

## PENDUGAAN LAJU SEDIMENTASI DAN DISPERSI LIMBAH PARTIKEL ORGANIK DARI BUDI DAYA BANDENG DALAM KERAMBA JARING APUNG DI LAUT

Rachmansyah, Makmur, dan Kamaruddin

### ABSTRAK

Penelitian bertujuan untuk menduga laju sedimentasi dan dispersi partikel organik yang berasal dari keramba jaring apung (KJA) bandeng di laut seluas 84 m<sup>2</sup> ke dasar perairan sekitar KJA. Laju sedimentasi diukur dengan *sediment trap* yang dipasang pada jarak 0, 25, 50, 75, dan 100 m dari KJA. Peruntutan sumber sedimen di sekitar KJA dilakukan dengan analisis asam lemak pada sampel pakan dan sedimen. Dispersi partikel organik di dasar perairan diukur berdasarkan data laju sedimentasi, kedalaman perairan, kecepatan arus, kecepatan pengendapan partikel, beban limbah organik dari KJA bandeng. Luas dampak bentik akibat deposisi partikel bahan organik dari KJA diduga menggunakan model Gowen yang dimodifikasi. Laju sedimentasi di bawah KJA antara 8,22—34,18 (27,14 ± 8,98) g m<sup>2</sup> hr<sup>-1</sup> lebih tinggi dibandingkan lokasi pengamatan yang berjarak 75—100 m. Dispersi partikel organik mencapai jarak 9—66 m dari KJA. Luas dampak bentik mencapai 493—1.097 (702 ± 167) m<sup>2</sup> dengan intensitas deposisi beban C organik antara 0,01—0,20 kg m<sup>-2</sup> selama periode pemeliharaan. Untuk menghindari penumpukan beban limbah, jarak antar rakit disarankan minimal 100 m.

**ABSTRACT:** *Assessment of sedimentation rate and dispersion of organic particle waste from milkfish culture in marine floating net cage farming. By: Rachmansyah, Makmur, and Kamaruddin*

*The research aims to assess sedimentation rate and organic particle dispersion from an 84 m<sup>2</sup> marine milkfish farming into the surrounding environment. Sedimentation rate was measured using the sediment traps, each consisting of a set of three individual traps on the same mooring line, positioned 1-m above the seabed at the distance of 0, 25, 50, 75, and 100 m from the raft. As both fish food and sediment have distinctive fatty acid profiles, the relative proportion of food and or sediment could be determined. The dispersion of organic particles from the raft was measured respectively based on waters depth, current velocity, and particle settling speed. The results showed that sedimentation rate at the center of the raft until 50 m distance from the raft is around 8.22—34.18 (27.14 ± 8.98) g m<sup>2</sup> d<sup>-1</sup> greater than at 75 and 100 m distance. Organic particles dispersion and deposition reaching 9—66 m from the raft. The benthic impact area is 493-1,097 (702 ± 167) m<sup>2</sup>, which is deposition organic carbon loading between 0.01—0.20 kg m<sup>-2</sup> for rearing period. The distance between farms, therefore, should be set at 100 m to avoid unnecessary organic particle load in the farm that might harm the fish cultured.*

**KEYWORDS:** *sedimentation, dispersion, organic particle, milkfish marine farming*

### PENDAHULUAN

Salah satu penyebab penurunan kualitas lingkungan perairan pesisir adalah buangan limbah budi daya selama operasional yang mengandung konsentrasi tinggi bahan organik dan nutrisi sebagai konsekuensi dari masukan akuainput dalam budi daya yang menghasilkan sisa pakan dan feses yang terlarut ke dalam perairan sekitarnya (Johnsen *et al.*, 1993; Buschmann *et al.*, 1996; McDonald *et al.*, 1996; Boyd *et al.*, 1998; Boyd, 1999; Horowitz & Horowitz, 2000; Montoya & Velasco, 2000; Goldberg *et al.*, 2001; Anonymous, 2002). Dalam perikanan budi daya secara komersial sebanyak 30% dari total pakan yang

diberikan tidak dikonsumsi oleh ikan dan sekitar 25%—30% dari pakan yang dikonsumsi tersebut akan diekskresikan (McDonald *et al.*, 1996).

Budi daya bandeng dalam keramba jaring apung (KJA) di laut sepenuhnya mengandalkan masukan pakan berupa pelet yang mencapai kisaran 60%—70% dari biaya operasional dengan konversi pakan antara 2,0—2,5 (Rachmansyah *et al.*, 2002) sekaligus diduga sebagai pemasok limbah organik yang potensial. Rachmansyah *et al.* (2003) melaporkan beban limbah organik dari KJA bandeng mencapai 328 kg/ton produksi ikan dengan rasio feses terhadap total pakan mencapai 14,52%. Pakan yang diberikan

sebagian besar akan dimanfaatkan oleh ikan. Melalui proses pencernaan akan diperoleh energi dan nutrisi yang tersimpan dalam jaringan ikan sebagai biomassa. Sisanya sebagai hasil ekskresi baik dalam bentuk terlarut maupun feses yang terbuang ke dalam badan air dan mengalami proses pelarutan, sedimentasi, mineralisasi, dan dispersi. Sementara sisa pakan yang tidak termakan akan mengalami pelarutan, pemangsaan oleh hewan lain, serta sedimentasi. Sisa pakan dan feses yang terbuang ke lingkungan perairan sekitar KJA merupakan potensi sumber bahan organik dan nutrisi yang dapat mempengaruhi tingkat kesuburan dan kelayakan kualitas air bagi kehidupan ikan budi daya.

Permasalahan budi daya KJA di lapangan adalah belum tertibnya tata letak atau jarak penempatan antar unit KJA yang optimal. Keberadaannya saling berdesakan pada suatu wilayah pengembangan budi daya sebagai akibat belum adanya acuan regulasi. Kondisi ini akan mengakibatkan terjadinya timbunan limbah organik di dasar KJA yang berlebih karena sedimentasi dan dispersi limbah organik diperkirakan hanya di sekitar KJA. Timbunan bahan organik di dasar KJA yang tidak terkontrol dapat memicu perubahan sifat fisika, kimia, dan biologi sedimen dasar perairan dan berdampak pada degradasi kualitas lingkungan perairan bagi budi daya itu sendiri. Kematian massal populasi ikan budi daya dalam KJA akibat perubahan parameter kualitas air yang mendadak merupakan salah satu contoh dampak timbunan limbah organik di dasar KJA yang dipicu oleh terjadinya proses pembalikan massa air yang mengandung senyawa beracun dari dasar perairan ke kolom air permukaan. Untuk mengantisipasi penurunan kelayakan habitat dan dampaknya terhadap lingkungan perairan budi daya, maka penting untuk melakukan pendugaan laju sedimentasi dan dispersi limbah organik di dasar perairan sekitar KJA sebagai acuan regulasi penataan tata letak KJA yang optimal.

## METODE PENELITIAN

Pendugaan laju sedimentasi dan dispersi partikel organik dari sistem budi daya bandeng dalam KJA di laut telah dilakukan selama satu siklus pemeliharaan (150 hari) di Teluk Awerange, Kabupaten Barru, Sulawesi Selatan dengan tahapan sebagai berikut:

### Pendugaan Laju Sedimentasi

Pengukuran sedimen di sekitar KJA dilakukan dengan memasang perangkat sedimen yang terbuat dari pipa paralon berdiameter 3 inci sepanjang 50 cm, masing-masing dipasang pada jarak 0, 25, 50, dan 75 m dari titik tengah KJA, pada kedalaman satu meter dari dasar perairan. Kedalaman lokasi KJA 8 m

dan lokasi sampel terjauh mencapai 12 m. Setiap lokasi dipasang 3 paralon dan sampel dikompositkan untuk dianalisis. Koleksi sedimen dilakukan setiap dua minggu. Sampel sedimen dikeringkan, kemudian dianalisis kadar air dan ditimbang bobotnya. Laju sedimentasi dihitung sebagai berikut:

$$\text{Laju sedimentasi (g m}^{-2} \text{ hr}^{-1}) = (Wsd / Ap) / t$$

di mana:

Wsd = bobot kering sedimen dalam (g)

Ap = luas penampang paralon (m<sup>2</sup>)

t = periode koleksi sedimen dalam hari

Pengukuran asam lemak pakan dan sedimen dimaksudkan untuk mengetahui keterkaitan antara pakan dan sedimen sehingga dapat dirunut dan dibuktikan bahwa sedimen yang berada di sekitar KJA bersumber dari sistem budi daya ikan dalam KJA. Johnsen *et al.* (1993) dan McGhie *et al.* (2000) menyatakan asam lemak dapat digunakan sebagai indikator sumber bahan organik di dalam sedimen, karena perbedaan rasio asam lemak antara pakan dan feses dapat digunakan untuk mengestimasi jumlah input pakan dan feses ke sedimen di bawah KJA. Analisis asam lemak dilakukan di Laboratorium Pasca Panen, Balai Penelitian Pasca Panen Pertanian, Bogor, dengan alat bantu Gas Kromatografi (GC) Merk Hitachi, terhadap sampel pakan, sedimen di bawah KJA, dan sedimen yang berjarak 25 m dari KJA. GC dioperasikan pada kondisi sebagai berikut, kolom: DEGS; laju alir N: 50 mL/menit; laju alir H: 2 kgf/cm<sup>3</sup>; detektor: FID; suhu initial: 150°C; suhu final: 180°C; suhu injek: 200°C; suhu detektor: 250°C dan volume injek: 2 mL. Identifikasi komponen asam lemak menggunakan waktu retensi dan konsentrasi dihitung dari luas puncak kromatogram yang diperbandingkan dengan standar.

### Dispersi Limbah Padat dari KJA Bandeng

Dispersi limbah partikel organik ke sedimen tergantung pada kecepatan arus, kedalaman air, dan kecepatan pengendapan. Pendugaan dispersi partikel organik dapat dihitung dengan formula Gowen *et al.* (1989) dalam Barg (1992) sebagai berikut:

$$d = D \times Cv / Sv$$

di mana:

d= dispersi horizontal dari partikel organik (m)

D= kedalaman air di lokasi KJA (m)

Cv= kecepatan arus (m s<sup>-1</sup>)

Sv= kecepatan pengendapan limbah partikel (m s<sup>-1</sup>)

Dinamika dispersi partikel organik disimulasikan dengan alat bantu piranti lunak STELLA Ver@4.02 (High Performance System, Inc. 1996) dengan memasukkan variabel rata-rata kecepatan arus harian Teluk Awerange 0—0,141 m s<sup>-1</sup> dan kedalaman air

9,67 m; serta kecepatan pengendapan feces antara 1,65—3,64 cm s<sup>-1</sup>. Hasil simulasi dikonfirmasi dengan data laju sedimentasi di sekitar KJA.

### Luas Dampak Bentik

Untuk menduga luasan dampak partikel organik, Gillibrand *et al.* (2002) memodifikasi model Gowen dengan pendekatan sebagai berikut: (1) memperhitungkan rentang kecepatan pengendapan materi feces ikan; (2) kedalaman air spesifik lokasi; (3) pendugaan kecepatan arus spesifik lokasi berdasarkan perubahan pasang surut; (4) menghitung masing-masing untuk jarak penyebaran ke arah panjang (D<sub>y</sub>) dan lebar (D<sub>x</sub>) teluk, sehingga wilayah dampak yang dihitung berbentuk elip; (5) menentukan proporsi total massa feces dari suatu KJA untuk setiap kecepatan pengendapan didasarkan atas observasi distribusi normal dari kecepatan pengendapan feces.

Perhitungan jarak penyebaran limbah dengan menggunakan asumsi bahwa teluk berbentuk kolam empat persegi panjang dengan dimensi fisik panjang (L m), permukaan air (A m<sup>2</sup>), volume (V m<sup>3</sup>), dan rentang pasang surut (R m) sehingga diasumsikan mendekati sistem yang sebenarnya. Data yang relevan seperti biomassa ikan (M<sub>s</sub> ton), jarak KJA dengan mulut teluk (X<sub>F</sub> m) dan kedalaman perairan KJA (H<sub>s</sub> m) dimasukkan ke dalam perhitungan jarak penyebaran limbah sebagai berikut:

$$D_x = U_s \cdot H_s / Sv$$

di mana:

U<sub>s</sub> = arus pasang (m s<sup>-1</sup>)

H<sub>s</sub> = kedalaman perairan di lokasi KJA

Sv = kecepatan pengendapan feces (m s<sup>-1</sup>)

Arus pasang surut, U<sub>s</sub> diasumsikan menurun seiring dengan jarak dari mulut teluk dan dihitung dengan persamaan:

$$U_s = U_o \cdot (L - X_f) / L$$

Di mana U<sub>o</sub> adalah arus pasang surut di mulut teluk yang dihitung dari prisma pasang surut dan bidang melintang teluk (X<sub>A</sub> = V/L m<sup>2</sup>) adalah:

$$U_o = \pi \cdot A \cdot R / (X_A \cdot P)$$

Di mana P adalah periode pasang surut semi-diurnal (s), R adalah rentang pasang surut (m), dan A adalah luas permukaan teluk saat pasang (m<sup>2</sup>). Arus pasang surut digunakan untuk menghitung jarak penyebaran karena dapat membawa partikel dari KJA akibat adanya arus pasang surut. Ini merupakan asumsi bahwa partikel menyebar rata ke seluruh area yang ditentukan oleh jarak penyebaran. *Database* berpegang pada rata-rata rentang pasang tinggi, sedangkan pengaruh siklus pasang dan surut tidak dipertimbangkan. Hal ini diakui bahwa perhitungan

amplitudo arus pasang surut tidak merefleksikan variasi amplitudo arus pasang surut yang diobservasi dalam sistem teluk akibat pengaruh topografi. Akan tetapi penyederhanaan ini telah cukup memadai dan diperlukan. Model ini bertujuan tidak memprediksi distribusi pengendapan partikel limbah secara pasti tetapi untuk menyediakan suatu skala penduga wilayah dampak. Kecepatan pengendapan Sv adalah spesifik sehingga jarak penyebaran D<sub>x</sub> untuk suatu lokasi dapat dihitung. Jarak penyebaran melintang teluk D<sub>y</sub> dihitung sama dengan D<sub>x</sub> sebagai berikut:

$$D_y = V_s \cdot H_s / Sv$$

Di mana V<sub>s</sub> adalah arus pasang surut melintang teluk (m s<sup>-1</sup>). Nilai V<sub>s</sub> tidak dapat dihitung dengan cara seperti U<sub>s</sub> jika nilai puncak pasang surut di dalam teluk tidak diketahui. Arus pasang surut melintang dihitung dengan skala nilai arus pasang surut memanjang teluk melalui rasio lebar : panjang teluk sebagai berikut:

$$V_s = U_s \cdot W / L$$

Dimana W adalah lebar teluk diperoleh dari W = A/L (m). Lebar teluk memiliki arus pasang surut melintang teluk dibandingkan dengan besarnya amplitudo memanjang teluk, di mana panjang dan sempit teluk akan banyak melemahkan amplitudo arus melintang sehingga jarak penyebaran melintang teluk menjadi lebih kecil. Jarak penyebaran D<sub>x</sub> dan D<sub>y</sub> kemudian dimodifikasi dengan memasukkan pengaruh difusi horizontal yang merupakan proses penting dalam penyebaran horizontal partikel limbah. Koefisien distribusi horizontal KH (m<sup>2</sup> s<sup>-1</sup>), suatu skala panjang dispersi yang diperoleh dari  $\sigma_x = \sqrt{2 \cdot K_H \cdot t}$  di mana t (s) adalah skala waktu difusi terjadi. Dalam aplikasinya, skala waktu merupakan waktu di mana partikel mengendap melalui kolom air yang diperoleh dari:  $t = H_s / Sv$ . Karena itu, jarak penyebaran ditambah dengan:

$$D_x = D_x + \sqrt{2 \cdot K_H \cdot H_s / Sv}$$

$$D_y = D_y + \sqrt{2 \cdot K_H \cdot H_s / Sv}$$

Dengan K<sub>H</sub> diset pada 0,1 m<sup>2</sup> s<sup>-1</sup> (Turrel, 1990 dalam Gillibrand *et al.*, 2002).

Silvert (1996) dalam Gillibrand *et al.* (2002) menghitung dampak area dasar perairan (A<sub>1</sub> m<sup>2</sup>) sebagai berikut:

$$A_1 = A_f + pD^2$$

Dimana A<sub>f</sub> adalah luas KJA (m<sup>2</sup>), D adalah perhitungan tunggal jarak penyebaran (m). Akan tetapi perhitungan ini tidak menghitung seluruh wilayah dampak yang ada oleh pelepasan partikel yang keluar dari KJA, karena itu Gillibrand *et al.* (2002) melakukan modifikasi sebagai berikut:

Model yang ada mengasumsikan bahwa partikel dapat diekskresikan ikan pada setiap lokasi di dalam wilayah KJA. Karena itu, wilayah dampak dibatasi oleh partikel yang lepas pada batas wilayah budi daya. Perhitungan ini memerlukan suatu ilustrasi perkiraan dimensi KJA areal keramba  $A_C$ , dapat diestimasi dari biomassa  $M_S$  (ton), dengan asumsi bahwa kepadatan stok  $S_D$ , dan kedalaman jaring  $C_D$ , maka:

$$A_C = \frac{M_S}{S_D \cdot C_D}$$

Jika keramba dikelompokkan menjadi satu unit rakit, maka areal budi daya akan lebih besar dibandingkan dengan areal keramba. Sebagai ilustrasi luas rakit  $7 \times 12 \text{ m}^2$  memuat 10 keramba masing-masing berukuran  $2 \times 2 \text{ m}^2$  sehingga luas sarana budi daya  $A_F$  meningkat 110% relatif terhadap areal keramba, sehingga:

$$A_F = 2,1 A_C$$

Jika rakit berbentuk segi empat sama sisi, maka dimensi dari sarana budi daya,  $L_F$  diestimasi dengan:

$$L_F = 0,5 \sqrt{A_F}$$

Hal ini merupakan suatu penyederhanaan, tetapi variasi dalam konfigurasi keramba memerlukan adopsi hubungan yang serupa. Dengan dimensi lahan budi daya dan jarak penyebaran melintang dan memanjang teluk, maka dampak areal dasar perairan  $A_1$  (Sv) sebagai berikut:

$$A_1(Sv) = \pi \cdot (L_F + D_X) \cdot (L_F + D_Y)$$

di mana  $A_1$  dihitung sebagai suatu elip dengan axis utama  $(L_F + D_X)$  dan axis minor  $(L_F + D_Y)$ . Areal  $A_1$  dihitung untuk kecepatan pengendapan tunggal, Sv. Dengan menggunakan rentang kecepatan pengendapan maka sejumlah areal dasar perairan yang dipengaruhi oleh perbedaan ukuran kecepatan pengendapan feces dapat ditentukan.

## HASIL DAN BAHASAN

### Laju Sedimentasi Limbah Padat dari KJA Bandeng

Sebagian besar partikel padat yang berasal dari KJA terdiri atas feces dan pakan yang tidak termakan. Jumlah feces dan pakan tersebut tidak hanya tergantung pada pencernaan pakan tetapi juga terhadap lingkungan sekitar KJA dan faktor-faktor yang terkait dengan budi daya seperti manajemen pakan dan kesehatan ikan (Silvert & Sowles, 1996). Beban limbah organik dari KJA bandeng dapat mencapai 328 kg/ton produksi ikan (rasio konversi pakan 2,3) dan didominasi oleh feces yang mencapai 14,52% dari total pakan yang dikonsumsi sedangkan pakan yang

tidak termakan hanya sekitar 1% dari pakan yang diberikan (Rachmansyah *et al.*, 2003).

Laju sedimentasi di dasar perairan sekitar KJA bandeng selama pemeliharaan 150 hari berkisar antara 8,22—34,18 ( $27,14 \pm 8,98$ )  $\text{g m}^{-2} \text{ hr}^{-1}$  lebih tinggi dibandingkan dengan lokasi pengamatan yang berjarak 100 m dari KJA yaitu antara 2,84—8,81 ( $6,15 \pm 2,99$ )  $\text{g m}^{-2} \text{ hr}^{-1}$  (Tabel 1). Sedimentasi di bawah KJA dan sekitar KJA yang berjarak 25—50 m lebih tinggi dibandingkan yang berjarak 75—100 m dari KJA. Aktivitas budi daya bandeng dalam KJA memberikan kontribusi cukup signifikan terhadap laju sedimentasi yang berasal dari partikel organik (feces dan sisa pakan).

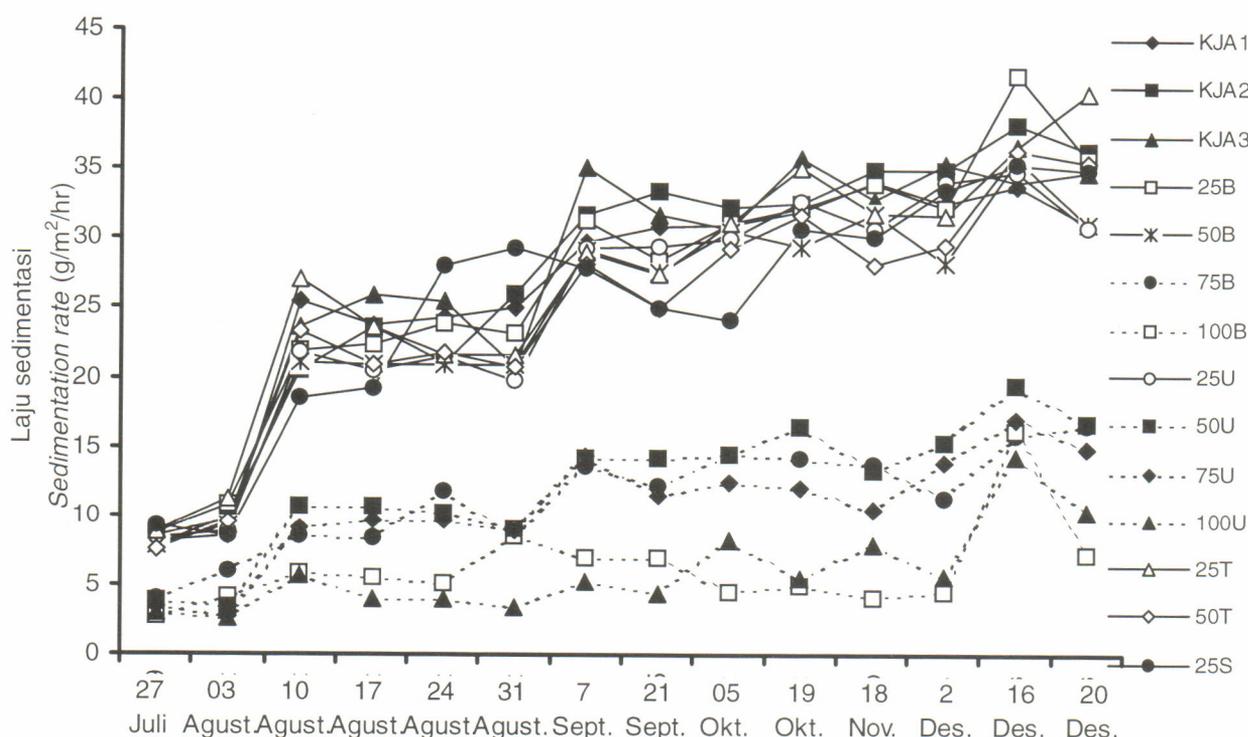
Laju sedimentasi di bagian timur dan barat yang berjarak 25—50 m dari KJA bandeng memiliki pola yang relatif sama dengan bagian utara dan selatan yang berjarak 25 m (Gambar 1). Pola penyebaran sedimen terkait dengan pola arus pasang yang mengarah dari barat dan surut dari arah timur serta arah datang arus tegak lurus posisi KJA, sehingga penyebaran sedimen lebih jauh di bagian timur dan barat. Hal ini menandakan bahwa sedimen yang berasal dari KJA tidak menyebar jauh dari lokasi KJA, dikarenakan kecepatan arus berkisar antara 0—0,141  $\text{m s}^{-1}$ . Posisi KJA dan arah arus pasang surut disajikan pada Gambar 2.

Gowen & Bradbury (1987) dalam Wu (1995) melaporkan bahwa deposit limbah organik diperkirakan mencapai 3  $\text{kg m}^{-2} \text{ th}^{-1}$  di sekitar KJA dan di bawah KJA dapat mencapai 10  $\text{kg m}^{-2} \text{ th}^{-1}$  atau 1,8–31,3  $\text{kgC m}^{-2} \text{ th}^{-1}$ . Partikel bahan organik yang dilepas dari KJA di bagian utara Teluk Aqaba (Laut Merah) bervariasi antara 4,5—12,7  $\text{gC m}^{-2} \text{ hr}^{-1}$  dan menutupi dasar perairan sekitar 17.000  $\text{m}^2$  di bawah KJA (Angel *et al.* [www.mar.dfo-mpo.gc.ca/science/mesd/he/eim/report.html-63k](http://www.mar.dfo-mpo.gc.ca/science/mesd/he/eim/report.html-63k)).

Penelitian Morrisey *et al.* (2000) dengan menggunakan *sediment trap* yang ditempatkan di bawah KJA pada kedalaman 1 meter di atas dasar perairan, diperoleh laju *input* karbon mencapai 463—967  $\text{mmolC m}^{-2} \text{ hr}^{-1}$ , lebih tinggi dibandingkan dengan lokasi kontrol yang berjarak 100 m dari KJA dengan laju *input* karbon 46—53  $\text{mmolC m}^{-2} \text{ hr}^{-1}$ . Sutherland *et al.* (2001) melaporkan laju sedimentasi dari *net-pen* ikan salmonid mencapai 0,77  $\text{g m}^{-2} \text{ jam}^{-1}$  lebih tinggi dibandingkan dengan lokasi kontrol (0,48  $\text{g m}^{-2} \text{ jam}^{-1}$ ) yang berjarak 500 m. Jika laju deposit organik karbon lebih dari 0,70  $\text{kgC m}^{-2} \text{ th}^{-1}$  akan terjadi penurunan keanekaragaman infauna dalam sedimen dan degradasi dasar perairan sehingga ditentukan sebagai nilai kritis yang dapat mengakibatkan degradasi dasar perairan (Gillibrand *et al.*, 2002). Perbedaan laju sedimentasi yang diperoleh

Tabel 1. Laju sedimentasi di dasar KJA bandeng selama periode pemeliharaan 150 hari  
 Table 1. Sedimentation rate of organic particle under milkfish cage farm for 150 days rearing period

Lokasi sampel dari KJA Sample location from cage (m)	21-7-2002 Bulan pertama pemeliharaan The first month of rearing period		30-12-2002 Akhir pemeliharaan The end month of rearing periode		Rataan ± sd Average ± sd
	Partikel organik (Organic particle) (g m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup> )				
0	8.22		34.18		27.14 ± 8.98
25	8.79		35.62		26.15 ± 8.65
50	6.40		27.87		20.62 ± 7.10
75	3.72		15.79		11.09 ± 3.82
100	2.84		8.81		6.15 ± 2.99



Gambar 1. Laju sedimentasi perairan sekitar KJA di Teluk Awerange, Barru selama 150 hari pemeliharaan  
 Figure 1. Sedimentation rate of organic particle in surrounding of milkfish cage farm in Awerange Bay, Barru for 150 days rearing period

dipengaruhi oleh level aktivitas budi daya, beban limbah organik, kedalaman perairan, pola arus, kecepatan arus, serta kecepatan pengendapan partikel organik yang berasal dari KJA, namun memiliki pola yang relatif sama.

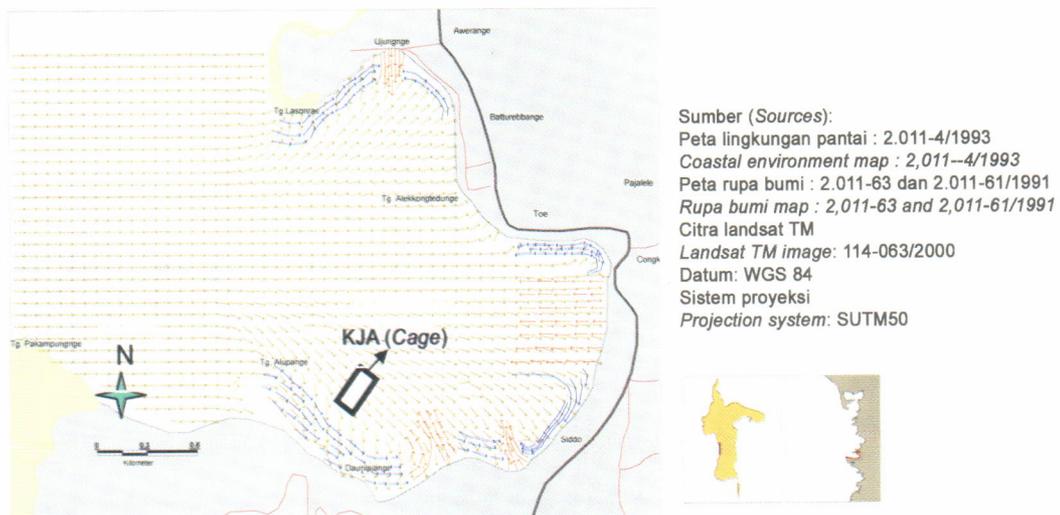
Hasil analisis asam lemak pakan dan sedimen membuktikan bahwa jenis asam lemak yang terdapat di dalam *sample* sedimen di dasar perairan sekitar KJA sama dengan jenis asam lemak yang terdapat di dalam pakan bandeng (Tabel 2). Konsentrasi asam lemak di dalam sedimen cenderung lebih rendah dibandingkan yang terdapat di dalam pakan.

Penelitian ini tidak menganalisis *sample* feses dan sedimen yang berasal dari referensi lokasi (kontrol) sebagai pembanding, disebabkan keterbatasan dana, namun data yang diperoleh telah memberikan indikasi awal pembuktian adanya keterkaitan antara pakan dan sedimen dasar di sekitar KJA.

Limbah padat yang berasal dari KJA terdiri atas beragam ukuran partikel dan kepadatan dan akan berpengaruh terhadap kecepatan pengendapan. Partikel yang lebih besar akan mengendap di dasar perairan sekitar KJA dan dapat berdampak pada bentuk, sementara partikel yang lebih halus cenderung

Tabel 2. Konsentrasi asam lemak pakan dan sedimen dasar perairan berjarak 25 m dari KJA  
 Table 2. Fatty acid concentration in feed and water sediment 25 m from the raft

Asam lemak Fatty acid	Konsentrasi Concentration (% total of fatty acid)				
	Pakan Feed	KJA Raft	Barat KJA West side of raft	Timur KJA East side of raft	Utara KJA North side of raft
Laurat (C12:0)	0.88	0.10	0.08	0.08	0.11
Miristat (C14:0)	5.12	5.62	3.32	2.51	5.04
Palmitat (C16:0)	24.40	17.36	17.06	15.76	19.10
Stearat (C18:0)	23.56	20.99	21.62	20.87	24.07
Oleat (C18:1 w-9)	32.18	11.18	26.25	30.80	22.14
Linoleat (C18:2 w-6)	5.04	2.45	4.16	4.63	7.96
Linolenat (C18:3 w-3)	5.26	4.37	4.37	2.00	3.46
EPA (C20:5 w-3)	3.39	0.62	0.72	0.44	0.53
DHA (C22:6 w-3)	0.19	0.91	0.86	0.88	0.58



Gambar 2. Posisi KJA dan arah arus di Teluk Awerange, Barru  
 Figure 2. Layout of floating net cage and current direction in Awerange Bay, Barru

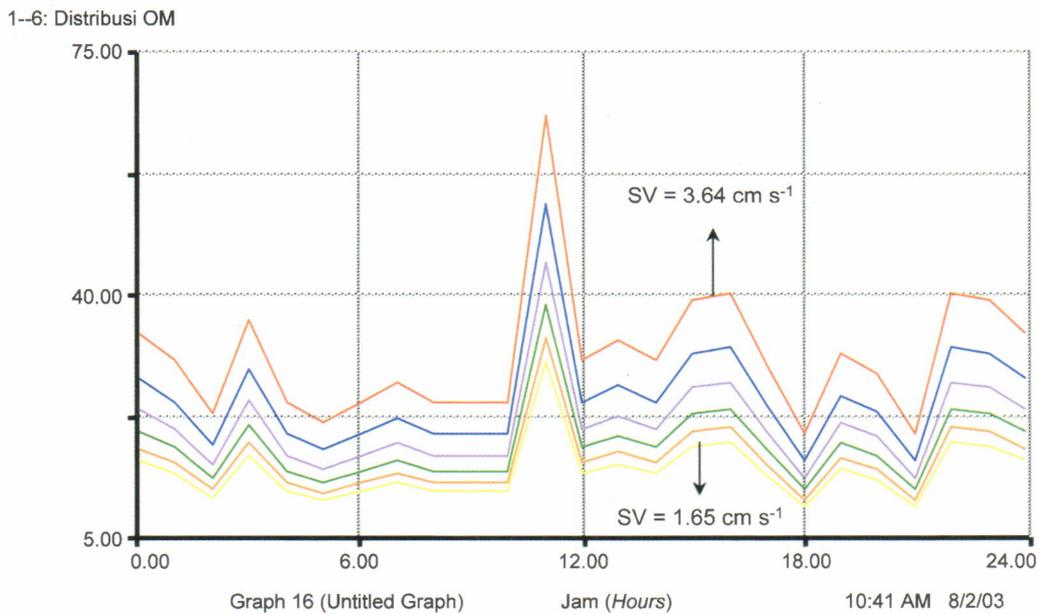
meningkatkan turbiditas di sekitar lokasi budi daya (Silver & Sowles, 1996). Pengendapan partikel akan dipengaruhi oleh kecepatan arus dan kedalaman (Barg, 1992; SE, 2002; Gillibrand *et al.*, 2002). Dispersi partikel padat yang dihasilkan mungkin akan mempengaruhi jarak pengendapan dari KJA. Kecepatan pengendapan yang lebih tinggi akan mengakibatkan partikel mengendap di dekat sekitar KJA. Lokasi terakhir pengendapan partikel akan tergantung pada kondisi bathimetri setempat (lokal), pergantian atau pergerakan massa air, dan flokulasi (SE, 2002).

### Dispersi Partikel Organik

Berdasarkan laju sedimentasi di sekitar KJA menandakan bahwa sedimen tidak menyebar jauh dari

lokasi KJA, dikarenakan kecepatan arus berkisar antara 0—0,141 ms<sup>-1</sup>. Jika rata-rata kecepatan pengendapan feses bandeng 1,65—3,64 (2,26 ± 0,56) cm s<sup>-1</sup> (Kamaruddin & Rachmansyah, 2002) dan kedalaman perairan 9,67 m maka dengan formula Gowen *et al.* (1989) dalam Barg (1992), dispersi partikel feses mencapai jarak antara 9—66 m dari KJA (Gambar 3). Pemusatan sedimentasi dapat menutup dasar perairan mencapai jarak 30 m dari KJA.

Hasil penelitian Morrissey *et al.* (2000) melaporkan bahwa sedimen dasar perairan di bawah KJA yang mengalami perubahan fisika dan kimia tidak lebih dari 50 m dari KJA. Dampak terhadap bentos dapat dengan mudah dideteksi pada sedimen lumpur yang berjarak 25 m dari bagian ujung KJA (Karakassis, 2002), sementara McGhie *et al.* (2000) menyebutkan sebaran



Gambar 3. Hasil simulasi dinamika penyebaran horizontal (m) limbah padat dari KJA di dasar perairan pada kondisi kecepatan arus 0—14,1  $\text{cm s}^{-1}$  dan kecepatan pengendapan 1,65—3,64  $\text{cm s}^{-1}$  dalam periode 24 jam

Figure 3. Dynamic simulation of horizontal dispersion (m) of solid waste from the raft under current velocity condition of 0—14.1  $\text{cm s}^{-1}$  and settling velocity of 1.65—3.64  $\text{cm s}^{-1}$  for 24 hours

beban limbah organik mencapai jarak 20 m dari pusat KJA. Jika dilihat dari kontur sedimen selama kurun waktu pemeliharaan, maka nampak bahwa pemusatan pengendapan bahan organik dan dispersinya membentuk bidang elip di bawah KJA (Gambar 4). Perubahan wilayah dampak yang terjadi diduga akibat perubahan pola arus.

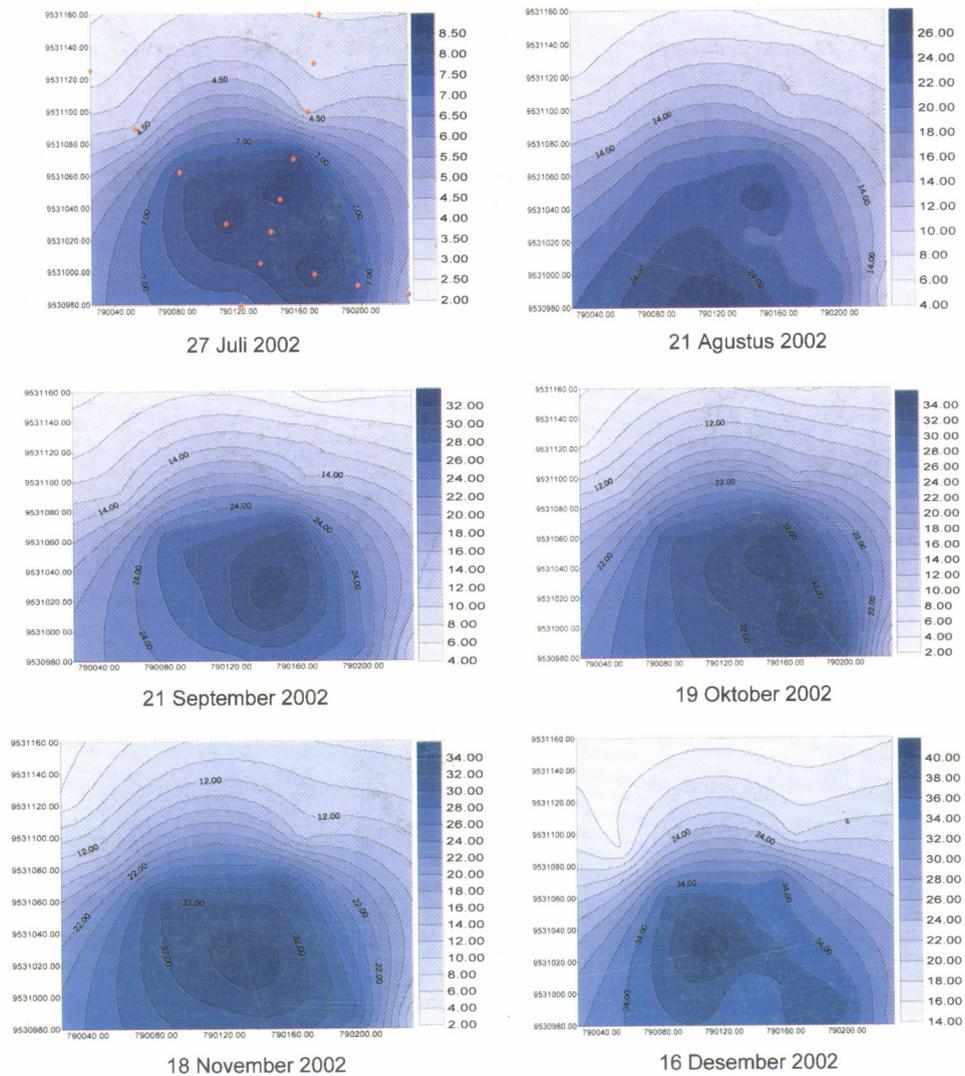
Limbah partikel organik yang berasal dari KJA secara nyata berpengaruh terhadap lingkungan benthik (Anonim, 2002; SE, 2002). Ruiz *et al.* (2001) melaporkan bahwa beban yang berasal dari budi daya ikan sebanyak 30 keramba yang berada pada luasan 7 ha dan kedalaman 20 m, akan berdampak pada hilangnya hamparan padang lamun (*Posidonia oceanica*) seluas 11,29 ha dan 9,86 ha di antaranya telah mengalami degradasi. Karena itu, informasi penyebaran limbah padat di bawah KJA menjadi penting sebagai acuan untuk menentukan tata letak antar unit KJA. Akumulasi logam Zn dan Cu yang bersumber dari pakan dan *antifoulant* dalam sedimen di bawah KJA secara nyata mempengaruhi rekolonisasi sedimen oleh organisme benthik (Morrissey *et al.*, 2000).

Karakteristik sedimen di dasar KJA setelah beroperasi selama 9 bulan (Juni 2002—Maret 2003) telah mengalami perubahan. Kandungan bahan organik meningkat dari 7,6% menjadi 9,2%;  $\text{NO}_3\text{-N}$  dari 15,5 mg/L menjadi 51,8 mg/L;  $\text{PO}_4\text{-P}$  dari 0,16 mg/L menjadi 0,58 mg/L; sementara pHKCl menurun dari 7,97 menjadi 7,68. Karakteristik sedimen tersebut

beserta laju sedimentasi antara 8,22—36,08 ( $27,17 \pm 9,11$ )  $\text{g m}^{-2} \text{hr}^{-1}$  dan pemusatan limbah padat <30 m dari KJA, menandakan bahwa beroperasinya budi daya bandeng dalam KJA dapat mengakibatkan perubahan kondisi sedimen di sekitar KJA. Songsangjinda *et al.* (1993) melaporkan kandungan bahan organik, TN dan TP dalam sedimen kering yang berada di bawah KJA setelah beroperasi selama 3 tahun masing-masing 8,04% C; 718,72  $\text{mgN kg}^{-1}$ ; dan 72,66  $\text{mgP kg}^{-1}$  lebih tinggi dibandingkan dengan sedimen di luar KJA masing-masing 0,78% C; 60,65  $\text{mgN kg}^{-1}$ ; dan 6,62  $\text{mgP kg}^{-1}$ .

Informasi laju sedimentasi dan sebaran sedimen memiliki pola yang relatif sama dengan hasil perhitungan jarak sebaran pengendapan partikel organik. Berarti data laju sedimentasi di sekitar KJA yang diukur dapat mendukung pembuktian bahwa model pendugaan jarak penyebaran pengendapan di sekitar KJA yang didasarkan atas informasi kedalaman, kecepatan arus, dan kecepatan pengendapan dapat menggambarkan wilayah dampak KJA.

Berdasarkan penyebaran limbah padat dari KJA di dasar perairan, maka untuk menghindari penumpukan partikel organik di dasar KJA, tata letak antar unit KJA harus berjarak minimal 2 kali jarak terjauh penyebaran partikel atau >100 meter. Pemulihan lingkungan benthik di dasar KJA dapat dilakukan dengan menerapkan sistem rotasi letak KJA untuk memberikan peluang terjadinya proses



Gambar 4. Kontur laju sedimen organik ( $\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$ ) dari KJA selama periode pemeliharaan bandeng  
 Figure 4. Contour of organic sedimentation rate ( $\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$ ) from the raft for rearing period of milkfish

pemulihan lingkungan bentik secara alami. Di perairan Skotlandia, pemulihan lingkungan bentik di bawah KJA diatur dan dikontrol dengan menerapkan rentang waktu rotasi sekitar 2 tahun, namun proses pemulihan tersebut dalam jangka panjang belum dikaji secara pasti (SE, 2002). CSIRO (2000) melaporkan bahwa setelah selang waktu 11 bulan tanpa adanya KJA ikan salmon di Huon Estuary, Southeastern Tasmania, kondisi *anoxic* di permukaan sedimen berubah menjadi *oxic*, namun limbah organik masih tersisa secara nyata, diduga proses perombakan bahan organik tidak sempurna sehingga berdampak pada pemulihan kondisi sedimen. Penelitian lain tentang pemulihan kondisi lingkungan bentik di bawah KJA yang dilakukan oleh Karakassis *et al.* (1999) dalam Karakassis (2002), menyebutkan bahwa lebih dari 23 bulan setelah KJA dipindahkan, proses *recovery* tidak berjalan sempurna, hal ini ditandai masih banyak ditemukan lapisan

sedimen berwarna hitam dengan kandungan bahan organik yang tinggi dan dalam kondisi *anoxic*. McGhie *et al.* (2000) melaporkan bahwa setelah 12 bulan pengosongan KJA, bahan organik yang berada di permukaan sedimen di bawah pusat KJA masih tertinggal lebih banyak dibandingkan dengan yang berada pada jarak 30 m dari KJA meskipun potensial redox-nya menunjukkan bahwa kondisi *oxic* telah pulih kembali.

Laju mineralisasi limbah di dasar KJA yang tidak beroperasi antara  $5,7\text{--}14,5 \text{ g C m}^{-2} \text{ hr}^{-1}$  ( $476\text{--}1.206 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ hr}^{-1}$ ) dengan waktu pemulihan (*recovery time*) antara 3,4—4,5 tahun pada kondisi rataan minimum kecepatan arus  $1,1 \text{ cm s}^{-1}$  (Morrisey *et al.*, 2000). Angel *et al.* (1995) dalam Morrisey *et al.* (2000), memperoleh laju mineralisasi sedimen di bawah KJA di *Red Sea* antara  $1,8\text{--}5,0 \text{ g C m}^{-2} \text{ hr}^{-1}$  ( $150\text{--}417 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ hr}^{-1}$ ). Berdasarkan berbagai hasil penelitian

dapat diduga bahwa waktu yang diperlukan oleh sedimen di dasar KJA untuk proses *recovery* sangat dipengaruhi oleh kondisi oseanografi lokasi budi daya (topografi, pola arus, kecepatan arus) dan karakteristik fisika, kimia, dan biologi sedimen, pasokan oksigen terlarut yang akan digunakan untuk proses dekomposisi, beban limbah organik (ketebalan sedimen) yang ditentukan oleh intensitas operasional KJA, dan laju mineralisasi bahan organik. Karena itu, proses *recovery* perlu dikaji lebih lanjut sebagai acuan dalam menentukan waktu rotasi atau pengosongan kegiatan KJA untuk memberikan kesempatan pemulihan kondisi sedimen secara alami.

Budi daya ikan laut dapat dikembangkan secara berkelanjutan jika beban limbah dari sistem budi daya dipertahankan berada di bawah kapasitas lingkungan perairan. Hal ini dapat didukung oleh pemilihan lokasi yang tepat, kontrol terhadap kepadatan ikan dan perkembangan unit keramba, perbaikan formulasi pakan, dan penerapan budi daya terpadu (ikan, makroalga, *filter feeder*, dan *deposit-feeder*).

Prediksi deposisi partikel organik cukup kompleks akibat kurangnya informasi ilmiah yang berkaitan dengan kecepatan dan pola arus dalam kolom air, topografi dasar perairan, resuspensi oleh arus pasang, pengaruh *bioturbation*, dan aktivitas biologi lainnya, laju COD dan BOD versus laju pertukaran oksigen ke sedimen, kesemuanya terkait dengan kemampuan ekosistem perairan dapat mendegradasi materi organik dalam proses pemulihan.

### Luas Dampak Bentik

Rataan luas wilayah dampak bentik dari beroperasinya satu unit rakit berukuran 7x12 m<sup>2</sup> yang memuat 10 unit keramba dengan produktivitas 31,25 kg m<sup>-3</sup>, berkisar antara 524–972 m<sup>2</sup> dengan laju deposit C organik antara 0,01–0,20 kg m<sup>-2</sup> selama 150 hari pemeliharaan (Tabel 3). Jika dibandingkan

dengan hasil perhitungan dispersi partikel organik yang diperoleh antara 9–66 m dengan laju sedimentasi terpusat pada jarak 30 m dari ujung KJA, maka luas dampak bentik relatif sama dengan luas dispersi bahan organik. Dengan demikian, dispersi beban limbah dan luas dampak bentik dapat dijadikan acuan dalam menentukan tata letak unit KJA agar tidak terjadi penimbunan beban limbah yang berlebihan.

Selama 150 hari pemeliharaan, laju deposit C organik mencapai antara 0,01–0,2 kgC m<sup>-2</sup>. Gillibrand *et al.* (2002) mengemukakan bahwa batasan laju deposit C organik yang diperkenankan adalah tidak lebih dari 0,7 kgC m<sup>-2</sup> th<sup>-1</sup>, di atas batasan tersebut maka akan terjadi penurunan keanekaragaman infauna dalam sedimen dan degradasi dasar perairan. Model yang dikembangkan Gillibrand *et al.* (2002) belum memasukkan jumlah feses dan pakan yang dimangsa oleh organisme non budi daya sebelum mencapai dasar perairan atau yang telah mengalami pelarutan sehingga akan mempengaruhi luas wilayah dampak. Karena itu, masih banyak informasi ilmiah yang dibutuhkan untuk melengkapi model agar mendekati ke arah kondisi sistem yang sebenarnya. Namun demikian model tersebut dapat digunakan sebagai acuan untuk mengelola sumber daya perikanan budi daya dalam upaya meminimalkan dampak terhadap kondisi dasar perairan di bawah KJA, khususnya yang terkait dengan pengaturan tata letak unit budi daya.

## KESIMPULAN DAN SARAN

### Kesimpulan

1. Laju sedimentasi di bawah KJA sampai radius 50 m antara 8,22–34,18 (27,14 ± 8,98) g m<sup>-2</sup> hr<sup>-1</sup> lebih tinggi dibandingkan yang berjarak 75–100 m dari KJA.
2. Dispersi limbah partikel padat yang berasal dari

Tabel 3. Luas wilayah dampak bentik dan laju deposit C organik pada berbagai kecepatan pengendapan partikel organik

Table 3. *Benthic impact area and C organic deposit rate at different settling velocity of organic particle*

Kecepatan pengendapan <i>Settling velocity</i> (cm s <sup>-1</sup> )	Luas dampak bentik <i>Benthic impact area</i> (m <sup>2</sup> )	Laju deposit C organik selama 150 hari pemeliharaan <i>Deposit rate of C organic for 150 days rearing period</i> (kg m <sup>-2</sup> )
1,650	888--1,097 (972 ± 65)	0.01
2,048	750--904 (812 ± 48)	0.01
2,446	657--777 (705 ± 37)	0.01
2,844	589--686 (628 ± 30)	0.01
3,242	537--618 (570 ± 25)	0.04
3,640.00	496--566 (524 ± 22)	0.20

KJA dapat mencapai radius 9—66 m dari KJA dengan pemusatan sedimentasi terjadi sampai jarak 30 m dari KJA, tergantung pada kedalaman air, kecepatan arus, dan kecepatan pengendapan.

3. Luas wilayah dampak dasar perairan di bawah KJA akibat sedimentasi limbah organik dari KJA dapat mencapai kisaran 493—1.097 ( $702 \pm 167$ ) m<sup>2</sup>.

### Saran

1. Untuk menghindari penumpukan sedimen organik di bawah keramba, maka penempatan antar unit rakit KJA minimal 100 m agar tidak terjadi penimbunan ganda beban limbah partikel organik. Rotasi penempatan rakit disarankan untuk memberikan kesempatan pembasuhan limbah organik secara alami. Data dan informasi ilmiah tentang proses degradasi deposit limbah di dasar perairan setelah pengosongan aktivitas KJA belum tersedia, karena itu penentuan *recovery time* perlu menjadi prioritas penelitian.
2. Strategi pemberian pakan harus menjadi fokus perhatian dalam manajemen budi daya untuk minimasi beban limbah.
3. Studi dampak lingkungan dari kegiatan KJA terhadap dinamika kualitas perairan dan kehidupan organisme bentik perlu dilakukan.

### DAFTAR PUSTAKA

- Angel, D., P. Krost, and B. Silvert. *Benthic effects of fish cage farming in the Gulf of Aqaba, Red Sea*. [www.mar.dfo-mpo.gc.ca/science/mesd/he/eim/report.html-63k](http://www.mar.dfo-mpo.gc.ca/science/mesd/he/eim/report.html-63k). [31 Januari 2002].
- Anonymous. 2002. *Do Fish Farms Pollute the Marine Environment?*. [www.aqua-media.org/home/FAQ/Answers/ans15en.asp](http://www.aqua-media.org/home/FAQ/Answers/ans15en.asp) [7 Maret 2002].
- Barg, U.C. 1992. Guidelines for the promotion of environmental management of coastal aquaculture development. *FAO Fisheries Technical Paper 328*, FAO, Rome, 122 pp.
- Boyd, C.E. 1999. Management of shrimp ponds to reduce the eutrophication potential of effluents. *The Advocate*, December 1999, p: 12—13.
- Boyd, C.E., L. Massaut, and L.J. Weddig. 1998. Towards reducing environmental impacts of pond aquaculture. *INFOFISH International 2/98*, p. 27—33.
- Buschmann, A.H., D.A. Lopez, and A. Medina. 1996. A review of the environmental effects and alternative production strategies of marine aquaculture in Chile, *Aquacultural Engineering*, 15(6): 397—421.
- CSIRO. 2000. *Huon Estuary Study: Summary of the Study*. CSIRO Australia. [www.marine.CSIRO.au/ResProj/CoastEnvMarPol/huonest/Summary.html](http://www.marine.CSIRO.au/ResProj/CoastEnvMarPol/huonest/Summary.html). [15-02-2003].
- Gillibrand, P.A., M.J. Gubbins, C. Greathead, and I.M. Davies. 2002. Scottish Executive Locational Guidelines for Fish Farming: Predicted Levels of Nutrient Enhancement and Benthic Impact. *Scottish Fisheries Research Report 63/2002*. Aberdeen: Fisheries Research Services, 52 pp.
- Goldburg, R.J., Elliot, M.S., Naylorm R.L. 2001. Marine Aquaculture in the United States, *Environmental Impacts and Policy Options*. Pew Oceans Commission 2101 Wilson Boulevard, Suite 550, Arlington, Virginia 22201, 33 pp.
- HPS (High Performance System). 1996. *Stella Software Ver. 402*. High Performance System, Inc.
- Horowitz, A. and S. Horowitz. 2000. Microorganisms and feed management in aquaculture. *Global Aquaculture Alliance. Advocate*, 3(2): 33—34.
- Johnsen, R.I., O. Grahl-Nielsen, and B.T. Lunestad. 1993. Environmental distribution of organic waste from a marine fish farm. *Aquaculture*, 118: 229—244.
- Kamaruddin dan Rachmansyah. 2003. Laju pengendapan pakan kerapu bebek *Cromileptes altivelis*. *Laporan Hasil Penelitian*. Balai Riset Perikanan Budidaya Air Payau, Maros.
- Karakassis, I. 2002. *Ecological Effects of Fish Farming in the Mediterranean*. Institute of Marine biology of Crete, Heraklion 71003, Greece. [www.ressources.ciheam.org/om/pdf/C55/01600217.pdf](http://www.ressources.ciheam.org/om/pdf/C55/01600217.pdf) [12-08-2003].
- McDonald, M.E., C.A. Tikkanen, R.P. Axler, C.P. Larsen, and G. Host. 1996. Fish simulation culture model (FIS-C): a bioenergetics based model for aquacultural wasteload application. *Aquacultural Engineering*, 15(4): 243—259.
- McGhie, T.K., C.M. Crawford, I.M. Mitchell, and D. O'Brien. 2000. The degradation of fish-cage waste in sediments during fallowing. *Aquaculture*, 187: 351—366.
- Montoya, R., and M. Velasco. 2000. Role of bacteria on nutritional and management strategies in aquaculture systems. *Advocate*, 3(2): 35—36.
- Morrissey, D.J., M.M. Gibbs, S.E. Pickmere, and R.G. Cole. 2000. Predicting impacts and recovery of marine-farm sites in Stewart Island, New Zealand, from the Findlay-Watling model. *Aquaculture*, 185: 257—271.
- Rachmansyah, T. Syarifuddin, dan T. Ahmad. 2002. Pemanfaatan perairan pesisir bagi pengembangan budidaya bandeng dalam keramba jaring apung di Teluk Pegametan, Gondol, Bali. p: II.188-II.206. *Dalam Bengen DG. et al. (Eds.). Prosiding Konferensi Nasional III 2002 Pengelolaan Sumberdaya Pesisir dan Lautan Indonesia*, Denpasar, 21—24 Mei 2002.
- Rachmansyah, Usman, dan D. Pongsapan. 2003. Pendugaan beban limbah dari budidaya bandeng dalam keramba jaring apung di laut. *J. Pen.Per. Ind.*, 9 (2): 65—76.
- Ruiz, J.M., M. Perez, and J. Romero. 2001. Effects of fish farm loadings on seagrass (*Posidonia oceanica*) distribution, growth and photosynthesis. *Marine Pollution Bulletin*, 42: 749—760.
- (SE) Scottish Executive. 2002. *Review and Synthesis of the Environmental Impacts of Aquaculture*. Scottish Executive Central Research Unit. Edinburgh. 71 pp. [www.scotland.gov.uk/cru/kd01/green/reia-10.asp](http://www.scotland.gov.uk/cru/kd01/green/reia-10.asp) [21 Februari 2003].

- Silvert, W. and J.W. Sowles. 1996. Modelling environmental impacts of marine finfish aquaculture. *Journal Applied Ichthyology*, 12: 75—81.
- Songsangjinda, P., P. Na-anan, and D. Tunvilai. 1993. Water and sediment quality in grouper cage culture area at Khlong Pakbara, La ngu District, Satun Province, In. Grouper culture. *The Proceeding of Grouper Culture Held at Viva Hotel, November 30 December 1*. Songkhla, Thailand. National Institute of Coastal Aquaculture, Department of Fisheries, Thailand and JICA Agency, p. 112—119.
- Suntherland, T.F., A.J. Martin, and C.D. Levings. 2001. Characterization of suspended particulate matter surrounding a salmonid net-pen in the Broughton Archipelago, British Columbia. *ICES Journal of Marine Science*, 58: 404—410.
- Wu, R.S.S. 1995. The environmental impact of marine fish culture: Towards a sustainable future. *Marine Pollution Bulletin*, 31(4—12): 159—166.

