggap nilai konduktiviti air sebagai bersifat abadi dan tidak dipengaruhi oleh reaksi kimia yang terlibat dalam air

(AMEC Earth & Environmental & ERO Resources Corporation 2008). Oleh itu, tiada kalibrasi dilakukan ke atas data konduktiviti kerana nilai ini akan secara sendiri mengikut nilai pengamatan semasa persampelan apabila model luahan air berjaya dikalibrasi. Rajah 3.11 menunjukkan nilai konduktiviti yang rendah bermula dari kilometer 10.65 hingga ke kilometer 8.80 dengan nilai 80.00 hingga 85.38 $\mu\text{S}/\text{cm}$ dan meningkat ke 271.36 $\mu\text{S}/\text{cm}$ di kilometer 4.80. Nilai ini kemudiannya meningkat secara sedikit demi sedikit dari kilometer 3.87 hingga ke hilir Sungai Penchala dengan bacaan akhir di kawasan hilir sungai 387.45 $\mu\text{S}/\text{cm}$.



Rajah 3.11 Model Bacaan Konduktiviti Air Sungai Penchala, mikroSiemen ($\mu\text{S}/\text{cm}$)

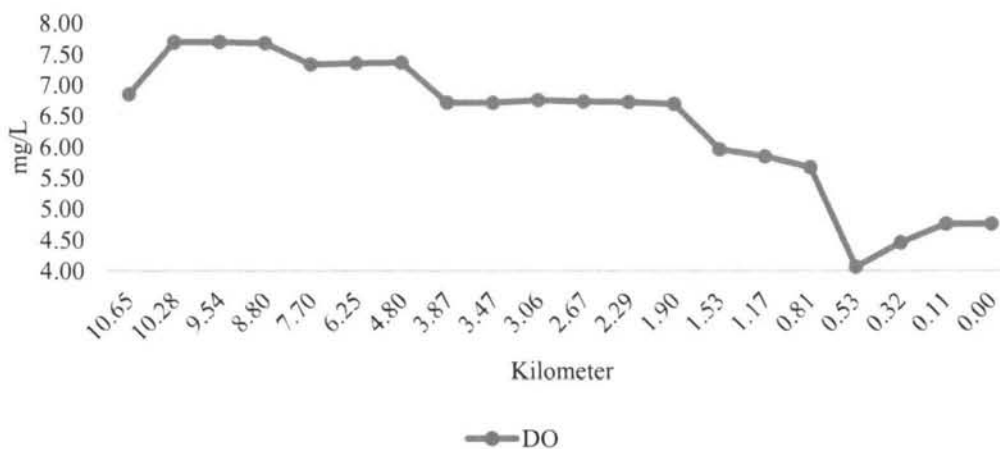
QUAL2K memodelkan oksigen terlarut dengan mengambil kira penggunaan oksigen sedia ada serta sumber penambahan oksigen ke dalam air sungai sama ada yang terjadi secara mekanisme fizikal mahupun kimia. Pengiraan DO adalah berdasarkan Formula 3.8.

$$\begin{aligned}
 S_o = & r_{oa} \text{ PhytoPhoto} + r_{oa} \frac{\text{BotAlgPhoto}}{H} - r_{oc} \text{ FastCOidx} \\
 & - r_{on} \text{ NH4Nitr} - r_{oa} \text{ PhytoResp} - r_{oa} \frac{\text{BotAlgResp}}{H} \\
 & + \text{OxReaer} \quad \dots 3.8
 \end{aligned}$$

Dimana $S_o = \text{DO}$ (mg/L), $r_{oa} \text{ PhytoPhoto}$ = oksigen dihasilkan oleh fitoplankton (g/d), BotAlgPhoto = oksigen daripada alga di dasar sungai (g/d), H , $r_{oc} \text{ FastCOidx}$ = oksigen diperlukan dalam pereputan (g/d), $r_{on} \text{ NH4Nitr}$ = oksigen diperlukan dalam proses nitrifikasi (g/d), $r_{oa} \text{ PhytoResp}$ = Oksigen yang diperlukan dalam proses respirasi fitoplankton (g/d), BotAlgResp = oksigen yang diperlukan dalam proses respirasi oksigen

di dasar sungai (g/d) dan $OxReaer$ merupakan pemberat pengudaraan oksigen, suhu dan ketinggian dari paras laut (elevation).

Berdasarkan pengiraan tersebut model oksigen terlarut yang terhasil (Rajah 3.12) menunjukkan nilai bacaan kepekatan DO yang tinggi di hulu sungai pada nilai 6.85 hingga 7.69 mg/L dan kemudiannya menurun secara perlahan hingga ke kilometer 0.81 dengan nilai bacaan 6.69 mg/L. Di kilometer 0.53 bacaan DO didapati menurun secara mendadak ke 4.07 mg/L sebelum naik secara perlahan ke nilai kepekatan 4.76 mg/L.



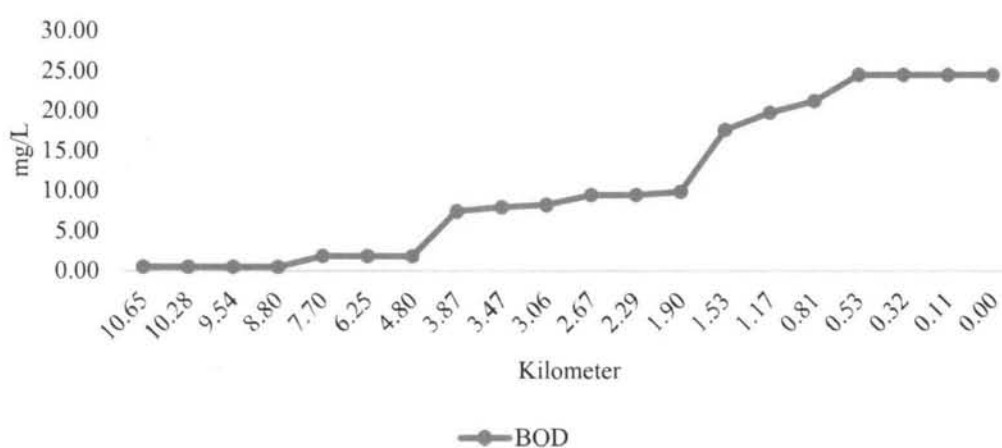
Rajah 3.12 Model Kepekatan Oksigen Terlarut dalam air Sungai Penchala, mg/L

QUAL2K memodelkan perubahan kandungan BOD pada setiap bahagian aliran air Sungai Penchala menggunakan Formula 3.9. Formula tersebut mengambil kira penggunaan dan kehilangan oksigen melalui proses nitrifikasi serta kesan suhu terhadap proses tersebut.

$$S_{cf} = F_f r_{od} DetrDiss + SlowCHydr - FastCOxid - r_{ondn} Denitr \quad \dots 3.9$$

Dimana S_{cf} = kadar BOD (mg/L), F_f = nisbah sebahagian pelarutan detritus yang digunakan dalam reaksi BOD, $r_{od} DetrDiss$ = kadar kebergantungan proses pelarutan detritus dengan suhu (/d), $SlowCHydr$ = kebergantungan hidrolisis BOD perlahan dengan suhu (/d), $FastCOxid$ = kebergantungan hidrolisis BOD pantas dengan suhu (/d) dan $r_{ondn} Denitr$ = kadar nisbah kehilangan oksigen kesan daripada proses nitrifikasi ($\mu\text{g/L/d}$).

Rajah 3.13 menunjukkan nilai kepekatan BOD₅ berdasarkan permodelan QUAL2K. BOD₅ menunjukkan nilai kepekatan yang sangat rendah di bahagian hulu sungai. Nilai ini kemudiannya meningkat secara perlahan dari 0.48 mg/L ke 1.81 mg/L pada kilometer 4.80. Tetapi pada kilometer 3.87 nilai kepekatan BOD₅ meningkat dengan lebih tinggi ke nilai 7.38 mg/L dan nilai ini kemudiannya meningkat secara berperingkat dengan kadar yang lebih tinggi iaitu pada kilometer 1.53 dengan nilai 17.57 mg/L dan pada kilometer 0.53 dengan nilai 24.50 mg/L.



Rajah 3.13 Model Permintaan oksigen biokimia dalam air Sungai Penchala, mg/L

Pengiraan pH aliran air sungai oleh QUAL2K adalah rumit kerana melibatkan pelbagai formula pengiraan. Secara matematik, Formula 3.10 hingga 3.14 boleh dikira secara serentak untuk mendapatkan nilai $[H_2CO_3^*]$, $[HCO_3^-]$, $[CO_3^{2-}]$, $[H^+]$ dan $[OH^-]$. Hasil daripada kelima-lima formula tersebut kemudiannya digunakan dalam permodelan menerusi Formula 3.15. Permodelan ini juga menggunakan kaedah pembahagian dua sama (bisection) dan pemilihan cara ini boleh dilakukan dalam tetapan yang terdapat dalam lampiran templat QUAL2K. Kaedah ini dipilih kerana model yang dihasilkan boleh dipercayai walaupun proses pengiraannya agak perlahan berbanding tetapan lain yang mempunyai pengiraan yang lebih cepat tetapi hasil yang kurang tepat.

$$K_1 = \frac{[HCO_3^-][H^+]}{[H_2CO_3^*]} \quad \dots 3.10$$

$$K_2 = \frac{[CO_3^{2-}][H^+]}{[HCO_3^-]} \quad \dots 3.11$$

$$K_w = [H^+][OH^-] \quad \dots 3.12$$

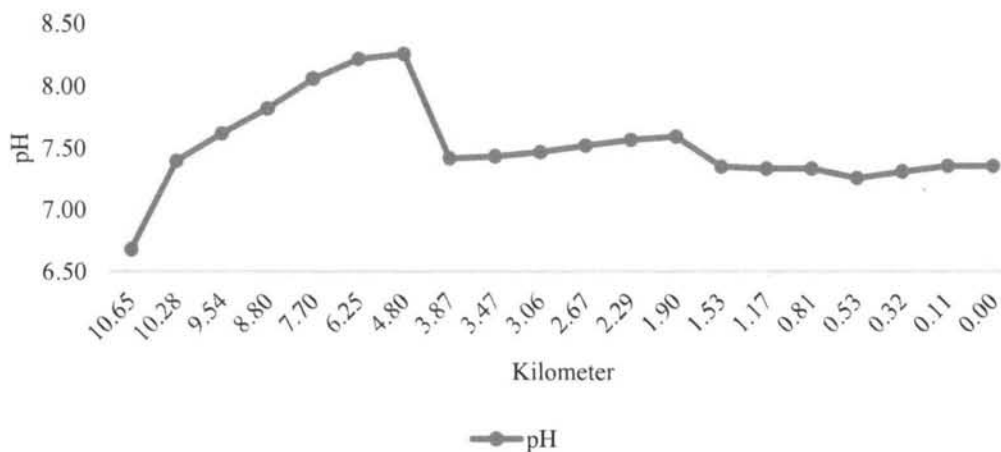
$$C_T = [H_2CO_3^*] + [HCO_3^-] + [CO_3^{2-}] \quad \dots 3.13$$

$$Alk = [HCO_3^-] + 2[CO_3^{2-}] + [OH^-] - [H^+] \quad \dots 3.14$$

$$pH = -\log_{10}[H^+] \quad \dots 3.15$$

Dimana K_1 , K_2 dan K_w = pemalar keasidan, Akl = kealkalian (eq/L), $H_2CO_3^*$ = jumlah keseluruhan karbon dioksida dan asid karbonik yang terlibat, HCO_3^- = ion bikarbonat, CO_3^{2-} = ion karbonat, H^+ = ion hidronium, OH^- = ion hidroksil, C_T = jumlah karbon bukan organik (mol/L).

Berdasarkan pengiraan tersebut, permodelan pH air Sungai Penchala (Rajah 3.14) menunjukkan nilai pH air yang rendah di bahagian hulu sungai dengan bacaan 6.68. Nilai ini kemudiannya meningkat secara perlahan sehingga mencapai nilai 8.26 pada kilometer 4.80. Nilai pH air kemudiannya didapati menurun secara mendadak pada kilometer 3.87 dengan nilai bacaan 7.41. Nilai pH air kemudiannya didapati turun secara berperingkat dalam kadar yang rendah menuju ke bahagian hilir sungai.



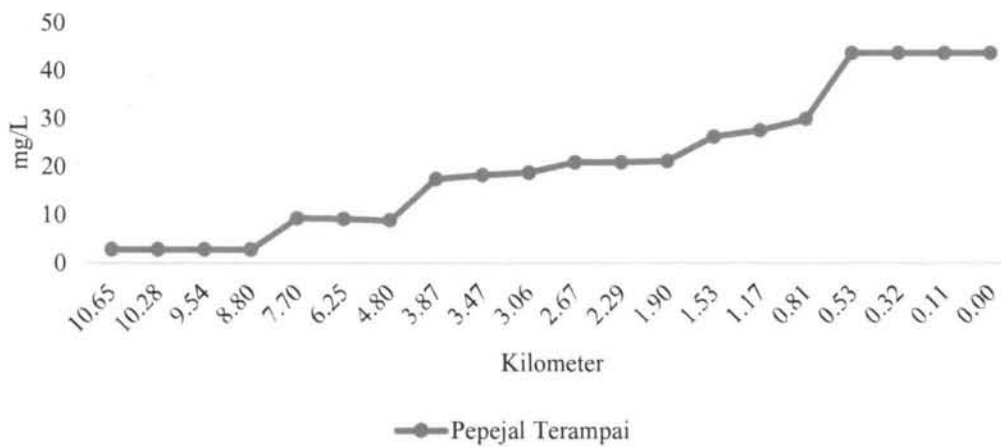
Rajah 3.14 Model pH air Sungai Penchala

QUAL2K memodelkan kandungan pepejal terampai berdasarkan kehadiran bahan organik dan bukan organik yang hadir dalam ruangan aliran air sungai. Pengiraan ini dilakukan berdasarkan formula pengiraan 3.10.

$$TSS = r_{da}a_p + m_o + m_i \quad \dots 3.10$$

Dimana TSS= jumlah pepejal terampai (mg/L), r_{daap} = nisbah berat kering klorofil a fitoplankton, m_o = detritus (mg/L) dan m_i = pepejal terampai bukan organik (mg/L).

Berdasarkan Rajah 3.15, didapati kandungan TSS dalam air Sungai Penchala adalah jauh lebih rendah di bahagian hulu sungai dengan nilai bacaan 2.83 mg/L. Nilai ini kemudiannya meningkat kepada 9.26 mg/L di kilometer 7.70 dan seterusnya meningkat pada kilometer 3.87 dengan nilai kenaikan 17.41 mg/L dan terus naik secara perlahan-lahan hingga kilometer 0.81. Kenaikan secara mendadak berlaku pada kilometer 0.53 dengan nilai 43.67 mg/L hingga ke kawasan hilir sungai.



Rajah 3.15 Model pepejal terampai air Sungai Penchala, mg/L

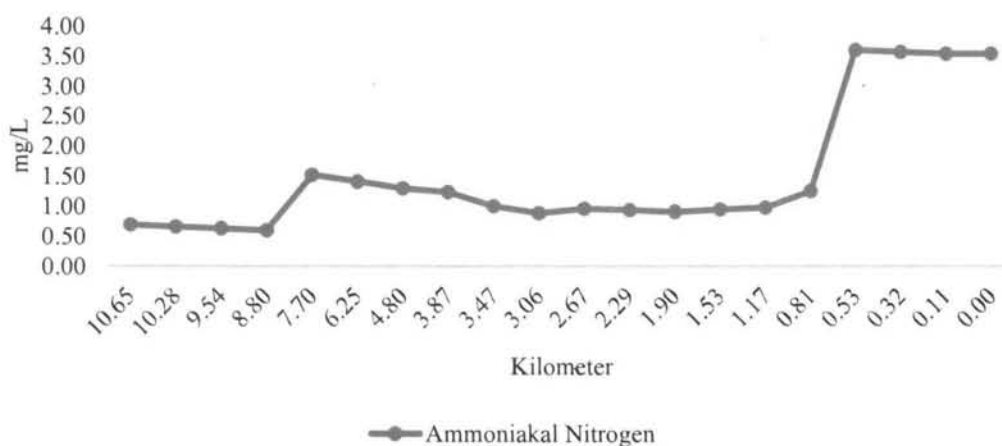
Mengikut formula pengiraan ammoniakal-nitrogen yang diguna pakai dalam permodelan QUAL2K (Formula 3.11). Kepekatan dan kehadiran ammoniakal-nitrogen dalam sungai adalah disebabkan proses hidrolisis nitrogen organik, pereputan tumbuhan dan juga daripada proses perkumuhan. Oleh itu, faktor seperti suhu, kadar nitrifikasi dan DO diambil kira dalam pengiraan tersebut.

$$\begin{aligned}
 S_{na} = & ONHydr + (1 - f_{onp})q_{Np} PhytoDeath \\
 & + (1 - f_{onb})q_{Nb} \frac{BotAlgDeath}{H} + PhytoExN + \frac{BotAlgExN}{H} \\
 & - Nitrif - P_{ap} PhytoUpN - P_{ab} \frac{BotAlgUpN}{H} \\
 & - NH3GasLoss
 \end{aligned} \quad \dots 3.11$$

Dimana S_{na} = ammoniakal-nitrogen ($\mu\text{g/L}$), $ONHydr$ = kadar kebergantungan hidrolisis nitrogen terhadap suhu ($/d$), f_{onp} = sebahagian nitrogen organik dalam

fitoplankton ($\mu\text{g/L}$), q_{Np} = kuota nitrogen dalam sel fitoplankton (mg), PhytoDeath= kadar kebergantungan kematian fitoplankton terhadap suhu (/d), F_{onb} = sebahagian nitrogen organik dalam alga di dasar sungai ($\mu\text{g/L}$), q_{Nb} = kuota nitrogen dalam sel alga, BotAlgDeath= kadar kebergantungan kematian alga terhadap suhu (/d), H= kedalaman air sungai (m), PhytoExN= perkumuhan nitrogen oleh fitoplankton ($\mu\text{g/L/d}$), BotAlgExN= perkumuhan nitrogen oleh alga di dasar sungai ($\mu\text{g/L/d}$), Nitrif= kadar kebergantungan proses nitrifikasi dengan suhu (/d) berserta keadaan kurang oksigen, P_{ap} = pekali pengambilan ammonium sebagai sumber nitrogen oleh fitoplankton, PhytoUpN= kadar pengambilan nitrogen oleh fitoplankton ($\mu\text{g/L/d}$), P_{ab} = pekali pengambilan ammonium sebagai sumber nitrogen oleh alga, BotAlgUpN= kadar pengambilan nitrogen oleh alga di dasar sungai ($\mu\text{g/L/d}$) dan $\text{NH}_3\text{GasLoss}$ = kehilangan nitrogen dalam bentuk pertukaran gas ($\mu\text{g/L}$).

Rajah 3.16 menunjukkan hasil akhir kalibrasi $\text{NH}_3\text{-N}$. Berdasarkan rajah tersebut, model mencadangkan nilai $\text{NH}_3\text{-N}$ sungai ini adalah rendah di bahagian hulu sungai dengan bacaan 0.60 mg/L hingga 0.70 mg/L. Nilai ini kemudiannya naik ke 1.53 mg/L pada kilometer 8.80 hingga kilometer 7.70 dan kemudiannya turun secara perlahan ke nilai 0.98 pada kilometer 1.17. Kepekatan $\text{NH}_3\text{-N}$ kemudiannya naik secara mendadak dengan kepekatan 3.61 mg/L pada kilometer 0.53 dan kekal tinggi hingga ke bahagian hilir sungai.



Rajah 3.16 Model amoniakal-nitrogen air Sungai Penchala, mg/L

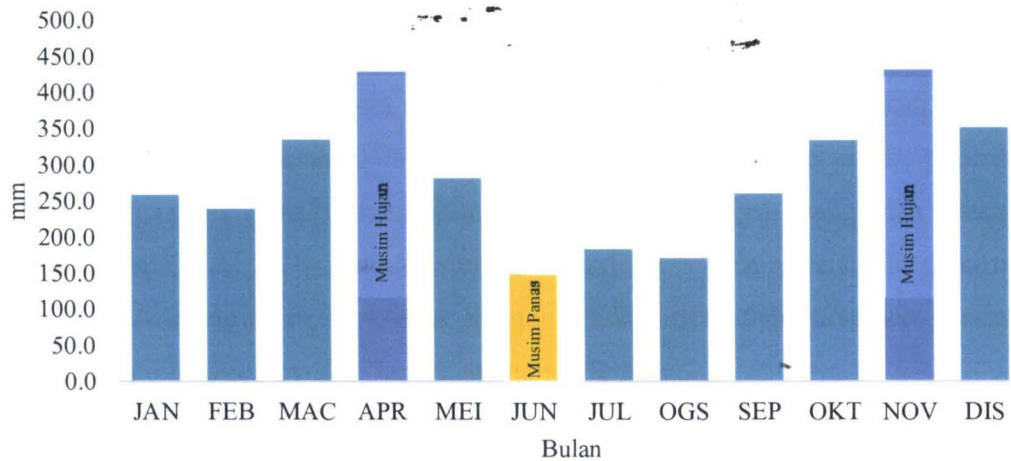
Senario yang digunakan dalam kajian ini adalah bersandarkan dengan keadaan sungai semasa monsun barat daya dengan ciri tiupan angin yang lemah (<15 knot). Pada

musim ini negeri di pantai barat semenanjung mengalami musim kering dengan hujan bulanan yang minimum di antara 100-150 mm (Jabatan Meteorologi Malaysia 2015). Secara amnya permodelan QUAL2K yang terhasil memberi gambaran keadaan Sungai Penchala semasa musim monsun barat daya dengan ciri iklim yang panas dan taburan hujan bulanan yang kecil.

Senario musim hujan juga dijalankan dengan mengambil kira keadaan ketika monsun timur laut yang pada kebiasaannya bermula pada November dan berakhir pada bulan Mac dengan ciri-ciri hujan bulanan yang jauh lebih tinggi. Simulasi QUAL2K juga digunakan untuk memberi gambaran keadaan sungai ketika waktu monsun tersebut.

Senario yang dipilih adalah senario semasa musim panas dan musim hujan. Bagi senario musim panas dan musim hujan rekod hujan selama 10 tahun Jabatan Meteorologi Malaysia bagi kawasan sekitar Petaling Jaya (Rajah 3.17) telah digunakan untuk menjangkakan peratus peningkatan halaju air yang seterusnya digunakan dalam pengiraan kenaikan halaju air semasa musim hujan (Formula 3.12). Dua senario turut ditambah iaitu senario semasa musim panas melampau (kemarau) dan hujan melampau (banjir). Bagi senario musim panas melampau, penolakan sebanyak 60% dilakukan ke atas data halaju air sedia ada untuk mendapatkan set data aliran air yang baharu (Formula 3.14). Data musim hujan melampau pula diandaikan dengan pertambahan 60% nilai halaju ke atas data halaju air semasa musim hujan yang telah dikira (Formula 3.13). Pengiraan set halaju air bagi senario bagi musim panas tidak diperlukan kerana persampelan dilakukan semasa musim tersebut. Analisis statistik ujian ANOVA sehala menggunakan perisian SPSS (versi 2.1) turut dilakukan untuk membuat perbandingan di antara model yang dihasilkan.

Pemilihan parameter pula dilakukan dengan mengambil kira kepentingan parameter ini dalam penilaian WQI dan juga kepentingannya terhadap kelangsungan makroinvertebrat benthik (Mannina & Viviani 2010; Uddin Chowdhury et al. 2018). Disamping itu, parameter seperti luahan air (discharge) boleh memberi petunjuk akan lokasi kemasukan sumber air tentu dan tidak tentu yang berkemungkinan memberi impak negatif ke atas kualiti air sungai (Yang & Luo 2016).



Rajah 3.17 Purata hujan bulanan bagi tempoh 10 tahun; tahun 2004-2014 bagi kawasan sekitar Petaling Jaya (Sumber Jabatan Meteorologi Malaysia)

Pengiraan peratus kenaikan dan penurunan air bagi tiga senario terpilih;

i) Senario Musim hujan:

$$\% PMH = \left(\frac{B - A}{A} \right) \times 100$$

$$Q_B = \%PMH \times Q_A \quad \dots 3.12$$

ii) Senario Musim hujan melampau:

$$M Q_{Bm} = Q_B + (Q_B \times 0.6) \quad \dots 3.13$$

iii) Senario Musim panas melampau:

$$Q_{Am} = Q_A - (Q_A \times 0.6) \quad \dots 3.14$$

Dimana;

$\%PMH$ = Peratus peningkatan hujan semasa musim hujan

A = Purata hujan pada musim panas (semasa waktu persampelan)

B = Purata hujan pada musim hujan

Q_A = Aliran musim panas

Q_B = Aliran musim hujan

Q_{Am} = Aliran musim panas melampau, penurunan 60% dari musim panas biasa

Q_{Bm} = Aliran musim hujan melampau, kenaikan 60% dari musim hujan biasa

3.9 KESIMPULAN

Bab ini telah menceritakan secara terperinci bagaimana kajian ini dijalankan. Bermula dengan pengenalan kawasan kajian dan dituruti dengan persampelan air, penentuan kandungan logam berat, makroinvertebrat bentik dan juga kalibrasi yang telah dilakukan terhadap model QUAL2K bagi tujuan simulasi senario kesan peningkatan dan penurunan kesan kemasukan aliran air anak-anak Sungai Penchala terhadap parameter-parameter yang telah dipilih bagi mewakili kualiti air sungai tersebut.

BAB IV

HASIL KAJIAN

4.1 PENGENALAN

Bab ini digunakan untuk menceritakan hasil dapatan sepanjang kajian ini dijalankan. Oleh kerana kajian ini terbahagi kepada tiga bahagian utama berdasarkan aspek kaedah dan objektif kajian. Susunan topik dalam bab ini dimulai dengan senarai makroinvertebrat bentik yang telah disampel berdasarkan bulan persampelan dan stesen persampelan (S1, S2, S3 dan S4) yang seterusnya diikuti dengan analisis indeks biologi, ujian statistik dan penilaian kualiti air dari aspek biologi. Hasil pengukuran bagi setiap parameter fizikal-kimia air serta penentuan nilai WQI ditunjukkan dalam bahagian kedua dan disertai dengan hasil pengukuran kandungan logam berat dalam air. Hasil bagi senario-senario simulasi QUAL2K pula ditunjukkan dalam topik terakhir bab ini. Kesemua simulasi senario kesan hujan ke atas kualiti air Sungai Penchala ditunjukkan secara bersama dalam satu rajah bagi setiap parameter untuk memudahkan penilaian.

4.2 PARAMETER KUALITI AIR

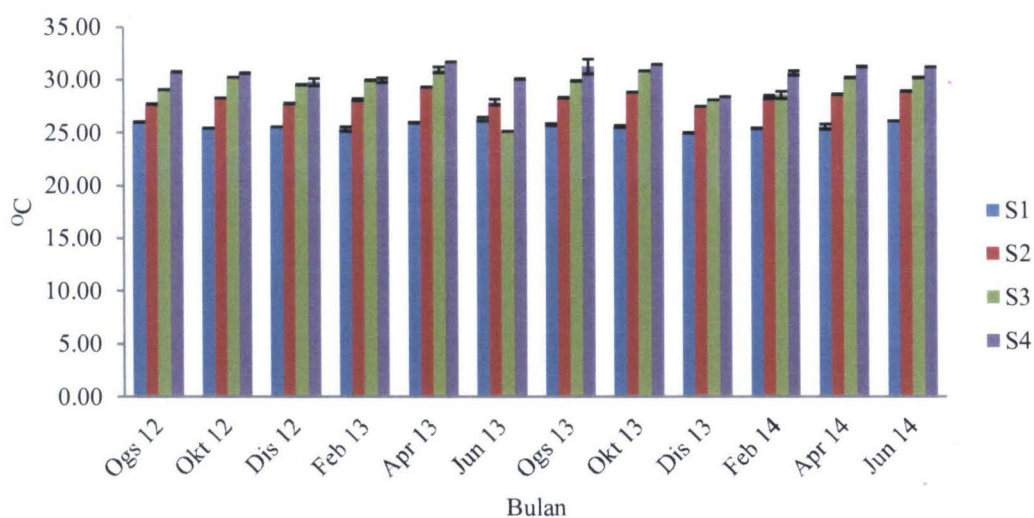
4.2.1 Variasi Ruang dan Masa

Bacaan parameter seperti suhu, konduktiviti, DO, BOD₅, COD, TSS, pH dan kandungan NH₃-N dalam air Sungai Penchala telah dicatatkan sepanjang tempoh persampelan dijalankan.

Kajian ini mendapati nilai purata suhu, konduktiviti, kandungan NH₃-N, BOD₅ dan COD dicatatkan lebih rendah di S1 berbanding stesen yang lain. Berdasarkan Rajah 4.1, bacaan suhu di S1 dicatatkan rendah dengan julat purata di antara 24.98 °C hingga 26.29 °C. Dimana S2, S3 dan S4 mencatatkan bacaan suhu yang lebih tinggi berbanding

S1. Suhu pada S2 berada pada julat purata 27.48 °C hingga 29.32 °C. S3 mempunyai julat purata suhu 25.15 °C hingga 30.94 °C. S4 merekodkan julat purata di antara 28.43 °C hingga 31.70 °C.

Di S1 suhu dicatatkan paling tinggi pada bulan Jun 2013 dengan bacaan 26.29 °C dan rendah pada bulan Disember 2013 dengan nilai 24.98 °C. Di S2 suhu tinggi pada bulan April 2013 dengan bacaan 29.32 °C dan rendah pada bulan Disember 2013 dengan bacaan 27.48 °C. Suhu di S3 dicatatkan tinggi pada April 2013 dengan nilai 30.94 °C dan rendah pada bulan Jun dengan bacaan 25.15 °C. S4 merekodkan suhu paling tinggi pada April 2013 dengan bacaan 31.70 °C dan rendah pada bulan Disember 2013 dengan bacaan 28.43 °C.

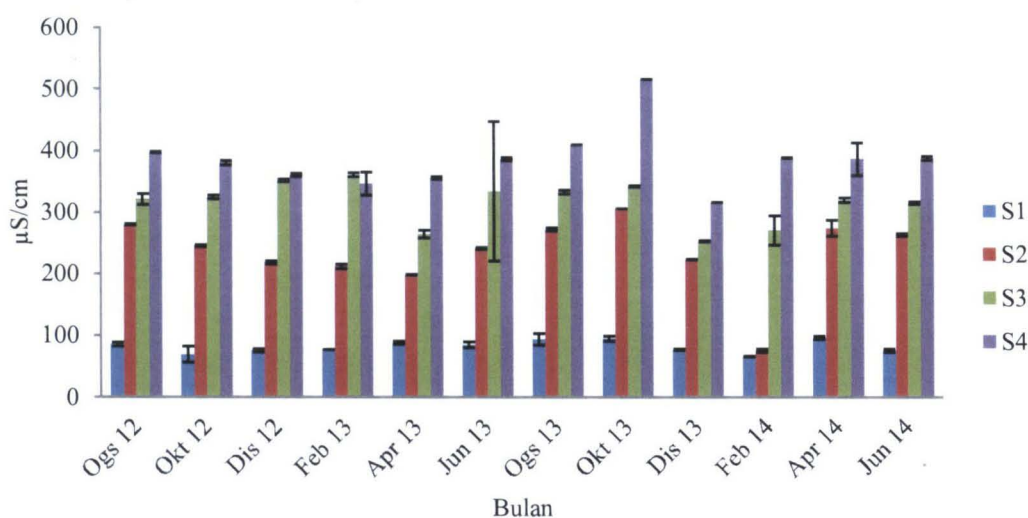


Rajah 4.1 Bacaan suhu bulanan bagi setiap stesen di sepanjang Sungai Penchala, °C

Rajah 4.2 menunjukkan bacaan nilai konduktiviti sepanjang tempoh kajian. Berdasarkan rajah tersebut, nilai konduktiviti di S1 didapati berada pada julat purata 70 $\mu\text{S/cm}$ hingga 100 $\mu\text{S/cm}$ dan mempunyai bacaan yang paling rendah dari S2, S3 dan S4, kecuali pada Jun 2013. Di S2, julat purata konduktiviti adalah di antara 80 $\mu\text{S/cm}$ hingga 310 $\mu\text{S/cm}$. Nilai bacaan di S3 adalah di antara 250 $\mu\text{S/cm}$ hingga 360 $\mu\text{S/cm}$. S4 pula di antara 320 $\mu\text{S/cm}$ hingga 410 $\mu\text{S/cm}$. S1 mencatatkan nilai konduktiviti yang paling tinggi pada bulan April 2014 dengan bacaan 100 $\mu\text{S/cm}$ dan rendah pada bulan Oktober 2012 dan Februari 2014 dengan bacaan 70 $\mu\text{S/cm}$. S2 mencatatkan nilai konduktiviti paling tinggi pada bulan Oktober 2013 dengan nilai 310 $\mu\text{S/cm}$ dan paling

rendah pada Februari 2014 dengan nilai 80 $\mu\text{S}/\text{cm}$. S3 merekodkan nilai konduktiviti yang tinggi pada bulan Februari 2013 dengan nilai 360 $\mu\text{S}/\text{cm}$ dan rendah pada bulan Disember 2013 dengan nilai 250 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Di S4, nilai bacaan konduktiviti adalah paling tinggi pada bulan Oktober 2013 dengan nilai 520 $\mu\text{S}/\text{cm}$ dan rendah pada bulan Disember 2013 dengan nilai 320 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Mengikut NWQS, bacaan konduktiviti di setiap stesen berada pada kelas I iaitu di bawah piawai 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Nilai bacaan konduktiviti yang rendah membolehkan air sungai ini digunakan bagi tujuan rekreasi, minuman dan perikanan yang sensitif terhadap pencemaran. Namun penilaian kualiti air berdasarkan satu parameter kebiasaannya kurang tepat. Oleh itu, parameter lain perlu juga diperiksa untuk tujuan keselamatan.

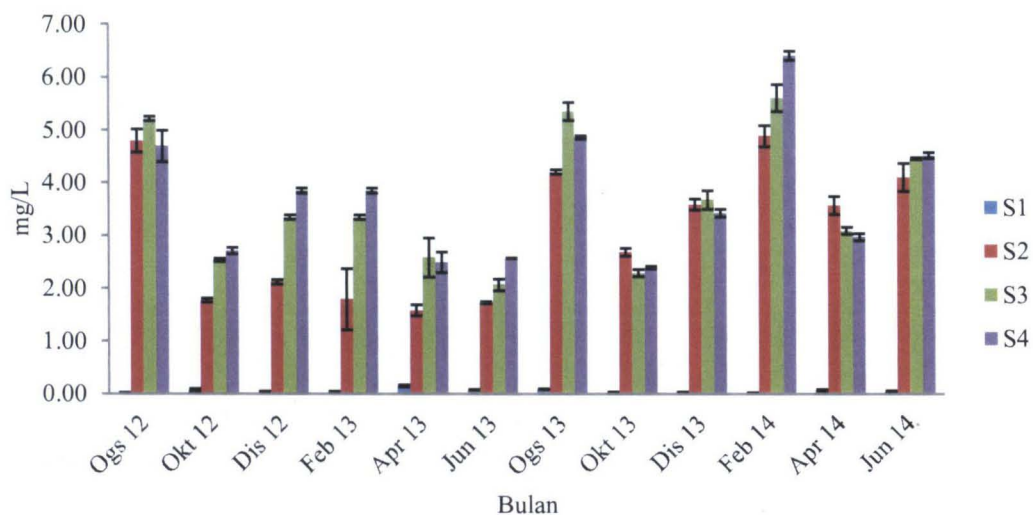


Rajah 4.2 Bacaan konduktiviti bulanan bagi setiap stesen di sepanjang Sungai Penchala, $\mu\text{S}/\text{cm}$

Kandungan $\text{NH}_3\text{-N}$ di S1 adalah di antara julat purata 0.01 mg/L hingga 0.15 mg/L. Di S2 adalah di antara 1.58 mg/L hingga 4.79 mg/L. S3 pula mempunyai nilai bacaan di antara 2.07 mg/L hingga 5.61 mg/L. S4 merekodkan bacaan purata di antara 2.39 mg/L hingga 6.41 mg/L. S1 merekodkan bacaan $\text{NH}_3\text{-N}$ yang tinggi pada bulan April 2013 dengan nilai 0.15 mg/L dan rendah pada bulan Ogos dengan nilai 0.01 mg/L. S2 merekodkan bacaan $\text{NH}_3\text{-N}$ yang tinggi pada bulan April 2013 dengan nilai 1.58 mg/L dan rendah pada bulan Ogos 2012 dengan nilai 4.79 mg/L. Nilai $\text{NH}_3\text{-N}$ di S3 tinggi pada bulan Februari 2014 dengan nilai 6.41 mg/L dan rendah pada bulan Jun 2013 dengan nilai 2.07 mg/L. S4 merekodkan bacaan $\text{NH}_3\text{-N}$ yang tinggi pada bulan Februari 2014

dengan nilai 2.97 mg/L dan rendah pada bulan Oktober 2013 dengan nilai 2.39 mg/L. Secara keseluruhan nilai kepekatan $\text{NH}_3\text{-N}$ adalah tinggi S2, S3 dan S4 berbanding S1 (Rajah 4.3).

Mengikut NWQS kepekatan $\text{NH}_3\text{-N}$ berada di kelas I bagi S1, manakala S2, S3 dan S4 mempunyai kepekatan amoniakal-nitrogen yang lebih tinggi dan berdasarkan pengelasan NWQS ketiga-tiga stesen tersebut mempunyai julat kepekatan kelas IV dan V sepanjang persampelan dijalankan. Air sungai dalam kelas ini hanya sesuai digunakan untuk tujuan pengairan tanaman bagi kelas IV, manakala air sungai dalam kelas V didapati tidak selamat atau sesuai bagi apa-apa aktiviti. Pengukuran $\text{NH}_3\text{-N}$ mencadangkan pencemaran $\text{NH}_3\text{-N}$ yang tinggi telah berlaku dalam aliran air Sungai Penchala.

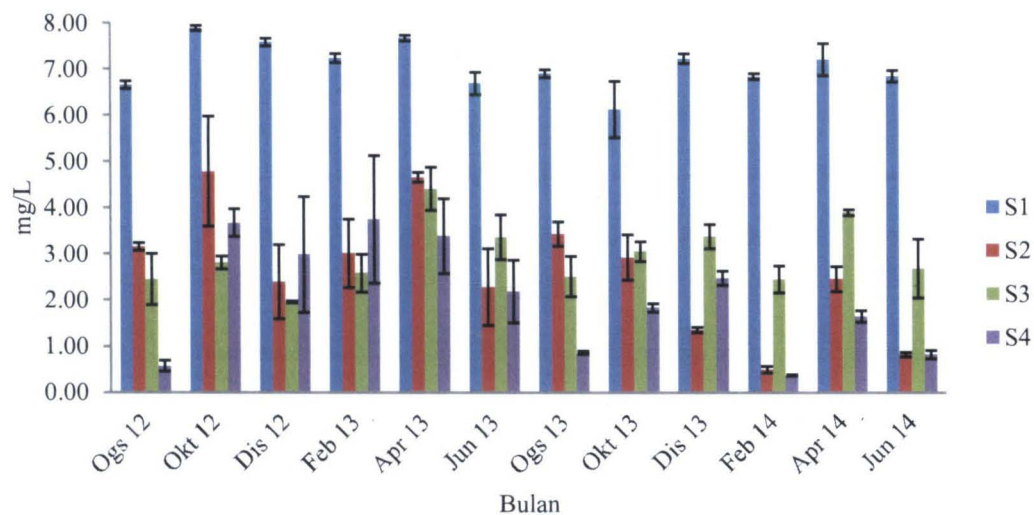


Rajah 4.3 Bacaan nilai amoniakal nitrogen ($\text{NH}_3\text{-N}$) bagi setiap stesen di sepanjang Sungai Penchala, mg/L

Nilai DO didapati tinggi di S1 berbanding stesen-stesen yang lain sepanjang tempoh persampelan (Rajah 4.4), dengan julat purata di antara 6.13 mg/L hingga 7.89 mg/L. S2, S3 dan S4, masing-masing mempunyai julat purata kandungan DO antara 0.49 mg/L hingga 4.79 mg/L, 2.45 mg/L hingga 4.42 mg/L, dan 0.37 mg/L hingga 3.75 mg/L. Bacaan DO di S1 dicatatkan tinggi pada bulan Oktober 2012 dengan nilai 7.89 mg/L dan rendah pada bulan Oktober 2013 dengan nilai 6.13 mg/L. Di S2 bacaan DO didapati tinggi pada bulan Oktober 2012 dengan nilai 4.79 mg/L dan rendah pada bulan Februari 2014 dengan nilai 0.49 mg/L. S3 merekodkan bacaan DO yang tinggi pada bulan April

2013 dengan nilai 4.42 mg/L dan didapati rendah pada bulan Ogos 2012 dan Februari 2014 dengan bacaan 2.45 mg/L. S4 merekodkan bacaan oksigen yang tinggi pada bulan Februari 2013 dengan bacaan 2.35 mg/L dan rendah dengan bacaan 0.37 mg/L.

Mengikut NWQS, nilai kepekatan DO adalah berada pada kelas I bagi S1 dan kelas III bagi S2, manakala S3 dan S4 pula mempunyai kelas DO yang berbeza-beza di antara kelas IV dan V pada setiap bulan dengan kebanyakannya berada pada kelas IV. Air sungai di S1 sesuai digunakan sebagai sumber air secara terus tanpa memerlukan rawatan dan ternakan air tawar yang sangat sensitif, manakala air di S2 sesuai untuk tujuan yang sama tetapi memerlukan rawatan air yang lebih menyeluruh serta untuk penternakan spesies yang kurang sensitif. Air pada kelas IV hanya sesuai untuk tujuan pengairan tanaman, tetapi air dengan kelas V didapati tidak sesuai untuk tujuan-tujuan yang telah dinyatakan.

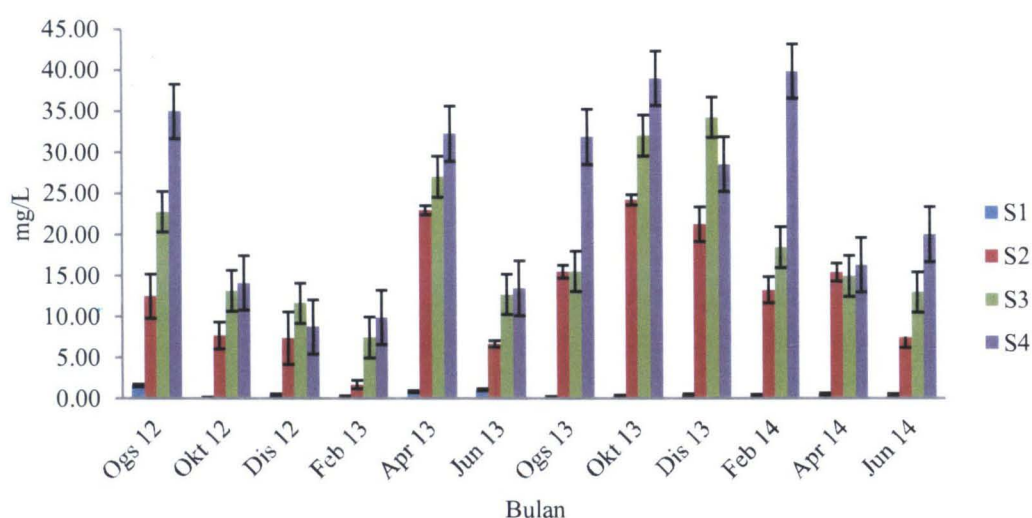


Rajah 4.4 Bacaan oksigen terlarut (DO) bagi setiap stesen di sepanjang Sungai Penchala, mg/L

Merujuk pada Rajah 4.5, BOD₅ di S1 adalah di antara julat purata 0.09 mg/L hingga 1.58 mg/L. S2 dan S3 adalah masing-masing di antara 1.67 mg/L hingga 24.20 mg/L, dan 2.70 mg/L hingga 34.27 mg/L. S4 pula di antara 3.45 mg/L hingga 39.00 mg/L. BOD₅ di S1 dicatatkan tinggi pada bulan Ogos 2012 dengan nilai 1.58 mg/L dan rendah pada bulan Oktober 2012 dengan bacaan 0.09 mg/L. S2 merekodkan bacaan BOD₅ yang tinggi pada bulan Oktober 2013 dengan bacaan 24.20 mg/L dan rendah pada bulan Februari 2013 dengan nilai 1.67 mg/L. Di S3 bacaan BOD₅ dicatatkan tinggi pada bulan

Disember 2013 dengan nilai 34.27 mg/L dan rendah pada bulan Jun 2013 dengan nilai 2.70 mg/L. S4 merekodkan bacaan BOD₅ tertinggi pada bulan Oktober 2013 dengan bacaan 39.00 mg/L dan rendah pada bulan Jun 2013 dengan bacaan 3.47 mg/L.

Merujuk pada NWQS, S1 berada pada kelas I atau II dengan variasi peningkatan yang kecil di antara bulan persampelan. S2, S3 dan S4 pula boleh berada pada kelas III, IV atau V. Berdasarkan NWQS, BOD₅ ini adalah sangat tinggi dan ini menghadkan penggunaan air sungai ini bagi tujuan rekreasi, minuman, dan juga untuk memelihara ikan air tawar yang lebih sensitif.

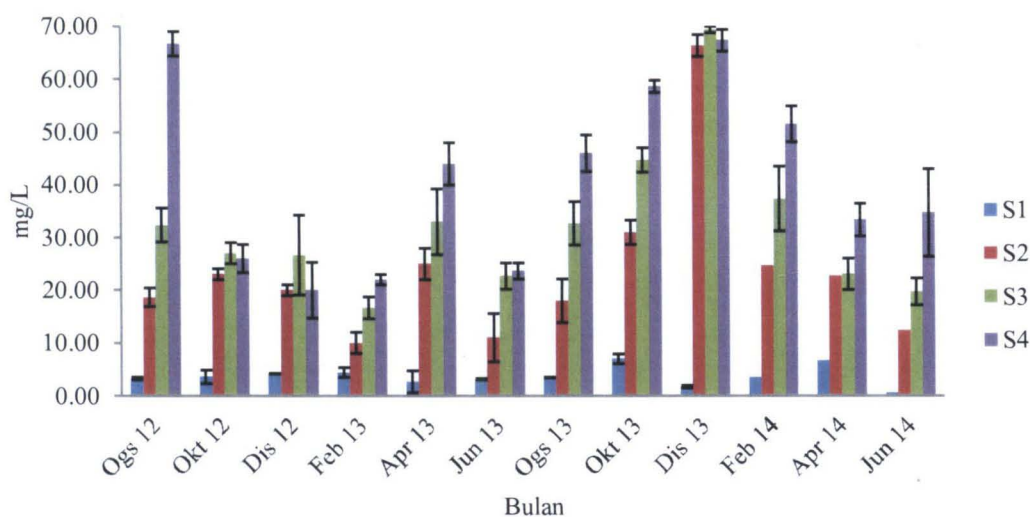


Rajah 4.5 Bacaan permintaan oksigen biokimia (BOD₅) bagi setiap stesen di sepanjang Sungai Penchala, mg/L

Nilai COD pula dicatatkan rendah bagi S1 sepanjang tempoh persampelan dengan julat purata antara 0.60 mg/L hingga 7.03 mg/L (Rajah 4.6). Di S2 adalah di antara 6.00 mg/L hingga 66.33 mg/L. S3 mempunyai bacaan di antara 16.67 mg/L hingga 69.33 mg/L. S4 pula mempunyai bacaan COD yang lebih tinggi berbanding stesen lain dengan julat di antara 10.00 mg/L hingga 67.33 mg/L. COD didapati tinggi di S1 pada bulan Oktober 2013 dengan bacaan 7.03 mg/L dan rendah pada bulan Jun 2014 dengan bacaan 0.60 mg/L. S2 merekodkan bacaan COD yang tinggi pada bulan Disember 2013 dengan bacaan 66.33 mg/L dan rendah pada bulan Jun 2013 dengan bacaan 6.00 mg/L. Di S3, bacaan COD didapati tinggi pada bulan Disember 2013 dengan nilai 69.33 mg/L dan rendah pada bulan Februari 2013 16.67 mg/L. S4 pula mempunyai nilai COD yang tinggi

pada bulan Disember 2013 dengan bacaan 67.33 mg/L dan rendah pada bulan Februari 2013 dengan bacaan 10.00 mg/L.

Mengikut NWQS nilai COD adalah pada kelas I bagi S1. Nilai COD di S2, S3 dan S4 pula adalah lebih tinggi dengan kebanyakan bulan semasa persampelan dijalankan berada pada kelas II atau III. Kelas I menunjukkan air sungai di S1 sesuai dimanfaatkan bagi tujuan minuman dan akuakultur (spesies yang sangat sensitif) tanpa memerlukan rawatan air, manakala air sungai di S2, S3 dan S4 pula boleh digunakan bagi tujuan yang hampir sama tetapi memerlukan rawatan air mengikut tahap pencemaran yang dialami dan hanya terhad untuk spesies yang tertentu sahaja.

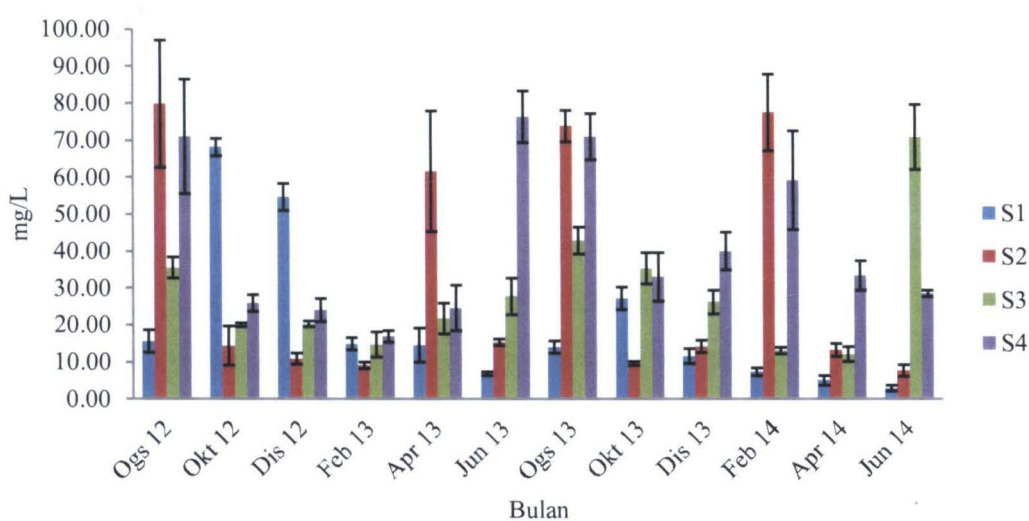


Rajah 4.6 Bacaan permintaan oksigen kimia (COD) bagi setiap stesen di sepanjang Sungai Penchala, mg/L

Bagi jumlah kandungan TSS (Rajah 4.7), didapati S1 mempunyai julat purata di antara 2.83 hingga 68.17 mg/L. Di S2 bacaan purata TSS adalah di antara 7.67 mg/L hingga 79.83 mg/L. Ini diikuti oleh S3 dengan bacaan di antara 20.00 mg/L hingga 70.83 mg/L. S4 mempunyai nilai bacaan yang lebih tinggi dengan julat antara 24.00 mg/L hingga 76.30 mg/L. S1 merekodkan bacaan TSS yang tinggi pada bulan Disember 2012 dengan nilai 68.17 mg/L dan rendah pada bulan Jun 2014 2.83 mg/L. Bacaan TSS dicatatkan tinggi di S2 pada bulan Ogos 2012 dengan bacaan 79.83 mg/L dan rendah pada bulan Jun 2014 dengan bacaan 7.67 mg/L. S3 merekodkan bacaan TSS yang tinggi pada bulan Jun 2014 dengan bacaan 70.83 mg/L dan rendah pada bulan Disember 2012 dengan nilai 20.00 mg/L. S4 pula merekodkan bacaan TSS yang tinggi pada bulan Jun

2013 dengan bacaan 76.30 mg/L dan rendah pada bulan Februari 2013 dengan bacaan 16.83 mg/L.

Menurut NWQS nilai TSS di S1 berada pada kelas I bagi kebanyakan bulan persampelan. Bagi S2, S3 dan S4, nilai kandungan TSS berada pada kelas I dan II dan ada kalanya berada pada kelas III. Air di kelas I boleh digunakan sebagai sumber air tanpa rawatan dan akuakultur untuk spesies yang sangat sensitif. Air sungai dengan kelas II dan III juga boleh digunakan bagi tujuan yang sama tetapi memerlukan rawatan khusus bersesuaian dengan tahap pencemaran dan hanya sesuai digunakan untuk akuakultur bagi spesies yang tidak terlalu sensitif serta sebagai air minuman haiwan ternakan.



Rajah 4.7 Bacaan jumlah pepejal terampai (TSS) bagi setiap stesen di sepanjang Sungai Penchala, mg/L

Berdasarkan hasil pengukuran setiap parameter yang telah dibentangkan, dapat disimpulkan secara purata (Jadual 4.1) yang nilai parameter bagi setiap stesen persampelan adalah berbeza dengan S1 sentiasa berada dalam keadaan baik, manakala stesen lain menunjukkan tanda berlakunya pencemaran. Ini dapat dinilai dengan peningkatan nilai kepekatan parameter pencemaran seperti BOD, COD dan $\text{NH}_3\text{-N}$ serta penurunan kepekatan DO dalam kadar yang tinggi. Peningkatan nilai parameter yang mewakili pencemaran ini juga didapati meningkat dari stesen ke stesen yang lain dan keadaan ini mencadangkan pencemaran berlaku secara kumulatif.

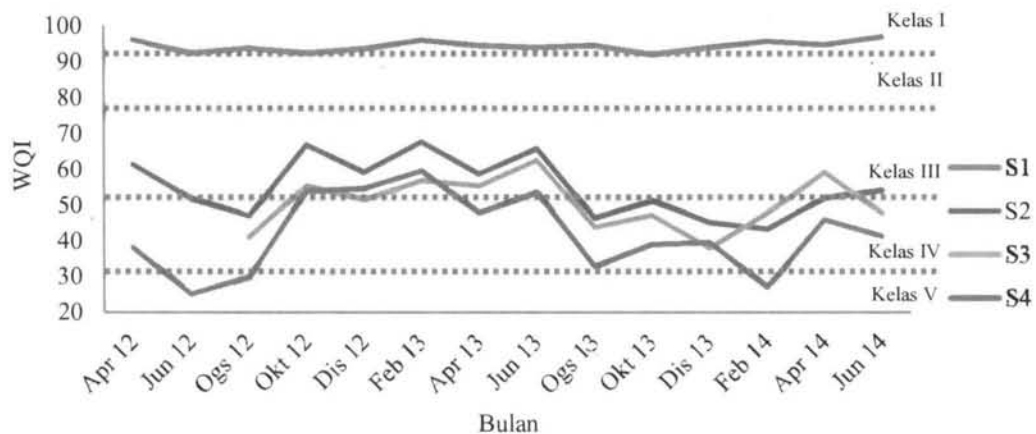
Jadual 4.1 Nilai purata (12 bulan persampelan) parameter WQI

Stesen	DO%	BOD (mg/L)	COD (mg/L)	TSS (mg/L)	pH	NH ₃ -N (mg/L)
S1	86.54±5.66	0.53±0.44	3.71±1.81	23.51±22.65	7.05±0.24	0.05±0.04
S2	29.15±14.97	12.60±7.66	23.19±16.34	32.04±30.77	6.85±0.17	2.95±1.28
S3	32.29±12.54	17.73±9.61	32.08±14.12	28.16±16.41	7.14±0.17	3.60±1.25
S4	22.35±14.02	23.25±12.67	44.67±26.41	40.84±21.73	7.14±0.26	3.76±1.22

Analisis statistik pula melaporkan terdapat perbezaan bererti (pada nilai setiap parameter yang diukur) di antara stesen persampelan (S1, S2, S3 dan S4) dan juga sepanjang tempoh persampelan dijalankan (bulanan) dengan nilai $p=0.00$ ($\alpha=0.05$).

4.2.2 Penilaian Indeks Kualiti Air (WQI)

Pengelasan kualiti air sungai berdasarkan parameter terpilih dilakukan dengan menggunakan indeks kualiti air yang dihasilkan oleh Jabatan Alam Sekitar (2007), nilai WQI yang menghampiri 100 bererti kualiti air yang baik, manakala nilai indeks yang menghampiri nilai 0 menandakan kualiti air yang semakin tercemar. Berdasarkan Rajah 4.8, nilai WQI menunjukkan kualiti air di S1 sentiasa berada dalam kelas I sepanjang tempoh persampelan. Data tersebut juga menunjukkan nilai purata WQI S1 adalah 94.29 dengan nilai terendah dicatatkan 91.95 pada bulan Oktober 2013 dan nilai tertinggi 96.80 pada Jun 2014.



Rajah 4.8 Trend Indeks Kualiti Air (WQI) bagi setiap stesen sepanjang tempoh persampelan di Sungai Penchala

S2 pula mempunyai trend kelas kualiti air di antara kelas III dan IV dengan 5 daripada 12 bulan persampelan berada di kelas IV. Nilai purata bacaan WQI S2 adalah 54.64, dengan nilai terendah iaitu 43.08 dicatatkan pada bulan Februari 2014, manakala nilai tertinggi 67.54 pada Februari 2013. S3 juga mempunyai trend WQI yang tidak sekata dengan 7 daripada 12 bulan berada di kelas IV. Nilai purata bacaan WQI bagi S3 adalah 50.38 dengan nilai WQI terendah 37.82 dicatatkan pada bulan Disember 2013 dan nilai tertinggi 62.44 dicatatkan pada bulan Jun 2013. Nilai WQI S4 pada kebiasaannya berada pada kelas IV dengan hanya 4 bulan berada pada kelas III, iaitu pada bulan Oktober 2012, Disember 2012, Februari 2013 dan Jun 2013, serta satu bulan berada pada kelas V iaitu pada bulan Februari 2014. Nilai purata WQI S4 adalah 43.61 dengan nilai terendah 26.87 dicatatkan pada bulan Februari 2014 dan nilai tertinggi 59.53 pada Februari 2013.

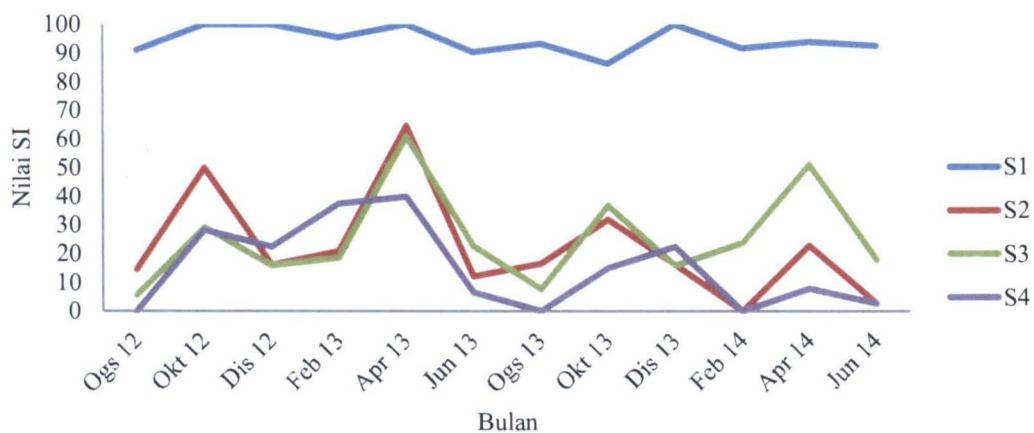
Ujian ANOVA sehala ke atas nilai WQI mendapati terdapat perbezaan bererti di antara nilai WQI di setiap stesen persampelan ($p=0.00$, $\alpha=0.05$). Analisis lanjutan menggunakan ujian Tukey HSD pula mendapati perbezaan bererti yang dilaporkan oleh ANOVA tersebut adalah perbezaan di antara S1 dengan S2, S3 dan S4. Analisis lanjutan ini juga mendapati tidak terdapat perbezaan bererti di antara S2, S3 dan S4. Secara ringkas hanya S1 mempunyai nilai WQI yang jauh berbeza berbanding stesen lain berdasarkan analisis statistik.

4.2.3 Penilaian Sub Indeks Kualiti Air

Penentuan nilai WQI dilakukan berdasarkan jumlah keseluruhan nilai sub indeks enam parameter (Formula 2.4). Disebabkan setiap nilai sub indeks mempunyai pemberat yang tersendiri (Lampiran F), nilai sub indeks tersebut boleh digunakan untuk menentukan parameter atau faktor yang menjadi punca kepada penurunan nilai WQI secara keseluruhan. Ini dilakukan dengan meneliti setiap nilai sub indeks parameter yang digunakan dalam penentuan WQI. Oleh itu, sub-indeks bagi sesuatu parameter yang mempunyai nilai SI yang rendah berbanding parameter yang lain boleh dianggap sebagai faktor utama yang menyumbang kepada kejatuhan nilai WQI secara keseluruhan.

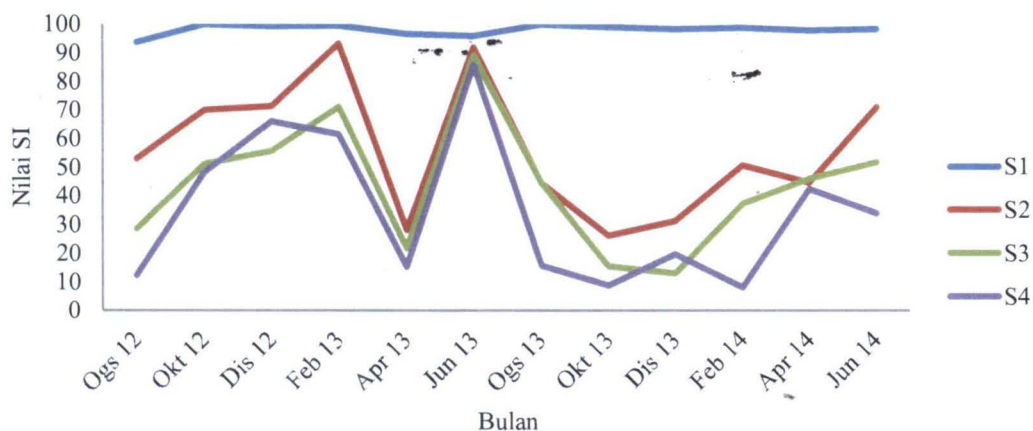
Berdasarkan Rajah 4.9, nilai sub indeks DO didapati tinggi sepanjang waktu persampelan di S1 dengan nilai purata 95 dan julat antara 86 hingga 100. S2 mempunyai

nilai purata sub indeks sebanyak 22 dengan julat 0 hingga 65. Bagi S3 nilai purata sub indeks adalah sebanyak 25 dengan nilai purata 6 hingga 61. Terakhir, S4 mempunyai nilai purata sub indeks 15 dengan julat di antara 0 dan 40. Rajah tersebut juga menunjukkan nilai SI DO di S2, S3 dan S4 yang rendah merupakan antara punca penyebab kejatuhan nilai WQI bagi stesen tersebut. Namun penelitian perlu juga dilakukan ke atas parameter yang lain untuk tujuan pengesanan dan bukan bersandarkan pada satu parameter sahaja.



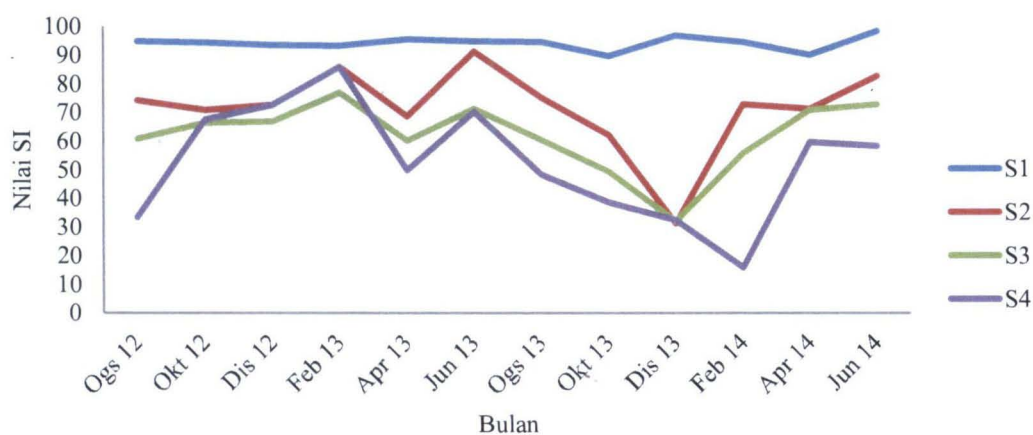
Rajah 4.9 Nilai sub indeks oksigen terlarut (DO)

Rajah 4.10 menunjukkan nilai sub indeks bagi parameter BOD₅ sepanjang tempoh persampelan. Didapati bahawa sub indeks bagi S1 adalah lebih tinggi berbanding stesen yang lain dengan nilai purata sub indeksnya adalah 98 dengan julat 94 hingga 100. S2 pula merekodkan nilai purata sub indeks sebanyak 56 dengan julat di antara 26 dan 93. S3 mempunyai nilai purata sub indeks 44 dengan julat di antara 13 dan 89. S4 mempunyai nilai purata sub indeks 35 dengan julat di antara 8 dan 86. Berdasarkan nilai sub indeks tersebut, S1 adalah kawasan yang masih terpelihara daripada pencemaran organik serta mempunyai kualiti air yang sangat bersih. Berbeza dengan S2, S3 dan S4 yang menunjukkan kemerosotan kualiti air yang teruk berdasarkan nilai sub indeks yang rendah disamping mempunyai trend BOD₅ yang tidak konsisten sepanjang tempoh kajian dijalankan.



Rajah 4.10 Nilai sub indeks permintaan oksigen biokimia (BOD₅)

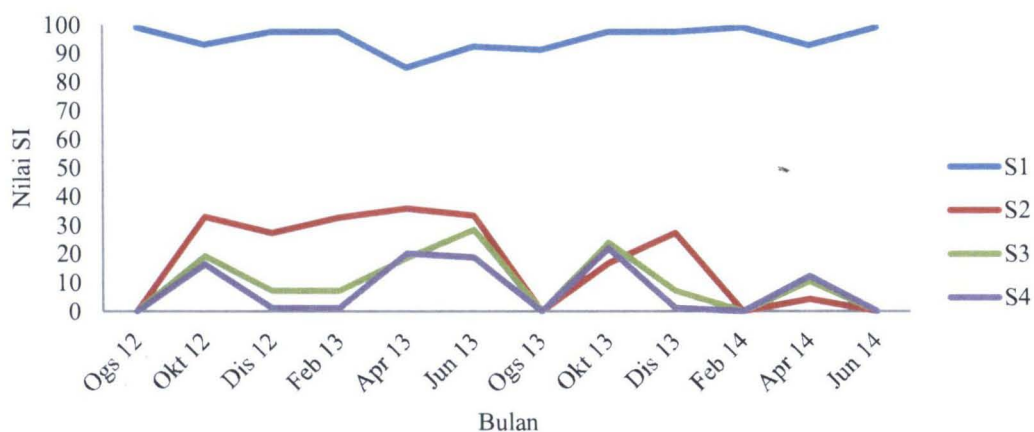
Merujuk pada Rajah 4.11, nilai purata sub indeks bagi parameter COD adalah lebih tinggi di S1 berbanding stesen lain dengan nilai purata sebanyak 94 dan julat di antara 90 dan 98. S2 mempunyai nilai purata sub indeks 72 dengan nilai julat di antara 31 dan 91. S3 pula mempunyai nilai purata 62 dengan julat di antara 32 dan 77. S4 mempunyai nilai purata yang paling rendah berbanding stesen lain dengan nilai purata sub indeks 53 dan julat di antara 16 dan 86. Rajah 4.11 juga menunjukkan S1 adalah kawasan yang masih terpelihara daripada pencemaran organik dan kimia serta mempunyai kualiti air yang sangat bersih. Berbeza dengan S2, S3 dan S4 yang menunjukkan kemerosotan kualiti air yang teruk dan mempunyai trend COD yang tidak konsisten sepanjang tempoh kajian ini dijalankan.



Rajah 4.11 Nilai sub indeks permintaan oksigen kimia (COD)

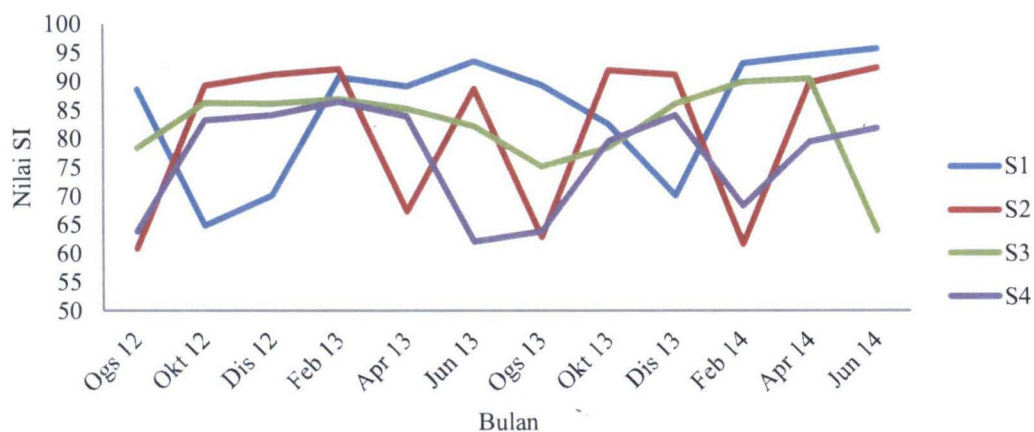
Merujuk Rajah 4.12 didapati nilai sub indeks NH₃-N adalah jauh lebih tinggi di S1 sepanjang tempoh persampelan dengan nilai purata sebanyak 95 dan julat di antara 85

dan 99. S2 mempunyai nilai purata 18 dengan julat di antara 0 dan 36. S3 merupakan stesen dengan nilai purata kedua terendah iaitu 10 dengan julat di antara nilai 0 hingga 28. Nilai purata sub indeks S4 adalah yang terendah di antara stesen tersebut dengan nilai 8 dan julat antara 0 dan 22.



Rajah 4.12 Nilai sub indeks amoniakal nitrogen (NH₃-N)

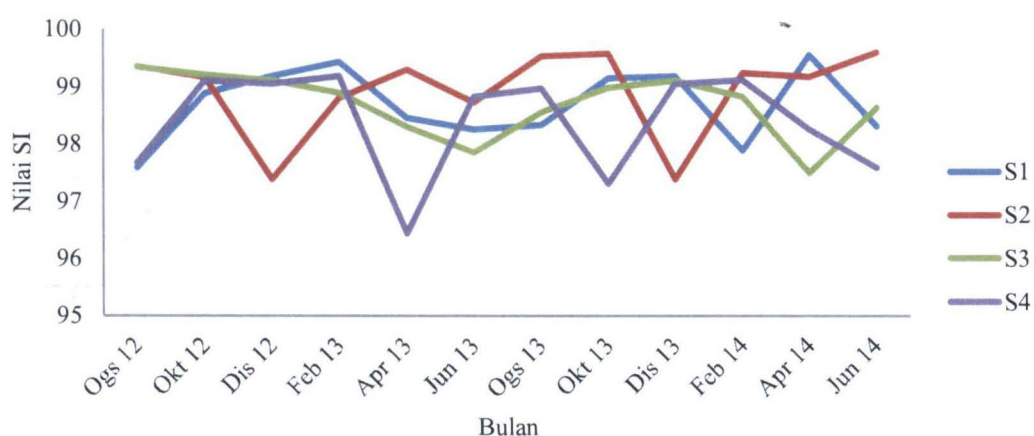
Rajah 4.13 menunjukkan nilai sub indeks TSS dan didapati bahawa tiada perbezaan ketara di antara stesen persampelan. Nilai purata sub indeks TSS di S1 adalah 85 dengan nilai julat antara 65 hingga 96. S2 mempunyai nilai purata 82 dengan julat antara 61 hingga 92. S3 mempunyai nilai purata sub indeks 82 dengan julat di antara 64 dan 91. Bagi S4 pula nilai purata TSS adalah 77 dengan julat nilai antara 62 dan 86.



Rajah 4.13 Nilai sub indeks pepejal terampai

Rajah 4.14 nilai sub indeks untuk pH tidak menunjukkan perbezaan yang ketara di antara stesen persampelan. S1 mempunyai nilai purata sub indeks 99 dengan julat

antara 98 dan 100. Nilai purata bagi S2 dan S3 juga adalah sama seperti S1 iaitu 99 dengan julat 97 hingga 100 bagi S2 dan nilai julat 97 hingga 99 bagi S3. S4 pula merekodkan nilai purata sub indeks yang rendah berbanding stesen lain dengan nilai 98 dan julat antara 96 dan 99. Nilai Sub indeks pH bagi keempat-empat stesen didapati masih berada pada aras kualiti air yang selamat dan dari segi pengiraan WQI nilai sub indeks ini masih tinggi. Oleh itu, parameter pH bukan merupakan faktor penyumbang penurunan nilai WQI secara keseluruhan bagi S1, S2, S3 dan S4.



Rajah 4.14 Nilai sub indeks pH

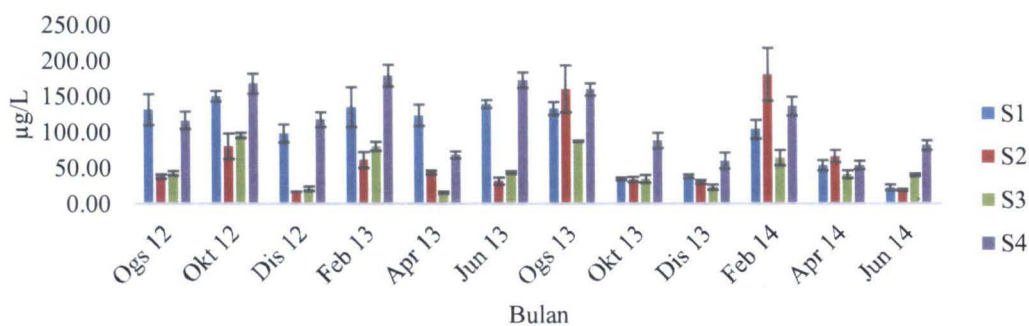
Nilai sub indeks diringkaskan dalam Jadual 4.2. Nilai sub indeks bagi parameter seperti TSS dan pH adalah didapati bukan penyumbang utama terhadap penurunan nilai WQI. Parameter seperti DO, BOD₅, COD dan NH₃-N pula didapati faktor penyumbang terhadap penurunan nilai WQI secara keseluruhan, khususnya di S2, S3 dan S4. Penurunan nilai sub indeks bagi parameter tersebut juga dilihat berlaku secara berperingkat dimulai dengan S2 sehingga ke S4.

Jadual 4.2 Nilai purata sub indeks (SI: purata±sisihan piawai) bagi setiap parameter WQI

Stesen	DOSI	BOD SI	COD SI	TSS SI	pH SI	AN SI
S1	94.66±4.57	98.17±1.86	94.17±2.40	84.35±10.79	99.22±0.64	95.25±4.31
S2	20.14±18.59	52.76±23.19	70.64±14.93	80.11±13.75	99.19±0.77	12.66±15.54
S3	24.15±16.62	38.95±22.50	60.96±12.29	82.01±7.49	98.90±0.56	3.94±10.08
S4	12.36±14.61	27.73±25.96	49.30±20.13	76.02±9.31	98.91±0.92	2.07±9.27

4.2.4 Kandungan Logam Berat Dalam Air Sungai

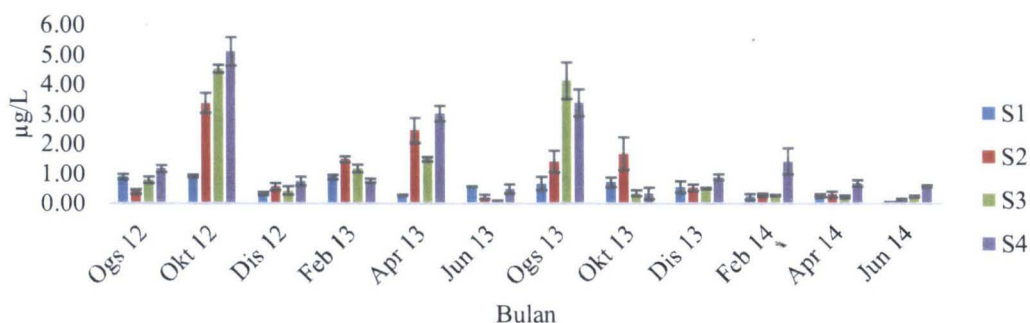
Rajah 4.15 menunjukkan kepekatan logam aluminium di setiap stesen persampelan. Berdasarkan rajah tersebut, didapati kepekatan aluminium di S1 adalah di antara 23.06 $\mu\text{g/L}$ hingga 150.63 $\mu\text{g/L}$, dengan kepekatan paling rendah dicatatkan pada bulan Jun 2014 dan kepekatan yang paling tinggi dicatatkan pada bulan Oktober 2012. Bagi S2, nilai kepekatan aluminium adalah di antara 17.36 $\mu\text{g/L}$ hingga 181.50 $\mu\text{g/L}$. Nilai paling rendah dicatatkan pada bulan Disember 2012 dan nilai paling tinggi adalah pada bulan Februari 2014. Di S3, julat nilai kepekatan yang dicatatkan adalah di antara 16.08 $\mu\text{g/L}$ hingga 95.86 $\mu\text{g/L}$. Nilai paling rendah dicatatkan pada bulan April 2013 dan nilai paling tinggi adalah pada bulan Oktober 2012. Di S4 pula, purata nilai kepekatan yang dicatatkan adalah di antara 54.34 $\mu\text{g/L}$ hingga 179.63 $\mu\text{g/L}$ dengan nilai paling rendah pada bulan April 2014 dan nilai paling tinggi pada bulan Februari 2013.



Rajah 4.15 Kepekatan logam aluminium dalam air sungai sepanjang tempoh persampelan, $\mu\text{g/L}$

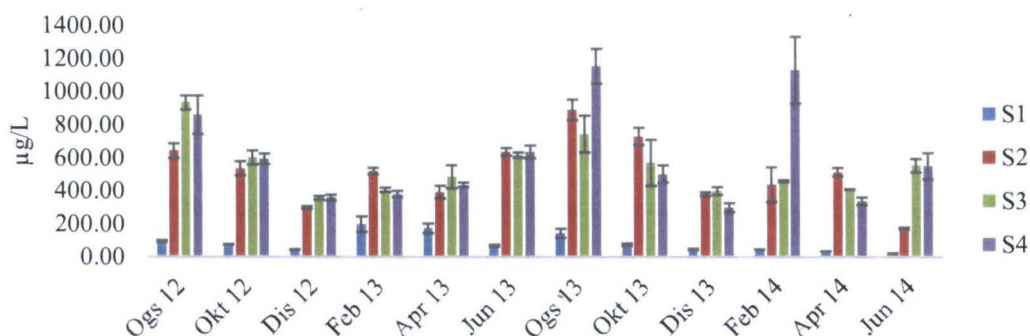
Kepekatan logam berat kromium didapati rendah di kebanyakan stesen persampelan sepanjang persampelan ini dijalankan (Rajah 4.16). Di S1 julat kepekatan logam kromium yang dicatatkan adalah di antara 0.05 $\mu\text{g/L}$ hingga 0.91 $\mu\text{g/L}$, dengan bacaan terendah pada bulan Jun 2014 dan tertinggi dicatatkan pada bulan Oktober 2012. S2 mencatatkan nilai bacaan di antara 0.21 $\mu\text{g/L}$ hingga 3.37 $\mu\text{g/L}$, dengan nilai bacaan terendah pada bulan Jun 2013 dan yang tertinggi pada bulan Oktober 2012. S3 pula mempunyai julat bacaan di antara 0.22 $\mu\text{g/L}$ hingga 4.53 $\mu\text{g/L}$, dengan nilai terendah pada bulan April 2014 dan tertinggi pada bulan Oktober 2012. Bagi S4, nilai kepekatan

logam kromium yang dicatatkan adalah di antara 0.49 $\mu\text{g/L}$ hingga 5.12 $\mu\text{g/L}$, dengan nilai terendah pada bulan Jun 2013 dan tertinggi pada bulan Oktober 2012.



Rajah 4.16 Kepekatan logam kromium dalam air sungai sepanjang tempoh persampelan, $\mu\text{g/L}$

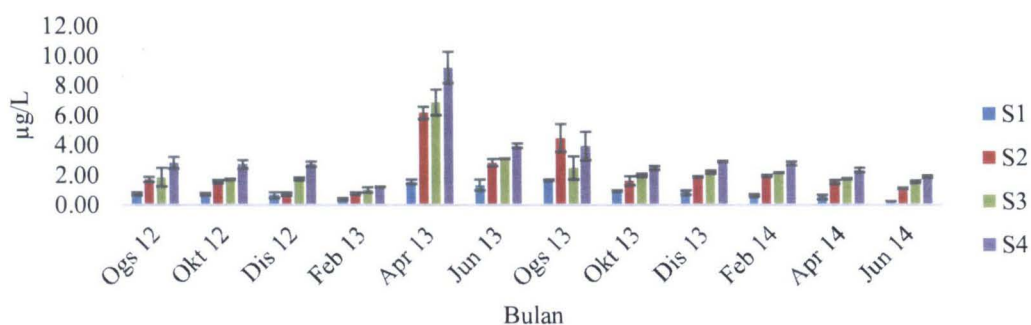
Nilai kepekatan logam ferum ditunjukkan seperti dalam Rajah 4.17. Julat kepekatan logam ferum di S1 didapati berada di antara 20.71 $\mu\text{g/L}$ hingga 196.54 $\mu\text{g/L}$, dengan nilai terendah dicatatkan pada bulan Jun 2014 dan tertinggi pada bulan Februari 2013. Stesen 2 mencatatkan nilai kepekatan ferum di antara 170.30 $\mu\text{g/L}$ hingga 889.48 $\mu\text{g/L}$, dengan nilai terendah dicatatkan pada bulan Jun 2014 dan nilai tertinggi pada bulan Ogos 2013. S3 menunjukkan nilai bacaan di antara 355.39 $\mu\text{g/L}$ hingga 934.81 $\mu\text{g/L}$, dengan nilai terendah pada bulan Disember 2012 dan nilai tertinggi pada bulan Ogos 2012. Di S4 pula, kepekatan logam ferum yang dicatatkan berada di antara 298.16 $\mu\text{g/L}$ hingga 1153.51 $\mu\text{g/L}$, dengan nilai terendah pada bulan Disember 2013 dan nilai tertinggi pada bulan Ogos 2013.



Rajah 4.17 Kepekatan logam ferum dalam air sungai sepanjang tempoh persampelan, $\mu\text{g/L}$

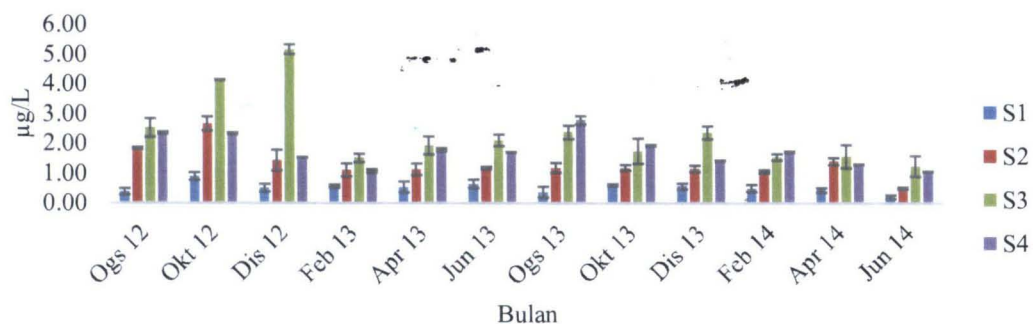
Kepekatan logam nikel di setiap stesen ditunjukkan dalam Rajah 4.18. Berdasarkan rajah tersebut, didapati julat kepekatan logam nikel dalam air di S1 adalah

di antara 0.24 $\mu\text{g/L}$ hingga 1.66 $\mu\text{g/L}$, dengan nilai terendah dicatatkan pada bulan Jun 2014 dan nilai tertinggi pada bulan Ogos 2013. S2 menunjukkan nilai bacaan di antara 0.73 $\mu\text{g/L}$ hingga 6.16 $\mu\text{g/L}$, dengan nilai terendah dicatatkan pada bulan Disember 2012 dan nilai tertinggi dicatatkan pada bulan April 2013. S3 pula menunjukkan nilai kepekatan logam nikel di antara 1.02 $\mu\text{g/L}$ hingga 6.86 $\mu\text{g/L}$ dengan nilai terendah pada bulan Februari 2013 dan nilai tertinggi pada bulan April 2013. Bagi S4 pula, nilai yang dicatatkan sepanjang bulan persampelan adalah di antara 1.22 $\mu\text{g/L}$ hingga 9.19 $\mu\text{g/L}$ dengan nilai terendah dicatatkan pada bulan Februari 2013 dan nilai tertinggi pula dicatatkan pada bulan April 2013.



Rajah 4.18 Kepekatan logam nikel dalam air sungai sepanjang tempoh persampelan, $\mu\text{g/L}$

Rajah 4.19 menunjukkan kepekatan logam kuprum dalam air sungai di setiap stesen persampelan. Berdasarkan rajah tersebut, didapati kepekatan logam kuprum adalah rendah di S1 dan tinggi di stesen berikutnya. Julat nilai kepekatan logam kuprum di S1 adalah di antara 0.21 $\mu\text{g/L}$ hingga 0.90 $\mu\text{g/L}$, dengan nilai terendah pada bulan Jun 2014 dan nilai tertinggi pula pada bulan Oktober 2012. S2 menunjukkan nilai bacaan kuprum di antara 0.50 $\mu\text{g/L}$ hingga 2.66 $\mu\text{g/L}$, dengan nilai terendah dicatatkan pada bulan Jun 2014 dan nilai tertinggi pada bulan Oktober 2012. Di S3 nilai kepekatan logam kuprum dalam air adalah di antara 1.24 $\mu\text{g/L}$ hingga 5.17 $\mu\text{g/L}$ dengan nilai bacaan terendah dicatatkan pada bulan Jun 2014 dan nilai bacaan tertinggi dicatatkan pada bulan Disember 2012. Bagi S4 pula, nilai kepekatan logam kuprum dicatatkan di antara 1.06 $\mu\text{g/L}$ hingga 2.79 $\mu\text{g/L}$, dengan nilai terendah dicatatkan pada bulan Jun 2014 dan nilai bacaan tertinggi pula dicatatkan pada bulan Ogos 2013.

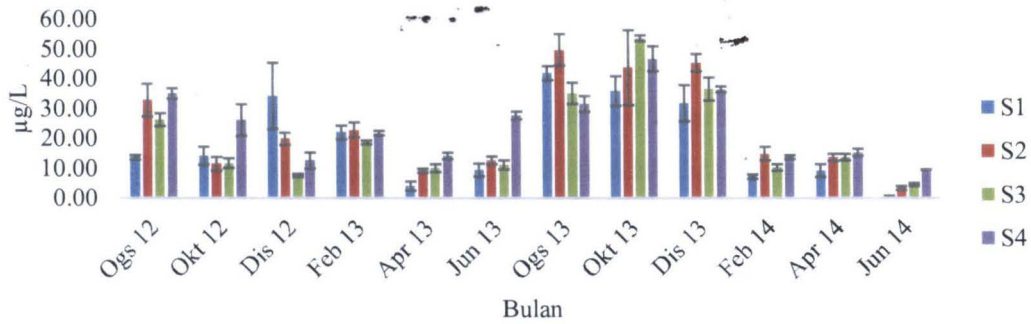


Rajah 4.19 Kepekatan logam kuprum dalam air sungai sepanjang tempoh persampelan, µg/L

Nilai kepekatan zink dalam air Sungai Penchala adalah seperti yang ditunjukkan dalam Rajah 4.20. Nilai bacaan logam zink didapati tidak konsisten sepanjang tempoh persampelan. Kebiasaannya, kepekatan kebanyakan logam berat didapati rendah di S1 yang kemudiannya menunjukkan peningkatan di stesen berikutnya. Namun, bagi logam zink keadaan ini tidak selalunya benar kerana ada kalanya

S1 mempunyai kepekatan logam zink yang agak tinggi berbanding stesen lain seperti yang berlaku pada bulan Disember 2012 dan Ogos 2013. Berdasarkan rajah tersebut, julat kepekatan logam zink di S1 yang dicatatkan adalah di antara 0.66 µg/L hingga 41.94 µg/L, dengan bacaan terendah pada bulan Jun 2014 dan yang tertinggi pada bulan Ogos 2013.

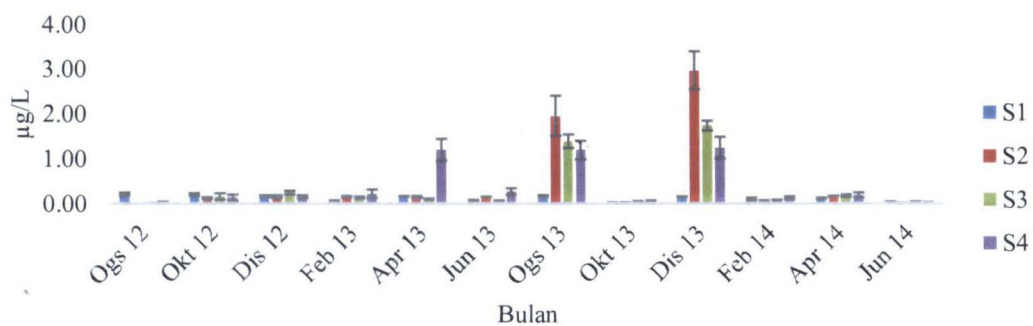
Di S2 bacaan nilai kepekatan zink adalah di antara 3.47 µg/L hingga 49.74 µg/L, dengan nilai bacaan zink terendah pada bulan Jun 2014 dan yang tertinggi pada bulan Ogos 2013. S3 pula mempunyai nilai kepekatan zink di antara 4.64 µg/L hingga 53.61 µg/L, dengan nilai bacaan terendah dicatatkan pada bulan Jun 2014 dan nilai bacaan tertinggi pula dicatatkan pada bulan Oktober 2013. Bagi S4, kepekatan logam zink yang dicatatkan menunjukkan julat bacaan di antara 9.60 µg/L hingga 46.76 µg/L, dengan nilai terendah dicatatkan pada Jun 2014 dan nilai tertinggi pada bulan Oktober 2013.



Rajah 4.20 Kepekatan logam zink dalam air sungai sepanjang tempoh persampelan, µg/L

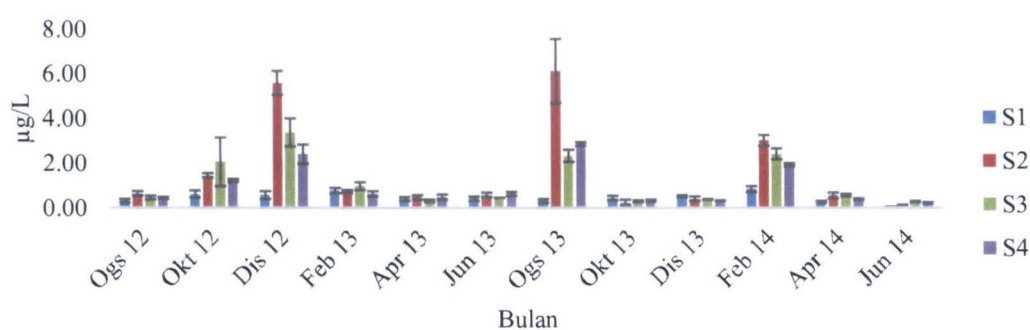
Berdasarkan Rajah 4.21, trend nilai bacaan logam berat kadmium dalam air Sungai Penchala adalah seperti logam zink. Ini kerana, pemerhatian ke atas rajah tersebut mendapati kepekatan logam kadmium adalah hampir seragam pada kebanyakan bulan persampelan.

Rajah 4.21 menunjukkan S1 mempunyai julat kepekatan logam kadmium di antara 0.04 µg/L hingga 0.21 µg/L, dengan nilai terendah dicatatkan pada bulan Jun 2014 dan nilai tertinggi pada bulan Ogos 2012. S2 menunjukkan nilai kepekatan di antara 0.01 µg/L hingga 2.97 µg/L, dengan nilai terendah dicatatkan pada bulan Ogos 2012 serta pada bulan Jun 2014, manakala nilai kepekatan tertinggi logam kadmium dicatatkan pada bulan Disember 2013. S3 menunjukkan nilai kepekatan kadmium di antara nilai 0.01 µg/L hingga 1.74 µg/L, dengan nilai terendah dicatatkan pada bulan Ogos 2012 dan nilai tertinggi pula pada bulan Disember 2013. S4 pula mempunyai nilai kepekatan kadmium di antara 0.03 µg/L hingga 1.25 µg/L, dengan nilai bacaan terendah dicatatkan pada bulan Ogos 2012 dan Jun 2014. Nilai bacaan tertinggi di S4 bagi logam kadmium adalah pada bulan Disember 2013.



Rajah 4.21 Kepekatan logam kadmium dalam air sungai sepanjang tempoh persampelan, µg/L

Rajah 4.22 menunjukkan trend kepekatan logam plumbum dalam air sungai adalah seperti logam zink dan kadmium. Iaitu dengan tiada trend tertentu dapat diperhatikan melalui rajah tersebut. Julat nilai bacaan logam plumbum di S1 adalah di antara 0.04 $\mu\text{g/L}$ hingga 0.85 $\mu\text{g/L}$, dengan nilai terendah dicatatkan pada bulan Jun 2014 dan nilai tertinggi pada bulan Februari 2014. Di S2 nilai kepekatan plumbum berada di antara 0.08 $\mu\text{g/L}$ hingga 6.13 $\mu\text{g/L}$, dengan nilai bacaan terendah dicatatkan pada bulan Jun 2014 dan nilai bacaan tertinggi pula dicatatkan pada bulan Ogos 2013. S3 pula mempunyai nilai bacaan plumbum di antara 0.29 $\mu\text{g/L}$ hingga 3.39 $\mu\text{g/L}$, dengan nilai terendah dicatatkan pada bulan Jun 2014 dan nilai tertinggi pada bulan Disember 2012. Stesen terakhir iaitu S4, mempunyai julat nilai kepekatan plumbum di antara 0.23 $\mu\text{g/L}$ hingga 2.86 $\mu\text{g/L}$, dengan nilai terendah dicatatkan pada bulan Jun 2014 dan nilai tertinggi kepekatan plumbum adalah pada bulan Ogos 2013.



Rajah 4.22 Kepekatan logam plumbum dalam air sungai sepanjang tempoh persampelan, $\mu\text{g/L}$

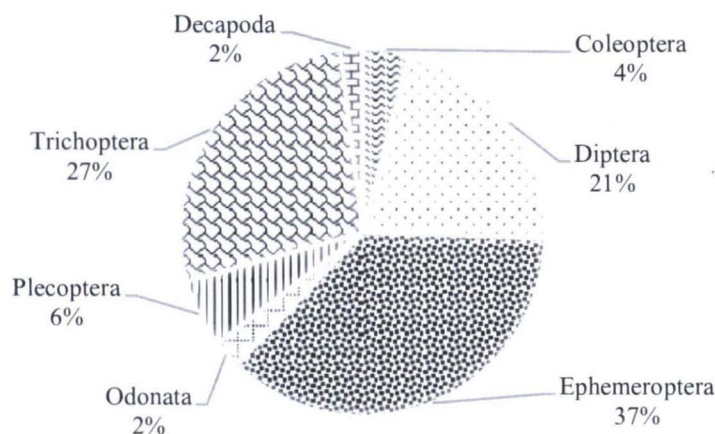
Berdasarkan ringkasan nilai purata logam berat dalam air (Jadual 4.3), logam berat seperti kromium, ferum, dan nikel sahaja yang menunjukkan peningkatan secara kumulatif iaitu trend pertambahan kandungan logam berat secara berperingkat yang boleh diperhatikan bermula dari S1 ke S4. Bagi logam berat seperti aluminium, kuprum, zink, kadmium dan plumbum, kandungan logam berat tidak mempunyai trend yang khusus yang mana ada kalanya S1 mempunyai kandungan logam berat yang lebih tinggi daripada stesen seterusnya. Hasil juga menunjukkan kandungan bagi kesemua logam berat yang diukur berada pada tahap selamat serta tidak mendatangkan sebarang risiko kepada komuniti di sekeliling kawasan Sungai Penchala berdasarkan rujukan terhadap nilai piawai yang dibenarkan. Oleh itu, pengukuran logam berat mencadangkan tiada bukti berlakunya pencemaran logam berat dalam aliran air Sungai Penchala.

Jadual 4.3 Ringkasan kandungan logam berat dalam air Sungai Penchala, (purata± sisihan piawai) µg/L

Logam Berat	Kepekatan logam berat (µg/L)			
	S1	S2	S3	S4
Al	97.55±46.84	64.09±53.71	49.46±26.73	117.32±46.13
Cr	0.53±0.3	1.07±1.03	1.185±1.53	1.55±1.49
Fe	83.28±57.07	510.64±196.25	543.34±167.06	602.14±296.1
Ni	0.85±0.45	2.19±1.6	2.37±1.5	3.24±2.02
Cu	0.52±0.17	1.33±0.52	2.35±1.17	1.75±0.53
Zn	18.72±13.99	23.34±15.72	19.94±14.89	24.23±11.64
Cd	0.12±0.07	0.49±0.95	0.35±0.58	0.41±0.5
Pb	0.47±0.22	1.67±2.11	1.17±1.08	1.00±0.91

4.3 KEPELBAGAIAN MAKROINVERTEBRAT BENTIK

Sebanyak 4,348 individu makroinvertebrat bentik telah direkodkan sepanjang tempoh persampelan di S1. Rajah 4.23 menunjukkan peratusan makroinvertebrat bentik berdasarkan order yang telah dikenal pasti di S1. Berdasarkan rajah tersebut, S1 didominasi oleh order Ephemeroptera, Trichoptera dan Diptera dengan peratusan sebanyak 37% bagi Ephemeroptera, 27% bagi Trichoptera dan 21% bagi Diptera. Peratusan ini dituruti oleh order Plecoptera dengan peratusan sebanyak 6%, Coleoptera 4%, Decapoda 2% dan Odonata 2%.

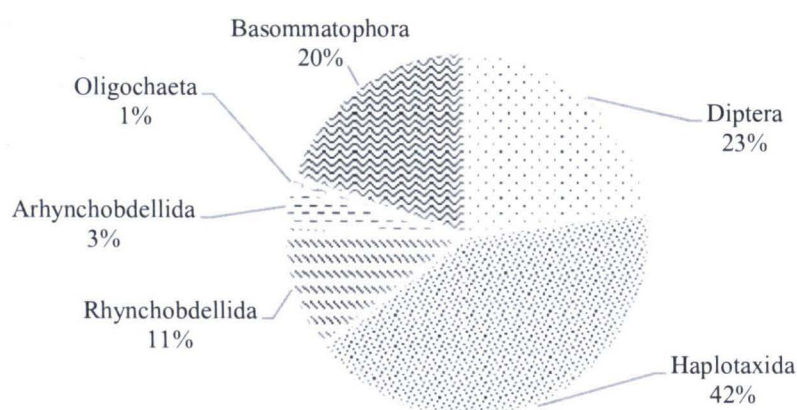


Rajah 4.23 Jumlah makroinvertebrat bentik yang dikenal pasti sepanjang tempoh persampelan di S1

Sebanyak 8,926 individu telah disampel di S2 yang didominasi oleh kumpulan daripada kelas Clitelata (Rajah 4.24). Kumpulan ini terdiri daripada order Oligochaeta,

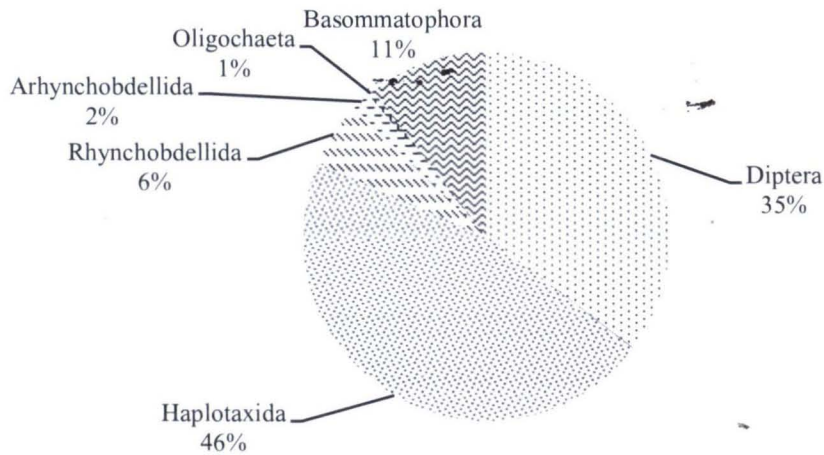
Arhynchobdellida, Rhynchobdellida dan Haplotaxida. Order haplotaxida merupakan order dengan individu terbanyak dengan peratusan individu sebanyak 42%. Diikuti dengan order Diptera 23%, Basommatophora 20%, Rhynchobdellida 11%, Arhynchobdellida 3% dan Oligochaeta 1%.

S2 didapati mempunyai perbezaan yang ketara dengan S1. Kumpulan makroinvertebrat bentik yang mendiami kawasan ini dilihat sangat jauh berbeza jika dibandingkan dengan S1 berdasarkan corak pemakanan dan ketahanan terhadap kualiti air. Didapati juga, terdapat kumpulan serangga air tidak mendominasi kawasan S2 seperti di S1.



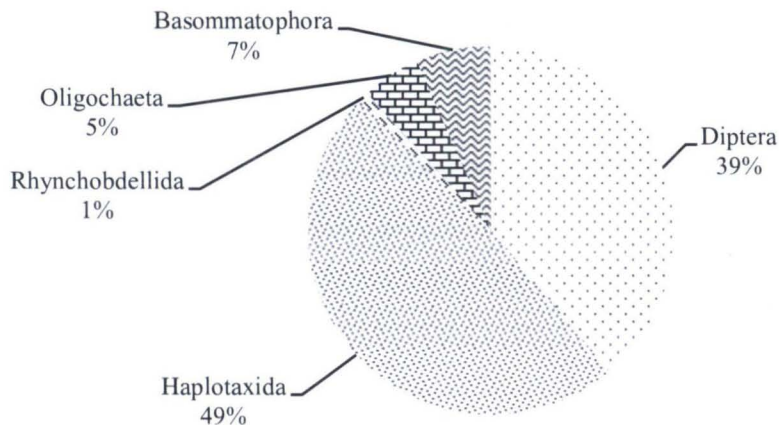
Rajah 4.24 Jumlah makroinvertebrat bentik yang dikenal pasti sepanjang tempoh persampelan di S2

Sebanyak 5,788 individu telah disampel di S3. Pecahan peratusan individu makroinvertebrat bentik yang telah dikenal pasti adalah seperti dalam Rajah 4.25. berdasarkan peratusan pada rajah tersebut, didapati order Haplotaxida dan order Diptera mendominasi S3 dengan peratusan sebanyak 46% bagi order Haplotaxida dan 35% bagi order Diptera. Peratusan ini kemudiannya diikuti oleh order Basommatophor dengan peratusan sebanyak 11%, Rhynchobdellida 6%, Arhynchobdellida 2% dan Oligochaeta 1%.



Rajah 4.25 Jumlah makroinvertebrat bentik yang dikenal pasti sepanjang tempoh persampelan di S3

Bagi S4, sebanyak 2,933 individu telah disampel. Pecahan peratusan order yang telah dikenal pasti adalah seperti dalam Rajah 4.26. Berdasarkan rajah tersebut, didapati order Haplotaxida dan Diptera mendominasi kawasan persampelan dengan peratusan sebanyak 49% bagi order Haplotaxida dan 39% bagi order Diptera. Selebihnya pula diwakili oleh order Basommatophora 7%, Oligochaeta 5% dan Rhynchobdellida 1%.



Rajah 4.26 Jumlah makroinvertebrat bentik yang dikenal pasti sepanjang tempoh persampelan di S4

4.3.1 Kelimpahan Makroinvertebrat Bantik dalam Ruang dan Masa serta Indeks Biologi

Makroinvertebrat bentik yang telah dikenal pasti bagi setiap 12 bulan persampelan direkodkan berdasarkan ruang (stesen persampelan) dan masa (waktu persampelan). Data

ini kemudiannya digunakan dalam pengiraan indeks kepelbagaian Shannon, indeks kekayaan Margalef dan keserataan Pielou. Data makroinvertebrat bentik disediakan dengan menyenaraikan keseluruhan famili dan individu bagi setiap bulan persampelan untuk memudahkan tujuan pengiraan dan rujukan. Disamping itu, trend struktur komposisi makroinvertebrat bentik yang hadir sepanjang kajian ini dijalankan boleh diperhatikan dengan kaedah ini.

Berdasarkan Jadual 4.4, didapati order Coleoptera, famili Elmidae boleh didapati pada semua waktu persampelan dengan anggaran 3 hingga 28 individu dalam lima kali replikasi, manakala bagi order Diptera, famili Chironomidae, Simuliidae dan Tipulidae adalah yang paling kerap disampel. Order Ephemeroptera adalah yang paling banyak daripada segi jumlah famili yang disampel. Di antara famili tersebut adalah famili Baetidae, Caenidae, Leptohyphidae, Ephemerellidae, Heptageniidae dan Leptophelebiidae. Di antara famili tersebut, famili Baetidae dan Caenidae adalah yang paling banyak dijumpai. Bagi order Plecoptera, famili Elmidae boleh didapati sepanjang waktu persampelan. Bagi order Tricoptera, famili Hydropsychidae adalah yang paling banyak dijumpai di kawasan persampelan sepanjang 2 tahun tempoh persampelan. Bagi order lain yang tidak dinyatakan seperti order Megaloptera, Odonata dan Decapoda, jumlah famili yang dijumpai adalah sedikit dan tidak dijumpai dalam setiap waktu persampelan. Keadaan yang sama turut ditunjukkan oleh famili daripada order lain.

Berdasarkan jadual tersebut, jumlah individu yang disampel adalah tinggi pada Februari 2014 dengan nilai sebanyak 672, dan jumlah paling rendah didapati pada bulan Februari 2013 dengan nilai 137 individu. Bagi jumlah famili yang disampel adalah di antara 15 hingga 29 famili, jumlah paling sedikit adalah pada bulan Oktober 2012 dan yang paling tinggi adalah pada bulan Februari 2014. Pengiraan indeks kepelbagaian Shannon menunjukkan nilai indeks di antara 2.08 dan 2.60 sepanjang waktu persampelan dengan nilai tertinggi adalah pada Februari 2014 dan paling rendah adalah pada April 2013. Indeks kekayaan Margalef pula menunjukkan nilai indeks kekayaan di antara 2.65 hingga 4.30, nilai paling rendah adalah pada Oktober 2012 dan paling tinggi adalah pada Februari 2014. Indeks keserataan Pielou pula mencadangkan nilai keserataan yang baik dengan nilai di antara 0.71 hingga 0.87 dengan nilai terendah adalah pada bulan April 2013 dan paling tinggi adalah pada Februari 2013.

Jadual 4.4 Kelimpahan makroinvertebrat bentik sepanjang tempoh persampelan di S1

Order	Famili	Ogos 2012	Oktober 2012	Disember 2012	Februari 2013	April 2013	Jun 2013	Ogos 2013	Oktober 2013	Disember 2013	Februari 2014	April 2014	Jun 2014
Coleoptera	Dytiscidae	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Elmidae	21	7	4	3	5	28	2	12	9	5	13	25
	Lampyridae	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Eulichalididae	3	3	0	2	5	4	0	3	0	1	1	0
	Psephenidae	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	1
	Scirtidae	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0
	Chrysomelidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0
Diptera	Ceratopogonidae	0	0	0	0	3	5	11	3	6	11	0	3
	Chironomidae	41	27	12	15	19	16	25	53	74	86	28	53
	Tanypodinae	0	0	0	0	0	0	7	18	7	14	5	15
	Culicidae	1	0	0	0	0	4	2	0	2	6	2	1
	Dixidae	10	0	0	0	0	2	5	18	0	5	0	0
	Simuliidae	6	16	4	0	1	2	14	36	23	14	18	18
	Syrphidae	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0
	Stratiomyidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
	Tanyderidae	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
	Athericidae	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0
	Psychodidae	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Tipulidae	23	7	5	2	3	14	8	11	14	15	8	26
	Emphididae	0	0	0	2	2	0	0	0	0	0	0	0
	Limoniidae	0	0	6	0	4	2	3	3	7	0	13	1

... sambungan

Ephemeroptera	Baetidae	41	20	32	16	35	124	43	22	27	96	18	62
	Caenidae	0	11	0	5	9	15	17	25	130	104	16	14
	Leptohyphidae	0	1	43	4	11	22	12	14	2	10	1	4
	Ephemerellidae	24	0	4	0	0	3	11	0	4	5	12	14
	Heptageniidae	24	11	8	4	22	32	72	62	22	24	41	19
	Leptophelebiidae	6	3	2	2	10	0	18	18	10	20	18	6
	Siphonuridae	0	7	0	6	0	0	0	0	0	16	0	0
	Neophemeridae	0	0	1	2	0	0	0	55	0	25	0	1
Megaloptera	Corydalidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Odonata	Coenagrionidae	0	0	0	0	0	0	0	5	0	8	0	0
	Corduliidae	0	0	0	0	0	3	0	0	0	7	0	0
	Amphipterygidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1
	Aeshnidae	0	0	3	6	2	3	1	0	4	6	0	0
	Libellulidae	0	0	0	0	0	0	0	1	3	0	0	1
	Calopterygidae	0	0	1	2	0	0	1	0	2	0	0	1
	Gomphidae	6	0	2	5	0	12	0	2	4	0	1	1
Plecoptera	Perlidae	7	16	1	24	11	9	10	14	9	22	2	0
	Leuctridae	0	0	1	0	0	0	0	2	0	0	0	0
	Nemouridae	0	0	22	9	15	0	0	0	0	19	0	0
Trichoptera	Hydropsychidae	40	64	34	24	136	87	117	156	103	137	94	122
	Hydroptilidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4
	Leptoceridae	0	0	0	0	8	0	0	0	0	0	0	0
	Limnephilidae	1	0	0	0	0	0	0	0	11	1	17	0
	Philopotamidae	0	0	0	0	0	9	1	16	3	0	2	8
	Psychomyiidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0

Bersambung...

...sambungan

Decapoda	Atyidae	0	0	0	0	0	7	3	6	3	3	1	3
	Palaemonidae	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Potamidae	2	3	5	4	2	6	6	4	7	8	6	1
Individu		258	197	192	137	303	422	389	562	486	672	324	407
Famili		18	15	21	19	19	24	22	27	24	29	23	26
Indeks Shannon		2.40	2.20	2.36	2.56	2.08	2.41	2.34	2.56	2.35	2.60	2.49	2.36
Indeks Kekayaan Margalef		3.06	2.65	3.80	3.66	3.15	3.80	3.52	4.11	3.72	4.30	3.81	4.16
Indeks Keserataan Pielou		0.83	0.81	0.77	0.87	0.71	0.76	0.76	0.78	0.74	0.77	0.79	0.72

Jadual 4.5 menunjukkan hanya enam order dikenal pasti di S2. Enam order tersebut adalah order Diptera yang diwakili oleh famili Chironomid, order Haplotaxida dengan kebanyakan individu adalah daripada famili Tubificidae, order Rhynchobdellida yang terdiri daripada famili Glossiphonidae, order Arhynchobdellida dan juga order Basommatophora yang terdiri daripada siput akuatik dengan kebanyakan jumlah individu yang disampel adalah daripada famili Physidae. Secara keseluruhan, jumlah individu yang disampel sepanjang tempoh persampelan di S2 adalah di antara 283 hingga 1882 individu. Kehadiran cacing daripada famili Tubificidae dalam kuantiti yang banyak merupakan penyumbang utama jumlah yang tinggi ini. Jumlah famili yang dikenal pasti pula adalah di antara 4 hingga 11 famili, dimana jumlah yang paling rendah didapati pada Oktober 2013.

Mengikut pengiraan indeks kepelbagaian Shannon, didapati nilai kekayaan indeks adalah di antara 0.24 hingga 1.51. Jumlah yang rendah ini adalah disebabkan jumlah famili yang rendah bagi setiap persampelan. Indeks kekayaan Margalef juga menunjukkan nilai kekayaan yang rendah dengan nilai indeks antara 0.41 hingga 1.70 dimana nilai terendah dicatatkan pada Oktober 2013, manakala nilai yang tertinggi pada Februari 2013. Indeks keserataan Pielou pula menunjukkan nilai indeks keserataan di antara 0.18 hingga 0.82. Nilai yang rendah adalah pada bulan Ogos dan Oktober 2013 disebabkan oleh dominasi cacing Tubificidae dengan jumlah individu per sampel yang banyak.

Jadual 4.5 Kelimpahan makroinvertebrat bentik sepanjang tempoh persampelan di S2

Order	Famili	Ogos 2012	Oktober 2012	Disember 2012	Februari 2013	April 2013	Jun 2013	Ogos 2013	Oktober 2013	Disember 2013	Februari 2014	April 2014	Jun 2014
Diptera	Chironomidae	215	217	56	215	58	190	17	47	238	65	99	31
	Culicidae	1	0	0	1	0	0	0	0	0	4	1	0
	Syrphidae	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0
	Muscidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
	Ephydriidae	4	0	0	0	2	0	0	0	0	3	0	1
	Stratiomyidae	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
	Tabanidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
	Tanyderidae	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
	Psychodidae	7	2	1	1	0	0	2	0	0	0	0	0
	Emphididae	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
Haplotaxida	Tubificidae	489	29	19	48	51	1294	1224	1477	75	210	92	166
	Naididae	30	3	3	8	3	2	1	1	0	0	0	4
Rhynchobdellida	Glossiphoniidae	6	31	239	70	31	150	0	0	19	13	26	32
Arhynchobdellida	Erpobdellidae	0	14	4	0	31	79	0	0	71	0	32	3
Oligochaeta	Lumbricidae	49	2	0	0	3	1	0	0	20	0	0	0
Basommatophora	Physidae	21	275	22	12	184	154	86	34	162	154	29	48
	Lymnaeidae	1	1	1	4	0	0	0	0	0	0	0	0
	Planorbidae	0	1	0	3	0	11	0	0	0	2	4	71
	Thiaridae	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0
Individu		823	576	346	364	366	1882	1331	1559	585	453	283	358
Famili		10	11	9	11	10	9	6	4	6	9	7	10
Indeks Shannon		1.16	1.22	1.03	1.25	1.48	1.07	0.33	0.24	1.47	1.23	1.51	1.51

Bersambung...

...sambungan

Indeks Kekayaan Margalef	1.34	1.57	1.37	1.70	1.52	1.06	0.70	0.41	0.78	1.31	1.06	1.53
Indeks Keserataan Pielou	0.50	0.51	0.47	0.52	0.64	0.49	0.18	0.18	0.82	0.56	0.78	0.66

Terdapat 6 order yang telah dikenal pasti (Jadual 4.6) dengan peningkatan dalam jumlah famili yang dikenal pasti berbanding S2 dimana kebanyakan adalah daripada order Basommatophora, tetapi jumlah famili yang terdapat di S3 masih tidak boleh mengatasi jumlah kepelbagaian famili di S1. Seterusnya, didapati famili Chironomidae daripada order Diptera merupakan penyumbang kedua tertinggi dan jumlah individu yang telah disampel di S3 adalah di antara 16 hingga 304 individu. Jadual juga menunjukkan bahawa famili Tubificidae daripada order Haplotaxida merupakan penyumbang utama terhadap jumlah individu yang disampel dengan jumlah individu antara 23 hingga 908. Jadual tersebut juga menunjukkan, S3 didominasi oleh famili Tubificidae dalam kuantiti individu yang tinggi berbanding famili yang lain. Seperti Tubificidae, famili Chironomidae dan Physidae didapati hadir sepanjang tempoh persampelan.

Di S3, jumlah individu yang berjaya disampel adalah di antara 140 hingga 1174 dengan jumlah individu terendah pada bulan Disember 2012 dan yang paling tinggi adalah pada bulan Oktober 2013. Jumlah famili yang paling banyak dikenal pasti adalah pada bulan Oktober 2012 dengan jumlah famili sebanyak 13. Jumlah famili paling rendah dikenal pasti sepanjang tempoh persampelan adalah pada Oktober 2013 dengan jumlah 6 famili.

Indeks kepelbagaian Shannon menunjukkan nilai indeks kepelbagaian di S3 adalah di antara 0.43 hingga 2.25. Dimana nilai yang paling rendah adalah pada bulan Ogos 2013 dan yang paling tinggi adalah pada bulan Oktober 2012. Indeks kekayaan Margalef pula menunjukkan nilai indeks kekayaan di antara 0.71 hingga 1.63. Nilai terendah adalah pada bulan Oktober 2013 dan yang paling tinggi adalah pada bulan Oktober 2012. Indeks keserataan Pielou memberikan nilai indeks antara 0.22 hingga 0.71 dengan indeks yang paling rendah adalah pada bulan Ogos 2013 dan yang paling tinggi adalah pada bulan Disember 2012.

Jadual 4.6 Kelimpahan makroinvertebrat benthik sepanjang tempoh persampelan di S3

Order	Famili	Ogos 2012	Oktober 2012	Disember 2012	Februari 2013	April 2013	Jun 2013	Ogos 2013	Oktober 2013	Disember 2013	Februari 2014	April 2014	Jun 2014
Diptera	Ceratopogonidae	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Chironomidae	253	16	42	122	51	304	101	284	187	109	121	123
	Culicidae	1	0	0	1	0	0	0	0	0	2	0	3
	Dixidae	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Ephydriidae	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Tabanidae	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Psychodidae	69	2	1	0	6	0	2	0	4	0	4	16
	Tipulidae	0	0	0	0	0	9	0	0	0	0	0	0
	Emphididae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2
Haplotaxida	Tubificidae	158	73	25	23	354	151	908	855	129	181	352	99
	Naididae	16	3	3	9	2	8	6	0	5	0	0	0
Rhynchobdellida	Glossiphoniidae	0	5	53	43	6	2	0	0	21	1	0	6
Arhynchobdellida	Erpobdellidae	0	2	0	0	2	1	0	1	3	0	0	1
Oligochaeta	Lumbricidae	0	1	0	0	2	0	0	0	1	0	1	0
	Enchytraeidae	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	23	0
Basommatophora	Physidae	14	41	6	2	5	17	9	29	106	55	11	6
	Lymnaeidae	3	1	5	0	0	1	1	0	0	2	0	0
	Planorbidae	0	37	2	0	0	1	0	3	10	2	4	6
	Hydrobiidae	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Thiaridae	8	22	3	2	0	2	1	0	2	1	0	1
	Viviparidae	0	0	0	0	0	0	0	2	1	0	0	0
Individu		535	206	140	202	431	496	1028	1174	469	353	517	263
Famili		11	13	9	7	9	10	7	6	11	8	8	10

Bersambung...

...sambungan

Indeks Kepelbagaian Shannon	1.40	1.80	1.55	1.14	0.69	1.00	0.43	0.70	1.45	1.12	0.92	1.28
Indeks Kekayaan Margaleft	1.59	2.25	1.62	1.13	1.32	1.45	0.87	0.71	1.63	1.19	1.12	1.62
Indeks Keserataan Pielou	0.58	0.70	0.71	0.58	0.32	0.43	0.22	0.39	0.60	0.54	0.44	0.56

Jadual 4.7 menunjukkan data makroinvertebrat bentik di S4. Berdasarkan jadual ini, didapati 7 order telah dikenal pasti. Iaitu, order Coleoptera, Diptera, Haplotaxida, Rhynchobdellida, Arhynchobdellida, Oligochaeta dan Basommatophora. Order Chironomid dan Haplotaxida merupakan dua order utama dengan jumlah individu persampel yang lebih banyak berbanding famili yang lain. Famili daripada order lain hadir dalam kuantiti yang sedikit sepanjang tempoh persampelan. Sama seperti keadaan di S3, dimana famili Tubificidae didapati mendominasi sampel makroinvertebrat bentik S3 dengan jumlah individu yang tinggi, keadaan yang sama turut diperhatikan di S4. Jumlah individu kedua tertinggi di S4 pula adalah daripada famili Chironomidae. Famili Physidae daripada order Basommatophora yang pada kebiasaannya boleh didapati dalam kuantiti yang tinggi di S2 dan S3 tidak didapati dengan banyak di S4, malah hadir dalam kuantiti yang sangat sedikit. Jadual tersebut juga menunjukkan, walaupun kebanyakan famili yang telah dikenal pasti adalah daripada order Diptera tetapi secara bulanan tidak kesemua famili daripada order tersebut boleh dijumpai secara konsisten.

Jumlah keseluruhan individu yang berjaya disampel sepanjang tempoh persampelan di S4 adalah di antara 53 hingga 448 individu. Dimana jumlah individu paling sedikit disampel pada bulan Ogos 2012 dan yang paling tinggi adalah pada bulan Ogos 2013. Jumlah famili tertinggi dikenal pasti adalah pada bulan Disember 2013 iaitu sebanyak 11 famili dan yang terendah adalah pada bulan Jun 2014 dengan hanya 5 famili.

Mengikut pengiraan indeks kepelbagaian Shannon, didapati nilai indeks sepanjang tempoh kajian adalah di antara 0.93 hingga 1.75, dengan nilai terendah dicatatkan pada bulan Disember 2012 dan tertinggi pada Ogos 2012. Indeks kekayaan Margalef pula menunjukkan nilai indeks kekayaan di antara 1.02 hingga 2.01. Dimana nilai indeks terendah adalah pada bulan Disember 2012 dan tertinggi adalah pada bulan Ogos 2012. Indeks keserataan Pielou menunjukkan nilai indeks keserataan di antara 0.25 hingga 0.80, dengan nilai terendah pada bulan Jun 2013 dan nilai tertinggi pada bulan Ogos 2012.

Jadual 4.7 Kelimpahan makroinvertebrat bentik sepanjang tempoh persampelan di S4

Order	Famili	Ogos 2012	Oktober 2012	Disember 2012	Februari 2013	April 2013	Jun 2013	Ogos 2013	Oktober 2013	Disember 2013	Februari 2014	April 2014	Jun 2014
Coleoptera	Chrysomelidae	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Diptera	Chironomidae	1	32	220	176	22	1	4	9	48	12	101	79
	Dixidae	11	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
	Syrphidae	1	0	0	0	0	0	4	0	0	1	0	0
	Ephydriidae	0	0	0	0	0	39	10	0	1	2	0	0
	Stratiomyidae	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0
	Tabanidae	6	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0
	Psychodidae	0	3	3	6	3	0	67	3	0	10	2	0
	Tipulidae	0	0	0	0	0	39	0	0	0	0	0	0
	Emphididae	0	0	0	0	17	0	0	0	0	1	1	0
Haplotaxida	Tubificidae	9	8	105	22	41	692	349	49	126	176	39	116
	Naididae	0	0	9	16	3	6	0	7	12	6	4	1
Rhynchobdellida	Glossiphoniidae	0	2	9	2	0	0	1	0	2	0	0	0
Arhynchobdellida	Erpobdellidae	0	0	2	0	0	0	0	0	1	0	1	0
Oligochaeta	Lumbricidae	19	4	0	10	0	0	1	0	0	0	0	5
	Enchytraeidae	0	0	0	0	3	0	0	0	3	0	3	13
Basommatophora	Physidae	2	4	0	1	7	3	11	8	29	0	12	0
	Lymnaeidae	1	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
	Planorbidae	0	0	0	0	0	0	1	3	3	0	1	0
	Hydrobiidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Thiaridae	3	1	0	0	6	1	0	4	3	0	0	0
Individu		53	54	349	235	102	786	448	87	230	208	164	214

Bersambung...

...sambungan

Famili	9	7	7	8	8	8	9	8	11	7	9	5
Indeks Kepelbagaian Shannon	1.75	1.34	0.93	0.95	1.66	0.52	0.78	1.50	1.37	0.65	1.14	0.98
Indeks Kekayaan Margaleft	2.01	1.50	1.02	1.28	1.51	1.05	1.31	1.57	1.84	1.12	1.57	0.75
Indeks Keserataan Pielou	0.80	0.69	0.48	0.46	0.80	0.25	0.35	0.72	0.57	0.33	0.52	0.61

Berdasarkan hasil persampelan makroinvertebrat bentik yang telah diringkaskan dalam Jadual 4.8, jumlah individu yang disampel tidak menggambarkan kualiti sesuatu ekosistem secara menyeluruh dan jumlah famili per sampel adalah lebih mendatangkan kesan ke atas indeks yang diguna pakai. Oleh itu, indeks biologi yang dikira mencadangkan S1 adalah stesen yang mempunyai nilai kepelbagaian dan kekayaan yang paling tinggi berbanding stesen lain dengan komposisi makroinvertebrat bentik yang serata tanpa tanda berlakunya dominasi. Ini seterusnya menunjukkan struktur komuniti makroinvertebrat bentik di S1 berada dalam keadaan stabil dengan jumlah famili yang lebih pelbagai. Bagi kawasan persampelan yang tercemar; penurunan jumlah famili yang disampel dan wujudnya dominasi mencadangkan ekosistem yang tidak stabil dan terganggu. Keadaan ini disokong oleh data persampelan serta nilai indeks biologi yang rendah.

Jadual 4.8 Rumusan nilai indeks biologi: kepelbagaian Shannon, indeks kekayaan Margaleft dan indeks keserataan Pielou

Indeks & Jumlah Individu	S1	S2	S3	S4
Individu	4348	8926	5814	2930
Indeks Shanon*	2.50±0.18	1.13±0.43	1.15±0.41	1.14±0.39
Indeks Margaleft*	4.75±0.76	1.23±0.43	1.45±0.44	1.48±0.38
Indeks Keserataan Pielou*	0.76±0.05	0.52±0.20	0.51±0.15	0.54±0.18

*(purata±sisihan piawai)

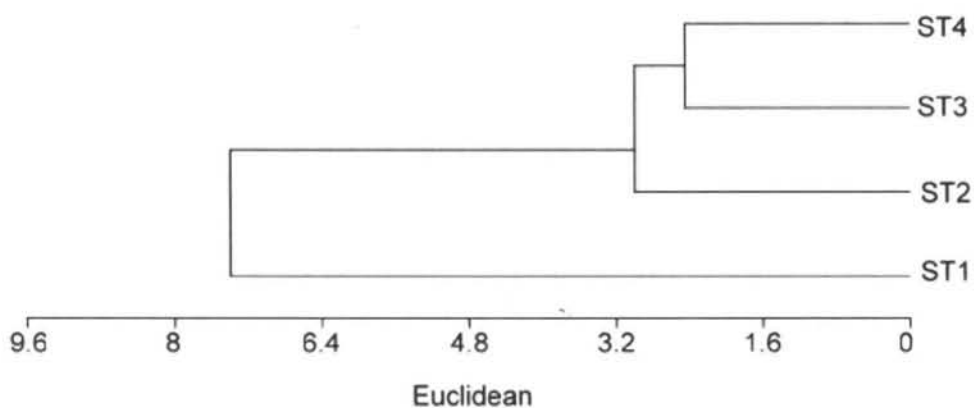
4.3.2 Struktur Komuniti Makroinvertebrat Bantik Di Antara Stesen Persampelan

Analisis kelompok secara struktur hierarki digunakan untuk mengukur tahap persamaan di antara stesen persampelan berdasarkan komposisi makroinvertebrat bentik yang hadir semasa persampelan.

Berdasarkan Rajah 4.27, analisis ini telah mengelaskan stesen persampelan kepada 3 kumpulan yang berasingan. Jarak antara kumpulan yang dikelaskan memberi gambaran mengenai perbezaan dan persamaan komuniti makroinvertebrat bentik yang terdapat di antara stesen persampelan. Melalui rajah tersebut, S1 didapati sangat berbeza daripada stesen lain kerana S1 mempunyai kepelbagaian makroinvertebrat bentik yang

lebih tinggi iaitu sebanyak 49 famili dan 38 daripadanya unik kepada S1 sahaja. S2 pula mempunyai 17 famili yang berjaya dikenal pasti sepanjang tempoh persampelan dan mempunyai kepelbagaian makroinvertebrat bentik yang lebih kecil berbanding stesen lain. Komposisi S2 adalah tidak sama dengan S1 tetapi lebih hampir dengan S1 berbanding S3 dan S4. Ini kerana S2 mempunyai persamaan dalam beberapa famili yang didapati hadir di S1. Namun S2 tidak dikelompokkan bersama S3 dan S4 kerana S3 dan S4 mempunyai persamaan yang jauh lebih tinggi di antara stesen tersebut berbanding dengan S2. Struktur komuniti bagi S3 dan S4, masing-masing mempunyai jumlah famili yang sama iaitu 27 famili dengan persamaan sebanyak 18 famili bagi kedua-dua stesen dan meletakkan kedua stesen tersebut dalam satu kumpulan yang sama.

Perbezaan daripada segi komposisi makroinvertebrat bentik yang terdapat di setiap stesen persampelan berkemungkinan di pengaruhi oleh jumlah nic dan juga tahap kualiti air di kawasan stesen tersebut. Ini menunjukkan kesan kualiti air dan juga keadaan hidrologi sungai mempunyai kesan terhadap struktur komuniti makroinvertebrat bentik yang seterusnya mempengaruhi jumlah dan jenis makroinvertebrat bentik yang hadir dalam sesuatu kawasan itu. Dalam kajian ini S1 menunjukkan kepelbagaian dan jumlah famili jauh lebih tinggi dengan sedikit persamaan di antara stesen yang lain. Seterusnya meletakkannya pada kedudukan yang jauh berbeza daripada S2, S3 dan S4. Senarai famili makroinvertebrat bentik yang dominan bagi setiap stesen persampelan boleh dirujuk dalam Lampiran J.



Rajah 4.27 Perbandingan komposisi makroinvertebrat bentik antara stesen persampelan menggunakan kaedah kelompok UPGMA, persamaan jarak Euclidean, ST (stesen=S)

4.3.3 Pengaruh Parameter WQI Terhadap Makroinvertebrat Bentik

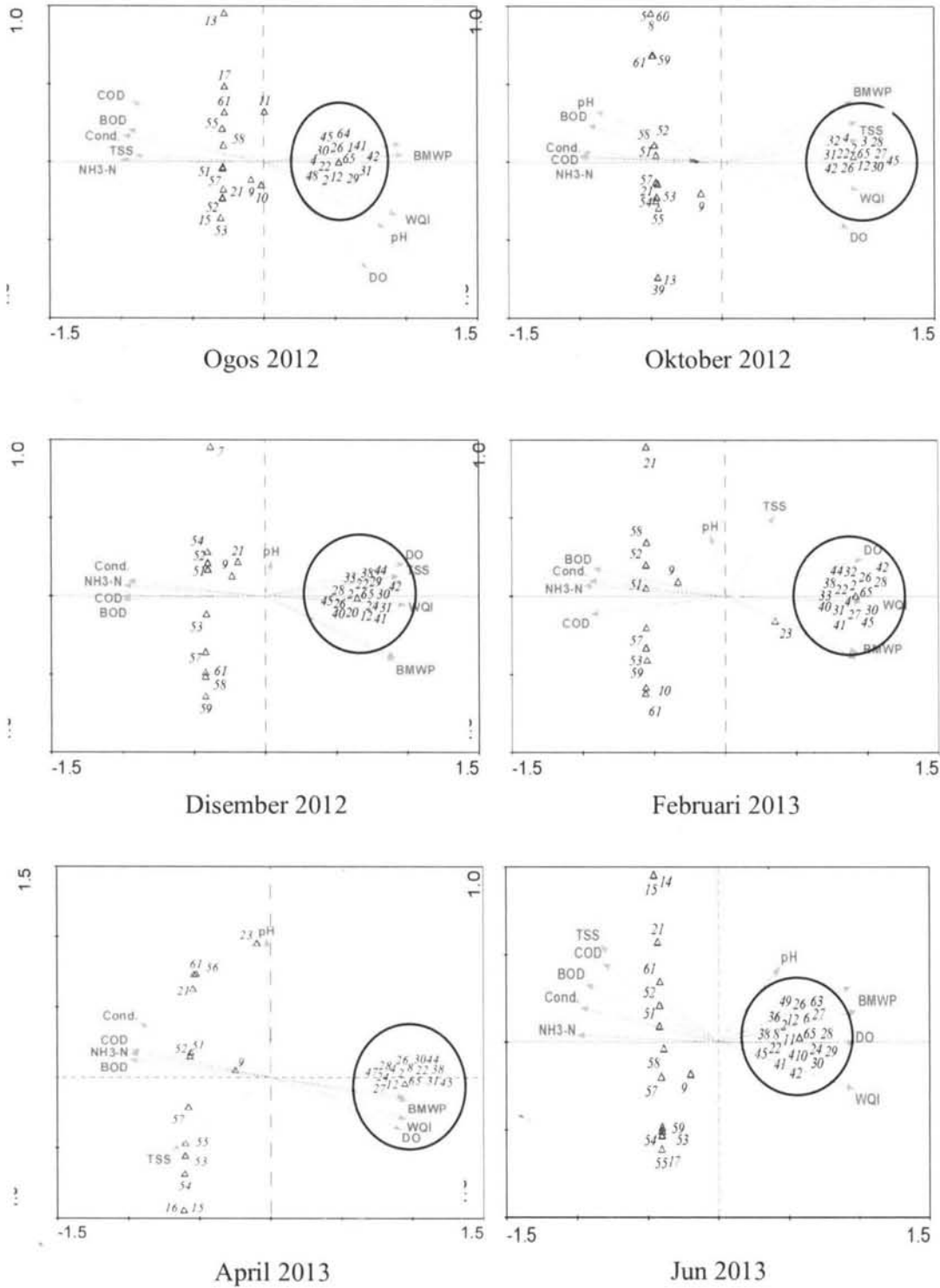
Analisis CCA (Rajah 4.28, Lampiran I) digunakan untuk mencari perkaitan di antara kumpulan famili dan parameter fizikal-kimia sungai. Analisis CCA dijalankan secara bulanan untuk memperolehi hubungan yang konsisten seterusnya membuktikan pengaruh parameter air sungai dalam terhadap taburan makroinvertebrat bentik.

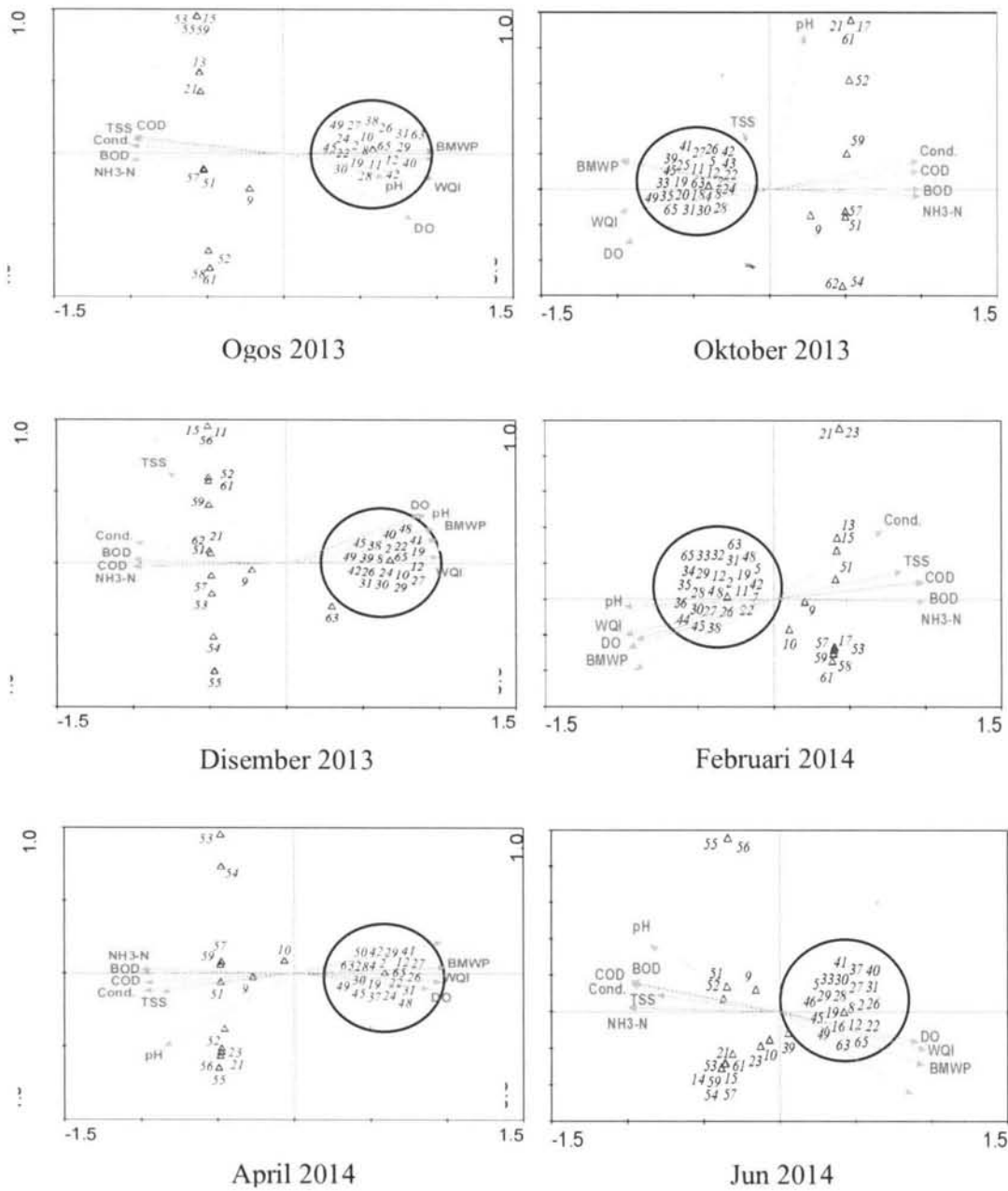
Analisis CCA menunjukkan terdapat dua taburan kumpulan yang menunjukkan pengaruh parameter terhadap makroinvertebrat bentik. Rajah tersebut juga menunjukkan bahawa kumpulan yang berada dalam bulatan merupakan kumpulan makroinvertebrat bentik tidak tahan pencemaran air dan amat dipengaruhi oleh parameter oksigen terlarut yang tinggi. Kumpulan ini juga merupakan penyumbang utama nilai skor BMWP yang tinggi kerana skor bagi famili dalam kumpulan ini adalah diantara 7 hingga 10. Disamping itu, nilai BMWP yang dikira turut menunjukkan persamaan dengan nilai WQI dan menunjukkan makroinvertebrat bentik boleh digunakan dalam penilaian kualiti air sungai seperti WQI.

Bagi kumpulan makroinvertebrat bentik yang tahan pencemaran air dan sering dikaitkan dengan faktor pencemaran, didapati bertabur di sekitar parameter lain seperti BOD₅, COD dan NH₃-N. Peningkatan parameter tersebut dalam persekitaran akuatik menunjukkan berlakunya pencemaran. Bagi makroinvertebrat bentik yang tidak tahan pencemaran, peningkatan nilai parameter tersebut boleh mengganggu proses biologi yang akhirnya menyebabkan kematian. Namun, makroinvertebrat bentik yang tahan pencemaran masih boleh hidup dan menjalankan fungsi biologinya walaupun hidup dalam persekitaran yang tercemar. Ujian CCA juga menunjukkan famili Physidae, Chironomidae dan Tubificidae tertabur menjauhi parameter DO dan ini menunjukkan kepekatan DO yang tinggi bukan keperluan utama untuk kelangsungan hidup kumpulan tersebut. Rajah 4.28 juga menunjukkan kumpulan famili makroinvertebrat bentik yang tahan pencemaran boleh dikaitkan dengan nilai BMWP dan WQI yang rendah berbanding kumpulan yang tidak tahan pencemaran.

Kejituan setiap kumpulan dalam menghasilkan hasil yang hampir sama pada setiap bulan persampelan merupakan bukti kebergantungan makroinvertebrat bentik terhadap kualiti air sungai dengan sedikit variasi. Variasi yang berlaku adalah disebabkan

perubahan nilai parameter kualiti sungai yang seterusnya mempengaruhi hasil analisis CCA.





Rajah 4.28 Analisis CCA menunjukkan pengaruh parameter fizikal-kimia ke atas taburan makroinvertebrat benthik

4.3.4 Korelasi Parameter WQI ke atas Clitellata dan Gastropoda

Kualiti air Sungai Penchala didapati rendah di S2, S3 dan S4 berpunca daripada kemasukan bahan cemar ke dalam aliran air sungai. Maka, satu analisis diperlukan untuk melihat kekuatan dan jenis hubungan yang wujud di antara makroinvertebrat bentik yang paling dominan dengan parameter WQI di bahagian sungai tersebut. Oleh itu, analisis korelasi sehalu telah diguna pakai untuk tujuan tersebut ke atas dua kumpulan makroinvertebrat bentik yang paling dominan di bahagian sungai yang tercemar iaitu daripada order Clitellata (cacing) dan juga Gastropoda (siput). Dua kumpulan ini telah dipilih untuk menilai kesan pembangunan yang ditunjukkan melalui perubahan parameter WQI ke atas taburan kumpulan tersebut. Dua kumpulan ini dipilih kerana hadir secara konsisten serta dalam jumlah yang tinggi sepanjang persampelan dijalankan di bahagian sungai yang tercemar.

Namun, tidak kesemua individu dalam order tersebut digunakan. Hanya famili yang mempunyai peratusan individu paling tinggi sahaja digunakan dalam analisis ini. Oleh itu, famili Tubificidae daripada order Clitellata dan Physida daripada order Gastropoda telah dipilih sebagai wakil daripada dua kumpulan tersebut kerana menepati kriteria tahap konsistensi dan jumlah individu yang diperlukan.

Merujuk pada Jadual 4.9. Secara keseluruhan, analisis korelasi sehalu mendapati famili Tubificidae mempunyai nilai korelasi yang lebih kuat berbanding famili Physidae terhadap parameter WQI, kecuali pada parameter pH. Analisis juga mendapati bahawa famili Tubificidae mempunyai korelasi positif yang kuat pada nilai korelasi konduktiviti ($r_s = 0.35$), TSS ($r_s = 0.28$), $\text{NH}_3\text{-N}$ ($r_s = 0.51$) dan COD ($r_s = 0.35$). Korelasi negatif yang kuat pula didapati pada parameter BOD_5 ($r_s = -0.52$) dan WQI ($r_s = -0.53$). Nilai korelasi positif menunjukkan, jumlah individu bagi famili ini, didapati meningkat dengan peningkatan nilai parameter air atau menurun dengan penurunan nilai parameter air yang diukur, manakala korelasi negatif memberi maklumat bahawa nilai di antara jumlah individu dan parameter adalah berkadar songsang. Secara ringkasnya, jumlah individu famili Tubificidae akan bertambah dengan peningkatan nilai parameter konduktiviti, TSS, $\text{NH}_3\text{-N}$ dan COD. Pertambahan jumlah individu juga boleh dilihat apabila nilai parameter DO, BOD_5 dan WQI menurun.

Jadual 4.9 Perkaitan di antara taburan kumpulan makroinvertebrat bentik dan kualiti air

Famili	pH	Kond (μ S/cm)	TSS (mg/L)	NH ₃ -N (mg/L)	DO (mg/L)	BOD ₅ (mg/L)	COD (mg/L)	WQI
Tubificidae	-0.23	0.35**	0.28**	0.51**	-0.47**	-0.52**	0.35**	-0.53**
Physidae	-0.26**	0.71	0.11	0.27**	-0.37**	0.30**	0.28**	0.31**

Pekali Korelasi Spearman (ρ); **Korelasi bererti pada $\alpha=0.01$ (ujian 2-hujung)

4.3.5 Pengaruh Habitat Terhadap Bentos

Berdasarkan Jadual 4.10 didapati substrat di S1 adalah pelbagai berdasarkan pemerhatian yang dilakukan di kawasan tersebut. Pemerhatian juga mendapati kawasan sekeliling di S1 masih mengekalkan ciri sungai semula jadi yang belum lagi diubah seperti yang berlaku di S2, S3 dan S4. Substrat di S1 mempunyai peratusan dasar berpasir yang tinggi iaitu sebanyak 45% dan ini diikuti oleh batuan kecil sebanyak 15%, batu kerikil sebanyak 15 % dan juga batu buntar sebanyak 5%.

S2 dan S3 pula mempunyai keadaan dasar yang lebih bersifat seragam dan ini disebabkan bahagian sungai ini telah diubah untuk tujuan saliran, dimana konkrit telah digunakan untuk tujuan pengukuhan dinding dan dasar sungai. S3 didapati mempunyai lebih banyak pasir daripada S2 kerana jumlah pasir yang mendap didapati menutupi permukaan konkrit yang berada di dasar sungai. Secara khusus, S2 mempunyai peratusan dasar berkonkrit sebanyak 85% yang jelas kelihatan dengan sedikit kawasan berpasir iaitu sebanyak 15%. S3 pula mempunyai peratusan dasar berpasir sebanyak 75% dengan sedikit substrat konkrit yang masih kelihatan sebanyak 25%.

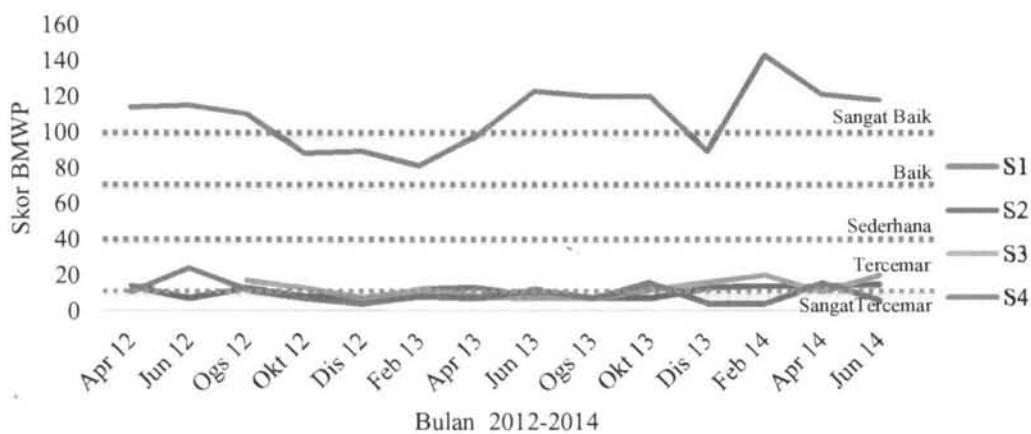
Bagi S4, batu tongkol bersaiz lebih besar daripada 1 meter didapati hadir berdekatan kawasan persampelan. Namun, batu tongkol mempunyai peratusan yang lebih kecil iaitu 20% dan diikuti dengan lodak dan liat sebanyak 5%. Kebanyakan substrat di dasar sungai S4 terdiri daripada pasir dengan anggaran sebanyak 70%. Disini dapat disimpulkan bahawa substrat di S1 adalah lebih pelbagai berbanding stesen yang lain khususnya S2 dan S3 yang kebanyakannya terdiri daripada konkrit.

Jadual 4.10 Peratusan substrat di dasar kawasan persampelan Sungai Penchala

Klasifikasi	Peratusan Substrat yang Dianggarkan (%)			
	S1	S2	S3	S4
Batu tongkol (boulder)	35	0	0	20
Batu buntar (cobble)	5	0	0	0
Batu kerikil (gravel)	15	0	0	0
Pasir	45	15	75	70
Lodak	0	0	0	5
Liat	0	0	0	5
Konkrit	0	85	25	0

4.3.6 Penilaian Kualiti Air Sungai Berdasarkan Indeks BMWP

Berdasarkan Rajah 4.29, S1 mencatatkan nilai purata skor BMWP 108.33, dengan nilai terendah dicatatkan pada bulan Februari 2013 iaitu 81 dan nilai tertinggi pada Februari 2014 dengan nilai 143. S2 pula mencatatkan nilai skor purata 10.92. Dimana nilai terendah yang dicatatkan adalah 7 pada bulan Disember 2012, Ogos 2013 dan Oktober 2013. Nilai BMWP tertinggi di S2 dicatatkan pada bulan Jun 2014. S3 mencatatkan nilai purata BMWP sebanyak 18.50; dengan nilai terendah 7 yang dicatatkan pada bulan Disember 2012, Jun 2013 dan Ogos 2013. Nilai tertinggi BMWP iaitu 20, dicatatkan pada bulan Februari 2014 dan Jun 2014. S4 pula, mempunyai nilai purata bacaan BMWP sebanyak 8.58 dengan nilai terendah iaitu 4 dicatatkan pada bulan Disember 2012, Disember 2013 dan Februari 2014. Nilai tertinggi BMWP bagi S4 adalah pada bulan Oktober 2013 dan April 2014 dengan masing-masing berkongsi nilai BMWP 16. Rumusan terhadap nilai BMWP turut disertakan dalam Lampiran H.



Rajah 4.29 Variasi indeks BMWP sepanjang tempoh persampelan di Sungai Penchala

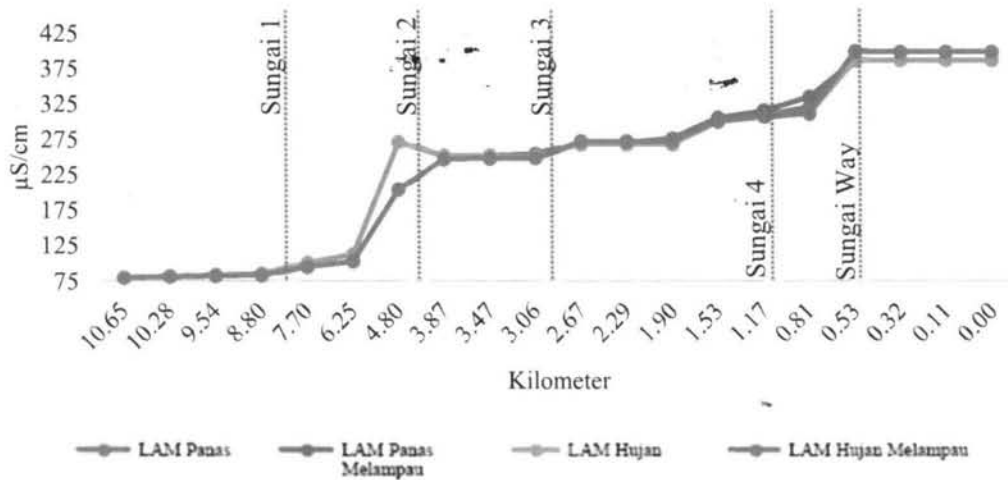
Analisis statistik menggunakan ujian ANOVA sehala ke atas nilai BMWP yang dikira mendapati terdapat berbezaan bererti pada nilai BMWP di antara stesen persampelan ($p=0.00$, $\alpha=0.05$). Ujian lanjutan Tukey HSD pula melaporkan perbezaan tersebut adalah di antara S1 dengan S2, S3 dan S4, manakala tiada perbezaan bererti dilaporkan di antara S2, S3 dan S4.

4.4 SIMULASI PENCEMARAN AIR DI SUNGAI PENCHALA

Bahagian ketiga kajian iaitu permodelan model kesan luahan air semasa musim (LAM) panas melampau, hujan dan hujan melampau menggunakan perisian QUAL2K dibentangkan dalam bahagian ini. Semasa musim panas melampau aliran air adalah lebih kecil berbanding musim panas biasa dengan kemerosotan luahan air (discharge) sebanyak 60%, manakala semasa musim hujan melampau aliran air dianggarkan lebih tinggi sebanyak 60% berbanding semasa musim hujan biasa. Kawasan hulu sungai terletak di kilometer 10.65 dari bahagian hilir sungai, manakala kawasan hilir pula berada pada kilometer 0.00. Garisan biru menegak yang terdapat dalam rajah berikut menandakan sumber kemasukan air utama ke dalam aliran Sungai Penchala.

Rajah 4.30 menunjukkan simulasi nilai konduktiviti di sepanjang Sungai Penchala. Berdasarkan nilai konduktiviti yang dimodelkan, didapati tiada perbezaan bererti (ANOVA sehala, $P>0.05$, $\alpha=0.05$) di antara 4 senario tersebut. Ini bermaksud keadaan nilai konduktiviti di antara musim tersebut adalah tidak berbeza.

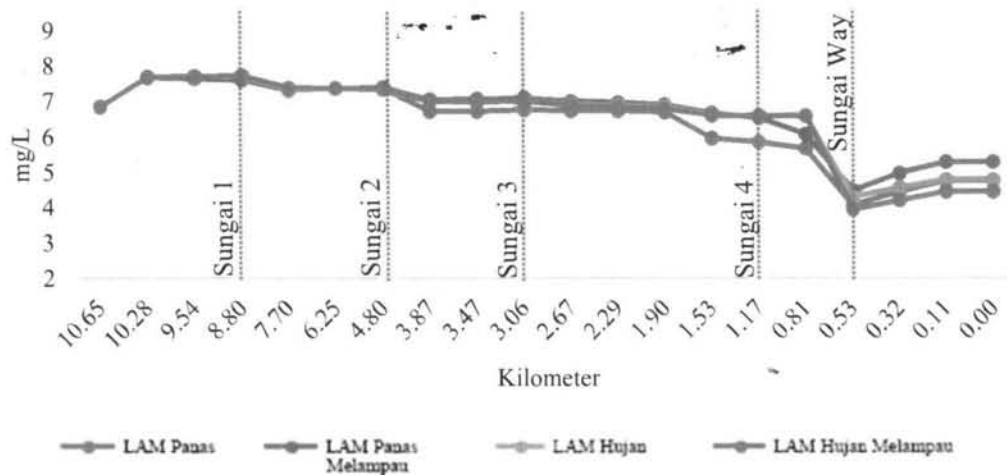
Peningkatan nilai konduktiviti di antara kilometer 8.80 sehingga kilometer 4.80 adalah kesan daripada kemasukan air daripada salah satu anak Sungai Penchala. Nilai konduktiviti didapati terus meningkat hingga ke hilir sungai yang disebabkan pertambahan luahan air yang memasuki aliran air sungai utama. Luahan air ini berpunca daripada saluran-saluran yang terdapat di sepanjang Sungai Penchala dan juga daripada luahan air anak Sungai Penchala itu sendiri.



Rajah 4.30 Simulasi peningkatan nilai konduktiviti, $\mu\text{S/cm}$

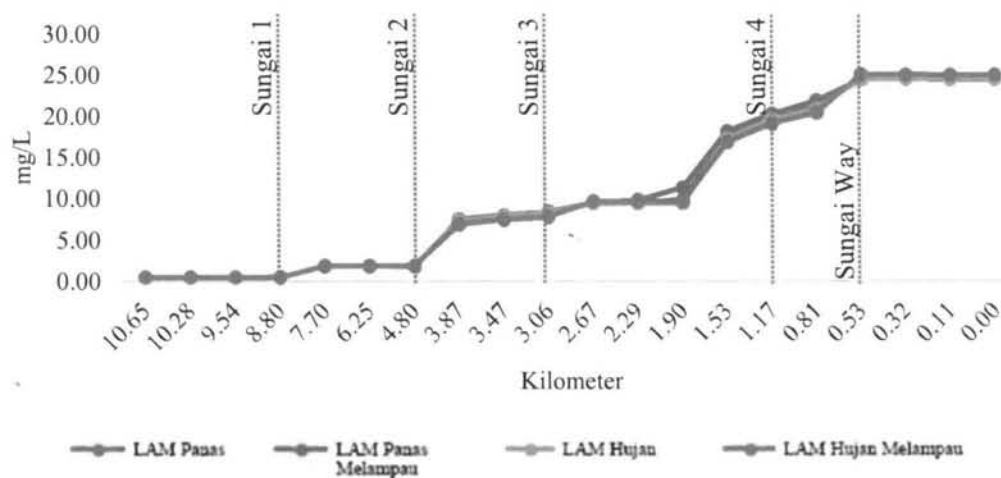
Simulasi kepekatan DO adalah seperti yang ditunjuk dalam Rajah 4.31. Analisis statistik mendapati kepekatan DO di antara 4 senario tersebut tidak mempunyai perbezaan yang bererti (ANOVA sehalu, $P > 0.05$, $\alpha = 0.05$). Penelitian ke atas model secara kasar mendapati penurunan kepekatan DO ditunjukkan dalam setiap senario yang dimodelkan dan ini bermaksud kuantiti limpahan air yang memasuki Sungai Penchala tidak mempunyai kesan yang besar terhadap kepekatan DO kerana kandungan DO tetap akan mengalami trend penurunan yang sama.

Berdasarkan model tersebut, kepekatan DO didapati menurun apabila air sungai mengalir ke kawasan hilir. Peningkatan DO di kilometer 10.28 adalah disebabkan pengaruh dasar yang berbatuan yang memangkin proses pengudaraan. Empang dasar yang terdapat di bahagian sungai tersebut turut meningkatkan lagi kadar percampuran di antara oksigen yang terdapat dalam udara dengan air sungai. Penurunan dan peningkatan DO di kilometer 0.81 hingga 0.00 pula adalah disebabkan kemasukkan air dari Sungai Way dan percampuran oksigen dalam udara ke dalam air kerana terdapatnya batuan kasar dan empang dasar kira-kira 50 meter daripada kawasan persampelan.



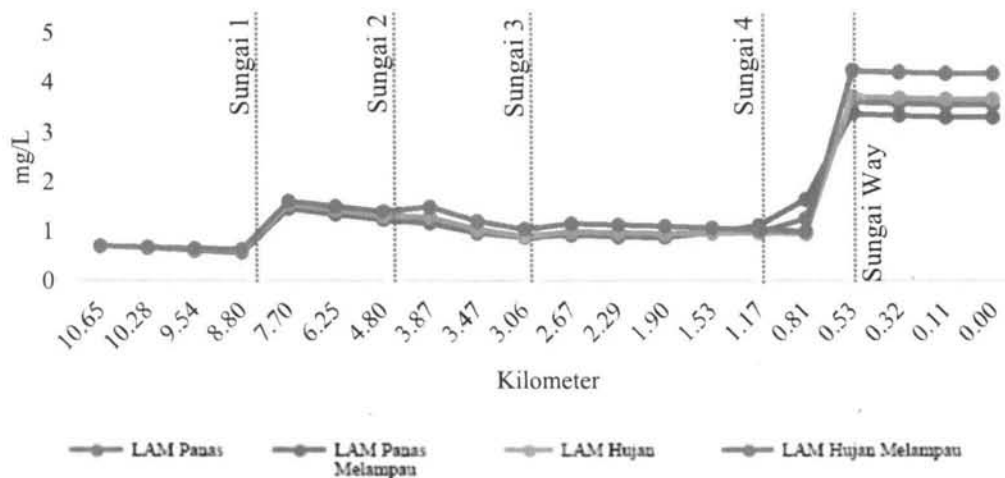
Rajah 4.31 Simulasi penurunan kepekatan oksigen terlarut (DO), mg/L

Simulasi senario BOD₅ berdasarkan luahan air untuk keempat-empat musim tersebut dimodelkan seperti dalam Rajah 4.32. Berdasarkan model tersebut, terdapat trend peningkatan pada nilai BOD₅ dari kawasan hulu sungai menuju ke kawasan hilir bagi setiap simulasi yang dijalankan. Analisis statistik mendapati tiada perbezaan bererti (ANOVA sehala, $P > 0.05$, $\alpha = 0.05$) di antara senario yang dimodelkan. Peningkatan BOD₅ di dalam aliran Sungai Penchala adalah disebabkan kemasukkan air daripada saluran dan anak sungai yang terdapat di sepanjang sungai ini. Peningkatan nilai BOD₅ didapati seiring dengan kepadatan penduduk yang tinggi bermula dari kilometer 4.80 sehingga ke kawasan hilir sungai. Ini kerana, peningkatan nilai BOD₅ dipercayai disebabkan oleh peningkatan kemasukkan pencemaran organik ke dalam aliran sungai utama yang dibawa oleh aliran air anak Sungai Penchala yang kebanyakannya melalui kawasan berkepadatan tinggi.



Rajah 4.32 Simulasi permintaan oksigen biokimia (BOD), mg/L

Simulasi kepekatan $\text{NH}_3\text{-N}$ di sepanjang Sungai Penchala bagi empat senario yang telah dinyatakan ditunjukkan dalam Rajah 4.33. Analisis statistik ke atas model tersebut mendapati tiada perbezaan bererti di antara senario yang dipilih dengan $P > 0.05$, (ANOVA sehala, $\alpha = 0.05$). Namun, peningkatan kepekatan $\text{NH}_3\text{-N}$ dalam aliran Sungai Penchala dapat diperhatikan bermula dari kilometer 8.80 lagi. Peningkatan secara mendadak dapat dilihat terjadi di kilometer 0.81 sehingga ke kilometer 0.53. Peningkatan di kilometer 8.80 berkemungkinan berpunca daripada pelepasan efluen sisa kumbahan dan sisa bahan cuci daripada kawasan perumahan berhampiran Sungai Penchala. Pemantauan lapangan juga turut mendapati kewujudan loji rawatan kumbahan berdekatan Sungai Penchala yang berkemungkinan menjadi penyebab kenaikan kepekatan $\text{NH}_3\text{-N}$ di dalam air sungai. Peningkatan secara mendadak di kilometer 0.53 pula adalah berpunca daripada kemasukkan luahan air daripada Sungai Way dan juga akibat daripada pengumpulan bahan cemar yang berlaku secara kumulatif di bahagian hilir sungai.



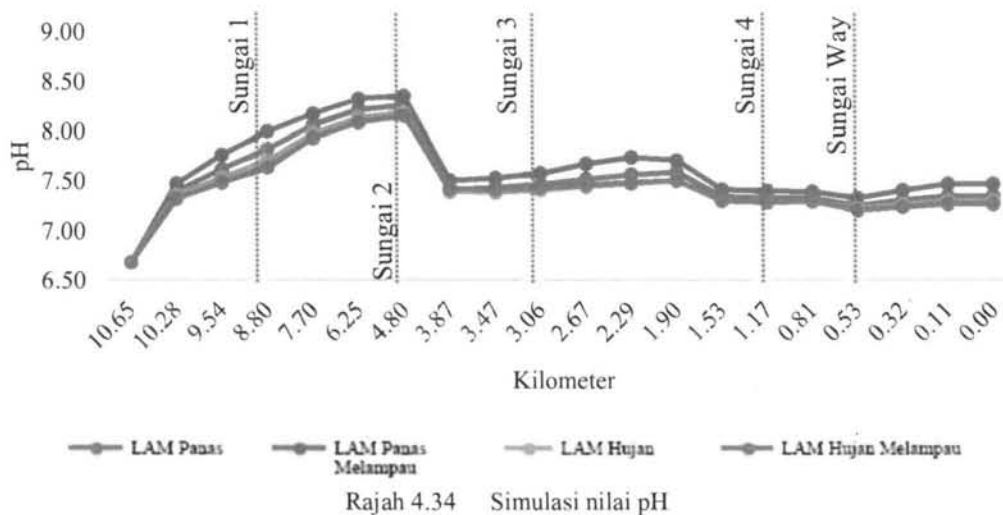
Rajah 4.33 Simulasi peningkatan kepekatan amoniakal nitrogen ($\text{NH}_3\text{-N}$), mg/L

Simulasi nilai pH berdasarkan luahan air ketika empat senario musim tersebut adalah seperti yang dimodelkan dalam Rajah 4.34. Model tersebut menunjukkan nilai pH kebanyakannya hampir normal bagi kesemua senario musim di sepanjang Sungai Penchala.

Bacaan nilai pH adalah 6.68 di kawasan hulu sungai yang kemudiannya mengalami peningkatan secara mendadak iaitu sekitar nilai 8.1 hingga 8.4 di kilometer 4.80. Peningkatan nilai tersebut berlaku kerana terdapat aliran air daripada kawasan

padang golf dan juga loji kumbahan berdekatan yang memasuki aliran sungai utama. Peningkatan tersebut berkait rapat dengan kehadiran ion karbonat dan bikarbonat yang terdapat dalam air kumbahan, aliran air permukaan dan juga kesan daripada hakisan tanah. Nilai pH kemudiannya didapati menurun menghampiri nilai normal di kilometer 3.87 dan terus kekal di sekitar nilai tersebut sehingga aliran air tiba di kawasan hilir sungai dengan sedikit variasi di antara senario yang dimodelkan.

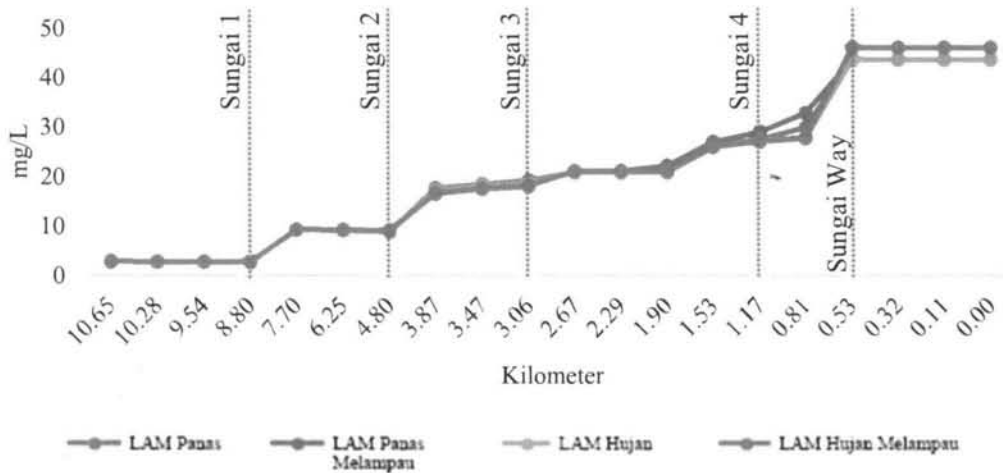
Analisis statistik ke atas empat senario yang dimodelkan mendapati tidak terdapat perbezaan bererti di antara senario tersebut (ANOVA sehala, $P > 0.05$, $\alpha = 0.05$). Kesimpulannya, perubahan nilai pH yang dimodelkan dari kawasan hulu sungai sehingga ke bahagian hilir sungai adalah disebabkan percampuran daripada pelbagai sumber yang diketahui dan juga tidak diketahui. Perubahan nilai pH yang berlaku adalah tidak jauh berbeza antara senario yang dimodelkan berdasarkan analisis statistik.



Rajah 4.34 Simulasi nilai pH

Rajah 4.35 menunjukkan model simulasi kandungan TSS di sepanjang Sungai Penchala berdasarkan empat senario. Berdasarkan model tersebut, didapati nilai kandungan TSS adalah rendah di bahagian hulu sungai di kilometer 10.68. Model kemudiannya menunjukkan peningkatan nilai kandungan TSS yang naik secara berperingkat pada setiap beberapa kilometer. Peningkatan nilai TSS ini adalah paling ketara di kilometer 8.80, 4.80, 1.90 dan yang paling tinggi adalah pada kilometer 0.81. Pemerhatian lanjut ke atas model mendapati peningkatan kandungan TSS dalam aliran Sungai Penchala berlaku selepas kemasukan aliran air anak Sungai 1, 2, 3, 4 dan juga Sungai Way. Analisis statistik (ANOVA sehala, $\alpha = 0.05$) ke atas empat model tersebut

mendapati tidak terdapat perbezaan bermakna di antara senario tersebut dengan nilai $P > 0.05$.



Rajah 4.35 Simulasi peningkatan pepejal terampai (TSS), mg/L

Hasil permodelan QUAL2K menggunakan jumlah luahan air berbeza mewakili empat senario musim menunjukkan peningkatan bacaan parameter seperti konduktiviti, BOD₅, TSS dan NH₃-N adalah berpunca daripada luahan air anak Sungai Penchala. Ini bermaksud, sebahagian besar peningkatan pencemaran air sungai ini berpunca daripada aliran air anak sungai. Seperti Sungai Penchala, anak sungai ini turut mengalami perubahan bentuk untuk tujuan saliran dan juga melalui kawasan berkepadatan tinggi. Oleh itu, ia juga mengalami kemerosotan kualiti air yang akhirnya mengalir ke dalam Sungai Penchala.

Berdasarkan rajah permodelan senario, Sungai Way di kilometer 0.53 adalah anak penyumbang utama kepada kemerosotan air di bahagian hilir Sungai Penchala. Perkara ini dapat dilihat melalui kenaikan mendadak pada nilai parameter-parameter tersebut di kawasan tersebut. Keadaan ini juga dapat dilihat pada titik kemasukan anak sungai lain yang seterusnya turut menjadi menyumbang kepada peningkatan nilai tersebut. Semakan menggunakan Lampiran B mencadangkan saiz dan luahan air Sungai Way yang jauh lebih besar berbanding anak sungai lain didapati membawa lebih banyak bahan cemar. Penurunan kepekatan DO yang ditunjukkan dalam model berkait rapat dengan ciri fizikal sungai tersebut. Ini kerana keadaan dasar konkrit yang rata boleh mengurangkan kadar percampuran udara ke dalam air yang seterusnya mengurangkan

kandungan DO dalam air sungai. Disamping itu, kedalaman sungai dan ketiadaan tumbuhan akuatik turut menjadi sebab penurunan nilai DO.

Namun, proses penguraian bahan organik dan bukan organik dikenal pasti sebagai faktor utama penurunan nilai DO dalam air Sungai Penchala. Peningkatan parameter $\text{NH}_3\text{-N}$ dan pH di bahagian awal Sungai Penchala dipercayai berpunca daripada aliran air permukaan daripada kawasan padang golf dan efluen loji kumbahan berdekatan dengan aliran air anak sungai pertama (kilometer 8.80). Anak sungai tersebut dipercayai menjadi medium penting yang membawa sisa tersebut ke dalam aliran air Sungai Penchala. $\text{NH}_3\text{-N}$ boleh memasuki aliran air sungai ini melalui proses larut lesap dan juga dibawa oleh aliran air permukaan semasa hujan.

4.5 KESIMPULAN

Bab ini telah menunjukkan hasil pengukuran parameter kualiti air Sungai Penchala secara ruangan dan masa berdasarkan aspek fizikal-kimia dan biologi. Secara ringkas, kualiti parameter air sungai didapati menurun pada setiap stesen persampelan menuju ke bahagian hilir sungai. Kandungan logam berat dalam air didapati masih berada pada tahap yang dibenarkan berdasarkan piawaian yang diguna pakai di Malaysia. Pemantauan menggunakan penunjuk biologi (BMWP) menunjukkan penilaian kualiti air yang selari dengan WQI. Analisis kelompok UPGMA menunjukkan setiap komposisi makroinvertebrat bentik di setiap stesen persampelan adalah berbeza, kecuali di S3 dan S4. S3 dan S4 mempunyai ciri hidrologi yang berbeza tetapi kualiti air yang hampir sama dan ini menunjukkan kualiti air mempunyai pengaruh yang lebih besar ke atas komposisi makroinvertebrat bentik berbanding keadaan fizikal sungai. Analisis korelasi sehala yang dijalankan pula mencadangkan famili Tubificidae mempunyai potensi yang lebih baik berbanding famili Physidae sebagai penunjuk biologi di bahagian sungai yang mengalami pencemaran air. Analisis CCA pula menunjukkan kumpulan makroinvertebrat bentik sangat dipengaruhi oleh parameter air sungai dengan sedikit variasi di antara analisis. Permodelan QUAL2K berdasarkan empat senario luahan air, mencadangkan anak Sungai Penchala turut memainkan peranan penting dalam penurunan kualiti air sungai tersebut. Kesan kenaikan atau penurunan sesuatu

parameter air disebabkan kemasukan aliran air anak sungai ini boleh dilihat dengan jelas pada model-model yang telah dihasilkan.

BAB V

PERBINCANGAN

5.1 PENGENALAN

Bab ini membincangkan hasil kajian yang telah diperoleh dalam bab 4. Secara kasar perbincangan dalam bab ini dibahagikan kepada tiga bahagian seperti bab-bab sebelumnya. Perbincangan dimulai dengan kualiti air Sungai Penchala sepanjang kajian dijalankan serta bagaimana setiap parameter yang diukur memberi gambaran mengenai situasi pencemaran di sungai tersebut. Bahagian seterusnya adalah mengenai penggunaan makroinvertebrat bentik dalam penentuan kualiti air bagi sungai di kawasan bandar yang membincangkan pengaruh kualiti air ke atas makroinvertebrat bentik serta parameter WQI yang menjadi penentu terhadap kelangsungan sesuatu kumpulan makroinvertebrat bentik di Sungai Penchala. Bahagian akhir bab ini membincangkan hasil permodelan QUAL2K berdasarkan kesan luahan air pada musim atau waktu berbeza ke atas parameter pencemaran. Sumber kemasukan bahan cemar dan bahagian sungai yang perlu diberi perhatian turut di bincangkan dalam bahagian ini.

5.2 KUALITI AIR

Kebiasaannya, peningkatan parameter fizikal-kimia air seperti BOD₅, COD, NH₃-N, TSS dan juga kandungan logam berat dalam persekitaran akuatik melebihi tahap kebiasaan boleh terjadi secara semula jadi dan juga disebabkan oleh aktiviti manusia (Goel 2006; Mendiguchía, Moreno & García-Vargas 2007). Namun, pencemaran secara semula jadi adalah sesuatu yang tidak kerap berlaku dan bukanlah tumpuan kajian semasa. Ini kerana pencemaran akibat faktor semula jadi berlaku secara rawak dan sukar untuk menentukan sumbernya. Pencemaran air secara semula jadi kebiasaannya disebabkan oleh hakisan tanah, proses luluhawa, letusan gunung berapi dan aliran air

permukaan tanah yang terdedah serta perubahan iklim yang berkait rapat dengan jumlah hujan pada sesuatu masa (Li & Zhang 2010; Tchounwou et al. 2012; Wen, Jiann & Liu 2008). Jumlah hujan pada sesuatu masa digandingkan dengan hakisan tanah boleh menjadi penyebab utama pelepasan nutrien ke dalam aliran air sungai (Ouyang et al. 2010). Pencemaran air disebabkan faktor antropogenik pula kebiasaannya disebabkan oleh aktiviti manusia seperti perladangan, pertanian, pembasmian hutan, efluen industri, efluen daripada loji kumbahan, perlombongan dan aktiviti harian masyarakat (Khatri & Tyagi 2015). Di samping itu, binaan konkrit dalam sistem akuatik turut dipercayai mempunyai impak buruk ke atas kualiti air sungai (Wright et al. 2018). Merujuk pada kualiti air Sungai Penchala, kajian mendapati punca peningkatan bahan cemar dalam sungai ini bukan bersifat semula jadi. Pencemaran air Sungai Penchala adalah disebabkan aktiviti manusia kesan daripada pembangunan di kawasan lembangan sungai ini. Kesan buruk tersebut dapat dilihat melalui kemerosotan kualiti air sungai berdasarkan penilaian parameter WQI yang telah dilakukan.

Sepanjang tempoh kajian dijalankan, tahap kualiti air Sungai Penchala didapati bergantung kepada faktor fizikal-kimia parameter air mengikut penilaian WQI. Penilaian berdasarkan stesen persampelan mendapati kualiti air di S1 adalah jauh lebih baik berbanding S2, S3 dan S4. Oleh itu, S1 dijadikan sebagai stesen rujukan bagi kualiti air bersih berdasarkan pengelasan WQI (Kelas I). Tahap nilai BOD₅ dan COD serta nilai NH₃-N yang rendah menjadi pengaruh utama terhadap kualiti air yang baik (Hill, Owens & Tchounwou 2005). Walaupun S1 terletak hampir dengan kawasan kediaman, kualiti air yang baik di S1 adalah kerana stesen tersebut berada dalam kawasan rekreasi yang dipelihara dan diselia oleh pihak berwajib. Keadaan ini sangat bertepatan dengan kajian lain kerana kawasan yang kurang atau tidak menerima kesan aktiviti antropogenik kebiasaannya mempunyai tahap kualiti air yang lebih baik selagi ekosistem semula jadinya masih berfungsi dengan sempurna (Brett et al. 2005).

S2, S3 dan S4 mempunyai kualiti air yang rendah berbanding S1 dan dikategorikan sebagai tercemar mengikut pengelasan WQI. Kemerosotan kualiti air di ketiga-tiga stesen ini berkait rapat dengan peningkatan nilai parameter penunjuk pencemaran BOD₅, COD serta NH₃-N. Parameter tersebut didapati menunjukkan peningkatan dari satu stesen ke stesen seterusnya. Corak kumulatif ini menunjukkan

keadaan air yang semakin tercemar dengan peningkatan bahan cemar yang masuk ke dalam Sungai Penchala. Perkara seperti ini amat berkait rapat dengan tahap kepadatan penduduk serta jenis guna tanah di kawasan sekeliling (Rhodes, Newton & Pufall 2001). S2 menerima kesan sampingan daripada aktiviti pembangunan yang tidak terancang dengan keadaan sungai yang tidak semula jadi, serta dikelilingi kawasan perumahan berkepadatan tinggi. Keadaan ini berterusan hingga ke S4 dimana kawasan sekelilingnya juga terdapat perumahan berkepadatan tinggi berserta kawasan komersial bebas. Disamping itu, saluran air yang banyak juga turut didapati memasuki Sungai Penchala (Lampiran A). Pencemaran air sungai di kawasan bandar terjadi akibat pelbagai faktor seperti efluen kumbahan, litupan tanah, aktiviti sekeliling dan lain-lain. Faktor-faktor tersebut dikaitkan dengan tahap populasi manusia yang tinggi di kawasan bandar (Mouri, Takizawa & Oki 2011).

Nilai sub indeks kualiti air digunakan untuk melihat parameter utama yang menyebabkan penurunan nilai WQI secara keseluruhan. Berdasarkan perbandingan yang dilakukan, parameter $\text{NH}_3\text{-N}$ dikenal pasti sebagai faktor utama penurunan kualiti air sungai berbanding parameter lain dengan turutan faktor pencemaran dimulai oleh peningkatan kepekatan $\text{NH}_3\text{-N}$ > penurunan kepekatan DO > peningkatan kepekatan BOD_5 > peningkatan kepekatan COD > peningkatan kandungan TSS > penurunan nilai pH. Kehadiran unsur nitrogen dalam persekitaran akuatik selalunya dikaitkan dengan aktiviti pertanian, pembebasan unsur nitrogen dari tanah yang terendam, aliran air permukaan dan hakisan. Namun, kehadiran unsur nitrogen dalam bentuk $\text{NH}_3\text{-N}$ dalam sungai di kawasan bandar kebiasaannya berpunca daripada air kumbahan bandar dan kawasan industri (Zheng et al. 2008) yang seterusnya memberi gambaran terhadap tahap pengurusan sanitasi dan efluen yang rendah di kawasan tersebut (Bellos, Sawidis & Tsekos 2004). Keadaan ini terjadi kerana pengurusan sisa kumbahan yang tidak cekap atau kemudahan sistem kumbahan yang tidak diselenggara dengan baik (Billen et al. 2007).

Proses oksidasi $\text{NH}_3\text{-N}$ dalam ekosistem akuatik dilakukan dengan kehadiran bakteria dan memerlukan oksigen. Proses oksidasi atau nitrifikasi oleh bakteria sangat penting dalam kitaran nitrat dan nitrit kepada bentuk yang boleh dimanfaatkan oleh tumbuhan dan alga melalui proses fotosintesis (Martínez-Espinosa et al. 2011). Selain

daripada $\text{NH}_3\text{-N}$, proses oksidasi bahan organik dan kimia turut menggunakan oksigen. Penggunaan DO meningkat dengan pertambahan bahan cemar ke dalam jasad air yang seterusnya menurunkan kandungan DO dan memberikan nilai sub indeks DO yang rendah (Kannel et al. 2007; Sánchez et al. 2007). Penurunan kepekatan DO di S2, S3 dan S4 boleh disebabkan oleh proses oksidasi $\text{NH}_3\text{-N}$, BOD_5 dan COD kerana parameter tersebut didapati berkadar songsang dengan kepekatan DO (Islam et al. 2015). Bagi sungai yang merentasi kawasan bandar, peningkatan kepekatan parameter tersebut dikenal pasti sebagai faktor pencemaran utama dan penyebab penurunan kandungan DO ke paras merbahaya (Wen, Jiann & Liu 2008).

Nilai sub indeks bagi parameter TSS dan pH di antara stesen persampelan didapati tidak jauh berbeza dan tidak menunjukkan sebarang peningkatan atau yang membimbangkan. Bagi nilai sub indeks pH, variasi yang dicatatkan adalah kecil dan masih berada pada tahap yang dibenarkan. Penurunan pH dalam air secara perlahan boleh berpunca dari penurunan kadar DO di dalam air, hasil penguraian ammonia yang menghasilkan asid nitrik serta faktor lain seperti kehadiran bahan kimia seperti baja di kawasan berhampiran (Prinčić et al. 1998). Peningkatan nilai pH pula boleh berkait rapat dengan kehadiran unsur bikarbonat yang kebiasaannya boleh didapati di kawasan batu kapur dan terbebas ke dalam air kesan daripada proses luluhawa dan hakisan tanah (Frape et al. 2003; Lazarova & Bahri 2005). Terdapat juga pengaruh lain yang boleh menyebabkan perubahan nilai pH seperti pencairan air sungai ketika hujan, keadaan guna tanah sekeliling dan juga kandungan batu kapur yang tinggi di kawasan tersebut (Rupert 2001).

Kandungan TSS didapati rendah pada kebanyakan bulan persampelan di S1. Kenaikan kandungan TSS di S1 didapati tinggi jika persampelan dijalankan selepas atau semasa waktu hujan. Ini adalah kerana aliran air yang laju membawa partikel-partikel halus yang lebih banyak dan meningkatkan kekeruhan air, disamping kriteria hujan seperti kekerapan, jumlah, tempoh dan saiz air hujan mempengaruhi kandungan TSS yang disampel (Al-Badaii, Shuhaimi-Othman & Gasim 2013; Gong et al. 2016). Kandungan TSS yang tinggi di S2, S3 dan S4 pula adalah berpunca daripada pembangunan di sekitar kawasan sungai ini. Terdapat beberapa kawasan yang sedang dibangunkan di kawasan tebing sungai dan terdedah kepada hakisan. Di antara S3 dan

S4, hakisan jelas kelihatan di kawasan tebing sungai dan semasa musim hujan, kandungan TSS didapati lebih tinggi berbanding waktu biasa (Gong et al. 2016).

Kandungan logam berat didapati masih di dalam lingkungan piawai yang dibenarkan dan tidak menunjukkan tanda-tanda pencemaran logam berat di Sungai Penchala. Keputusan yang diperolehi menunjukkan terdapatnya peningkatan bagi kepekatan logam berat pada setiap stesen persampelan, namun peningkatan ini masih dalam julat yang dibenarkan. Logam berat seperti aluminium, kromium, zink, kadmium dan plumbum tidak mempunyai corak kepekatan yang tetap. Bagi logam berat seperti ferum, nikel dan kuprum, kepekattannya didapati meningkat dari satu stesen ke stesen seterusnya tetapi masih berada di tahap selamat. Kebiasaannya peningkatan logam berat dalam aliran air sungai adalah disebabkan aktiviti perlombongan, peleburan logam dan industri berat yang berkaitan (Tchounwou et al. 2012; Varol & Şen 2012). Berdasarkan Rajah 3.5, industri yang terdapat di sepanjang Sungai Penchala bukan dikategorikan sebagai industri berat dan ini menyumbang kepada kandungan logam berat yang rendah. Disamping itu, nilai pH sungai yang hampir normal juga boleh menjadi penyebab kandungan logam berat yang rendah dalam air kerana keadaan pH tersebut menghadkan kadar pertukaran ion dalam air (Ma et al. 2016).

Oleh itu, kajian ini mencadangkan Sungai Penchala tidak mengalami sebarang pencemaran logam berat, walaupun pencemaran logam berat adalah sesuatu yang biasa bagi sungai jenis bandaran kerana jenis guna tanah di sekeliling Sungai Penchala yang secara umumnya bagi tujuan perumahan dan komersial tidak menyumbang kepada peningkatan logam berat yang bermakna. Manakala ketiadaan industri berat di sepanjang koridor sungai turut mengelakkan berlakunya pencemaran logam berat. Sumber kandungan logam berat ke dalam Sungai Penchala adalah lebih kepada aliran air permukaan berbanding melalui saluran-saluran khas yang terdapat di sepanjang sungai ini dengan kebanyakan logam tersebut merupakan logam biasa yang terdapat dalam turapan jalan raya, penghasilan atap rumah, pembuatan bangunan, sebagai campuran penggalak dalam petrol dan diesel serta bahan pencuci (Davis, Shokouhian & Ni 2001; Netinger Grubeša & Barišić 2016; Ortiz-Colón et al. 2016; Pulles et al. 2012).

5.3 MAKROINVERTEBRAT BENTIK SEBAGAI PENUNJUK SUNGAI BANDARAN

Indeks BMWP menunjukkan kesamaan dengan indeks WQI, iaitu masing-masing memberikan maklumat bahawa S1 mempunyai kualiti air sungai yang baik dan boleh dijadikan sebagai stesen rujukan BMWP (Kazanci, Türkmen & Başören 2015), manakala stesen lain menunjukkan berlakunya pencemaran. Ini menunjukkan penggunaan makroinvertebrat bentik dalam sistem penilaian BMWP untuk menilai tahap kualiti air bagi sungai bandaran boleh diguna pakai bersama penentuan kualiti air secara WQI (Wan Abdul Ghani et al. 2018), walaupun sungai tersebut telah mengalami pelbagai perubahan daripada segi fizikal dan peningkatan bahan cemar kesan daripada jenis guna tanah berbanding sungai semula jadi (Beavan, Sadler & Pinder 2001; Mahazar et al. 2013; Wyzga et al. 2014).

Hasil analisis yang dijalankan menunjukkan komposisi makroinvertebrat bentik adalah sangat berbeza di antara S1 dengan stesen yang lain kerana S1 berada di bahagian sungai yang masih terpelihara dan masih mempunyai habitat atau nic yang banyak untuk menampung kepelbagaian makroinvertebrat bentik yang tinggi walaupun mempunyai saiz sungai yang kecil berbanding stesen lain. Berdasarkan pengelasan WQI, air sungai di S1 yang bebas cemar merupakan faktor utama kekayaan makroinvertebrat bentik di kawasan ini. Ujian CCA yang dilakukan, mendapati famili makroinvertebrat bentik di S1 cenderung kepada kualiti air yang mengandungi kepekatan DO yang tinggi dengan nilai kepekatan BOD₅, COD dan NH₃-N yang rendah. Kehadiran famili daripada order Ephemeroptera, Plecoptera dan Tricoptera (EPT) yang peka terhadap pencemaran dalam kuantiti yang banyak turut menandakan kualiti air di S1 jauh lebih baik berbanding stesen lain. Ini secara tidak langsung menunjukkan kualiti persekitaran yang terpelihara daripada pencemaran (Suhaila & Che Salmah 2017).

Tidak seperti S1, S2 telah mula menunjukkan kemerosotan nilai BMWP kesan daripada saluran-saliran kemasukan bahan cemar yang bermula di sekitar kilometer 8.80 (Lampiran A). Perbezaan penurunan bilangan famili makroinvertebrat bentik yang hadir adalah sebanyak 61% jika dibandingkan dengan S1 yang mempunyai kepelbagaian makroinvertebrat bentik lebih tinggi. Peningkatan nilai parameter NH₃-N

selepas 3 kilometer daripada S1, dipercayai berpunca daripada penggunaan baja nitrat di kawasan padang golf dan pelepasan sisa kumbahan daripada loji kumbahan dan kawasan perumahan berhampiran di kilometer 8.80. Unsur nitrogen boleh didapati dalam baja nitrat yang merupakan komponen penting dalam penyelenggaraan rumput turf atau satiri (*Cynodon dactylon*) di kawasan padang golf (Easton & Petrovic 2004).

Perkara tersebut turut dibuktikan melalui permodelan QUAL2K yang menunjukkan terdapatnya peningkatan pada nilai parameter tersebut, bermula di kilometer 8.80. Peningkatan $\text{NH}_3\text{-N}$ turut dapat dilihat di kilometer 3.06 hingga 0.53 kesan daripada kemasukan aliran air yang banyak daripada saluran-saliran yang terdapat di sepanjang bahagian sungai tersebut, khususnya daripada aliran anak-anak Sungai Penchala seperti Sungai Way (Rajah 3.2).

Kebiasaannya pencemaran $\text{NH}_3\text{-N}$ di kawasan bandar merupakan pencemaran $\text{NH}_3\text{-N}$ bukan daripada aktiviti pertanian seperti yang terjadi di kawasan luar bandar tetapi merupakan pencemaran antropogenik seperti efluen sisa kumbahan, penggunaan baja bagi tujuan bukan pertanian, produk pencuci dan banyak lagi (Wakida & Lerner 2005). Parameter seperti BOD_5 , COD dan TSS turut dilihat mengalami peningkatan di S2, tetapi peningkatan nilai parameter ini tidak seteruk di S3 dan S4 yang menunjukkan peningkatan yang jauh lebih tinggi daripada S2. Selain itu, parameter seperti DO turut mengalami penurunan kesan daripada pencemaran dan keadaan sungai yang mendarat tanpa jeram kerana jeram yang kebiasaannya terdapat di bahagian sungai yang berbatuan membantu pengudaraan udara ke dalam air yang seterusnya meningkatkan kandungan DO (Klein 1962).

Walaupun S2 turut mengalami perubahan struktur fizikal dan mempunyai skor nilai BMWP bagi S2 tidak jauh berbeza berbanding S3, dengan perbezaan nilai purata BMWP 1.58. Namun, komposisi makroinvertebrat bentik yang terdapat di antara stesen ini adalah berbeza, dengan jumlah famili yang didapati sepanjang waktu persampelan adalah rendah di S2 berbanding dengan S3 dan S4 yang mencatatkan lebih banyak famili makroinvertebrat bentik. Keadaan ini adalah disebabkan S2 tidak mempunyai nic yang stabil berbanding S3 dan S4, yang didapati menyediakan pelbagai makro habitat untuk makroinvertebrat bentik. Dalam hal ini, komposisi substrat di S2 yang sekata

turut menjadi faktor pengehad terhadap kekayaan famili yang hadir di situ (Wyzga et al. 2014).

Di S3 dan S4, nilai BMWP didapati terus menurun dan penurunan ini dilihat disebabkan peningkatan nilai penunjuk pencemaran seperti $\text{NH}_3\text{-N}$, BOD_5 dan COD serta ditambah pula dengan penurunan nilai parameter DO yang sangat penting bagi kemandirian organisma akuatik. Keadaan ini disebabkan oleh pertambahan kemasukan bahan cemar ke dalam aliran air sungai yang lebih banyak dan peningkatan bahan cemar bagi sungai di kawasan bandar berlaku seiring dengan tahap kepesatan pembangunan di sesuatu kawasan bandar (Qin et al. 2014).

Kajian ini turut mendapati S3 mempunyai komposisi makroinvertebrat bentik dan nilai BMWP yang tidak jauh berbeza dengan S4 walaupun tidak mempunyai ciri-ciri habitat yang sama. Ini kerana bahagian sungai di S3 telah diubah kepada bentuk konkrit, manakala bahagian sungai di S4 lebih bersifat semula jadi walaupun telah mengalami beberapa proses pendalaman dan pelebaran sungai untuk tujuan tebatan banjir. Perbezaan ini berkemungkinan disebabkan kualiti air di kedua-dua stesen ini yang tidak jauh berbeza membolehkan ia menampung kumpulan famili yang hampir sama (Popp & Townsend 1999). Kualiti air yang tidak jauh berbeza adalah kesan daripada pengumpulan bahan cemar yang tidak berjaya diasimilasi sepenuhnya secara semula jadi dan ini dibuktikan melalui permodelan QUAL2K yang menunjukkan kemasukan bahan cemar yang tinggi di kilometer 4.80 meningkatkan lagi kandungan bahan cemar sedia ada selepas S2. Disamping itu, pemantauan yang dibuat mendapati kawasan sekitar S3 hingga S4 mempunyai jenis guna tanah yang hampir sama dan terdiri daripada perumahan, komersial serta perindustrian; jenis guna tanah yang sama kebiasaannya menyebabkan kemerosotan kualiti air yang hampir sama dengan sedikit variasi bergantung kepada tahap kepesatan dan pembangunan (Hwang et al. 2016).

Analisis CCA yang dijalankan pula menunjukkan perubahan yang berlaku terhadap komposisi makroinvertebrat bentik adalah berkait rapat dengan keadaan perubahan kualiti air sungai. Impak pencemaran daripada kawasan sekeliling bukan sahaja mencemarkan air sungai malah turut menggugat komposisi dan kekayaan organisma yang hidup dalam air sungai tersebut. Pencemaran organik dikenal pasti

sebagai penyebab utama penurunan nilai DO dan seterusnya menjadi faktor penghad yang menentukan keupayaan sungai untuk menampung kepelbagaian organisma bentik (Kaller & Kelso 2007; Prommi & Payakka 2015). Selain itu, pengawasan kualiti air sungai dan komposisi makroinvertebrat bentik sepanjang tempoh persampelan, mendapati stesen yang mengalami perubahan bentuk fizikal kesan daripada proses urbanisasi mempunyai ekosistem akuatik yang tidak stabil dan menyediakan kawasan habitat yang sangat terhad, tetapi perkara tersebut bukan merupakan faktor penghad utama taburan makroinvertebrat bentik (Wyzga et al. 2014). Ini dilihat daripada komposisi makroinvertebrat bentik yang sentiasa berubah di S2, S3 dan S4, seiring dengan kualiti air dan keadaan semasa. Jumlah saliran yang terdapat di sepanjang sungai dan peningkatan bahan cemar secara drastik dalam jarak yang pendek turut mempengaruhi keadaan kualiti sungai secara keseluruhannya (Ivanovsky et al. 2016; Leung & Jiao 2006).

Dari aspek kepelbagaian Shannon dan kekayaan Margalef, kepelbagaian makroinvertebrat bentik di S1 didapati lebih tinggi berbanding stesen lain. Kepelbagaian makroinvertebrat bentik di S1 disokong oleh tahap kualiti air yang baik dan jumlah nic yang banyak, manakala di stesen lain kepelbagaian makroinvertebrat bentik didapati jauh lebih rendah berbanding S1 walaupun mempunyai jumlah individu yang tinggi. Ini mencadangkan, jumlah individu yang disampel bukan penentu terhadap kualiti air sungai yang dikaji tetapi jenis kumpulan makroinvertebrat bentik yang dikenal pasti adalah lebih penting (Hillebrand et al. 2018; Laurila-Pant et al. 2015). Di stesen lain (S2, S3 dan S4), hanya makroinvertebrat bentik yang tahan pencemaran sahaja boleh hidup di kawasan tersebut.

Makroinvertebrat bentik yang tahan pencemaran ini mempunyai kebolehan tertentu untuk menyesuaikan diri terhadap keadaan persekitaran yang tidak stabil disamping mengandungi tahap pencemaran yang tinggi (Haldar, Kosankar & Sangolkar 2016; Parmar, Rawtani & Agrawal 2016). Dari segi indeks keserataan Pielou, S2, S3 dan S4 mempunyai tahap keserataan yang hampir sama tetapi jauh lebih rendah berbanding S1. Di S1 nilai indeks keserataan didapati menghampiri nilai 1 dan ini menunjukkan taburan makroinvertebrat bentik di kawasan itu berada dalam keseragaman tanpa wujudnya dominasi. Kebiasaannya dalam ekosistem yang stabil organisma wujud

dalam keseimbangan tetapi jika sesuatu ekosistem berada dalam keadaan ekstrem hanya organisma yang paling tahan sahaja mampu hidup dalam persekitaran tersebut dengan jayanya (Lohbeck et al. 2016; Nilsson & Grelsson 1995). Bagi kajian ini, makroinvertebrat bentik seperti cacing *Tubifex* dan siput *Physa* dilihat mampu hidup dalam persekitaran yang tercemar seperti di S2, S3 dan S4 secara konsisten serta menunjukkan ciri dominasi di stesen tersebut sepanjang waktu persampelan.

Kelemahan utama dalam penggunaan organisma sebagai penunjuk terhadap pencemaran alam sekitar adalah ianya tidak boleh menyatakan secara khusus jenis pencemaran dan jumlah pencemaran yang berlaku. Akan tetapi, kajian mendapati, salah satu masalah ini boleh diatasi dengan menjadikan kumpulan makroinvertebrat bentik tertentu sebagai tanda aras terhadap sesuatu pencemaran. Bagi sungai ini, kelimpahan bahan organik ke dalam sistem sungai dikenal pasti sebagai faktor utama terhadap kemerosotan kualiti air Sungai Penchala. Ini dilihat daripada nilai parameter BOD₅ yang tinggi kesan daripada penguraian bahan organik yang banyak (Wen, Schoups & van de Giesen 2017).

Bagi tujuan tersebut, kumpulan makroinvertebrat bentik yang terdiri daripada famili Tubificidae dan Physidae di bahagian sungai tercemar mempunyai potensi untuk diaplikasikan dalam penilaian kualiti air bagi sungai bandaran yang mengalami pencemaran organik. Analisis korelasi yang telah dijalankan (Jadual 4.9) mencadangkan famili Tubificidae lebih sesuai untuk dijadikan organisma penunjuk berbanding famili Physidae. Ini disebabkan walaupun famili Physidae hadir dalam kuantiti yang banyak, terdapat kebarangkalian untuk siput dibawa arus air yang laju dan siput juga didapati mempunyai kebolehan untuk bergerak keluar daripada air ke bahagian tebing sungai atau permukaan batu berdekatan pada waktu-waktu tertentu. Keadaan ini adalah berbeza sama sekali dengan cacing *Tubifex* yang mempunyai kebolehan untuk bergerak keluar daripada air tetapi mempunyai kebolehan untuk membenamkan diri ke dalam substrat apabila diganggu. Selain itu, cacing *Tubifex* didapati hidup lebih hampir dengan dasar sungai dimana pencemaran terkumpul dan ini menjadikannya lebih sesuai untuk dijadikan sebagai penunjuk biologi berbanding siput (Martins, Stephan & Alves 2008)(Martins, Stephan & Alves 2008).

5.4 ASIMILASI BAHAN CEMAR MELALUI PERMODELAN QUAL2K

Bagi kajian ini, lima parameter kualiti air yang berkaitan telah berjaya dimodelkan menggunakan permodelan kualiti air satu hala, QUAL2K. Secara kasar, peningkatan bacaan parameter WQI Sungai Penchala yang dimodelkan mempunyai enam sumber utama luahan air yang membawa kepekatan bahan cemar yang berbeza-beza berdasarkan jenis guna tanah dan tahap kepadatan kawasan yang dilalui oleh anak sungai yang membawa aliran air tersebut (Foley et al. 2005).

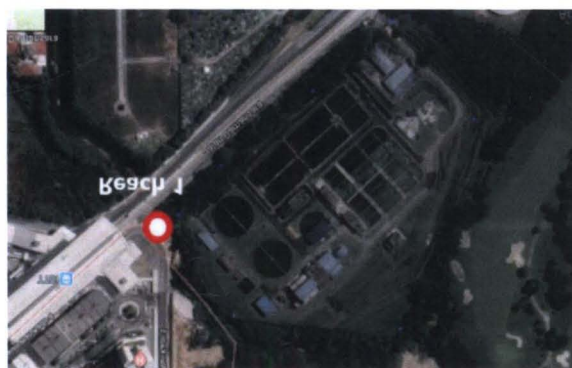
Model-model yang terhasil mendapati anak sungai berdekatan kilometer 4.80 dan 0.53 merupakan penyumbang kepada peningkatan nilai parameter konduktiviti ($\mu\text{S}/\text{cm}$). Nilai BOD_5 (mg/L) didapati meningkat pada kilometer 3.87, 1.53 dan 0.53 disebabkan kemasukan anak sungai di kawasan tersebut. $\text{NH}_3\text{-N}$ (mg/L) pula meningkat pada kilometer 8.80 sebelum meningkat lebih tinggi di kilometer 0.53 iaitu di hilir sungai Penchala. Nilai pH dicatatkan tinggi di kilometer 10.28 dan nilai tertinggi di rekodkan pada kilometer 4.80 sebelum jatuh dengan drastik di kilometer-kilometer seterusnya. Nilai TSS (mg/L) pula didapati meningkat di kilometer 8.80, 4.80 dan 0.53.

Peningkatan parameter tersebut dipengaruhi oleh jenis guna tanah dan tahap kepadatan penduduk di kawasan sekeliling serta jumlah kemasukan bahan cemar yang dibawa oleh anak-anak Sungai Penchala. Sumber-sumber luahan air ini bersama dengan bahan cemar yang dibawa akan meningkatkan kandungan bahan cemar yang sedia ada dalam Sungai Penchala (sungai utama) dan seterusnya dimodelkan oleh QUAL2K sebagai sumber kemasukan bahan cemar. Hasil peningkatan setiap bahan cemar ini kemudiannya boleh diperhatikan melalui model yang dihasilkan dengan peningkatan parameter pencemaran berlaku apabila sungai utama menerima kemasukan air luahan daripada anak sungai. Terdapat juga kes dimana anak sungai menjadi penyumbang utama terhadap pencemaran sungai utama. Oleh itu, adalah sangat penting pengawasan kualiti air dilakukan ke atas semua sumber kemasukan luahan air yang kebiasaannya di bawa oleh anak sungai (Castilla-Hernández et al. 2014).

Model menunjukkan nilai pH yang tinggi di antara 7.34 dan 8.35 di bahagian kawasan hulu sungai (kilometer 10.28 hingga 4.80) yang berkemungkinan berpunca daripada peningkatan jumlah ion berkarbonat yang boleh dijumpai dalam efluen sisa

kumbahan (Rajah 5.1) serta tanah batu kapur (Bratby 2016; R., W. & Marcus 2018). Namun, perhatian diberikan di kilometer 7.70 hingga 4.8 dimana terdapat peningkatan yang sangat tinggi mencecah nilai pH 8.35 yang berkemungkinan disebabkan gabungan efluen sisa kumbahan, luluhawa batuan kapur dan juga kesan daripada penggunaan sebatian kalsium yang merupakan komponen penting dalam penyediaan simen. Peningkatan nilai pH di kilometer tersebut berkemungkinan terjadi disebabkan aktiviti pembinaan berdekatan kerana bahan binaan seperti simen didapati boleh meningkatkan bacaan pH (Wright et al. 2018). Walaupun begitu kenaikan nilai pH adalah dilihat minimum (DOE 2006) dan masih mampu diasimilasi oleh sungai tersebut dengan bacaan nilai pH kembali menghampiri pH 7 pada kilometer yang seterusnya.

Bacaan $\text{NH}_3\text{-N}$ mengalami peningkatan sebanyak 1.60 mg/L di kilometer 7.70 kerana kemasukan air daripada loji kumbahan di kilometer 8.80 (Rajah 5.1) dan juga tidak dinafikan adalah kesan daripada penggunaan baja nitrat yang telah dinyatakan. $\text{NH}_3\text{-N}$ kemudiannya menurun ke paras yang lebih rendah selepas kilometer 8.80 disebabkan oleh proses pencairan dan asimilasi oleh sungai. Namun, peningkatan $\text{NH}_3\text{-N}$ yang tinggi di kilometer 0.53 disebabkan kemasukan luahan air yang besar daripada Sungai Way dan telah meningkatkan lagi kepekatan sedia ada hampir 3 kali ganda (4.23 mg/L) daripada nilai sebelumnya (1.02 mg/L), menjadikan kepekatan $\text{NH}_3\text{-N}$ berada pada kelas V mengikut piawai kualiti air Malaysia (DOE 2006). Peningkatan $\text{NH}_3\text{-N}$ ini dilihat sebagai kesan pembangunan dan peningkatan penduduk di sepanjang Sungai Penchala dan anak sungai kerana pencemaran parameter $\text{NH}_3\text{-N}$ selain daripada aktiviti pertanian adalah berpunca daripada proses pembangunan yang berlaku di kawasan bandar (Wen, Jiann & Liu 2008; Zheng et al. 2008).



Rajah 5.1 Loji kumbahan bersebelahan stesen persampelan hidrologi

Peningkatan nilai TSS di kilometer yang telah dinyatakan adalah berkait rapat dengan pembangunan yang dijalankan di sepanjang sungai dan kawasan sekitarnya. Ini kerana terdapat aktiviti pembinaan dijalankan berdekatan kawasan sungai dan sumbernya. Keadaan tebing konkrit yang rosak pula didapati terdedah kepada hakisan dan perkara ini boleh menyebabkan peningkatan nilai TSS. Model juga menunjukkan peningkatan TSS berlaku selepas kemasukan aliran anak-anak sungai, dan ini memberi maklumat bahawa anak-anak Sungai Pechala merupakan penyumbang utama terhadap peningkatan nilai TSS secara keseluruhan. Namun begitu nilai TSS masih berada pada tahap yang kurang membimbangkan (5-46 mg/L), dengan nilai tertinggi merupakan kelas II mengikut piawai kualiti air Malaysia (DOE 2006). Bagi sungai bandaran peningkatan TSS selalunya berkait rapat dengan aliran air permukaan ketika hujan lebat dan juga hakisan tanah di kawasan pembinaan, jumlah TSS yang memasuki aliran sungai pula berbeza-beza mengikut keadaan cuaca dan skala aktiviti pembinaan atau keterukan hakisan tanah (Mohd Razelan, Tahir & Yahaya 2018; Shammaa & Zhu 2001).

Peningkatan nilai BOD₅ adalah disebabkan oleh faktor kepadatan penduduk yang bertambah di sepanjang Sungai Pechala dengan peningkatan tertinggi dilihat berlaku di kawasan hilir sungai (25 mg/L) dengan Sungai Way menjadi penyumbang utama terhadap peningkatan nilai BOD₅ tersebut. Kesan daripada kemasukan nilai BOD yang tinggi turut menyebabkan penyusutan nilai oksigen terlarut yang drastik (3.9 mg/L) pada kilometer yang sama. Nilai BOD₅ di kawasan hilir sungai berada pada kelas V adalah membimbangkan. Model memberi gambaran kemasukan bahan organik yang tinggi ke dalam sungai sehingga melebihi kemampuan sungai untuk mengasimilasikan bahan cemar tersebut secara semula jadi (Shammaa & Zhu 2001). Secara keseluruhan tumpuan harus diberikan pada kilometer 4.80 hingga 0 kerana nilai BOD₅ di antara jarak kilometer ini menunjukkan peningkatan yang drastik tanpa tanda-tanda penurunan. Ini juga disebabkan setiap anak sungai menyumbang kepada peningkatan nilai BOD₅ dengan kemasukan bahan organik ke dalam sungai. Kenaikan bacaan konduktiviti juga dilihat meningkat dengan mendadak di sepanjang kilometer tersebut, tetapi nilai peningkatan didapati masih berada di paras rendah iaitu di bawah 1000 μ S/cm bagi kelas I hingga IIA (DOE 2006). Peningkatan sebatian ionik dalam persekitaran akuatik

juga boleh berpunca daripada struktur konkrit yang kebanyakannya adalah dalam bentuk ion klorida dan natrium (Wright et al. 2018)

Oleh itu, kenaikan nilai konduktiviti, BOD₅ dan TSS secara berperingkat di sepanjang Sungai Penchala dilihat seiring dengan titik kemasukan aliran anak sungai dan sumber lain. Sumber yang dikenal pasti adalah sebahagian besarnya berpunca daripada kawasan perumahan di sepanjang sungai dan juga kawasan industri yang secara khusus berada di antara kilometer 4.80 hingga 1.17. Dipercayai juga, industri yang terdapat dalam jarak yang dinyatakan bukan industri pemprosesan pada skala besar kerana kepekatan logam berat yang rendah mencadangkan tiada aktiviti industri berat berjalan di dalam lingkungan jarak tersebut (Ustun 2011; Zhang et al. 2011).

Simulasi senario luahan air berdasarkan taburan hujan tahunan yang telah dijalankan menghasilkan bacaan simulasi yang tidak jauh berbeza di antara luahan air ketika musim panas, panas melampau, hujan dan hujan melampau. Ujian yang dilakukan menunjukkan variasi di antara empat senario luahan air tersebut adalah tidak bermakna dengan nilai $p > 0.05$ (ANOVA sehalu, $\alpha = 0.05$). Perbezaan di antara model senario tersebut berkemungkinan disebabkan saiz Sungai Penchala dan anak sungainya yang bersaiz kecil serta mempunyai aliran air yang cetek ke sederhana kedalamannya menunjukkan taburan hujan kurang mempengaruhi parameter pencemaran bagi sungai ini. Berbeza daripada sungai semula jadi, jumlah hujan yang tinggi kebiasaannya akan mencairkan kepekatan pencemaran yang berlaku tetapi ini tidak dilihat berlaku pada sungai ini (Kar et al. 2008). Keadaan ini juga berkemungkinan disebabkan air yang memasuki sungai turut membawa sejumlah bahan cemar daripada kawasan sekeliling yang turut disumbang oleh aliran air permukaan semasa (Li & Zhang 2010; Luo et al. 2009). Keadaan ini dibuktikan dengan kenaikan nilai parameter seperti BOD₅, NH₃-N dan TSS dalam senario luahan air semasa hujan lebat yang disebabkan oleh kemasukan bahan cemar yang dibawa oleh aliran air anak-anak Sungai Penchala terutamanya Sungai Way. Jumlah DO juga didapati meningkat semasa musim hujan. Peningkatan oksigen terlarut di antara kilometer 4.80 hingga 1.90 semasa musim kering yang kebiasaannya mempunyai aliran air yang rendah adalah disebabkan pengudaraan melalui percampuran udara dan air dengan menggunakan batu-batu yang sengaja diletakkan di dasar sungai untuk meningkatkan kandungan DO oleh JAS.

Bagi tujuan pengurusan, data yang diperoleh daripada permodelan QUAL2K mencadangkan kepentingan untuk melakukan pemantauan di kawasan sekitar kilometer 8.80, 4.50 dan 0.53 kerana luahan air daripada anak sungai yang terdapat di kilometer tersebut mempunyai impak yang sangat besar terhadap kualiti air sungai berdasarkan penurunan kualiti air sungai dan peningkatan nilai parameter BOD₅, TSS dan NH₃-N.

Dari segi penguatkuasaan, perhatian yang lebih perlu diberikan ke atas kawasan di sekitar aliran anak sungai ini (kilometer 8.80, 4.50 dan 0.53). Semua pihak yang melepaskan efluen sisa kumbahan atau industri perlu mematuhi garis panduan yang terkandung dalam Akta Kualiti Alam Sekeliling 1974 (JAS 2015b) untuk mengelakkan pencemaran yang lebih teruk ke atas kualiti air Sungai Penchala akibat daripada pelepasan bahan cemar dalam kuantiti yang tinggi, melebihi kapasiti dan keupayaan Sungai Penchala. Model menunjukkan peningkatan parameter bagi aliran sungai utama meningkat akibat kemasukan bahan cemar ke dalam sungai menerusi anak-anak sungai tersebut. Sungai Way yang dilihat sebagai penyebab peningkatan mendadak parameter tersebut di bahagian hilir Sungai Penchala memerlukan pengawasan yang lebih kerap kerana luahan air Sungai Way didapati terus memasuki muara Sungai Penchala sebelum memasuki aliran air Sungai Klang dalam jarak kurang daripada 1 kilometer. Jika pencemaran Sungai Way tidak ditangani dengan kadar segera, ditakuti akan meletakkan beban pencemaran yang lebih besar ke atas Sungai Klang. Jumlah saluran yang terdapat di sepanjang Penchala khususnya di antara kilometer 8.80 hingga 1.17 juga perlu diberi perhatian kerana ianya adalah antara faktor yang menyumbang kepada perubahan nilai parameter yang diukur menjauhi julat normal.

Dari segi aspek pemuliharaan, kemerosotan nilai DO kesan daripada peningkatan bahan cemar dalam sungai boleh ditangani dengan meningkatkan pengudaraan air sungai secara fizikal dengan cara mengempang aliran air atau menggunakan batuan dasar yang diletakkan secara sengaja untuk meningkatkan kandungan DO semasa musim kering. Kaedah ini dilihat lebih murah dan mudah berbanding dengan mengudarkan sungai dengan menggunakan jentera. Pengudaraan dengan cara ini menggunakan konsep hidraulik dengan tujuan meningkatkan kadar percampuran bergelora di antara oksigen dalam udara dengan air (Carlsen, Trautmann & Environmental Inquiry Team 2004; Fakhraei 2010).

5.5 KESIMPULAN

Bab ini telah membincangkan pelbagai kesan pembangunan yang tidak lestari ke atas ekosistem sungai daripada segi fizikal, kimia dan biologi. Perbincangan menunjukkan Sungai Penchala mengalami masalah pencemaran biologi yang teruk kesan daripada kepesatan penduduk di sekitarnya dengan kemasukan bahan organik dianggap sebagai punca utama kemerosotan kualiti air sungai ini. Kepekaan kumpulan makroinvertebrat bentik yang berbeza terhadap kualiti air sungai menunjukkan potensi kumpulan ini dalam penilaian kualiti air sungai secara biologi, walaupun diaplikasi pada sungai yang bukan berciri semula jadi. Manakala, penggunaan permodelan QUAL2K dalam penilaian kualiti sungai didapati menjimatkan masa dan kos serta boleh digunakan dalam permodelan senario yang dikehendaki. Disamping itu, ianya juga boleh digunakan oleh pihak berwajib untuk mengenal pasti bahagian sungai yang berisiko tinggi dan memerlukan perhatian.

BAB VI

KESIMPULAN KAJIAN

6.1 KESIMPULAN

Kajian menunjukkan Sungai Penchala mengalami masalah pencemaran bahan organik dikebanyakan bahagian sungai dengan hanya bahagian paling hulu sungai didapati bebas daripada pencemaran sepanjang tempoh kajian. Pencemaran yang berlaku berkemungkinan berpunca daripada penggunaan baja nitrat daripada kawasan padang golf berhampiran, pelepasan efluen sisa kumbahan dan sisa domestik serta aktiviti pembangunan.

Pencemaran juga didapati meningkat seiring dengan kepadatan perumahan di sepanjang lembangan Sungai Penchala. Kawasan hilir sungai dikenal pasti sebagai kawasan yang paling tercemar berbanding kawasan lain kerana bahagian sungai tersebut menerima kesan kumulatif bahan cemar daripada kawasan sebelumnya. $\text{NH}_3\text{-N}$ pula dikenal pasti sebagai faktor utama kemerosotan nilai WQI, manakala DO merupakan komponen penting yang mempengaruhi taburan makroinvertebrat benthik.

Walaupun sungai ini mengalir menerusi kawasan bandar raya, kandungan logam berat dalam air sungai adalah minimum dan masih berada di tahap yang dibenarkan. Ketiadaan industri berat di sepanjang Sungai Penchala merupakan salah satu faktor penting yang menghadkan pencemaran logam berat daripada berlaku.

Kepelbagaian makroinvertebrat benthik didapati paling tinggi di kawasan hulu sungai kerana kawasan hulu mempunyai kualiti air yang bebas cemar dengan kandungan DO yang lebih tinggi. Kemerosotan kualiti air yang terjadi di bahagian pertengahan dan hilir sungai berpunca daripada aktiviti antropogenik di kawasan

sekitar. Aktiviti tersebut menyebabkan peningkatan bahan cemar dalam aliran air sungai yang seterusnya mempengaruhi taburan kumpulan makroinvertebrat bentik.

Keadaan sungai yang telah diubah kepada saliran konkrit didapati bukan faktor pengehad taburan makroinvertebrat bentik. Oleh itu, parameter kualiti air sungai dan pencemaran merupakan pengaruh utama terhadap taburan makroinvertebrat bentik. Penggunaan makroinvertebrat bentik sebagai penunjuk biologi dalam penilaian kualiti air sungai menunjukkan hasil yang positif dengan nilai indeks biologi memberikan penilaian yang hampir sama dengan penilaian secara fizikal-kimia sepanjang persampelan dijalankan. Hasil yang diperolehi mencadangkan penggunaan makroinvertebrat bentik dalam penilaian kualiti air sungai bandaran adalah relevan, meskipun keadaan sungai yang tidak semula jadi. Kajian juga mencadangkan kumpulan cacing *Tubifex* dijadikan penunjuk biologi khusus bagi sungai bandaran yang tercemar dengan sisa organik disebabkan kebolehan kumpulan ini untuk memberikan gambaran pencemaran organik dengan baik berbanding kumpulan makroinvertebrat bentik yang lain.

Permodelan QUAL2K mendapati Sungai Penchala secara keseluruhan mampu mengasimilasi bahan cemar dengan sendiri semasa musim kering atau hujan. Namun begitu, perhatian dan pengawasan masih perlu diberikan kerana kemasukan bahan cemar dalam kuantiti yang tinggi daripada anak sungai dan sumber tidak tetap secara berterusan dikhuatiri akan menggagu proses asimilasi semula jadi sehingga melebihi keupayaan sungai tersebut. Permodelan turut menunjukkan peningkatan bahan cemar berlaku secara kumulatif dengan kemasukan air daripada setiap anak sungai kepada Sungai Penchala. Maklumat ini, boleh dimanfaatkan oleh pihak berwajib dengan memfokuskan kawasan di sekeliling anak sungai bagi mengurangkan beban pencemaran yang dihadapi oleh Sungai Penchala, yang secara langsung turut mengurangkan beban pencemaran Sungai Klang.

- - - RUJUKAN

- Ab Razak, N.H., Praveena, S.M., Aris, A.Z. & Hashim, Z. 2015. Drinking water studies: A review on heavy metal, application of biomarker and health risk assessment (a special focus in Malaysia). *Journal of Epidemiology and Global Health* 5(4): 297–310.
- Abbasi, T. & Abbasi, S.A. 2011. Water quality indices based on bioassessment: The biotic indices. *Journal of Water and Health* 9(2): 330–348.
- Abdul Samad Hadi. 2010. Urbanisasi di Malaysia: Mengaitkan Kepelbagaian Proses ke Bentuk Perbandaran. *Malaysian Journal of Environmental Management* 11(2) (2010): 21-31 11(2): 21–31.
- Ahmad, A.K., Siti Hafizah, A. & Shuhaimi-Othman, M. 2015. Potensi makroinvertebrat bentik sebagai penunjuk biologi di Sungai Ikan, Hulu Terengganu, Terengganu. *Sains Malaysiana* 44(5): 663–670.
- Al-Badaii, F., Shuhaimi-Othman, M. & Gasim, M.B. 2013. Water Quality Assessment of the Semenyih River, Selangor, Malaysia. *Journal of Chemistry* 2013(5): 1–10.
- Alina, M., Azrina, A., Mohd Yunus, A.S., Mohd Zakiuddin, S., Mohd Izuan Effendi, H. & Muhammad Rizal, R. 2012. Heavy metals (mercury, arsenic, cadmium, plumbum) in selected marine fish and shellfish along the Straits of Malacca. *International Food Research Journal* 19(1): 135–140.
- Allaby, M. 1994. *The Concise Oxford Dictionary of Ecology*. Oxford University Press.
- Allan, J.D. & Castillo, M.M. 2007. *Stream Ecology: Structure and function of running waters*. Springer Netherlands.
- AMEC Earth & Environmental & ERO Resources Corporation. 2008. Windy Gap Firming Project: Stream Water Quality Modeling and Methods Report. Colorado.
- APHA. 2005. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. *American Water Works Association/American Public Works Association/Water Environment Federation*, hlm. American Public Health Association.
- Appelo, C.A.J. & Postma, D. 2004. *Geochemistry, Groundwater and Pollution*. Second Edition. CRC Press.
- Arimoro, F.O. & Ikomi, R.B. 2009. Ecological integrity of upper Warri River, Niger Delta using aquatic insects as bioindicators. *Ecological Indicators* 9(3): 455–461.

- Arman, N.Z., Salmiati, Mohd. Said, M.I., Azman, S., Azri, S., Safeai, M., Nor Zaiha Arman, Ismid, M., Said, M., Azman, S. & Azri, S. 2012. Benthic Macroinvertebrate as an Alternative Tool for Biological Monitoring in Assessing River Water Quality. *2nd International Conference on Environment and Industrial Innovation* 35: 52–56.
- Armitage, P.D., Moss, D., Wright, J.F. & Furse, M.T. 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Research* 17(3): 333–347.
- Arms, K. 1990. *Environmental Science*. Philadelphia: Saunders Collage Publishing.
- Arsad, A., Abustan, I. & Rawi, C.S. 2011. Integrating biological aspects into river water quality research in Malaysia - an opinion. *Elixir Pollution* 40: 5267–5276.
- Artiola, J.F. 2005. Speciation of Copper. *Handbook of Elemental Speciation II - Species in the Environment, Food, Medicine and Occupational Health*, hlm. 174–186. John Wiley & Sons, Ltd: Chichester, UK, UK.
- Arunachalam, M., Madhusoodanan Nair, K.C., Vijverberg, J., Kortmulder, K. & Suriyanarayanan, H. 1991. Substrate selection and seasonal variation in densities of invertebrates in stream pools of a tropical river. *Hydrobiologia* 213(2): 141–148.
- Ashworth, W. 1991. *The Encyclopedia of Environment studies*. Fact On File: New York.
- Azrina, M.Z., Yap, C.K.Ä., Ismail, A.R., Ismail, A.R., Tan, S.G., Rahim Ismail, A., Ismail, A.R. & Tan, S.G. 2006. Anthropogenic impacts on the distribution and biodiversity of benthic macroinvertebrates and water quality of the Langat River, Peninsular Malaysia. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 64(3): 337–347.
- Baker, L.A. (pnyt.). 2009. *The Water Environment of Cities*. Springer US: Boston, MA.
- Baptista, D.F., Dorville, L.F.M., Buss, D.F. & Nessimian, J.L. 2001. Spatial and temporal organization of aquatic insects assemblages in the longitudinal gradient of a tropical river. *Revista Brasileira de Biologia* 61(2): 295–304.
- Barbour, M.T., Gerritsen, J., Snyder, B.D. & Stribling, J.B. 1999. Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish. EPA 841-B-99-002. US Environmental Protection Agency.
- Beavan, L., Sadler, J. & Pinder, C. 2001. The invertebrate fauna of a physically modified urban river. *Hydrobiologia* 445(1): 97–108.
- Bellos, D., Sawidis, T. & Tsekos, I. 2004. Nutrient chemistry of River Pinios (Thessalia, Greece). *Environment International* 30(1): 105–115.

- Berman, E. 1980. *Toxic Metals and Their Analysis*. John Wiley & Sons Canada, Limited.
- De Bernardi, R. 1981. Biotic interactions in freshwater and effects on community structure. *Bolletino di zoologia* 48(3–4): 353–371.
- Billen, G., Garnier, J., Némery, J., Sebilo, M., Sferratore, A., Barles, S., Benoit, P. & Benoit, M. 2007. A long-term view of nutrient transfers through the Seine river continuum. *Science of the Total Environment* 375(1–3): 80–97.
- Boano, F., Revelli, R. & Ridolfi, L. 2006. Stochastic modelling of DO and BOD components in a stream with random inputs. *Advances in Water Resources* 29(9): 1341–1350.
- Bottino, F., Ferraz, I.C., Mendiondo, E.M. & Calijuri, M. do C. 2010. Calibration of QUAL2K model in brazilian micro watershed: effects of the land use on water quality. *Acta Limnologica Brasiliensia* 22(4): 474–485.
- Bowen, H.J.M. 1979. *Environmental chemistry of the elements*. Academic Press.
- ter Braak, C.J.F. & Verdonschot, P.F.M. 1995. Canonical correspondence analysis and related multivariate methods in aquatic ecology. *Aquatic Sciences* 57(3): 255–289.
- Bratby, J. 2016. *Coagulation and Flocculation in Water and Wastewater Treatment*. Edisi ke-3. IWA Publishing: London.
- Brebbia, C.A., Conti, M.E., Tiezzi, E., Wessex Institute of Technology. & Università di Siena. 2007. Management of natural resources, sustainable development and ecological hazards. *WIT transactions on ecology and the environment*, hlm. WIT Press.
- Brett, M.T., Arhonditsis, G.B., Mueller, S.E., Hartley, D.M., Frodge, J.D. & Funke, D.E. 2005. Non-point-source impacts on stream nutrient concentrations along a forest to urban gradient. *Environmental Management* 35(3): 330–342.
- Brinkhurst, R.O. 1971. A guide for the identification of British aquatic Oligochaeta. *Scientific publication* 22(22): 55 pp.
- Brody, H., Rip, M.R., Vinten-Johansen, P., Paneth, N. & Rachman, S. 2000. Map-making and myth-making in Broad Street: the London cholera epidemic, 1854. *The Lancet* 356(9223): 64–68.
- Brower, J.E. & Zar, J.H. 1984. *Field & laboratory methods for general ecology*. W.C. Brown Publishers.
- C Brown, L. & Barnwell, T. 1987. The enhanced stream water quality models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS: documentation and user manual. *Environmental Protection Agency*, hlm. Environmental Research Laboratory Office and Development U.S. Environmental Protection Agency: Athens, Georgia.

- Cain, L. & Rotella, E. 2001. Death and spending: urban mortality and municipal expenditure on sanitation. *Annales de démographie historique* 101(1): 139.
- Cairns, J. & Pratt, J.R. 1993. A history of biological monitoring using benthic macroinvertebrates. *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*: 10–27.
- Carlsen, W.S., Trautmann, N. & Environmental Inquiry Team. 2004. *Watershed Dynamics*. National Science Teachers Association.
- Castilla-Hernández, P., Torres-Alvarado, M. del R., Luis, J.A.H.S. & Cruz-López, N. 2014. Water quality of a reservoir and its major tributary located in east-central Mexico. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 11(6): 6099–9118.
- Cech, T. V. 2003. *Principles of water resources: history, development, management, and policy*. Wiley.
- Chan, N.W. 2012. Managing Urban Rivers and Water Quality in Malaysia for Sustainable Water Resources. *International Journal of Water Resources Development* 28(2): 343–354.
- Chandra, P., Sinha, S., Rai, U.N. & Kruger, E.L. 1997. Bioremediation of chromium from water and soil by vascular aquatic plants. *Phytoremediation of soil and water contaminants*, hlm. 274–282.
- Chapra, S., Pelletier, G. & Tao, H. 2012. *QUAL2K: A Modeling Framework for Simulating River and Stream Water Quality, Version 2.12: Documentation and User's Manual*. Civil and Environmental Engineering Dept., Tufts University, Medford: Medford.
- Chow, M.F., Haris, H. & Sidek, L.M. 2016. Time series analysis of river water quality data from a tropical urban catchment. *Water Resources and Environment - Proceedings of the International Conference on Water Resources and Environment, WRE 2015*, hlm. 327–331.
- Christen, K. 1999. Synergistic effects of chemical mixtures and degradation byproducts not reflected in water quality standards, USGS finds. *Environmental Science & Technology* 33(11): 230A–230A.
- Clesceri, L.S., Eaton, A.D., Greenberg, A.E., American Public Health Association, American Water Works Association & Water Environment Federation. 1998. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. Edisi ke-20. American Public Health Association: California.
- Compin, A. & Céréghino, R. 2003. Sensitivity of aquatic insect species richness to disturbance in the Adour-Garonne stream system (France). *Ecological Indicators* 3(2): 135–142.
- Connel, B.S., Cox, M. & Singer, I. 1984. Nickel and Chromium. Dlm. Brunner, F. & Coburn, J. . (pnyt.). *Disorders of minerals metabolism*, hlm. 472 – 532.

- Covich, A.P., Palmer, M.A. & Crowl, T.A. 1999. The Role of Benthic Invertebrate Species in Freshwater Ecosystems. *BioScience* 49(2): 119.
- Cucherousset, J., Santoul, F., Figuerola, J. & Céréghino, R. 2008. How do biodiversity patterns of river animals emerge from the distributions of common and rare species? *Biological Conservation* 141(12): 2984–2992.
- Davis, A.P., Shokouhian, M. & Ni, S. 2001. Loading estimates of lead, copper, cadmium, and zinc in urban runoff from specific sources. *Chemosphere* 44(5): 997–1009.
- Desa, M.N. & Niemczynowicz, J. 1996. Temporal and spatial characteristics of rainfall in Kuala Lumpur, Malaysia. *Atmospheric Research* 42(1–4): 263–277.
- Diaz, R.J., Solan, M. & Valente, R.M. 2004. A review of approaches for classifying benthic habitats and evaluating habitat quality. *Journal of environmental management* 73(3): 165–81.
- DOE. 1995. *Environmental Quality Act 1974 and Regulations, Details on Environmental Quality Act 1974 and Regulations Amendments From 1980 to January 1995*. MDC Publishers Pr inters Sdn. Bhd.
- DOE. 2006. Malaysia Environmental Quality Report 2006. Petaling Jaya.
- Domokos, G., Jerolmack, D.J., Sipos, A.Á. & Török, Á. 2014. How River Rocks Round: Resolving the Shape-Size Paradox. *PLoS ONE* 9(2): e88657.
- Drinan, J., Drinan, J.E. & Spellman, F. 2000. *Water and Wastewater Treatment: A Guide for the Nonengineering Professional*. CRC Press.
- Duan, X., Wang, Z., Xu, M. & Zhang, K. 2009. Effect of streambed sediment on benthic ecology. *International Journal of Sediment Research* 24(3): 325–338.
- Easton, Z.M. & Petrovic, A.M. 2004. Fertilizer Source Effect on Ground and Surface Water Quality in Drainage from Turfgrass. *Journal of Environment Quality* 33(2): 645.
- Eaton, A.D., Clesceri, L.S., Greenberg, A.E., Franson, M.A.H., American Public health Association, Water Pollution Control Federation, American Water Works Association & Water Environment Federation. 1995. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. American Public Health Association.
- Fakhraei, H. 2010. Assessment of weirs in dissolve oxygen (DO) level in Kor River. *5th National Congress on Civil Engineering*, hlm. 5–9. Ferdowsi University of Mashhad: Mashhad.
- Fatoki, O. & Mathabatha, S. 2004. An assessment of heavy metal pollution in the East London and Port Elizabeth harbours. *Water SA* 27(2): 233–240.

- Fazleena, A. 2010. Sg Penchala picked for river rescue project. Kuala Lumpur. <http://www.thestar.com.my/news/community/2010/07/06/sg-penchala-picked-for-river-rescue-project/>.
- Fiquepron, J., Garcia, S. & Stenger, A. 2013. Land use impact on water quality: valuing forest services in terms of the water supply sector. *Journal of environmental management* 126: 113–21.
- Foley, J.A., DeFries, R., Asner, G.P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S.R., Chapin, F.S., Coe, M.T., Daily, G.C., Gibbs, H.K., Helkowski, J.H., Holloway, T., Howard, E.A., Kucharik, C.J., Monfreda, C., Patz, J.A., Prentice, I.C., Ramankutty, N. & Snyder, P.K. 2005. Global consequences of land use. *Science* 309(5734): 570–574.
- Förstner, U. & Wittmann, G.T.W. 1981. *Metal Pollution in the Aquatic Environment*. Edisi ke-2. Springer Berlin Heidelberg: Berlin, Heidelberg, Heidelberg.
- Förstner, U. & Wittmann, G.T.W. 1983. Metal Pollution in the Aquatic Environment. *Folia Geobotanica et Phytotaxonomica* 18(2): 194.
- Frape, S.K., Blyth, A., Blomqvist, R., McNutt, R.H. & Gascoyne, M. 2003. Deep Fluids in the Continents: II. Crystalline Rocks. *Treatise on Geochemistry*, hlm. 541–580. Elsevier.
- Friberg, L., Piscator, M. & Nordberg, G.. 1974. *Cadmium in the environment*. Edisi ke-2. CRC Press: Cleveland.
- GAB Foundation & Global Environment Centre (GEC). 2011. *A Handbook On Urban River Management Through Local Community Participation*. GAB Foundation and Global Environment Centre (GEC): Kuala Lumpur.
- Gaillardet, J., Viers, J. & Dupré, B. 2014. Trace Elements in River Waters. *Treatise on Geochemistry*, hlm. 195–235. Elsevier.
- Gao, X. & Song, J. 2005. Phytoplankton distributions and their relationship with the environment in the Changjiang Estuary, China. *Marine Pollution Bulletin* 50(3): 327–335.
- Ging, P.B., Lee, R.W. & Silva, S.R. 1996. Water chemistry of Shoal Creek and Waller Creek, Austin, Texas, and potential sources of nitrate. Austin, Texas.
- Goel, P.K. 2006. *Water pollution: causes, effects and control*. New Age International.
- Goh, S.H. 1985. Development of Water Quality Criteria and Standards for Malaysia.
- Goldberg, E.D., Förstner, U., Prosi, F., Wittmann, G.T.W. & van Lierde, J.H. 2012. *Metal Pollution in the Aquatic Environment*. Springer Berlin Heidelberg.
- Gong, Y., Liang, X., Li, X., Li, J., Fang, X. & Song, R. 2016. Influence of Rainfall Characteristics on Total Suspended Solids in Urban Runoff: A Case Study in Beijing, China. *Water* 8(7): 278.

- Goonetilleke, A. & Thomas, E. 2004. *Water Quality Impacts of Urbanisation*. Brisbane.
- Gray, N. 2017. *Water Science and Technology, Fourth Edition: An Introduction*. CRC Press.
- Günther, K. & Kastenholz, B. 2005. Speciation of Cadmium. *Handbook of Elemental Speciation II - Species in the Environment, Food, Medicine and Occupational Health*, hlm. 94–106. John Wiley & Sons, Ltd: Chichester, UK, UK.
- HACH. 2007a. Chemical Oxygen Demand. *Hawley's Condensed Chemical Dictionary*, hlm. 33–34. John Wiley & Sons, Inc.: Hoboken, NJ, USA.
- HACH. 2007b. Chemical Oxygen Demand. *Hawley's Condensed Chemical Dictionary*, hlm. 1–6. John Wiley & Sons, Inc.: Hoboken, NJ, USA.
- Haldar, R., Kosankar, S. & Sangolkar, L.N. 2016. Ecological Significance of Macro Invertebrates as an Indicator of Environmental Pollution. *International Journal of Engineering Science and Computing* 6(11): 3302–3307.
- Hall, C. 2014. Ecology. <http://www.eoearth.org/view/article/151932/> [19 Februari 2013].
- Hammer, M.J. 2004. *Water and Wastewater Technology*. Edisi ke-5. Prentice Hall: Michigan.
- Hart, B.T. 1982. Uptake of trace metals by sediments and suspended particulates: a review. *Hydrobiologia* 91–92(1): 299–313.
- Hem, J.D. 1970. *Study and Interpretation the Chemical of Natural of Characteristics Water. Text*, hlm. Edisi ke-2. United State Government Printing Office: Washington.
- Hildrew, A.G. & Giller., P.S. 1994. Patchiness, Species Interaction and Disturbance in the Stream Benthos. Dlm. Giller, P. S., Hildrew, A. G., & Raffaelli, D. . (pnyt.). *Aquatic Ecology: Scale, Pattern and Process*, hlm. 21–62. Blackwell Science Ltd: Oxford, England, England.
- Hill, D.D., Owens, W.E. & Tchounwou, P.B. 2005. Comparative assessment of the physico-chemical and bacteriological qualities of selected streams in Louisiana. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 2(1): 94–100.
- Hill, S.J. 1992. Lead. Dlm. Herber, R. F. M. & Stoeppler, M. (pnyt.). *Techniques and Instrumentation in Analytical Chemistry*, hlm. 231–255. Elsevier Science Publishing.

- Hillebrand, H., Blasius, B., Borer, E.T., Chase, J.M., Downing, J.A., Eriksson, B.K., Filstrup, C.T., Harpole, W.S., Hodapp, D., Larsen, S., Lewandowska, A.M., Seabloom, E.W., Van de Waal, D.B. & Ryabov, A.B. 2018. Biodiversity change is uncoupled from species richness trends: Consequences for conservation and monitoring. *Journal of Applied Ecology* 55(1): 169–184.
- Hoffmann, P. 2005. Speciation of Iron. *Handbook of Elemental Speciation II – Species in the Environment, Food, Medicine and Occupational Health*, hlm. 200–217. John Wiley & Sons, Ltd.
- Holomuzki, J.R., Feminella, J.W. & Power, M.E. 2010. Biotic interactions in freshwater benthic habitats. *Journal of the North American Benthological Society* 29(1): 220–244.
- HSDB (Hazardous Substances Data Bank). 1995. Aluminium Metal. <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/search2/f?./temp/~t9qlJm:1> [25 November 2014].
- Hutzinger, O. 2013. *The Natural Environment and the Biogeochemical Cycles*. Springer Berlin Heidelberg.
- Hwang, S.-A., Hwang, S.-J., Park, S.-R. & Lee, S.-W. 2016. Examining the Relationships between Watershed Urban Land Use and Stream Water Quality Using Linear and Generalized Additive Models. *Water* 8(4): 155.
- Idris, S., Abdu, Y.A. & Saini, G. 2016. Assessment of Surface Water Quality Using Qual2k Software : A Case Study of River Yamuna , India. *European Journal of Advances in Engineering and Technology* 3(7): 16–23.
- IHD-WHO. 1978. *Water quality surveys: A guide for the collection and interpretation of water quality data*. United Kingdom.
- Islam, M., Uddin, M., Tareq, S., Shammi, M., Kamal, A., Sugano, T., Kurasaki, M., Saito, T., Tanaka, S. & Kuramitz, H. 2015. Alteration of Water Pollution Level with the Seasonal Changes in Mean Daily Discharge in Three Main Rivers around Dhaka City, Bangladesh. *Environments* 2(4): 280–294.
- Ismail, A. & Mohamad, A.B. 1992. *Ekologi air tawar*. Dewan Bahasa dan Pustaka, Kementerian Pendidikan Malaysia.
- Ismail, Z., Salim, K., Othman, S.Z., Ramli, A.H., Shirazi, S.M., Karim, R. & Khoo, S.Y. 2013. Determining and comparing the levels of heavy metal concentrations in two selected urban river water. *Measurement* 46(10): 4135–4144.
- Ivanovsky, A., Criquet, J., Dumoulin, D., Alary, C., Prygiel, J., Duponchel, L. & Billon, G. 2016. Water quality assessment of a small peri-urban river using low and high frequency monitoring. *Environmental Science: Processes & Impacts* 18(5): 624–637.
- Jabatan Meteorologi Malaysia. 2015. Monsun. <http://www.met.gov.my/web/metmalaysia/education/weather/weatherphenome>

na/monsoon?p_p_id=56_INSTANCE_zMn7KdXJhAGe&p_p_lifecycle=0&p_p_state=normal&p_p_mode=view&p_p_col_id=column-1&p_p_col_pos=1&p_p_col_count=2&_56_INSTANCE_zMn7KdXJhAGe_page=2 [17 April 2016].

- Jabatan Pengairan dan Saliran Negeri Selangor. 2005. One State One River. http://water.selangor.gov.my/index.php?option=com_content&view=article&id=108&Itemid=90&lang=en [5 Januari 2012].
- Jabatan Perangkaan Malaysia. 2014. *Kompendium Perangkaan Alam Sekitar*. Jabatan Perangkaan Malaysia: Putrajaya.
- James, A. & Evison, L. 1979. *Biological indicators of water quality*. Wiley.
- JAS. 2000. *Classification of Malaysian Rivers*. Edisi ke-1. Jabatan Alam Sekitar Malaysia: Kuala Lumpur.
- JAS. 2015a. Pemantauan Kualiti Air Sungai | Jabatan Alam Sekitar. <http://www.doe.gov.my/portalv1/info-umum/pemantauan-kualiti-air-sungai/280> [6 Januari 2015].
- JAS. 2015b. Akta Kualiti Alam Sekeliling 1974. <https://enviro.doe.gov.my/view.php?id=46> [17 Januari 2015].
- JAS. 2016. *Laporan Tahunan 2016*. Jabatan Alam Sekitar Negeri Selangor: Selangor.
- Kabata-Pendias, A. 2010. *Trace Elements in Soils and Plants*. Edisi ke-4. Taylor & Francis Group: Boca Raton.
- Kabata-Pendias, A. & Pendias, H. 1984. *Trace elements in soils and plants*. CRC Press.
- Kaller, M.D. & Kelso, W.E. 2007. Association of macroinvertebrate assemblages with dissolved oxygen concentration and wood surface area in selected subtropical streams of the southeastern USA. *Aquatic Ecology* 41(1): 95–110.
- Kamran, Y.S. & Hosseini, A.S. 2016. Heavy Metals Contaminations in Environment and National Power. *International Journal of Scientific Research and Reviews* 5(1): 45–62.
- Kannel, P.R., Lee, S., Lee, Y.-S., Kanel, S.R. & Khan, S.P. 2007. Application of Water Quality Indices and Dissolved Oxygen as Indicators for River Water Classification and Urban Impact Assessment. *Environmental Monitoring and Assessment* 132(1–3): 93–110.
- Kar, D., Sur, P., Mandai, S.K., Saha, T. & Kole, R.K. 2008. Assessment of heavy metal pollution in surface water. *International Journal of Environmental Science & Technology* 5(1): 119–124.
- Kazanci, N., Türkmen, G. & Başören, Ö. 2015. Application of BMWP and using benthic macroinvertebrates to determine the water quality of a transboundary running water ; Çoruh River (Turkey). *Review of Hydrobiology* 8(2): 119–130.

- Kementerian Sumber Asli & Alam Sekitar. 2018. air. <https://www.doe.gov.my/portalv1/> [21 Februari 2018].
- Khan, I.S.A.N. 1990. Assessment of Water Pollution using Diatom Community Structure and Species Distribution — A Case Study in a Tropical River Basin. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie* 75(3): 317–338.
- Khatri, N. & Tyagi, S. 2015. Influences of natural and anthropogenic factors on surface and groundwater quality in rural and urban areas. *Frontiers in Life Science* 8(1): 23–39.
- Kilogore, R.T. & Cotton, G.K. 2005. Design of Roadside Channels with Flexible Linings. *Technical Report, Federal Highway Administration National Highway Institute*, hlm.
- Klein, L. 1962. *River Pollution II. Causes and effects*. Butterworth & Co. Ltd: London.
- Kohl, D.H., Shearer, G.B. & Commoner, B. 1971. Fertilizer Nitrogen: Contribution to Nitrate in Surface Water in a Corn Belt Watershed. *Science* 174(4016): 1331–1334.
- Kreft, H. & Jetz, W. 2010. A framework for delineating biogeographical regions based on species distributions. *Journal of Biogeography* 37(11): 2029–2053.
- Krenkel, P.A. & Novontny, V. 1980. *Water Quality Management*. Academic Press, Inc. Ltd.
- Kumar, A. 2003. Biomonitoring of Organic Pollutant in Aquatic Ecosystems. Dlm. Kumar, A. (pnyt.). *Aquatic Ecosystem*, hlm. 201–206. A.P.H Publishing Corporation: New Delhi.
- Kw., M. 2004. A river gone to waste. *The STAR Metro*. Kuala Lumpur.
- Laurila-Pant, M., Lehtikoinen, A., Uusitalo, L. & Venesjärvi, R. 2015. How to value biodiversity in environmental management? *Ecological Indicators* 55: 1–11.
- Lazarova, V. & Bahri, A. 2005. *Water reuse for irrigation: Agriculture, landscapes, and turf grass*. CRC Press.
- Lean, L.P. 2010. Pledge on a cleaner Sungai Penchala soon. *New Straits Times*.
- Legendre, P. & Legendre, L. 1998. Chapter 8 Cluster analysis. Dlm. Pierre Legendre, L. L. (pnyt.). *Developments in Environmental Modelling*, hlm. 303–385. Edisi ke-2. Elsevier: Montreal, Canada.
- Léopold, L.B., Wolman, M.G. & Miller, J.P. 1995. *Fluvial Processes in Geomorphology*. Dover Publications.

- Leung, C.M. & Jiao, J.J. 2006. Use of strontium isotopes to identify buried water main leakage into groundwater in a highly urbanized coastal area. *Environmental Science and Technology*.
- Li, S. & Zhang, Q. 2010. Risk assessment and seasonal variations of dissolved trace elements and heavy metals in the Upper Han River, China. *Journal of Hazardous Materials* 181(1–3): 1051–1058.
- Liu, C.-Q., Li, S.-L., Lang, Y.-C. & Xiao, H.-Y. 2006. Using $\delta^{15}\text{N}$ - and $\delta^{18}\text{O}$ -Values To Identify Nitrate Sources in Karst Ground Water, Guiyang, Southwest China. *Environmental Science & Technology* 40(22): 6928–6933.
- Lohbeck, M., Bongers, F., Martinez-Ramos, M. & Poorter, L. 2016. The importance of biodiversity and dominance for multiple ecosystem functions in a human-. *Ecology* 97(10): 2772–2779.
- Luo, H., Luo, L., Huang, G., Liu, P., Li, J., Hu, S., Wang, F., Xu, R. & Huang, X. 2009. Total pollution effect of urban surface runoff. *Journal of environmental sciences (China)* 21(9): 1186–93.
- Lytle, D.A. & Poff, N.L. 2004. Adaptation to natural flow regimes. *Trends in ecology & evolution* 19(2): 94–100.
- M. Shuhaimi Othman and Muhd Barzani Gasim. 2005. Kepekatan Logam Berat dalam Air di Lembangan Sungai Semenyih , Selangor. *Sains Malaysiana* 34(2): 49–54.
- Ma, X., Zuo, H., Tian, M., Zhang, L., Meng, J., Zhou, X., Min, N., Chang, X. & Liu, Y. 2016. Assessment of heavy metals contamination in sediments from three adjacent regions of the Yellow River using metal chemical fractions and multivariate analysis techniques. *Chemosphere* 144: 264–272.
- MacDonal, M. 2010. China – UK , WRDMAP Integrated Water Resources Management Document Series Advisory Note 1 . 3 : Using the WEAP Modelling Software Integrated Water Resources Management (IWRM).
- Magurran, A.E. 2004. *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Science Ltd: Oxford.
- Magurran, A.E. 2015. *Ecological diversity and its measurements*. Chapman & Hall: United Kingdom.
- Mahazar, A., Shuhaimi-O, M., Kutty, A.A. & Mohamed De, M.N. 2013. Monitoring Urban River Water Quality Using Macroinvertebrate and Physico-Chemical Parameters: Case study of Penchala River, Malaysia. *Journal of Biological Sciences* 13(6): 474–482.
- Majlis Pemandaran Klang. 2010. Laporan Projek Pemuliharaan dan Pembangunan Sungai Klang. Selangor.
- Mamun, A.A. & Zaki Zainudin. 2013. Sustainable River Water Quality Management in Malaysia. *International Islamic University of Malaysia* 14(1): 29–42.

- Mann, K.H. 1991. Organisms and ecosystems. Dlm. Barnes, R. S. K. & Mann, K. H. (pnyt.). *Fundamental of Aquatic Ecology*, hlm. 3–26. Blackwell Science Ltd: Oxford, England, England.
- Mannina, G. & Viviani, G. 2010. Water quality modelling for ephemeral rivers: Model development and parameter assessment. *Journal of Hydrology* 393(3–4): 186–196.
- Martin, J.M. & Meybeck, M. 1979. Elemental mass-balance of material carried by major world rivers. *Marine Chemistry* 7(3): 173–206.
- Martin, M.H. & Coughtrey, P.J. 1982. *Biological Monitoring of Heavy Metal Pollution*. Springer Netherlands: Dordrecht.
- Martine, G., Moreno, E.L., Rodríguez, J., Chan, K.W., Tacoli, C., Torres, H. da G., Champion, A., Adamo, S.B., Sherbinin, A. de, Balk, D., Marcotullio, P.J., Urdal, H., Montgomery, M.R., Jean-Christophe, Madise, N., Eze, A.C., Ciera, J., Laquian, A.A., Kam, M. & Satterthwaite, N. 2011. Population Distribution, Urbanization, Internal Migration and Development: An International Perspective. United States of America.
- Martínez-Espinosa, R.M., Cole, J.A., Richardson, D.J. & Watmough, N.J. 2011. Enzymology and ecology of the nitrogen cycle. *Biochemical Society Transactions* 39(1): 175–178.
- Martins, R., Stephan, N. & Alves, R. 2008. Tubificidae (Annelida: Oligochaeta) as an indicator of water quality in an urban stream in southeast Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia* 20(3): 221–226.
- McGeoch, M.A. 1998. The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. *Biological Reviews* 73(2): S000632319700515X.
- McGrane, S.J. 2016. Impacts of urbanisation on hydrological and water quality dynamics, and urban water management: a review. *Hydrological Sciences Journal* 61(13): 2295–2311.
- McMichael, C.E. 2011. Freshwater. <http://www.eoearth.org/article/Freshwater> [11 Oktober 2011].
- Mendiguchía, C., Moreno, C. & García-Vargas, M. 2007. Evaluation of natural and anthropogenic influences on the Guadalquivir River (Spain) by dissolved heavy metals and nutrients. *Chemosphere* 69(10): 1509–1517.
- Merian, E. & Clarkson, T.W. 1991. *Metals and their compounds in the environment: occurrence, analysis, and biological relevance*. VCH.
- Metze, D., Jakubowski, N. & Klockow, D. 2005. Speciation of Chromium. *Handbook of Elemental Speciation II – Species in the Environment, Food, Medicine and Occupational Health*, hlm. 120–135. John Wiley & Sons, Ltd.

- Milačić, R. 2005. Speciation of Aluminum. *Handbook of Elemental Speciation II – Species in the Environment, Food, Medicine and Occupational Health*, hlm. 7–19. John Wiley & Sons, Ltd.
- Miller-Ihli, N.J. 1992. Chromium. *Techniques and Instrumentation in Analytical Chemistry* 12(C): 373–404.
- Miller, W.W., Joung, H.M., Mahannah, C.N. & Garret, J.R. 1986. Identification of Water Quality Differences in Nevada Through Index Application1. *Journal of Environmental Quality* 15(3): 265.
- Mitchell, M.K. & Stapp, W.B. 2000. *Field Manual for Water Quality Monitoring: An Environmental Education Program for Schools*. Kendall/Hunt Publishing Company.
- Mohamad Suhaily Yusri Che Ngah & Zainuddin Othman. 2011. Impact of Land Development on Water Quantity and Water Quality in Peninsular Malaysia. *Environmental Management* 12(2): 113–120.
- Mohd Razelan, F., Tahir, W. & Yahaya, N.K.E.. 2018. Studies on the current state of water quality in the Segamat River. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, hlm. 012016.
- Mokhtar Jaafar, Asmah Ahmad, Zaini Sakawi, Maimon Abdullah, Norela Sulaiman & Normukhnun Mokhtar. 2009. Indeks Kualiti Air (WQI) Sg. Selangor pasca pembinaan Empangan Sg. Selangor. *Geografia - Malaysian Journal of Society and Space* 5(3): 68–75.
- Monaghan, M.T., Thomas, S.A., Minshall, G.W., Newbold, J.D. & Cushing, C.E. 2001. The influence of filter-feeding benthic macroinvertebrates on the transport and deposition of particulate organic matter and diatoms in two streams. *Limnology and Oceanography* 46(5): 1091–1099.
- Moorthy, R. & Jeyabalan, G. 2011. Environmental ethics in river water management. *American Journal of Environmental Sciences* 7(4): 370–376.
- Mouri, G., Takizawa, S. & Oki, T. 2011. Spatial and temporal variation in nutrient parameters in stream water in a rural-urban catchment, Shikoku, Japan: Effects of land cover and human impact. *Journal of Environmental Management* 92(7): 1837–1848.
- Mustow, S.E. 2002. Biological monitoring of rivers in Thailand: Use and adaptation of the BMWP score. *Hydrobiologia* 479: 191–229.
- Nagarajan, R. 2006. *Water Conservation, Use and Management for Semi-arid regions*. Capital Publishing Company: Delhi.
- Napiórkowska-Krzebietke, A. 2014. Phytoplankton of artificial ecosystems - An attempt to assess water quality. *Archives of Polish Fisheries* 22(1): 81–96.

- Nazahiyah, R., Yusop, Z. & Abustan, I. 2007. Stormwater quality and pollution loading from an urban residential catchment in Johor, Malaysia. *Water Science and Technology* 56(7): 1–9.
- Nedeau, E.J., Merritt, R.W., Kaufman, M.G., Nedeau, E.J., Merritt, R.W., Merritt, R.W., Kaufman, M.G. & Kaufman, M.G. 2003. The effect of an industrial effluent on an urban stream benthic community: water quality vs habitat quality. *Environmental pollution* 123(1): 1–13.
- Netinger Grubeša, I. & Barišić, I. 2016. Environmental impact analysis of heavy metal concentrations in waste materials used in road construction. *E-Gfos*(13): 23–29.
- Nikinmaa, M. 2014. Bioindicators and Biomarkers. *An Introduction to Aquatic Toxicology*, hlm. 147–155. Academic Press.
- Nilsson, C. & Grelsson, G. 1995. The Fragility of Ecosystems: A Review. *The Journal of Applied Ecology* 32(4): 677.
- Nollet, L.M.L. & De Gelder, L.S.P. 2013. *Handbook of Water Analysis*, Third Edition. CRC Press.
- Nor Azazi Zakaria, Aminuddin Ab. Ghani, Lariah Mohd Sidek, Shuhaimi Abd. Talib, Chan Ngai Weng, Chang Chun Kiat, Leow Cheng Siang & Goh Hui Weng. 2014. *Urban Water Cycle Processes, Management, and Societal Interactions: Crossing from Crisis to Sustainability*. Universiti Sains Malaysia.
- Nor Zaiha Arman, Ismid, M., Said, M., Azman, S. & Azri, S. 2012. Benthic Macroinvertebrate as an Alternative Tool for Biological Monitoring in Assessing River Water Quality. *2nd International Conference on Environment and Industrial Innovation*, hlm. 52–56. Singapore.
- Norhayati, M.T., Goh, S.H., Tong, S.L., Wang, C.W. & Abdul Halim, S. 1997. Water quality studies for the classification of Sungai Bernam and Sungai Selangor. *Ensearch Malaysia* 10: 27–36.
- OECD. 2017. *Diffuse Pollution, Degraded Waters*. OECD Publishing: Paris.
- Oertal, N. & Salánki, J. 2003. Biomonitoring and Bioindicator in Aquatic Ecosystems. Dlm. Ambasht, R. S. & Ambasht, N. K. (pnyt.). *Modern Trends in Applied Aquatic Ecology*, hlm. 219–246. Kluwer Academic Publishers.
- Ohnesorge, F.K. & Wilhelm, M. 1991. Zinc. Dlm. Merian, E. (pnyt.). *Metals and Their Compounds in the Environment: Occurrence, Analysis and Biological Relevance*, hlm. 893–908. VHC Verlagsgesellschaft mbH: Weinheim.
- Olson, J.R. 2012. *The Influence of Geology and Other Environmental Factors on Stream Water Chemistry and Benthic Invertebrate Assemblages*. Utah State University.

- Ortiz-Colón, A.I., Piñero-Santiago, L.E., Rivera, N.M. & Sosa, M.A. 2016. Assessment of Concentrations of Heavy Metals and Phthalates in Two Urban Rivers of the Northeast of Puerto Rico. *Journal of Environmental & Analytical Toxicology* 06(02): 1.
- Othman, F., M E, A.E. & Mohamed, I. 2012. Trend analysis of a tropical urban river water quality in Malaysia. *Journal of environmental monitoring : JEM* 14(12): 3164–73.
- Ouyang, W., Skidmore, A.K., Toxopeus, A.G. & Hao, F. 2010. Long-term vegetation landscape pattern with non-point source nutrient pollution in upper stream of Yellow River basin. *Journal of Hydrology* 389(3–4): 373–380.
- Paisley, M.F., Trigg, D.J. & Walley, W.J. 2014. Revision Of The Biological Monitoring Working Party (BMWP) Score System: Derivation Of Present-Only And Abundance-Related Scores From Field Data. *River Research and Applications* 30(7): 887–904.
- Pandey, P.K., Kass, P.H., Soupir, M.L., Biswas, S. & Singh, V.P. 2014. Contamination of water resources by pathogenic bacteria. *AMB Express* 4(1): 51.
- Parmar, T.K., Rawtani, D. & Agrawal, Y.K. 2016. Bioindicators: the natural indicator of environmental pollution. *Frontiers in Life Science* 9(2): 110–118.
- Paul, M.J. & Meyer, J.L. 2001. Streams in the urban landscape. *Annual Review of Ecology and Systematics* 32(2001): 333–365.
- Peavy, H.S., Rowe, D.R. & Tchobanoglous, G. 1986. *Environmental Engineering*. McGraw-Hill: New York.
- Pelletier, G.J., Chapra, S.C. & Tao, H. 2006. QUAL2Kw – A framework for modeling water quality in streams and rivers using a genetic algorithm for calibration. *Environmental Modelling & Software* 21(3): 419–425.
- Peng, J., Liu, Y., Wu, J., Lv, H. & Hu, X. 2015. Linking ecosystem services and landscape patterns to assess urban ecosystem health: A case study in Shenzhen City, China. *Landscape and Urban Planning* 143: 56–68.
- Pennak, R.W. 1989. *Fresh-Water Invertebrates of the United States: Protozoa to Mollusca*. Wiley.
- Pettyjohn, W.A. 1972. *Water Quality in Stressed Environment*. Burgess Publishing Company: Minneapolis.
- Pollard, J.B. & Berrill, M. 1992. The distribution of dragonfly nymphs across a pH gradient in south-central Ontario lakes. *Canadian Journal of Zoology* 70(5): 878–885.
- Popp, A. & Townsend, D.S. 1999. Lackawanna River Watch Report: Macroinvertebrate Collections, 1991-98. Scranton.

- Prinčič, A., Mahne, I., Megušar, F., Paul, E.A. & Tiedje, J.M. 1998. Effects of pH and oxygen and ammonium concentrations on the community structure of nitrifying bacteria from wastewater. *Applied and Environmental Microbiology* 64(10): 3584–3590.
- Prommi, T. & Payakka, A. 2015. Aquatic Insect Biodiversity and Water Quality Parameters of Streams in Northern Thailand. *Sains Malaysiana* 44(5): 707–717.
- Pulles, T., Denier van der Gon, H., Appelman, W. & Verheul, M. 2012. Emission factors for heavy metals from diesel and petrol used in European vehicles. *Atmospheric Environment* 61: 641–651.
- Qin, H., Su, Q., Khu, S.-T. & Tang, N. 2014. Water Quality Changes during Rapid Urbanization in the Shenzhen River Catchment: An Integrated View of Socio-Economic and Infrastructure Development. *Sustainability* 6(10): 7433–7451.
- R., L.A., W., L.J. & Marcus, M.J. 2018. Hydrochemistry and Ground-Water Mixing in Part of the Lincolnshire Limestone Aquifer, England. *Groundwater* 14(5): 320–327.
- R, J. 1993. *Total Suspended Solids in Water Samples*. Whitman College: Washington.
- Rahaman, Z.A., Siti Farhana, C.R., Mohamad Adam, O. & Ismail, W.R. 2016. Rivers and Lakes as Natural Heritage: Water Quality Status in the Northern States of Peninsular Malaysia. *Kemanusiaan* 23(Supp 1): 109–128.
- Rahman, H.A. 2007. Suatu Tinjauan Terhadap Isu Pencemaran Sungai Di Malaysia. *Persidangan Geografi*(September): 8–9.
- Rawlence, D.J. & Whitton, J.S. 1977. Elements in aquatic macrophytes, water, plankton, and sediments surveyed in three north island lakes. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 11: 73–93.
- Razman, M.R., Payus, C.M. & Jahi, J.M. 2010. Kawalan pencemaran sungai dalam melindungi ekologi dan habitat manusia: tinjauan perundangan di Malaysia. *Sari - International Journal of the Malay World and Civilisation* 28(1): 227–240.
- Reid, G.K. 1961. *Ecology of Inland Waters and Estuaries*. Van Nostrand Company.
- Reimann, C. & Caritat, P. de. 1998. *Chemical Elements in the Environment: factsheets for the geochimist and environmental*. Springer Berlin Heidelberg.
- Rhodes, A.L., Newton, R.M. & Pufall, A. 2001. Influences of land use on water quality of a diverse New England watershed. *Environmental Science and Technology* 35(18): 3640–3645.
- Rivers, D.B. 2017. *Insects: Evolutionary Success, Unrivaled Diversity, and World Domination*. Johns Hopkins University Press.

- Rosenberg, D.M. & Resh, V.H. 1992. *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. Springer.
- Rupert, M.G. 2001. Relations Among Rainstorm Runoff, Streamflow, pH, and Metal Concentrations, Summitville Mine Area, Upper Alamosa River Basin, Southwest Colorado, 1995 – 97. *U.S. Geological Survey*: 1–33.
- Sager, M. 1992. Chemical speciation and environmental mobility of heavy metals in sediments and soils. hlm. 133–175. Elsevier.
- Said, K.S.A., Shuhaimi-Hman, M. & Ahmad, A.K. 2012. The determination of water quality and metal concentrations of Ampang Hilir Lake, Selangor, Peninsular Malaysia. *Pakistan Journal of Biological Sciences* 15(9): 437–447.
- Sakshaug, E. & Holm-Hansen, O. 1977. Chemical composition of *Skeletonema costatum* (Grev.) Cleve And Pavlova (monochrysis) Lutheri (droop) green as a function of nitrate-, phosphate-, and iron-limited growth. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 29(1): 1–34.
- Sánchez, E., Colmenarejo, M.F., Vicente, J., Rubio, A., García, M.G., Travieso, L. & Borja, R. 2007. Use of the water quality index and dissolved oxygen deficit as simple indicators of watersheds pollution. *Ecological Indicators* 7(2): 315–328.
- Schaumlöffel, D. 2005. Speciation of Nickel. *Handbook of Elemental Speciation II – Species in the Environment, Food, Medicine and Occupational Health*, hlm. 310–326. John Wiley & Sons, Ltd.
- Sekabira, K., Origa, H.O., Basamba, T.A., Mutumba, G. & Kakudidi, E. 2010. Assessment of heavy metal pollution in the urban stream sediments and its tributaries. *International Journal of Environmental Science and Technology* 7(3): 435–446.
- Shammaa, Y. & Zhu, D.Z. 2001. Techniques for Controlling Total Suspended Solids in Stormwater Runoff. *Canadian Water Resources Journal* 26(3): 359–375.
- Shi, G., Chen, Z., Xu, S., Zhang, J., Wang, L., Bi, C. & Teng, J. 2008. Potentially toxic metal contamination of urban soils and roadside dust in Shanghai, China. *Environmental Pollution* 156(2): 251–260.
- Shuhaimi-Othman, M., Nadzifah, Y., Nur-Amalina, R. & Umirah, N.S. 2012. Deriving freshwater quality criteria for iron, lead, nickel, and zinc for protection of aquatic life in Malaysia. *The Scientific World Journal* 2012.
- Shuhaimi-Othman, M., Nadzifah, Y., Nur-Amalina, R. & Umirah, N.S. 2013. Deriving freshwater quality criteria for copper, cadmium, aluminum and manganese for protection of aquatic life in Malaysia. *Chemosphere* 90(11): 2631–2636.
- Simonson, T.D. 1993. Correspondence and relative precision of stream habitat features estimated at two spatial scales. *Journal of Freshwater Ecology* 8(4): 363–373.

- Siti Husna Idrus. 2013. Mesej Datuk Bandar Petaling Jaya: Perancangan Dan Pengurusan Sistem Saliran Dan Perparitan. *BERITA PETALING JAYA*: 24. Selangor.
- Siti Nazahiyah Rahmat, Zulkifli Yusof & Maketab Mohamed. 2004. Storm event pollution loadings from urban catchments. *2nd Bangi World Conferences on Environmental Management*, hlm. 8. Pusat Pengajian Siswazah, Universiti Kebangsaan Malaysia: Bangi.
- Sohaili Johan, Nor Azman kasan, Zaharah Ibrahim & Normala Hashim. 2005. The integrated biological indicator as a tool for detection of river pollution. *Brunei International Conference On Engineering & Technology-Civil*, hlm. . Brunei.
- Stoeppler, M. 1992. Cadmium. *Techniques and Instrumentation in Analytical Chemistry* 12(C): 177–230.
- Stoeppler, M. & Ostapczuk, P. 1992. Nickel and Cobalt. *Techniques and Instrumentation in Analytical Chemistry*, hlm. 405–450. Elsevier.
- Streeter, H. & Phelps, E. 1925. A Study of the Pollution and Natural Perufication of the Ohio River. *Public Health Bulletin* 146: 1–69.
- Suhaila, A.H. & Che Salmah, M.R. 2017. Application of aquatic insects (Ephemeroptera, plecoptera and trichoptera) in water quality assessment of Malaysian headwater. *Tropical Life Sciences Research* 28(2): 143–162.
- Tamiru, S.M., Asfaw, S.L. & Yilma, S.M. 2017. Correlation study of some physico-chemical parameters and benthic macroinvertebrates metrics on the ecological impacts of floriculture industries along Wedecha River, Debrezeit, Ethiopia. *Journal of Coastal Life Medicine* 5(10): 433–440.
- Tchobanoglous, G., Burton, F.L., Stensel, H.D. & Eddy, M.&. 2003. *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*. McGraw-Hill Education.
- Tchounwou, P.B., Yedjou, C.G., Patlolla, A.K. & Sutton, D.J. 2012. Heavy metal toxicity and the environment. *EXS* 101: 133–64.
- Tebbutt, T.H.Y. 1997. *Principles of Water Quality control*. Edisi ke-5. Elsevier Science.
- Thorp, J.H. & Covich, A.P. 1991. *Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates*. Academic Press.
- Townsend, C.R. 1980. *The ecology of streams and rivers*. Edward Arnold: London.
- Tsegaye, T., Sheppard, D., Islam, K.R., Johnson, A., Tadesse, W., Atalay, A. & Marzen, L. 2006. Development of chemical index as a measure of in-stream water quality in response to land-use and land cover changes. *Water, Air, and Soil Pollution* 174(1–4): 161–179.

- Tu, J. 2011. Spatially varying relationships between land use and water quality across an urbanization gradient explored by geographically weighted regression. *Applied Geography* 31(1): 376–392.
- Turkmen, G. & Kazanci, N. 2010. Applications of various biodiversity indices to benthic macroinvertebrate assemblages in streams of a national park in Turkey. *Rev. Hydrobiol*(May): 1–10.
- Türkmen, G. & Kazanci, N. 2010. Applications of various diversity indices to benthic macroinvertebrate assemblages in streams of a natural park in Turkey. *Review of Hydrobiology* 3(May): 111–125.
- Uddin Chowdhury, M.S., Othman, F., Wan Jaafar, W.Z., Che Mood, N. & Adham, M.I. 2018. Assessment of Pollution and Improvement Measure of Water Quality Parameters using Scenarios Modeling for Sungai Selangor Basin. *Sains Malaysiana* 47(3): 457–469.
- Universiti Malaya. 1994. *Malaysian Journal of Tropical Geography*. Department of Geography, University of Malaya: Kuala Lumpur.
- Usepa. 2000. Water Quality Conditions in the United States: A Profile from the 2000 National Water Quality Inventory. *2000 National Water Quality Inventory* 370(Figure 1): 1–2.
- Ustun, G.E. 2011. *The Assessment of Heavy Metal Contamination in the Waters of the Nilufer Stream in Bursa*. Çevre Koruma ve Araştırma Vakfı (ÇEV-KOR).
- Vannote, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell, J.R. & Cushing, C.E. 1980. The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37(1): 130–137.
- Varol, M. & Şen, B. 2012. Assessment of nutrient and heavy metal contamination in surface water and sediments of the upper Tigris River, Turkey. *CATENA* 92: 1–10.
- Vijaykumar, K. & Ramesh, I. 2003. Insect abundance in relation to physic-chemical characteristics of pond water at Gulbarga: Karnataka. Dlm. Kumar, A. (pnyt.). *Aquatic Ecosystem*, hlm. 201–206. A.P.H Publishing Corporation: New Delhi.
- Waitie, T.D. 1984. *Principle of Water Quality*. Academic Press, Inc. Ltd: Orlando.
- Wakida, F.T. & Lerner, D.N. 2005. Non-agricultural sources of groundwater nitrate: a review and case study. *Water Research* 39(1): 3–16.
- Wan Abdul Ghani, W.M.H., Abas Kutty, A., Mahazar, M.A., Al-Shami, S.A. & Ab Hamid, S. 2018. Performance of biotic indices in comparison to chemical-based Water Quality Index (WQI) in evaluating the water quality of urban river. *Environmental Monitoring and Assessment* 190(5): 297.
- Wang, J., Liu, X.D. & Lu, J. 2012. Urban River Pollution Control and Remediation. *Procedia Environmental Sciences* 13: 1856–1862.

- Warren, C.E. & Doudoroff, P. 1971. *Biology and water pollution control*. Saunders.
- Wen, L.S., Jiann, K.T. & Liu, K.K. 2008. Seasonal variation and flux of dissolved nutrients in the Danshuei Estuary, Taiwan: A hypoxic subtropical mountain river. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 78(4): 694–704.
- Wen, Y., Schoups, G. & van de Giesen, N. 2017. Organic pollution of rivers: Combined threats of urbanization, livestock farming and global climate change. *Scientific Reports* 7(1): 43289.
- Weng, C.N. 2005. Sustainable management of rivers in Malaysia: Involving all stakeholders. *International Journal of River Basin Management* 3(3): 147–162.
- Wentworth, C.K. 1922. A Scale of Grade and Class Terms for Clastic Sediments. *The Journal of Geology* 30(5): 377–392.
- Westjohn, D.B. & Weaver, T.L. 1998. Hydrogeologic Framework of the Michigan Basin Regional Aquifer System. *USGS Professional Survey Paper* 1418: 1–55.
- Wetzel, R.G. 1983. *Limnology*. Saunders.
- Wilhm, J.L. 1975. Biological Indicators of Pollution. Dlm. Whitton, B. A. (pnyt.). *River Ecology*, hlm. 375–402. Blackwell Scientific Publication: Oxford.
- Winterbourne, M.J. & Townsend, C.R. 1991. Streams and Rivers: One-Way Flow Systems. Dlm. R.S.K. & Mann, K. H. (pnyt.). *Fundamentals of Aquatic Ecology*, hlm. Blackwell Science Ltd: London.
- Wood, J.M. 1973. Cycles for Toxic Elements in the Environment. Dlm. Krenkel, P. A. (pnyt.). *Heavy Metals in the Aquatic Environment*, hlm. Pergamon press: Oxford, England, England.
- Wood, P.J. & Armitage, P.D. 2004. The response of the macroinvertebrate community to low-flow variability and supra-seasonal drought within a groundwater dominated stream. *Archiv für Hydrobiologie* 161(1): 1–20.
- Wright, I.A., Khoury, R., Ryan, M.M., Belmer, N. & Reynolds, J.K. 2018. Laboratory study of impacts of concrete fragment sizes on wetland water chemistry. *Urban Water Journal* 15(1): 61–67.
- Wyzga, B., Amirowicz, A., Oglecki, P., Hajdukiewicz, H., Radecki-Pawlik, A., Zawiejska, J. & Mikuś, P. 2014. Response of fish and benthic invertebrate communities to constrained channel conditions in a mountain river: Case study of the Biała, Polish Carpathians. *Limnologica* 46: 58–69.
- Xu, K., Wang, Y., Su, H., Yang, J., Li, L. & Liu, C. 2013. Effect of land-use changes on nonpoint source pollution in the Xizhi River watershed, Guangdong, China. *Hydrological Processes* 27(18): 2557–2566.
- Yang, J. & Luo, X. 2016. A Study on Water Pollution Source Localization in Sensor Networks. *Journal of Sensors* 2016: 1–11.

- Yap, C.K., Hafiza, J.N., Ismail, A.R. & Izwan, M.K. 2008. Biodiversity of macrobenthic invertebrates in the Semenyih River: A revisited study. *Asian Journal of Microbiology, Biotechnology and Environmental Sciences* 10(4): 715–723.
- Yap, S.-Y. 1997. *Classification of a Malaysian river using biological indices: a preliminary attempt. The Environmentalist* 17(2): 79–86.
- Yazdian, H., Jaafarzadeh, N. & Zahraie, B. 2014. Relationship between benthic macroinvertebrate bio-indices and physicochemical parameters of water: A tool for water resources managers. *Journal of Environmental Health Science and Engineering* 12(1): 1–9.
- Ying, L., Hongwei, J., Huizhen, X. & Li, L. 2006. A new spectrophotometric method for measuring COD of seawater. *Journal of Ocean University of China* 5(2): 137–140.
- Yisa, J. & Jimoh, T. 2010. Analytical studies on water quality index of river Landzu. *Am J Appl Sci* 7(4): 453–458.
- YSI incorporated. 1998. Ysi model 5000 ysi, model 5100. *Dissolved Oxygen, temperature*. YSI: Yellow Spring, Ohio.
- Yu, S., Wu, Q., Li, Q., Gao, J., Lin, Q., Ma, J., Xu, Q. & Wu, S. 2014. Anthropogenic land uses elevate metal levels in stream water in an urbanizing watershed. *The Science of the total environment* 488–489(1): 61–69.
- Zhang, C., Qiao, Q., Piper, J.D.A. & Huang, B. 2011. Assessment of heavy metal pollution from a Fe-smelting plant in urban river sediments using environmental magnetic and geochemical methods. *Environmental Pollution* 159(10): 3057–3070.
- Zhang, R., Qian, X., Yuan, X., Ye, R., Xia, B. & Wang, Y. 2012. Simulation of water environmental capacity and pollution load reduction using QUAL2K for water environmental management. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 9(12): 4504–4521.
- Zheng, B.H., Cao, C.J., Qin, Y.W. & Huang, M.S. 2008. Analysis of nitrogen distribution characters and their sources of the major input rivers of Three Gorges Reservoir. *Huan jing ke xue= Huanjing kexue / [bian ji, Zhongguo ke xue yuan huan jing ke xue wei yuan hui "Huan jing ke xue" bian ji wei yuan hui.]* 29(1): 1–6.
- Zimmer, M. 2008. Detritus. Dlm. Jorgensen, S. E. & Fath, B. (pnyt.). *Encyclopedia of Ecology*, hlm. 903–911. Edisi ke-1. Elsevier: Amsterdam.
- Zubaidah Ismail, Budhi Primasari, Sharif Moniruzzaman Shirazi. 2011. Monitoring and management issues of heavy metal pollution of Gombak River, Kuala Lumpur. *International Journal of the Physical Sciences* 6(35): 7961–7968.

LAMPIRAN A

PETA ANGGARAN JUMLAH SALIRAN



Peta anggaran jumlah saluran yang terdapat di sepanjang Sungai Penchala

– Sumber UCOREN, kumpulan penyelidikan UNITEN

LAMPIRAN B

QUAL2K: PENGUKURAN KERATAN RENTAS SUNGAI DAN FIZIKAL-KIMIA

Stesen Persampelan*	Kilometer	Lebar Dasar	Aliran	Kedalaman	Halaju	Suhu	Konduktiviti	DO	BOD ₅	NH ₃ -N	pH	TSS
	(km)	(m)	(m ³ /s)	(m)	(m/s)	(°C)	(µS/cm)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)		(mg/L)
1	10.65	0.70	0.03	0.11	0.30	26.12	80.00	6.85	0.48	700	6.7	2.83
2	1.80	0.07	0.02	0.16	0.32	28.62	93.00	7.44	4.00	3600	7.3	19.00
3	4.07	5.00	0.13	0.02	0.36	29.47	279.80	7.75	4.00	1200	7.2	16.00
4	1.13	9.00	0.34	0.13	2.15	30.05	251.40	6.48	6.00	2300	7.1	15.00
5	2.86	12.00	1.60	0.48	0.26	29.98	250.60	6.66	9.00	1000	6.9	19.00
6	0.59	0.49	0.13	0.37	0.32	29.66	489.60	5.35	27.00	2500	7.2	49.00
7	1.71	10.00	1.55	0.56	0.28	28.68	296.80	5.41	12.07	1000	7.0	25.00
8	2.63	1.19	0.08	0.20	0.27	29.88	447.50	3.96	25.00	2600	6.6	50.00
9	0.63	22.00	6.60	0.90	0.25	29.26	343.80	4.25	21.00	2500	7.1	37.00
10	1.12	9.90	10.00	0.32	3.30	29.63	437.00	3.74	27.00	6100	7.2	54.00
11	0.00	30.00	15.96	1.30	0.45	29.75	383.00	4.78	25.98	3200	7.2	43.00

*Mengikut turutan Jadual 3.3

LAMPIRAN C
BORANG PENILAIAN HABITAT

Maklumat Geografi				
Nama sungai:		Latitud:		Longitud:
Topografi: Lembah berliku/ lembah curam		Altitud:		Aliran sungai:
Maklumat Keadaan Fizikal				
Jenis aliran: Mengalir/ statik				
Lebar sungai:			Kedalaman sungai:	
Pengiraan Vegetasi di Tebing	100%	70%	50%	<50%
Litupan kanopi (%)				
Tebing (%)				
Pengiraan di Dasar:	100%	70%	50%	<50%
Berbatuan (%)				
Pasir (%)				
Pengiraan Gangguan Manusia	0= Tiada, 0.5= Dilihat berhadapan atau belakang garis lingkungan 1= Ada dalam garis lingkungan			
Rekreasi				
Perniagaan di tepi tebing				
Jalan raya				
Pertanian				
Tapak pelupusan sampah				
Maklumat pensampelan				
Tarikh pensampelan:	Waktu pensampelan:	Cuaca:	Pengumpul:	
Lokasi pensampelan:	Stesen pensampelan:	No. Sampel:	Kod sampel:	
Alat pensampelan:				
Kualiti Air	Replikasi			
	1	2	3	
DO (mg/L) / (%)				
Suhu (°C)				
pH (mg/L)				
Konduktiviti (µS/cm)				
Halaju Arus (m/s)				
Kejernihan (m)				

LAMPIRAN D
ANALISIS STATISTIK

Ujian Kruskal-Wallis H: Perbandingan nilai parameter air sungai di antara stesen persampelan

	Suhu (°C)	Kond. (µS/cm)	DO (%)	DO (mg/L)	pH	BOD ₅ (mg/L)	COD (mg/L)	NH ₃ -N (mg/L)	TSS (mg/L)
Khi ²	159.94	192.97	138.07	139.36	55.18	88.34	90.79	83.72	30.70
df	3	3	3	3	3	3	3	3	3
Nilai bererti asimptot .	0.000*	0.000*	0.000*	0.000*	0.000*	0.000*	0.000*	0.000*	0.000*

*Perbezaan bererti pada $\alpha=0.05$

Ujian Friedman: Perbandingan bulanan nilai parameter air sungai di antara stesen persampelan

	Suhu (°C)	Kond. (µS/cm)	DO (%)	DO (mg/L)	pH	BOD ₅ (mg/L)	COD (mg/L)	NH ₃ -N (mg/L)	TSS (mg/L)
S1 N	3	3	3	3	3	3	3	3	3
Khi ²	30.92	31.47	30.54	30.05	31.99	29.67	28.57	31.19	29.96
df	11	11	11	11	11	11	11	11	11
Nilai bererti asimptot	0.001	0.001	0.001	.002	0.001	.002	.003	0.001	0.002
S2 N	3	3	3	3	3	3	3	3	3
Khi ²	31.97	32.74	29.46	29.87	31.81	31.92	31.20	31.90	29.78
df	11	11	11	11	11	11	11	11	11
Nilai bererti asimptot	0.001	0.001	0.002	.002	0.001	0.001	0.001	0.001	0.002
S3 N	3	3	3	3	3	3	3	3	3
Khi ²	32.97	25.02	27.56	24.33	31.90	30.49	28.85	32.59	31.69
df	11	11	11	11	11	11	11	11	11
Nilai bererti asimptot	0.001	0.009	0.004	0.011	0.001	0.001	0.002	0.001	.001
S4 N	3	3	3	3	3	3	3	3	3
Khi ²	29.18	32.72	31.87	31.56	32.50	31.46	32.19	32.23	30.48
df	11	11	11	11	11	11	11	11	11
Nilai bererti asimptot	.002	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	.001	0.001

*Perbezaan bererti pada $\alpha=0.05$

Ujian ANOVA sehal: Perbandingan nilai WQI di antara stesen persampelan

Perbezaan	Jumlah ganda 2	df	Purata ganda 2	F	Nilai bererti
a. Di antara kumpulan	85942.167	3	28647.389	277.426	0.000*
b. Dalam kumpulan	4543.500	44	103.261		
c. Keseluruhan	90485.667	47			

*Perbezaan bererti pada $\alpha=0.05$

Ujian Tukey HSD: Perbandingan nilai WQI (Pemboleh ubah bersandar) di antara stesen persampelan

Stesen persampelan (i)	Stesen persampelan (j)	Purata berbezaan (I-J)	Ralat piawai	Nilai bererti
S1	S2	97.41667*	4.14852	.000
	S3	95.83333*	4.14852	.000
	S4	99.75000*	4.14852	.000
S2	S1	-97.41667*	4.14852	.000
	S3	-1.58333	4.14852	.981
	S4	2.33333	4.14852	.943
S3	S1	-95.83333*	4.14852	.000
	S2	1.58333	4.14852	.981
	S4	3.91667	4.14852	.781
S4	S1	-99.75000*	4.14852	.000
	S2	-2.33333	4.14852	.943
	S3	-3.91667	4.14852	.781

*Perbezaan bererti pada $\alpha=0.05$.

Ujian ANOVA sehal: Perbandingan nilai skor BMWP di antara stesen persampelan

Perbezaan	Jumlah ganda 2	df	Purata ganda 2	F	Nilai bererti
a. Di antara kumpulan	85942.167	3	28647.389	277.426	0.000*
b. Dalam kumpulan	4543.500	44	103.261		
c. Keseluruhan	90485.667	47			

*Perbezaan bererti pada $\alpha=0.05$

Ujian Tukey HSD: Perbandingan nilai skor BMWP (Pemboleh ubah bersandar) di antara stesen persampelan

Stesen persampelan (i)	Stesen persampelan (j)	Purata berbezaan (I-J)	Ralat piawai	Nilai bererti
S1	S2	97.41667*	4.14852	.000
	S3	95.83333*	4.14852	.000
	S4	99.75000*	4.14852	.000
S2	S1	-97.41667*	4.14852	.000
	S3	-1.58333	4.14852	.981
	S4	2.33333	4.14852	.943
S3	S1	-95.83333*	4.14852	.000
	S2	1.58333	4.14852	.981
	S4	3.91667	4.14852	.781
S4	S1	-99.75000*	4.14852	.000
	S2	-2.33333	4.14852	.943
	S3	-3.91667	4.14852	.781

*Perbezaan bererti pada $\alpha=0.05$.

LAMPIRAN E

JADUAL PIAWAI KUALITI AIR (NWQS)

Piawai Kualiti Air Malaysia (NWQS)

PARAMETER	UNIT	KELAS				
		I	IIA/IIB	III#	IV	V
Al	mg/l		-	-0.06	0.5	
Cd	mg/l		0.01	0.01* (0.001)	0.01	
Pb		Tahap semula jadi/Tiada	0.05	0.02* (0.01)	5	
Cr (IV)	mg/l		0.05	1.4 (0.05)	0.1	Di atas tahap IV
Cr (III)	mg/l		-	2.5	-	
Cu	mg/l		0.02	-	-	
Fe	mg/l		1	1	1-5	
Ni	mg/l		0.05	0.9*	0.2	
Zn	mg/l		5	0.4*	2	

*Pada keliatan 50 mg/l CaCO₃

PARAMETER	UNIT	KELAS					
		I	IIA	IIB	III	IV	V
Ammoniakal Nitrogen (NH ₃ -N)	mg/l	0.1	0.3	0.3	0.9	2.7	> 2.7
Permintaan Oksigen Biokimia (BOD)	mg/l	1	3	3	6	12	> 12
Permintaan Oksigen Kimia (COD)	mg/l	10	25	25	50	100	> 100
Oksigen Terlarut (DO)	mg/l	7	5 - 7	5 - 7	3 - 5	< 3	< 1
pH	-	6.5 - 8.5	6 - 9	6 - 9	5 - 9	5 - 9	-
Konduktiviti	μS/cm	1000	1000	-	-	6000	-
Jumlah Pepejal Terampai (TSS)	mg/l	25	50	50	150	300	300
Suhu	°C	-	Normal + 2 °C	-	Normal + 2 °C	-	-

LAMPIRAN F

JADUAL PIAWAI INDEKS KUALITI AIR JAS

PARAMETER	UNIT	KELAS				
		I	II	III	IV	V
Ammoniakal Nitrogen (NH ₃ -N)	mg/l	< 0.1	0.1 - 0.3	0.3 - 0.9	0.9 - 2.7	> 2.7
Permintaan Oksigen Biokimia (BOD)	mg/l	< 1	1 - 3	3 - 6	6 - 12	> 12
Permintaan Oksigen Kimia (COD)	mg/l	< 10	10 - 25	25 - 50	50 - 100	> 100
Oksigen Terlarut (DO)	mg/l	> 7	5 - 7	3 - 5	1 - 3	< 1
pH	-	> 7	6 - 7	5 - 6	< 5	> 5
Jumlah Pepejal Terampai (TSS)	mg/l	< 25	25 - 50	50 - 150	150 - 300	> 300
Indeks Kualiti Air (WQI)	-	< 92.7	76.5 - 92.7	51.9 - 76.5	31.0 - 51.9	> 31.0

Kelas Air dan Kegunaannya

KELAS	KEGUNAAN
Kelas I	Pemeliharaan alam sekitar Bekalan Air I - Secara praktikal tidak memerlukan rawatan Perikanan I - Spesies akuatik yang sangat sensitif
Kelas IIA	Bekalan Air II - Rawatan konvensional Perikanan II - Spesies akuatik yang sensitif
Kelas IIB	Kegunaan rekreasi
Kelas III	Bekalan Air III - Rawatan air menyeluruh diperlukan Perikanan III – Spesies biasa dari segi nilai ekonomi dan spesies yang tahan; minuman ternakan
Kelas IV	Pengairan
Kelas V	Selain yang di atas

Pengelasan Air DOE Berdasarkan Indeks Kualiti Air

SUB INDEKS & INDEKS KUALITI AIR	JULAT INDEKS		
	BERSIH	SEDIKIT TERCEMAR	TERCEMAR
Permintaan oksigen biokimia	91 - 100	80 - 90	0 - 79
Ammoniakal Nitrogen	92 - 100	71 - 91	0 - 70
Pepejal terampai	76 - 100	70 - 75	0 - 69
Indeks kualiti air (WQI)	81 - 100	60 - 80	0 - 59

Formula pengiraan nilai WQI

Sub indeks DO (% ketepuan)

$x \leq 8$	SIDO = 0
$x \geq 92$	SIDO = 100
$8 < x < 92$	SIDO = $-0.395 + 0.03x^2 - 0.0002x^3$

Sub indeks BOD (mg/L)

$x \leq 5$	SIBOD = $100.4 - 4.23x$
$x > 5$	SIBOD = $108 - 0.055x - 0.1x$

Sub indeks COD (mg/L)

$x \leq 20$	SICOD = $-1.33x + 99.1$
$x > 20$	SICOD = $103e^{-0.0157x} - 0.04x$

Sub indeks ammonia, AN (mg/L N)

$x \leq 0.3$	SIAN = $100.5 - 105x$
$0.3 < x < 4$	SIAN = $94e^{-0.573x} - 5_x - 2$
$x \geq 4$	SIAN = 0

Sub indeks TSS (mg/L)

$x \leq 100$	SITSS = $97.5e^{-0.00676x} + 0.05x$
$100 < x < 1000$	SITSS = $71e^{-0.0016x} - 0.015x$
$x \geq 1000$	SITSS = 0

Sub indeks pH

$x < 5.5$	SlpH = $17.2 - 17.2x + 5.02x^2$
$x \leq x < 7$	SlpH = $-242 + 95.5x - 6.67x^2$
$7 \leq x < 8.75$	SlpH = $-181 + 82.4x - 6.05x^2$
$x \geq 8.75$	SlpH = $536 - 77x + 2.76x^2$

$$WQI = 0.22 * SIDO + 0.19 * SIBOD + 0.16 * SICOD + 0.15 * SIAN + 0.16 * SITSS + 0.12 * SlpH$$

LAMPIRAN G

JADUAL RUMUSAN INDEKS KUALITI AIR (WQI)

Bulan Persampelan	Pengelasan Kualiti Air Sungai											
	Ogos 2012	Okt 2012	Dis 2012	Feb 2013	Apr 2013	Jun 2013	Ogos 2013	Okt 2013	Dis 2013	Feb 2014	Apr 2014	Jun 2014
S1	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I
S2	IV	III	III	III	III	III	IV	IV	IV	IV	III	III
S3	IV	III	IV	III	III	III	IV	IV	IV	IV	III	IV
S4	IV	III	III	III	IV	III	IV	IV	IV	V	IV	IV



Keadaan semula jadi yang terpelihara

Sumber air mentah perlu dirawat, terhad kepada penternakan ikan biasa

Pengairan

Tidak sesuai untuk semua

Rumusan nilai parameter air sungai di antara stesen persampelan, (purata±sisihan piawai)

Parameter	S1	S2	S3	S4
Suhu (°C)	25.67±0.08	28.31±0.08	29.39±0.11	30.6±0.20
Kond (µS/cm)	0.08±0.00	0.23±0.00	0.32±0.03	0.39±0.01
DO (%)	86.17±1.35	28.43±3.09	33.02±4.26	22.45±3.76
DO (mg/L)	7.08±0.16	2.65±0.37	2.97±0.19	2.05±0.47
pH	7.08±0.08	6.86±0.02	7.1±0.02	7.12±0.02
BOD ₅ (mg/L)	0.54±0.07	12.99±0.87	18.57±1.48	24.08±1.66
COD (mg/L)	3.71±0.58	23.56±1.08	32.08±2.00	41.15±1.95
NH ₃ -N (mg/L)	0.05±0.01	3.07±0.15	3.63±0.10	3.73±0.08
TSS (mg/L)	20.19±9.63	32.24±5.81	28.33±2.16	41.95±4.24

LAMPIRAN H

JADUAL RUMUSAN BMWP

Bulan Persampelan	Ogs 2012	Okt 2012	Dis 2012	Feb 2013	Apr 2013	Jun 2013	Ogs 2013	Okt 2013	Dis 2013	Feb 2014	Apr 2014	Jun 2014
S1	110	88	89	81	98	123	120	120	89	143	121	118
S2	13	8	7	12	13	8	7	7	13	14	14	15
S3	17	13	7	12	8	7	7	12	16	20	11	20
S4	12	7	4	8	7	12	7	16	4	4	16	6



LAMPIRAN I

JADUAL SENARAI RUJUKAN MAKROINVERTEBRAT BENTIK DALAM ANALISIS CCA

Dytiscidae	1	Tanyderidae	18	Coenagrionidae	35	Naididae	52
Elmidae/Elminthidae	2	Tanypodinae	19	Corduliidae	36	Glossiphoniidae	53
Lampyridae	3	Athericidae	20	Amphipterygidae	37	Erpobdellidae	54
Ptilodactylidae	4	Psychodidae	21	Aeshnidae	38	Lumbricidae	55
Psephenidae	5	Tipulidae	22	Libellulidae	39	Enchytraeidae	56
Scirtidae	6	Emphididae	23	Calopterygidae	40	Physidae	57
Chrysomelidae	7	Limoniidae	24	Gomphidae	41	Lymnaeidae	58
Ceratopogonidae	8	Thaumaleidae	25	Perlidae	42	Planorbidae	59
Chironomidae	9	Baetidae	26	Leuctridae	43	Hydrobiidae	60
Culicidae	10	Caenidae	27	Nemouridae	44	Thiaridae	61
Dixidae	11	Leptohiphidae	28	Hydropsychidae	45	Viviparidae	62
Simuliidae	12	Ephemerellidae	29	Hydroptilidae	46	Atyidae	63
Syrphidae	13	Heptageniidae	30	Leptoceridae	47	Palaemonidae	64
Muscidae	14	Leptophelebiidae	31	Limnephilidae	48	Potamidae	65
Ephydriidae	15	Siphonuridae	32	Philopotamidae	49		
Stratiomyidae	16	Neoepemeridae	33	Psychomyiidae	50		
Tabanidae	17	Corydalidae	34	Tubificidae	51		

LAMPIRAN J

JADUAL SENARAI FAMILI YANG MENDOMINASI STESEN PERSAMPELAN

Famili Dominan			
S1	S2	S3	S4
Hydropsychidae	Tubificidae	Tubificidae	Tubificidae
Baetidae	Chironomidae	Chironomidae	Chironomidae
Chironomidae	Physidae	Physidae	
Caenidae	Glossiphoniidae		

LAMPIRAN K

PIAWAIAN KUALITI AIR SUNGAI BERDASARKAN PIAWAI NWQS, AKTA KUALITI ALAM SEKELILING 1974 DAN KAJIAN LEPAS

Parameter	Piawaian								
	Peraturan Efluen Kumbahan dan Perindustrian		Kajian Luar	Kualiti Air Kebangsaan (NWQS)					
	Piawai A	Piawai B	Air Sungai µg/L	I	IIA	IIB	III#	IV	V
Suhu, °C	40	40	—	—	Normal+2°C	—	Normal+2°C	—	—
DO	—	—	—	7	5-7	5-7	3-5	<3	<1
Ammoniakal Nitrogen	10	20	—	0.1	3	3	6	12	***
pH	6.0-9.0	5.5-9.0	—	6.5-8.5	6-9	6-9	5-9	5-9	—
COD	120**	200**	—	10	25	25	50	100	***
BOD ₅ pada 20°C	20	40	—	1	3	3	6	12	***
Pepejal Terampai	50	100	—	25	50	50	150	300	300
Kadmium	0.01	0.02	0.03-0.05 ^c	Tiada semula jadi/ Tiada	0.01	0.01	0.01*(0.001)	0.01	
Kromium, (IV)	0.05	0.05	0.3-2.1 ^b		0.05	0.05	1.4(0.05)	0.1	
Kromium, (III)	0.2	1			—	—	2.5	—	
Plumbum	0.1	0.5	0.007-3.8 ^a		0.05	0.02*(0.01)	5	—	
Kuprum	0.2	1	0.27-3.53 ^c		0.02	0.02	—	0.2	
Nikel	0.2	1	0.15 - 10.39 ^a		0.05	0.05	0.9*	0.2	
Zink	2	2	3.3-10.3 ^c		5	5	0.4*	2	
Ferum	1	5	11-739 ^a		1	1	1	1-5	
Aluminium	10	15	2-1000 ^a		—	—	0.06	0.5	

Unit = Kesemua unit dalam miligram per liter (mg/L) kecuali dinyatakan
 # = Nilai maksimum (tidak dikurangkan) dan nilai purata 24 jam (dikurangkan)
 * = Pada keliatan 50 mg/l CaCO₃
 ** = Keadaan yang diterima bagi kebanyakan industri

*** = Nilai melebihi nilai kelas IV
 — = Tiada Maklumat
 a = Gaillardet, Viers & Dupré (2013)
 b = Reimann & de Caritat (2012)
 c = Kabata-pendias & Henryk (2001); Kabata-Pendias & Pendias (1986)

Di atas tahap IV

LAMPPIRAN L

SENARAI PENERBITAN

- Akhma Zakaria, N., Kutty, A.A., Mahazar, M.A. & Zainal Abidin, M. 2016. Arsenic acute toxicity assessment on select freshwater organism species in Malaysia. *AIMS Environmental Science* 3(4): 804–814.
- Mahazar, A., Shuhaimi-O, M., Kutty, A.A. & Mohamed De, M.N. 2013. Monitoring Urban River Water Quality Using Macroinvertebrate and Physico-Chemical Parameters: Case study of Penchala River, Malaysia. *Journal of Biological Sciences* 13(6): 474–482.
- Mahazar, A., Shuhaimi-Othman, M. & Kutty, A.A. 2013. Benthic macroinvertebrate as biological indicator for water quality in Sungai Penchala. *AIP Conference Proceedings*, hlm. 602–607.
- Othman, F., Muhammad, S.A., Azahar, S.A.H., Alaa Eldin, M.E., Mahazar, A. & Othman, M.S. 2015. Impairment of the water quality status in a tropical urban river. *Desalination and Water Treatment*: 1–7.
- Wan Abdul Ghani, W.M.H., Abas Kutty, A., Mahazar, M.A., Al-Shami, S.A. & Ab Hamid, S. 2018. Performance of biotic indices in comparison to chemical-based Water Quality Index (WQI) in evaluating the water quality of urban river. *Environmental Monitoring and Assessment* 190(5): 297.

