

Penjanaan Semula dan Kedinamikan Pembentukan Luang Kanopi Hutan Paya Bakau

(Regeneration and Dynamics of Canopy Gaps Formation of Mangrove Swamp Forest)

WAN NORILANI WAN ISMAIL^{1,*}, AHMAD FITRI ZOHARI², WAN JULIANA WAN AHMAD³ & A. LATIFF MOHAMAD²

¹Penang Botanic Gardens, Kompleks Pentadbiran, Bangunan Pavilion, 10350 Georgetown, Penang, Malaysia

²Jabatan Sains Biologi dan Bioteknologi, Fakulti Sains dan Teknologi, Universiti Kebangsaan Malaysia, 43000 UKM Bangi, Selangor, Malaysia

³Senior Associate Fellow Institute of Climate Change Universiti Kebangsaan Malaysia, Administrative Office, Level 2 and 3, Research Complex Building, Universiti Kebangsaan Malaysia, 43600 UKM Bangi, Selangor, Malaysia

Diserahkan: 22 Oktober 2024/Diterima: 9 Oktober 2025

ABSTRAK

Dinamik penjanaan semula hutan bermula daripada pembentukan luang kanopi dengan menyediakan persekitaran yang sesuai bagi pertumbuhan di dalam kawasan luang itu. Penyelidikan ini bertujuan untuk memahami peranan luang kanopi dalam penjanaan semula jadi hutan paya bakau melalui penentuan saiz dan kekerapan luang mengikut kawasan dan tahun serta penganggaran kadar penjanaan semula luang kanopi dan hutan. Hasilnya dapat memberi garis panduan terhadap pengurusan hutan paya bakau yang lebih baik. Penyelidikan ini telah dijalankan di luang kanopi yang terhasil secara semula jadi di dalam kompartmen enam Hutan Simpan Sungai Kisap, Pulau Langkawi. Empat siri imej satelit (tahun 2006, 2010, 2012, 2014) telah dibandingkan bagi mendapatkan saiz dan purata masa antara dua kemunculan luang kanopi di dalam empat buah plot kajian dan digunakan dalam penganggaran kadar penutupan luang kanopi. Peta dan Nilai Indeks Vegetasi iaitu *Normalised Difference Vegetation Index* (NDVI) juga diperolehi untuk menganggar keluasan litupan tumbuhan di seluruh kawasan kajian. Sejumlah 17 luang direkodkan di dalam plot kajian dengan julat purata saiz luang 40-183 m² dan kekerapannya pula bertambah mengikut tahun. Purata kadar penjanaan semula luang berada dalam julat 55-150 m² tahun⁻¹, manakala, penjanaan semula kanopi hutan menunjukkan purata julat yang amat besar, iaitu 432-5921 tahun, namun stabil kerana tempoh yang diambil semakin berkurangan mengikut masa. Kawasan dengan litupan tumbuhan pula berkurangan secara signifikan daripada tahun 2010 ke 2013 sebanyak 40.7% disebabkan oleh pembangunan di kawasan sekitarnya (gangguan antropogen). Kadar penjanaan semula hutan ini adalah tidak tekal disebabkan pembentukan luang dengan kekerapan yang berbeza pada kawasan dan waktu yang berbeza. Walaupun pembentukan luang kanopi adalah faktor penting untuk kedinamikan, namun ia akan menjejaskan proses penjanaan semula jadi dalam keadaan berlebihan. Jadi, gangguan perlu diuruskan dengan baik supaya proses penjanaan semula kanopi hutan sentiasa berada di tahap optimum.

Kata kunci: Hutan paya bakau; luang kanopi; NDVI; penjanaan semula hutan; Pulau Langkawi

ABSTRACT

The dynamics of forest regeneration starts from the formation of canopy gaps by providing a suitable environment for growth within the gap. This study aims to understand the role of canopy gaps in the natural regeneration of mangrove swamp forests by determining the size and frequency of gaps according to area and year, as well as estimating the regeneration rate of canopy gaps and forests. Thus, providing guidelines for better mangrove swamp forest management. This study was conducted in naturally occurring canopy gaps in compartment six of Sungai Kisap Forest Reserve, Pulau Langkawi. Four series of satellite images (year 2006, 2010, 2012, 2014) were compared to obtain the size and average time between the two occurrences of canopy gaps in the four study plots, and used in estimating the rate of canopy gap closure. Maps and values of Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) were also obtained to estimate the vegetation coverage area throughout the study area. A total of 17 gaps were recorded in the study plots with an average gap size range of 40-183 m² and their frequency increased by year. The average rate of canopy regeneration is in the range of 55-150 m² year⁻¹, while the regeneration of the forest canopy shows a very large average range of 432-5921 years, but it is stable as the period taken is decreasing with time. The area with vegetation cover decreased significantly from 2010 to 2013 by 40.7% due to development in the surrounding area (anthropogenic disturbance). The regeneration rate of this forest is inconsistent due to the formation of gaps with varying frequency in different areas and times. Although the formation of canopy space is an important factor for dynamism, it will affect the natural regeneration process in excess. Therefore, disturbances need to be managed so that the regeneration process of the forest canopy is always at an optimal level.

Keywords: Canopy gap; forest regeneration; mangrove forest; NDVI; Pulau Langkawi

PENGENALAN

Luang kanopi adalah fenomena yang biasa ditemui dalam ekosistem hutan darat, hutan paya gambut dan hutan paya bakau. Proses pemulihan di dalam kawasan luang bagi ekosistem juga adalah proses yang paling utama bagi penjana semula biojisim hutan, seperti mana yang berlaku di hutan paya bakau (Brokaw & Scheiner 1989; Denslow 1987; Duke 1992; Duke, Pinzón & Prada 1999; Ricklefs & Latham 1993; Whitmore 1984). Proses ini adalah penting dalam meneruskan keadaan ekosistem yang dinamik, serta sentiasa sihat.

Pembentukan luang kanopi telah mempengaruhi proses penjana semula hutan dengan menyediakan persekitaran yang sesuai daripada segi cahaya, suhu dan sedimen (Clarke & Allaway 1993; Ellison & Farnsworth 1993; Sherman, Fahey & Battles 2000; Smith 1987). Malah, Craighead (1971) telah mendapati bahawa *R. mangle* ialah spesies yang tumbuh secara pesat dan mempunyai kadar kematian yang rendah di dalam kawasan luang berbanding di kawasan kanopi di Florida, Amerika Syarikat. Keadaan fizikal-kimia tanah di dalam luang mempunyai perbezaan signifikan dengan persekitaran di bawah kanopi. Keadaan ini mempengaruhi kemandirian biji benih serta anak pokok bakau (Ewel et al. 1998; Smith 1987). Selain daripada itu, McKee (1995) mendapati bahawa tanpa kehadiran faktor biotik, kemandirian biji benih bakau telah ditentukan oleh kemasinan dan banjir di dalam luang kanopi sehingga 2.5 tahun.

Penjana semula jadi hutan paya bakau seringkali dikaitkan dengan pembentukan dan penutupan luang kanopi merentasi masa. Kadar penjana semula kanopi ini pula adalah bergantung kepada saiz dan kekerapan luang yang terhasil akibat daripada gangguan alam secara semula jadi dan manusia. Sebagai contoh, pembentukan luang pada tahap yang sederhana boleh memberikan kesan optimum terhadap kestabilan ekosistem hutan paya bakau ini dalam jangka masa panjang (Duke 2001; Lieberman et al. 1985; Valverde & Silvertown 1997).

Pemulihan kanopi hutan adalah proses kedinamikan yang bermula daripada pembentukan luang kanopi. Pembentukan luang yang terhasil daripada gangguan sama ada secara semula jadi atau antropogen memainkan peranan penting untuk penjana atau pertumbuhan di dalam kawasan luang kanopi (Duke 2001; Hubbell et al. 1999; Smith et al. 2004; Sherman, Fahey & Battles 2000). Pembentukan luang kanopi yang disebabkan oleh pelbagai faktor seperti panahan petir, ribut, serangan serangga perosak, serta hakisan adalah berbeza-beza daripada segi kesan dan skala (Duke 2001). Faktor atau gangguan yang pelbagai ini akan menentukan status dan proses penjana semula ekosistem ini (Pickett & White 1985). Pengetahuan tentang proses penjana semula luang kanopi di hutan paya bakau dapat memberikan garis panduan bagi pengendalian pengurusan hutan yang lebih baik dan berhasil seperti di Hutan Simpan Matang, Perak (Azhar & Nik Mohd Shah 2003).

Pelbagai perubahan yang berlaku di persekitaran hutan ini memberikan kesan terhadap proses kedinamikannya. Dengan mendapatkan nilai indeks dan peta NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*) kawasan hutan tersebut, perubahan dan perkaitan antara proses penjanaannya dengan keadaan hutan tersebut dapat diperjelaskan. Nilai indeks NDVI ini diperoleh dengan menggunakan panjang gelombang jalur spektrum merah dan infra-merah. Ia menunjukkan perbezaan antara penyerapan yang kuat daripada radiasi elektromagnet pada jalur merah dengan penyerapan kuat daripada radiasi oleh infra-merah. NDVI juga merupakan suatu indeks yang paling banyak digunakan dalam kajian berkenaan tumbuhan serta perhutanan (Lu et al. 2004).

Objektif kajian ini adalah untuk memahami peranan luang kanopi dalam penjana semula jadi hutan paya bakau di Pulau Langkawi melalui (a) Penentuan saiz dan kekerapan luang kanopi mengikut kawasan kajian dan tahun, (b) Penganggaran kadar penjana semula luang kanopi dan c) Penganggaran kadar penjana semula hutan.

KAEDAH KAJIAN

REKA BENTUK PLOT

Kawasan kajian yang telah dipilih terletak di kompartmen 6 Hutan Simpan Sungai Kisap, Pulau Langkawi (Rajah 1) yang mana terdapat banyak fasa luang yang terbentuk secara semula jadi. Penyelidikan telah dijalankan di luang semula jadi sahaja dan tidak melibatkan luang akibat faktor antropogen untuk menentukan kadar penjana semula jadi hutan. Luang kanopi ini adalah luang yang terbentuk daripada sambaran petir. Penentuan luang kanopi adalah berdasarkan takrifan luang oleh beberapa penyelidik seperti berikut; Brokaw (1982) mendefinisikan luang kanopi ini sebagai suatu pembukaan (luang) bermula dari aras kanopi hingga ke aras dua meter dari permukaan tanah. Manakala, Clarke dan Kerrigan (2000) menyatakan, ia merupakan suatu kawasan sekumpulan pokok bakau yang matang mati disebabkan gangguan semula jadi. Keadaan ini menjarakkan kanopi pokok di sekelilingnya dengan kelebaran minimum lima meter (minimum lebar kanopi). Menurut Imai et al. (2006) pula, luang kanopi adalah seperti lubang atau liang berbentuk bulat atau bujur (elips) dengan ketinggian lebih 10 m dan keluasan lebih daripada 10 m². Secara umum, luang kanopi adalah suatu bukaan kanopi yang terhasil daripada kematian sekumpulan dirian pokok bakau.

Luang kanopi juga dikenali sebagai fasa luang atau luang cahaya oleh beberapa penyelidik yang berbeza. Malah terdapat penyelidik yang menamakannya sebagai luang petir merujuk kepada faktor pembentukan luang tersebut (Duke 2001; Smith 1992; Whelan 2005). Walau bagaimanapun, bagi kajian ini, luang kanopi didefinisikan sebagai bukaan kanopi yang berbentuk bulat atau bujur disebabkan oleh kematian sekumpulan dirian pokok bakau yang mana fasa penjana semula hutan berlaku.

PEMROSESAN DATA

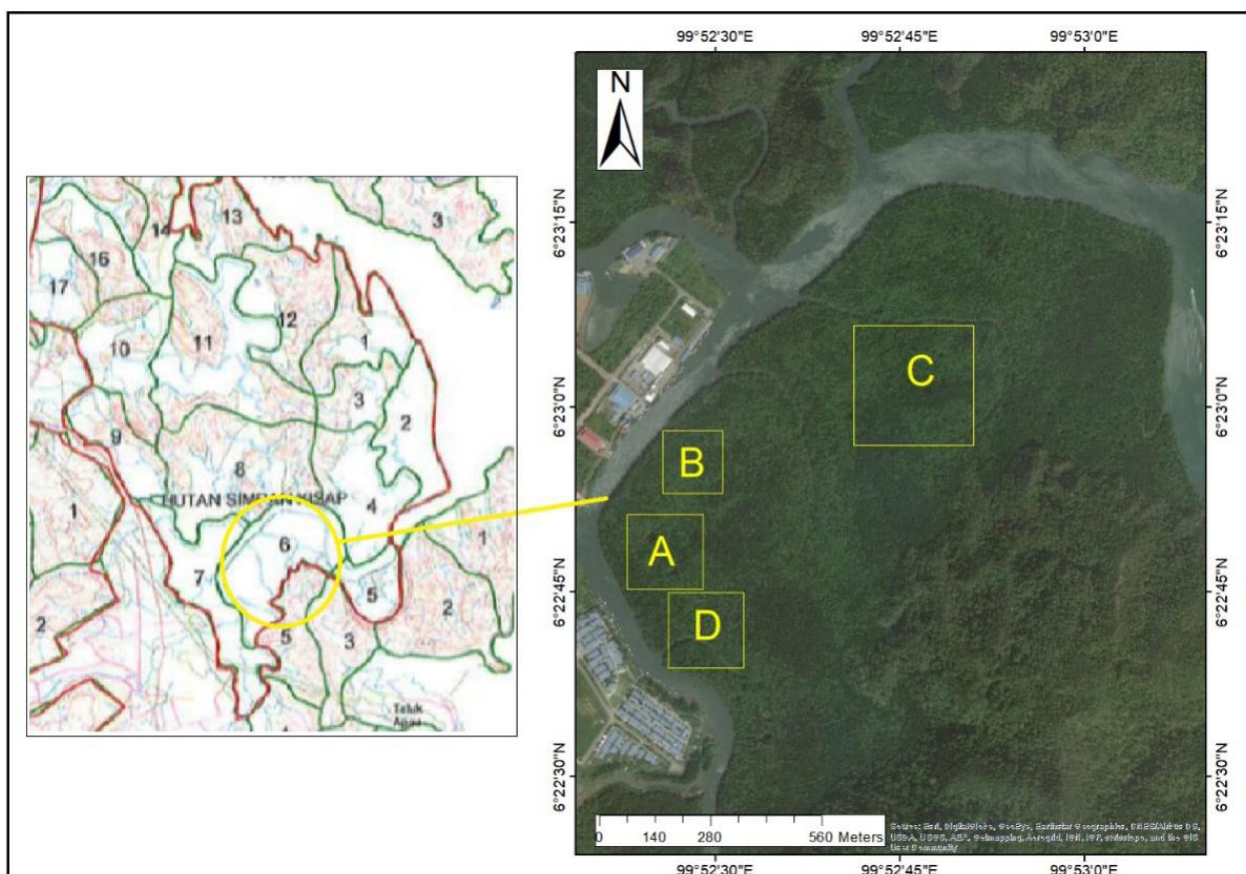
Empat siri imej satelit (tahun 2006, 2010, 2012, 2014) telah diperoleh daripada Google Earth Pro. Imej pada tahun yang telah dipilih ini adalah berdasarkan ketersediaannya untuk diproses. Sebagai contoh, imej yang jelas menunjukkan kedudukan ruang kanopi tanpa sebarang gangguan seperti litupan awan. Selepas itu, imej ini telah didigitasi dan dilakukan penindihan serta perbandingan. Daripada imej bersiri ini, empat kawasan kajian (plot A, plot B, plot C dan plot D) telah ditentukan bagi pengkajian kedinamikan ruang kanopi dan juga penjanaan semula hutan (Rajah 1 & 2). Dengan menggunakan imej dari tahun terawal (2006) sebagai peta asas, pengukuran luas kawasan kajian dan ruang kanopi dibuat menggunakan perisian ArcGis (ESRI 2015).

Kawasan kajian yang dipilih telah ditandakan sebagai plot A yang berkeluasan 200×200 m ($40,000 \text{ m}^2$), plot B dengan keluasan 150×150 m ($22,500 \text{ m}^2$), plot C seluas 300×300 m ($90,000 \text{ m}^2$) dan plot D seluas 200×200 m

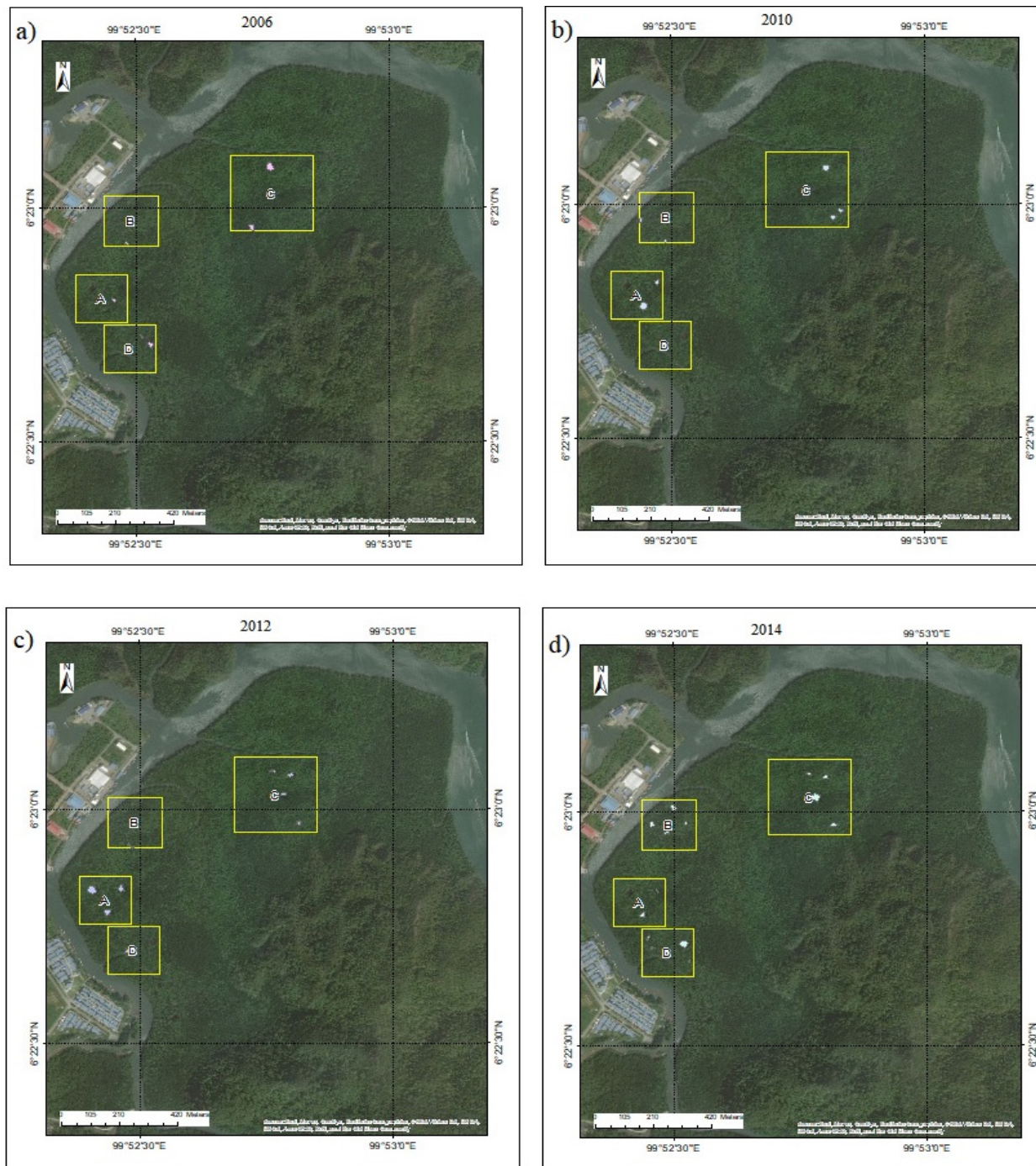
($40,000 \text{ m}^2$). Setiap plot kajian mempunyai ruang kanopi dengan bilangan dan saiz yang tersendiri. Penandaan plot kajian ini juga bertujuan untuk memudahkan pengiraan serta analisis bagi kedinamikan penjanaan semula hutan. Dengan membandingkan imej dari dua tahun yang berbeza mengikut turutannya, ruang kanopi yang baharu terbentuk di setiap plot kajian dalam tahun tertentu dapat ditentukan (Rajah 2).

ANALISIS DATA

Mengikut Hartshorn (1980), kadar penjanaan semula adalah purata masa antara dua kemunculan ruang kanopi di kawasan yang sama dalam sesebuah hutan. Pengiraan ini melibatkan saiz dan kekerapan ruang kanopi di Hutan La Selva, Costa Rica. Dalam pengiraan ini, jumlah keluasan yang dilitupi ruang dalam masa kajian dibahagikan dengan jumlah luas keseluruhan plot, kemudian didarabkan dengan tempoh masa. Pengiraan ini dapat menganggarkan bilangan tahun yang diambil bagi seluruh plot dilitupi ruang.



RAJAH 1. Kawasan kajian di kompartmen 6 Hutan Simpan Sungai Kisap, Pulau Langkawi



Sumber Google Earth Pro. dan ArcGis (ESRI 2015)

RAJAH 2. Kedudukan plot kajian mengikut turutan tahun; (a) 2006, (b) 2010, (c) 2012 dan (d) 2014 di kompartmen 6 Hutan Simpan Sungai Kisap, Pulau Langkawi

Dalam kajian ini, kadar penjanaan semula luang dikira sebagai purata pembentukan luang kanopi yang baharu dan di peringkat pemulihan di dalam satu kawasan, dalam tempoh masa pemerhatian atau;

$$P = (I_n - I_0) / t$$

dengan P ialah kadar penjanaan semula berdasarkan dinamik pembentukan dan penutupan luang; I_n ialah kekerapan luang $\times$ purata saiz luang pada turutan n imej; I_0 ialah kekerapan luang $\times$ purata saiz luang pada turutan 0 imej; dan t ialah perbezaan waktu antara n dan 0 imej.

Dengan memperoleh kadar penjanaan semula luang, kadar penjanaan semula kanopi pula dapat dianggarkan;

$$T_h = A_h / P$$

dengan T_h ialah kadar penjanaan semula kanopi berdasarkan dinamik luang; A_h ialah luas plot kajian; dan P ialah kadar penjanaan semula luang.

Hasil pengiraan yang diperoleh kemudian diselaraskan bagi penganggaran purata kadar penutupan kanopi untuk sehentar kawasan hutan.

Bagi menghasilkan peta NDVI, data Landsat bagi tahun 2009, 2010, 2013 dan 2014 telah dimuat turun daripada <https://earthexplorer.usgs.gov> (USGS 2016). Data yang diperoleh ini adalah daripada Landsat 5 bagi tahun 2009 dan 2010, manakala, Landsat 8 untuk tahun 2013 dan 2014. Landsat 5 ini membawa penderia *Multispectral Scanner* (MSS) dan *Thematic Mapper* (TM), serta mempunyai tujuh jalur spektrum, termasuk satu jalur terma (6). Landsat 8 pula, membawa penderia *Operational Land Imager* (OLI) dan *Thermal Infrared Sensor* (TIRS) dengan 11 jalur spektrum termasuk dua jalur terma (10 dan 11). Ciri jalur spektrum telah dirumuskan dalam Jadual 1. Walau bagaimanapun, terdapat juga data pada tahun yang tidak dapat diproses. Contohnya, imej dengan gangguan litupan awan yang menutupi kawasan kajian.

Nilai indeks NDVI pula dikira menggunakan persamaan yang telah digunakan oleh Kovacs et al. (2004) dan Schowengerdt (1997):

$$NDVI = \frac{NIR - RED}{NIR + RED}$$

dengan RED ialah pantulan radiasi dalam jalur gelombang Merah yang boleh dilihat pada radiometer satelit; dan NIR ialah pantulan dalam jalur Infra-merah dekat.

Nilai indeks ini terletak dalam julat -1 hingga 1. Ia mewakili reaksi kepada kegiatan fotosintesis. Ini bermaksud, lebih tinggi nilai NDVI, maka lebih banyak litupan tumbuhan (Green et al. 1998; Hsieh & Cheng 1995; Lin, Lin & Chou 2006).

HASIL DAN PERBINCANGAN

Daripada imej satelit bersiri, sejumlah 17 buah luang telah ditandakan di dalam empat buah plot kajian (Jadual 2). Plot A merekodkan purata saiz luang terbesar dengan nilai $182.35 \pm 58.18 \text{ m}^2$. Plot C adalah kawasan kajian dengan purata keluasan saiz luang kedua terbesar iaitu $99.25 \pm 27.64 \text{ m}^2$. Ini telah diikuti pula oleh plot D dengan purata keluasan luang sejumlah $69.82 \pm 52.82 \text{ m}^2$. Purata saiz luang yang terkecil telah dicatatkan di plot B dengan nilai $40.59 \pm 27.04 \text{ m}^2$ (Jadual 3). Nilai purata keluasan luang bagi setiap plot kajian ini telah digunakan untuk mendapatkan anggaran bagi penjanaan semula hutan (Amir 2012) yang merekodkan julat saiz luang $27\text{-}474 \text{ m}^2$ di Moreton Bay, Queensland, Australia.

JADUAL 1. Ciri jalur spektrum Landsat 5 dan Landsat 8

Jalur spektrum	Landsat 5			Landsat 8		
	Nama jalur spektrum	Lebar jalur (λ , μm)	Resolusi reruang	Nama jalur spektrum	Lebar jalur (λ , μm)	Resolusi reruang
1	Biru	0.45-0.515	30 m	Coastal Aerosol		30 m
2	Hijau	0.525-0.605	30 m	Blue		30 m
3	Merah	0.630-0.690	30 m	Green		30 m
4	Hampir Inframerah	0.750-0.900	30 m	Red		30 m
5	Gelombang pendek IR-1	1.550-1.750	30 m	Near Infrared		30 m
6	Terma IR	10.400-12.500	*30 m/120 m	Shortwave IR-1		30 m
7	Gelombang pendek IR-2	2.090-2.350	30 m	Shortwave IR-2		30 m
8			0.520-0.900	Panchromatic		15 m
9				Cirrus		30 m
10				Thermal IR-1		100 m
11				Thermal IR-2		100 m

*saiz piksel 30 m reflektif, 120 m terma

JADUAL 2. Kedudukan dan saiz luang kanopi mengikut plot dan tahun

Plot	Luang	Luas luang (m ²) mengikut tahun				Koordinat Luang
		2006	2010	2012	2014	
A (200 m × 200 m)	A1			633.45	758.29	99°52'24.41"E 6°22'49.74"N
	A2		430.71	300.89	307.50	99°52'26.69"E 6°22'46.82"N
	A3	15.52	46.30	42.71	27.22	99°52'27.42"E 6°22'48.16"N
	A4	27.98	43.86	33.16	32.88	99°52'28.30"E 6°22'49.93"N
B (150 m × 150 m)	B1				217.23	99°52'27.35"E 6°22'58.23"N
	B2				247.90	99°52'30.0"E 6°23'0"N
	B3	5.58	13.65	22.05	85.48	99°52'28.93"E 6°22'55.37"N
	B4				40.05	99°52'29.1"E 6°22'57.19"N
	B5				14.78	99°52'28.93"E 6°22'55.37"N
C (300 m × 300 m)	C1	23.27685	117.7551	109.1611	330.9629	99°52'47.04"E 6°23'1.79"N
	C2		318.6913	182.1711	134.6165	99°52'48.28"E 6°23'4.53"N
	C3		22.70994	54.12556	28.40361	99°52'46.05"E 6°23'5.10"N
	C4		49.37641	39.59443	107.3141	99°52'49.17"E 6°22'58.15"N
D (200 m × 200 m)	D1				651.4092	99°52'31.08"E 6°22'43.0"N
	D2	9.239424	9.335557	15.21905	122.3336	99°52'31.73"E 6°22'42.26"N
	D3				67.04002	99°52'26.91"E 6°22'43.71"N
	D4	5.753042	19.62522	44.06037	69.87523	99°52'30.62"E 6°22'43.37"N

JADUAL 3. Rumusan pengiraan dan anggaran bagi kekerapan, keluasan, kadar penjanaan ruang, penjanaan semula kanopi dan kadar penjanaan semula hutan mengikut kawasan kajian dan tahun

Plot kajian	Tahun	Kekerapan ruang	Luas ruang (m ²)	Kadar penjanaan semula ruang (m ² / tahun)	Penjanaan semula kanopi hutan (tahun)	Kadar penjanaan semula hutan (tahun/ha)
Plot A	2006	2	43.50			
	2010	3	520.88	119.35	335.16	83.79
	2012	4	1010.20	244.66	163.49	40.87
	2014	4	1125.89	57.84	691.52	172.88
Plot B	2006	1	5.58			
	2010	1	13.65	2.02	11152.42	4956.63
	2012	1	22.05	4.20	5358.21	2381.43
	2014	5	605.44	291.70	77.13	34.28
Plot C	2006	1	23.28			
	2010	4	508.53	121.31	741.88	82.43
	2012	4	385.05	-61.74	-1457.72	-161.97
	2014	4	601.30	108.12	832.39	92.49
Plot D	2006	2	14.99			
	2010	2	28.96	3.49	11454.50	2863.63
	2012	2	59.28	15.16	2638.64	659.66
	2014	4	103.23	425.69	93.97	23.49

Kadar penjanaan semula ruang akan menentukan kadar penjanaan semula kanopi serta hutan secara am. Sebagai contoh, kadar penjanaan semula kanopi yang amat rendah telah dianggarkan pada plot B pada tahun 2010 (4956.63 tahun/ha) dan plot D pada tahun 2010 (2863.63 tahun/ha) adalah disebabkan oleh kadar penjanaan semula ruang yang terlalu kecil dengan bacaan 2.02 m²/tahun dan 3.49 m²/tahun masing-masing (Jadual 3). Dengan kata lain, kadar penjanaan semula hutan atau kanopi adalah bergantung kepada kekerapan dan saiz ruang. Sebagai contoh, saiz ruang kanopi yang kecil dalam jumlah yang banyak di sesuatu kawasan mempunyai kadar penjanaan semula yang lebih tinggi berbanding dengan jumlah ruang yang sedikit tetapi bersaiz besar. Ini kerana, ruang ini menyediakan suatu habitat atau persekitaran mikro yang kaya dengan pelbagai sumber kepada anak benih. Selain daripada keamatan cahaya (Krauss et al. 2008; McKee 1995), suhu dan kadar kemasinan air (Krauss et al. 2008), jumlah hujan (Hiernaux et al. 2009), kelembapan bandingan (Ball & Farquhar 1984) dan nilai pH (Onwugbuta-Enyi, Onuegbu & Zuofa 2008) adalah faktor yang mempengaruhi kadar penjanaan semula hutan paya bakau. Tambahan lagi, komposisi spesies, sumber nutrien daripada tanah dan corak aliran serta kekerapan air pasang turut mempengaruhi kemandirian, pertumbuhan dan pembiakan spesies pokok bakau yang akhirnya memberi kesan terhadap kadar penjanaan semula hutan ini (McKee,

Mendelsohn & Hester 1988; Smith 1992; Snedaker 1982; Thom 1967; Twilley et al. 1996).

Kekerapan atau bilangan ruang di dalam empat plot menunjukkan tren yang seragam dengan kehadiran ruang kanopi semakin bertambah mengikut masa. Purata kekerapan bagi kesemua plot kajian mengikut tahun adalah 1.50 ± 0.29 bagi tahun 2006, 2.50 ± 0.65 bagi tahun 2010, 2.75 ± 0.75 bagi tahun 2012 dan 4.25 ± 0.25 bagi tahun 2014. Sementara itu, kekerapan ruang kanopi mengikut plot atau kawasan kajian adalah 0.5 ruang tahun⁻¹ bagi plot A, C dan D. Manakala 0.63 ruang tahun⁻¹ dicatatkan bagi plot B (Jadual 3). Walau bagaimanapun, kekerapan yang dicerap di dalam kajian ini amatlah rendah berbanding bilangan ruang yang dicerap di Hutan Simpan Matang, Perak (Amir 2012). Keadaan ini berikutan aktiviti sambaran petir yang kurang kerap diterima berbanding di Matang, Perak. Perbandingan ini menunjukkan bahawa gangguan yang kerap boleh meningkatkan pembentukan ruang kanopi.

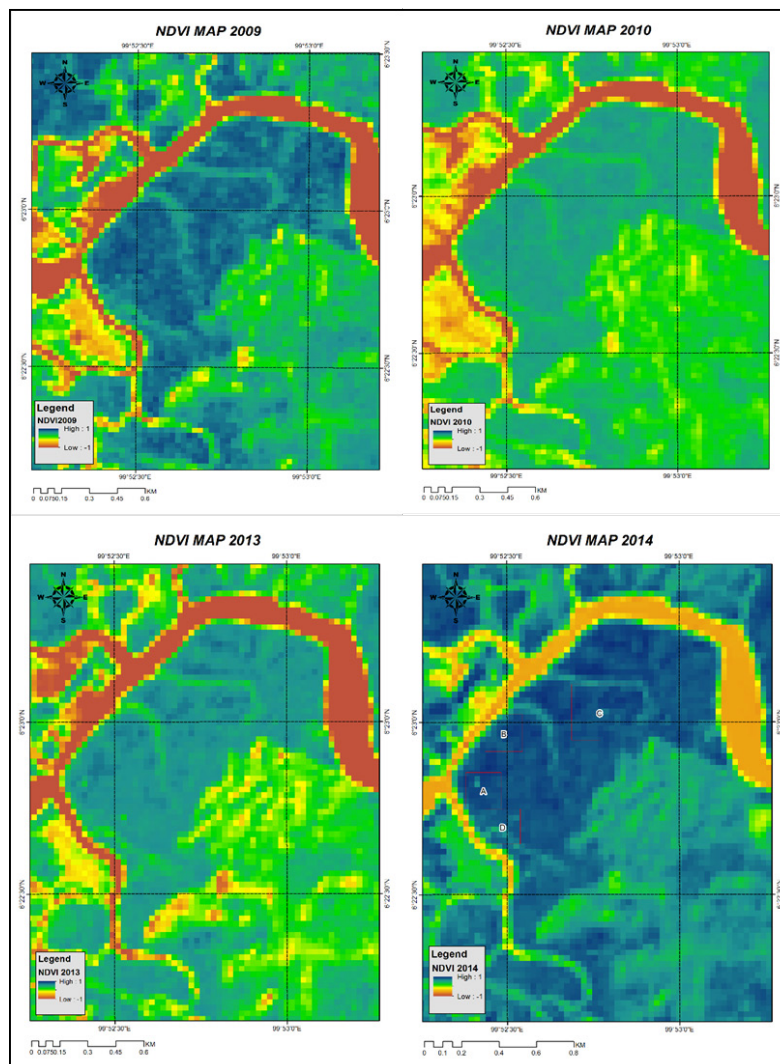
Kadar penjanaan semula ruang dan penganggaran penjanaan semula kanopi adalah bergantung kepada saiz dan kekerapan pembentukan ruang. Purata kadar penjanaan semula ruang di setiap plot kajian menunjukkan bahawa plot D mempunyai kadar yang paling tinggi iaitu 148.11 ± 138.83 m² tahun⁻¹. Diikuti plot A dengan kadar 140.62 ± 54.97 m² tahun⁻¹. Kemudian plot B merekodkan kadar 99.30 ± 96.20 m² tahun⁻¹. Plot C pula mempunyai kadar penjanaan semula ruang yang paling rendah dengan nilai 55.90 ± 58.94 m² tahun⁻¹ (Jadual 4).

Penjanaan semula kanopi di Hutan Simpan Sungai Kisap menunjukkan purata julat yang amat besar bermula dari 38 hingga 5529 tahun. Purata penjanaan semula kanopi mengikut tahun adalah stabil dengan masa yang diambil adalah semakin berkurang mengikut masa. Sebagai contoh, pada tahun 2010, purata masa yang diambil bagi penjanaan kanopi di Hutan Simpan Sungai Kisap adalah selama 5920.99 ± 3109.29 tahun, kemudian masa yang diambil semakin berkurang pada tahun 2012 dengan 1675.66 ± 1488.66 tahun. Pada tahun terakhir, iaitu 2014 merekodkan masa penjanaan semula yang terendah iaitu selama 432.75 ± 197.40 tahun (Jadual 5).

Kadar penjanaan semula hutan dalam kajian ini menunjukkan nilai yang tidak tekal kerana terdapat nilai yang terlalu tinggi dan terlalu rendah sama ada mengikut tahun atau mengikut plot. Mengikut lokasi kajian (plot), kadar penjanaan semula hutan telah direkodkan dalam julat

4 hingga 2500 tahun/ha (Jadual 4). Manakala, mengikut tahun, julat yang ditunjukkan adalah 10 hingga 308 tahun/ha (Jadual 5). Perbezaan yang ketara dapat dilihat di Pulau Kecil, Matang, Perak dengan anggaran kadar penjanaan semula hutannya adalah 22.38 ± 8.5 tahun/ha (Amir 2012). Anggaran ini adalah bersamaan dengan kitar pusingan 30 tahun penebangan hutan paya bakau yang telah diamalkan oleh Jabatan Perhutanan Negeri Perak yang sangat dikenali dengan sistem pengurusan hutan paya bakau yang terbaik.

Sebagai perbandingan, peta NDVI bagi keempat-empat tahun (2009, 2010, 2013, 2014) ini menunjukkan perbezaan litupan tumbuhan di Hutan Simpan Sungai Kisap, Pulau Langkawi (Rajah 3). Daripada peta ini, perubahan kawasan yang dilitupi tumbuhan atau kawasan hutan mulai berkurang secara signifikan daripada tahun 2010 ke 2013 (Jadual 6). Ini adalah disebabkan terdapat pembangunan di kawasan hutan ini yang telah mengurangkan nilai indeks litupan hutan. Pengurangan ini adalah sebanyak 40.7%.



RAJAH 3. Litupan tumbuhan di Hutan Simpan Sungai Kisap, Pulau Langkawi mengikut tahun

JADUAL 4. Rumusan anggaran purata kadar penjanaan ruang, penjanaan semula kanopi dan kadar penjanaan semula hutan mengikut mengikut kawasan kajian dalam tempoh lapan tahun

Parameter	Plot A	Plot B	Plot C	Plot D
Penjanaan semula ruang (m ² /tahun)	140.62 (±54.97)	99.30 (±96.20)	55.90 (±58.94)	148.11 (±138.83)
Penjanaan semula kanopi (tahun/ha)	396.72 (±155.50)	5529.25 (±3198.30)	38.85 (±748.74)	4729.04 (±3442.03)
Penjanaan semula hutan (tahun/ha)	99.18 (±38.88)	2457.45 (±1421.47)	4.32 (±83.19)	1182.26 (±860.51)

JADUAL 5. Rumusan purata kekerapan, kadar penjanaan ruang, penjanaan semula kanopi dan kadar penjanaan semula hutan mengikut tahun bagi Hutan Simpan Sungai Kisap, Pulau Langkawi

Parameter	2006	2010	2012	2014
Kekerapan ruang	1.5 (±0.29)	2.5 (±0.65)	2.75 (±0.75)	4.25 (±0.25)
Penjanaan semula ruang (m ² /tahun)		61.54 (±33.94)	50.57 (±66.89)	220.84 (±84.78)
Penjanaan semula kanopi (tahun/ha)		5920.99 (±3109.29)	1675.66 (±1488.66)	423.75 (±197.40)
Penjanaan semula hutan (tahun/ha)		307.58	77.33	10.25

JADUAL 6. Keluasan kawasan litupan berdasarkan nilai NDVI di Hutan Simpan Sungai Kisap, Pulau Langkawi mengikut tahun

Tahun	Keluasan (ha)	
	<0 (bukan litupan tumbuhan)	0-1 (dengan litupan tumbuhan)
2009	20.99	269.17
2010	20.25	269.91
2013	35.33	254.83
2014	36.08	254.08

Daripada nilai indeks dan peta NDVI ini, boleh dilihat bahawa gangguan persekitaran, terutamanya gangguan antropogen juga adalah penyumbang kepada kedinamikan penjanaan semula hutan. Ia bukan sahaja mempengaruhi nilai indeks kesihatan sesuatu hutan, malah ia mempengaruhi kadar penjanaan semula hutan tersebut. Dengan pengurangan kawasan yang mempunyai nilai indeks yang tinggi, jelas menunjukkan kawasan ini menghadapi gangguan penebusgunaan kawasan hutan.

KESIMPULAN

Penjanaan semula di Hutan Simpan Sungai Kisap menunjukkan kadar yang tidak tekal kerana terdapat kadar yang tinggi, sederhana dan juga rendah. Ini disebabkan

oleh pembentukan ruang dengan kekerapan yang berbeza-beza pada kawasan dan waktu yang berbeza. Kekerapan dan saiz ruang kanopi merupakan faktor utama dalam penganggaran kadar penjanaan semula hutan. Namun begitu, pembentukan ruang kanopi secara berlebihan juga boleh menjejaskan proses penjanaan semula jadi hutan paya bakau.

Oleh itu, gangguan perlu diuruskan dengan baik supaya proses penjanaan semula kanopi hutan sentiasa berada di tahap optimum sebagaimana yang dijalankan di Hutan Paya Bakau Matang, Perak. Amalan pengurusan hutan paya bakaunya sangat dikenali sebagai sistem pengurusan yang terbaik. Pengurusan yang baik adalah kunci kepada kestabilan dalam penjanaan semula jadi hutan paya bakau di samping memperoleh manfaat daripadanya.

Pemerhatian jangka panjang bagi pembentukan dan penutupan ruang kanopi di Pulau Langkawi adalah amat penting untuk menganggar dan meramalkan masa depan dan kestabilan hutan. Dengan adanya pelbagai kaedah dan aplikasi yang moden, kekangan untuk menjalankan kajian seumpama ini dapat diatasi. Penggunaan Penderiaan Jarak Jauh dan Sistem Informasi Geografi (GIS) telah mengurangkan kesulitan dan kos, malah kajian juga mampu dijalankan meliputi pelbagai kawasan dan waktu.

PENGHARGAAN

Kami ingin mengucapkan terima kasih dan penghargaan kepada semua pihak yang terlibat, terutamanya pihak Pejabat Renjer Langkawi, Lembaga Pembangunan Langkawi (LADA), Persatuan Nelayan Kilim dan Universiti Malaysia Terengganu atas bantuan dan bimbingan sepanjang proses kajian ini. Kajian ini telah dibiayai oleh geran penyelidikan UKM-AP-PLW-01/2009 dan UKM-ST-06-FRGS-0247-2010.

RUJUKAN

- Amir, A.A. 2012. Canopy gaps and the natural regeneration of Matang mangroves. *Forest Ecology and Management* 269: 60-67.
- Azhar Muda & Nik Mohd Shah Nik Mustafa. 2003. *A Workings Plan for the Matang Mangrove Forest Reserve Perak: The Third 10-Year Period (2000-2009) of the Second Rotation*. Ipoh, Perak: State Forestry Department. ms. 319.
- Ball, M.C. & Farquhar, G.D. 1984. Photosynthetic and stomatal responses of two mangrove species, *Aegiceras corniculatum* and *Avicennia marina*, to long term salinity and humidity conditions. *Plant Physiology* 74(1): 1-6.
- Brokaw, N.V. 1982. The definition of treefall gap and its effect on measures of forest dynamics. *Biotropica* 14: 158-160.
- Brokaw, N.V. & Scheiner, S.M. 1989. Species composition in gaps and structure of a tropical forest. *Ecology* 70 (3): 538-541.
- Clarke, P.J. & Allaway, W.G. 1993. The regeneration niche of the grey mangrove (*Avicennia marina*): Effects of salinity, light and sediment factors on establishment, growth and survival in the field. *Oecologia* 93: 548-556.
- Clarke, P.J. & Kerrigan, R.A. 2000. Do forest gaps influence the population structure and species composition of mangrove stands in Northern Australia? *Biotropica* 32(4a): 642-652.
- Craighead, E.C. 1971. *The Trees of South Florida*, Vol 1. Florida: University of Miami Press Coral Gables.
- Denslow, J.S. 1987. Tropical rainforest gaps and tree species diversity. *Annual Review of Ecology & Systematic* 18: 431-451.
- Duke, N.C. 2001. Gap creation and regenerative processes driving diversity and structure of mangrove ecosystems. *Wetlands Ecology Management* 9: 257-269.
- Duke, N.C. 1992. Mangrove floristics and biogeography. Dlm. *Tropical Mangrove Ecosystems: Coastal and Estuarine Studies Series*. Jilid ke 4, disunting oleh Robertson, A.I. & Alongi, D.M. Washington: American Geophysical Union. hlm. 63-100.
- Duke, N.C., Pinzón, Z.S. & Prada, M.C. 1999. Recovery of tropical mangrove forests following a major oil spill: A study of recruitment, growth, and the benefits of planting. Dlm. *Mangrove Ecosystems in Tropical America*, disunting oleh Yáñez-Arancibia, A. & Lara-Domínguez, A.L. Silver Spring: Instituto de Ecología A.C. Mexico, UICN/ORMA Costa Rica, and NOAA/NMFS. hlm. 231-254.
- Ellison, A.M. & Farnsworth, E.J. 1993. Seedlings survival, growth and response to disturbance in Belize Mangal. *American Journal of Botany* 80: 1137-1145.
- ESRI. 2015. *ArcGIS Release 10.4*. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute.
- Ewel, K.C., Zheng, S., Pinzón, Z.S. & Bourgeois, J.A. 1998. Environmental effects of canopy gap formation in high-rainfall mangrove forests. *Biotropica* 30(4): 510-518.
- Green, E.P., Clark, C.D., Mumby, P.J., Edwards, A.J. & Ellis, A.C. 1998. Remote sensing techniques for mangrove mapping. *International Journal of Remote Sensing* 19(5): 935-956.
- Hartshorn, G.S. 1980. Neotropical forest dynamics. *Biotropica* 12(2) (Supplement: Tropical Succession): 23-30.
- Hiernaux, P., Diarra, L., Trichon, V., Mougin, E., Soumaguel, N. & Baup, F. 2009. Woody plant population dynamics in response to climate changes from 1984 to 2006 in Sahel (Gourma, Mali). *Journal of Hydrology* 375(1-2): 103-113.
- Hsieh, H.C. & Cheng, C.C. 1995. An analysis of vegetation greenness of Fu-Shan with SPOT XS multitemporal data. *Bulletin of Taiwan Forestry Research Institute* 10: 105-120.
- Hubbell, S., Foster, R., O'Brien, S. Harms, K., Condit, R., Wechsler, B., Wright, S. & Loo de Lao, S. 1999. Light - gap disturbances, recruitment limitation and tree diversity in a neotropical forest. *Science* 283(5401): 554-557.
- Imai, N., Takyu, M., Nakamura, Y. & Nakamura, T. 2006. Gap formation and regeneration of tropical mangrove forests in Ranong, Thailand. *Plant Ecology* 186: 37-46.
- Kovacs, J.M., Flores-Verdugo, F., Wang, J. & Aspdén, L.P. 2004. Estimating leaf area index of a degraded mangrove forest using high spatial resolution satellite data. *Aquatic Botany* 80(1): 13-22.

- Krauss, K.W., Lovelock, C.E., McKee, K.L., López-Hoffman, L., Ewe, S.M.L. & Sousa, W.P. 2008. Environmental drivers in mangrove establishment and early development: A review. *Aquatic Botany* 89: 105-127.
- Lieberman, D., Lieberman, M., Peralta, R. & Hartshorn, G. 1985. Mortality patterns and stand turnover rates in a wet tropical forest in Costa Rica. *The Journal of Ecology* 73: 915-924.
- Lin, W.T., Lin, C.Y. & Chou, W.C. 2006. Assessment of vegetation recovery and soil erosion at landslides caused by a catastrophic earthquake: A case study in Central Taiwan. *Ecological Engineering* 28(1): 79-89.
- Lu, D., Mausel, P., Brondizio, E. & Moran, E. 2004. Relationships between forest stand parameters and Landsat TM spectral responses in the Brazilian Amazon Basin. *Forest Ecology and Management* 198(1-3): 149-167.
- McKee, K.L. 1995. Seedling recruitment patterns in a Belizean mangrove forest: Effects of establishment ability and physico-chemical factors. *Oecologia* 101(4): 448-460.
- McKee, K.L., Mendelssohn, I.A. & Hester, M.W. 1988. Reexamination of pore water sulfide concentrations and redox potentials near the aerial roots of *Rhizophora mangle* and *Avicennia germinans*. *American Journal of Botany* 75(9): 1352-1359.
- Onwugbuta-Enyi, J.A., Onuegbu, B.A. & Zuofa, K. 2008. Edaphic factors and survival of a red mangrove species (*Rhizophora mangle*) in two mangrove swamp soils. *African Journal of Plant Science* 2(6): 49-51.
- Pickett, S.T.A. & White, P.S. 1985. *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. New York: Academic Press.
- Ricklefs, R.E. & Latham, R.E. 1993. Global patterns of species diversity in mangrove floras. Dlm. *Species Diversity in Ecological Communities*, disunting oleh Ricklefs, R.E. & Schluter, D. Chicago: University of Chicago Press. hlm. 215-229.
- Schowengerdt, R. 1997. *Remote Sensing, Models and Methods for Image Processing*. 2nd ed. Toronto: Academic Press. hlm. 522.
- Sherman, R.E., Fahey, T.J. & Battles, B.B. 2000. Small-scale disturbance and regeneration dynamics in a neotropical mangrove forest. *Journal of Ecology* 88(1): 165-178.
- Smith III, T.J. 2004. *Development of a Long-Term Sampling Network to Monitor Restoration Success in the Southwest Coastal Everglades: Vegetation, Hydrology, and Sediments*. U.S. Geological Survey, Fact Sheet FS-2004-3015. <http://sofia.usgs.gov/publications/fs/2004-3015/>
- Smith III, T.J. 1992. Forest structure. *Tropical Mangrove Ecosystems* 41: 101-136.
- Smith III, T.J. 1987. Seed predation in relation to tree dominance and distribution in mangrove forests. *Ecology* 68: 266-273.
- Snedaker, S.C. 1982. Mangrove species zonation: Why? Dlm. *Contributions to the Ecology of Halophytes. Tasks for Vegetation Science, Vol 2.*, disunting oleh Sen, D.N. & Rajpurohit, K.S. Dordrecht: Springer. hlm. 111-125.
- Thom, B.G. 1967. Mangrove ecology and deltaic geomorphology: Tabasco, Mexico. *The Journal of Ecology* 55(2): 301-343.
- Twilley, R.R., Snedaker, S.C., Yanez-Arancibia, A. & Medina, E. 1996. Biodiversity and ecosystem processes in tropical estuaries: Perspectives from mangrove ecosystems. Dlm. *Functional Roles of Biodiversity: A Global Perspective*, disunting oleh Mooney, H.A., Cushman, J.H., Medina, E., Sala, O.E. & Schulze, E-D. New York: John Wiley and Sons. hlm. 327-370.
- Valverde, T. & Silvertown, J. 1997. Canopy closure rate and forest structure. *Ecology* 78(5): 1555-1562.
- Whelan, K.R. 2005. The successional dynamics of lightning-initiated canopy gaps in the Mangrove Forests of Shark River, Everglades National Park, USA. Dissertation. Miami: Florida International University (tidak diterbitkan).
- Whitmore, T.C. 1984. *Tropical Rain Forest of the Far East*. Oxford: Clarendon Press.

*Pengarang untuk surat-menyurat; email: wan_elani@yahoo.com