

# STUDI BIOAKUMULASI MERKURI DARI JALUR AIR LAUT OLEH KERANG DARAH (*ANADARA GRANOSA*) DAN KERANG HIJAU (*PERNA VIRIDIS*)

## *Bioaccumulation Study of Mercury from Seawater Pathway by Blood Cockle (Anadara granosa) and Green Mussel (Perna viridis)*

Budiawan<sup>1</sup>, Heny Suseno<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Departemen Kimia, Fakultas Matematika dan Ilmu Pengetahuan Alam, Universitas Indonesia

<sup>2</sup>Pusat Teknologi Keselamatan dan Metrologi Radiasi, BATAN

Email: dr.budi@gmail.com

Diterima: 11 Februari 2016; Direvisi: 26 April 2016; Disetujui: 30 September 2016

### ABSTRACT

*Blood cockle and green mussel are source of protein that vulnerable to contamination by mercury (Hg) through bioaccumulation process. The research of Hg<sup>2+</sup> bioaccumulation ability by bloodcockle (Anadara granosa) and green mussel (Perna viridis) using the radiotracer <sup>203</sup>Hg<sup>2+</sup> was conducted based on laboratory experiments design. Biokinetic parameters, such as the uptake and depuration rate and Concentration Factor, were determined to obtain predictions of Bioconcentration Factor (BCF) and steady state conditions. The results of experiment using non-linear model showed that blood cockle and green mussel have the capability to accumulate Hg<sup>2+</sup> by 15429.38 and 6963.68 times higher than its concentration in seawater after 51 days. Based on the BCF value obtained from the experiments, the predicted concentration of mercury in Anadara granosa and Perna viridis from Jakarta Bay was 1.327 and 0.599 mg.Kg<sup>-1</sup> respectively. The predicted concentration of Hg<sup>2+</sup> in Anadara granosa exceeds those required by ISO 7387:2009. On the other hand, the predicted in Perna viridis still meet the requirements of ISO 7387 2009.*

**Keywords:** Bioaccumulation, mercury, Perna viridis, Anadara granosa

### ABSTRAK

Kerang darah dan kerang hijau merupakan salah satu sumber protein yang rentan terkontaminasi merkuri (Hg) melalui proses bioakumulasi. Penelitian kemampuan bioakumulasi Hg<sup>2+</sup> oleh kerang darah (*Anadara granosa*) dan kerang hijau (*Perna viridis*) menggunakan radiotracer <sup>203</sup>Hg<sup>2+</sup> dilakukan dengan desain eksperimen di laboratorium. Parameter biokinetika seperti kecepatan pengambilan, kecepatan pelepasan dan Faktor Konsentrasi ditetapkan untuk memprediksi Faktor Biokonsentrasi dan kondisi *steady state* proses bioakumulasi. Hasil percobaan yang dimodelkan dalam persamaan non linier menunjukkan bahwa *Anadara granosa* maupun *Perna viridis* mampu mengakumulasi Hg<sup>2+</sup> masing-masing 15429,38 dan 6963,68 kali dari konsentrasinya di dalam air laut setelah 51 hari. Berdasarkan nilai BCF masing-masing kerang yang diperoleh dari eksperimen maka prediksi konsentrasi merkuri dalam tubuh *Anadara granosa* dan *Perna viridis* di perairan Teluk Jakarta masing-masing adalah 1,327 mg.kg<sup>-1</sup> dan 0,599 mg.kg<sup>-1</sup>. Prediksi konsentrasi Hg<sup>2+</sup> dalam *Anadara granosa* melebihi yang dipersyaratkan oleh SNI 7387:2009. Di sisi lain, prediksi konsentrasinya dalam *Perna viridis* masih memenuhi persyaratan SNI 7387:2009.

**Kata kunci:** Bioakumulasi, merkuri, perna viridis, Anadara granosa

### PENDAHULUAN

Merkuri (Hg) merupakan salah satu polutan logam berat yang sangat berbahaya karena bersifat neutrotoksin. Dibandingkan dengan logam-logam berat lainnya seperti cadmium (Cd), krom (Kr) dan timbal (Pb), merkuri dalam spesi ion maupun organik memiliki afinitas yang sangat besar terhadap lemak sehingga lebih mudah

terakumulasi di dalam tubuh biota (Elijosuite *et al.* 2012). Pada lingkungan akuatik, spesiasi merkuri berada dalam bentuk anorganik (Hg<sup>0</sup>, Hg<sup>+</sup> dan Hg<sup>2+</sup>) maupun organik (CH<sub>3</sub>Hg<sup>+</sup>, (CH<sub>3</sub>)<sub>2</sub>Hg dan C<sub>6</sub>H<sub>5</sub>Hg) dengan Hg<sup>2+</sup> merupakan spesi merkuri anorganik yang paling banyak ditemui (Elijosuite *et al.* 2012).

Saat ini produk-produk, perikanan terancam terkontaminasi merkuri akibat dari eksternalisasi limbah industri yang masuk ke perairan pesisir. Teluk Jakarta merupakan salah satu contoh perairan yang mengalami berbagai tekanan berupa kontaminasi polutan dari daratan melalui sungai-sungai yang bermuara di wilayah ini (Yoo *et al.*, 2014). Menurut (Hosono *et al.* 2011), pencemaran Teluk Jakarta dimulai tahun 1920. Konsentrasi polutan (termasuk merkuri) di Teluk Jakarta mengalami peningkatan yang signifikan pada periode tahun 1970 sampai dengan 1990 akibat minimnya kegiatan pengelolaan limbah.

Kontaminasi merkuri di Teluk Jakarta telah dibuktikan dalam berbagai penelitian. Rumanta (2014) melaporkan kandungan Pb dalam sedimen Teluk Jakarta cukup tinggi. Berbagai hasil penelitian menunjukkan konsentrasi logam berat di seluruh perairan Indonesia juga mempunyai kecenderungan terus meningkat (Arifin *et al.*, 2012). Winarno *et al.* (2009) melaporkan kerang hijau (*Perna viridis*) di perairan Teluk Jakarta telah tercemar logam merkuri melebihi ambang batas yang dipersyaratkan. Putri *et al.* (2012) membuktikan kandungan merkuri dalam daging kerang hijau (*Perna viridis*) cukup tinggi. Haryati *et al.* (2013) melaporkan kandungan Hg dalam air 0,002 – 0,0061 ppm, dalam sedimen 0,02 – 45,15 ppm dan konsentrasinya meningkat dalam kerang hijau menjadi 2,08 – 45,41 ppm. Berdasarkan penelitian tersebut, konsentrasi merkuri di dalam biota-biota laut menunjukkan bahwa peningkatan yang cukup signifikan, meskipun nilai faktor pelipatan konsentrasinya belum diketahui secara pasti.

Studi bioakumulasi diperlukan untuk memperkirakan konsentrasi kontaminan dalam tubuh biota bila terjadi pencemaran di dalam suatu perairan. Di sisi lain, penetapan spesies bioindikator suatu polutan didasarkan pada studi bioakumulasi. Berbagai studi bioakumulasi merkuri di seluruh dunia telah banyak dilakukan semenjak merebaknya kasus Minamata di Jepang. Namun, kebanyakan studi tersebut hanya berdasar pada pemantauan lingkungan yang bersifat temporal atau sesaat (Winarno *et al.*, 2009; Arifin *et al.*, 2012; Putri *et al.*, 2012; Ci *et al.*, 2011; Mustaruddin, 2013; Taylor *et al.*, 2014,

Dsikowitzky *et al.*, 2016). Hasil berbagai studi tersebut hanya melaporkan konsentrasi merkuri dalam tubuh biota laut. Sebagian besar studi tersebut dikerjakan melalui metode pengumpulan komponen biotik, seperti berbagai spesies ikan, moluska, plankton, krustase, dan lamun, serta komponen abiotik (air dan sedimen). Kandungan merkuri dalam komponen biotik dan abiotik tersebut ditetapkan menggunakan instrumentasi kimia seperti *Atomic Absorption Spectrophotometer*. Nilai Faktor Bioakumulasi ditetapkan sebagai rasio konsentrasi merkuri dalam komponen biotik terhadap konsentrasinya dalam komponen abiotik.

Di sisi lain, nilai Faktor Bioakumulasi seharusnya ditentukan berdasarkan percobaan biokinetik yang merepresentasikan kondisi perairan sesungguhnya. Hal ini karena eksperimen menggunakan pendekatan nilai Faktor Bioakumulasi ditetapkan pada kondisi tunak (*steady state*), sedangkan pada metode pemantauan sesaat (lapangan) tidak dapat diketahui apakah Faktor Bioakumulasi yang diperoleh merupakan nilai pada kondisi tunak. Untuk melengkapi kekurangan metode bioakumulasi tersebut, saat ini studi bioakumulasi dilakukan di laboratorium menggunakan sistem akuaria yang memodelkan kondisi ekosistem akuatik. Perunut radioaktif digunakan sebagai penandaan (*labeling*) simulasi polutan sehingga memudahkan dalam hal pendeteksian dan eksperimen dapat dilakukan secara kontinu ( Zhang *et al.*, 2011; Wang *et al.*, 2012)

Berbagai studi bioakumulasi merkuri berdasarkan pendekatan biokinetik kompartemen tunggal secara luas telah dilakukan di seluruh dunia menggunakan berbagai macam jenis organisme akuatik yang berbeda, seperti kerang-kerang, ikan, udang, dan bintang laut (Zhang *et al.*, 2011; Fan *et al.*, 2011). Hasil penelitian tersebut menunjukkan nilai faktor bioakumulasi merkuri dalam kisaran yang cukup tinggi. Suseno *et al.* (2010a) melakukan penelitian bioakumulasi merkuri pada ikan mujair salin (*Oreochromis mossambicus*) melalui jalur air dan pakan menggunakan *radiotracer* <sup>203</sup>Hg. Hasil kuantifikasi pengaruh konsentrasi

merkuri dan metil merkuri dalam air terhadap kemampuan bioakumulasi oleh ikan mujair salin menunjukkan bahwa proses metilasi tidak terjadi dalam tubuh ikan tersebut (Suseno *et al.*, 2010b). Ikan lele dumbo juga menunjukkan kemampuan bioakumulasi Hg yang sangat tinggi (Suseno, 2015). Budiawan (2013) telah melakukan studi bioakumulasi metil merkuri pada kerang hijau (*Perna viridis*) dan kerang bulu (*Anadara indica*). Meskipun penelitian bioakumulasi telah banyak dilakukan, belum tersedia informasi bioakumulasi Hg<sup>2+</sup> oleh spesies kerang-kerangan tersebut.

Pada penelitian ini dilakukan studi bioakumulasi merkuri pada kerang darah (*Anadara granosa*) dan kerang hijau (*Perna viridis*) menggunakan perunut radioaktif <sup>230</sup>Hg. Studi ini diperlukan karena kerang darah dan kerang hijau masing-masing merupakan hasil tangkap dan hasil budidaya yang banyak dikonsumsi oleh masyarakat sebagai *sea food*. Di sisi lain, kedua biota tersebut mempunyai kemampuan yang berbeda dalam mengakumulasi merkuri. Tujuan penelitian ini adalah untuk memperoleh nilai *Bio Concentration Factor* (BCF) yang merepresentasikan kemampuan *Anadara granosa* dan *Perna viridis* mengakumulasi Hg<sup>2+</sup> dari dalam air laut. Nilai BCF ini diperlukan untuk memprediksi kandungan Hg<sup>2+</sup> dalam kedua biota tersebut ketika konsentrasi cemaran merkuri di dalam air laut telah ditetapkan.

## BAHAN DAN CARA

Penelitian ini bersifat eksperimental dilakukan di Laboratorium Pusat Teknologi Keselamatan dan Metrologi Radiasi, BATAN, Jakarta. Jenis sampel adalah dua jenis kerang (darah dan hijau) yang berasal dari Teluk Jakarta. Tahap penelitian meliputi pengambilan kerang dan adaptasi di dalam bak penampungan, adaptasi kerang, percobaan bioakumulasi merkuri dan pelepasannya. Bahan yang digunakan terdiri dari air laut yang telah difiltrasi dan disterilisasi menggunakan lampu UV, kerang darah (*Anadara granosa*), kerang hijau (*Perna viridis*), HgCl<sub>2</sub>, dan *radiotracer* <sup>203</sup>Hg<sup>2+</sup> akuarium. Selain itu, diperlukan bak adaptasi di lapangan. Pengukuran kadar Hg

dilakukan dengan menggunakan *Gamma spectrometer* detektor NaI(Tl) yang terkoneksi dengan komputer dengan *software Geenee 2000*,

## Tahap Pengambilan Hewan Percobaan dan Adaptasi di Bak Penampungan

Kerang darah diambil dari Teluk Jakarta dengan cara melakukan penyelaman dan dibawa dalam keadaan hidup ke tempat adaptasi. Tempat adaptasi lapangan yang dipilih adalah bak-bak penampung berisi air laut yang dimiliki oleh penduduk di Tanjung Pasir, Tangerang. Kerang hijau diambil langsung dari tempat budidaya di Teluk Jakarta dan dalam keadaan menempel pada media tali, dibawa ke tempat adaptasi lapangan. Kedua kerang tersebut mengalami adaptasi selama 2 hari di bak-bak penampungan. Selanjutnya hewan percobaan dalam keadaan hidup dibawa ke laboratorium untuk diadaptasikan kembali dalam kondisi percobaan.

## Adaptasi Hewan Percobaan

Hewan percobaan berukuran 20 – 25 mm (*Anadara granosa*) dan 40-50 mm (*Perna viridis*) dipilih, kemudian dibersihkan dari kotoran yang melekat dalam cangkangnya. Masing-masing jenis kerang (sebanyak 30 ekor) ditempatkan dalam akuarium berisi 500 liter air laut yang dilengkapi dengan pompa sirkulasi, filter, pemisah buih, dan pompa pembangkit gelembung udara. Adaptasi dilakukan selama 2 minggu dalam keadaan terang dan gelap dengan perbandingan 12 jam : 12 jam. Selama proses adaptasi, hewan percobaan diberi pakan fitoplankton dua kali sehari.

## Percobaan Bioakumulasi Merkuri dan Pelepasannya

Sebanyak 6 sampel kerang masing-masing jenis ditempatkan dalam akuarium berisi air laut yang mengandung 0,02 ppm Hg<sup>2+</sup> dan *radiotracer* <sup>203</sup>Hg<sup>2+</sup> (0,89 Bq.ml<sup>-1</sup>). Setelah satu hari berada dalam media terkontaminasi merkuri, seluruh hewan percobaan dalam keadaan hidup tersebut dicacah konsentrasi aktivitas <sup>203</sup>Hg

menggunakan *gamma spectrometer* yang dilengkapi detektor NaI(Tl) dan terhubung dengan sistem *multi channel analyzer* (MCA). Setelah pencacahan, sampel kerang dalam keadaan hidup dikembalikan ke dalam akuarium. Pencacahan dilanjutkan pada hari ke-2 sampai dengan ke-12. Nilai Faktor Konsentrasi (CF) dan konstanta pengambilan kontaminan ditetapkan dengan persamaan (1)

$$CF = \frac{A_b}{A_w} \quad (1)$$

CF,  $A_b$  dan  $A_w$  masing-masing adalah Faktor Konsentrasi ( $\text{ml.g}^{-1}$ ), konsentrasi aktivitas  $^{203}\text{Hg}$  dalam biota ( $\text{Bq.g}^{-1}$ ), konsentrasi aktivitas  $^{203}\text{Hg}$  dalam air ( $\text{Bq.ml}^{-1}$ ). Nilai *slope* yang berasal dari grafik nilai CF terhadap waktu merupakan konstanta kecepatan pengambilan merkuri ( $k_u, \text{ml.g}^{-1}.\text{hari}^{-1}$ ).

Setelah hari ke-12, hewan percobaan ditempatkan dalam akuarium berisi air laut bebas kontaminan. Setiap hari seluruh hewan percobaan dicacah konsentrasi aktivitas  $^{203}\text{Hg}$ . Fraksi  $^{203}\text{Hg}^{2+}$  yang diretensi/tertahan dalam tubuh biota percobaan ditentukan menggunakan persamaan

$$\text{Hg yang diretensi dalam kerang} = \frac{\text{Konsentrasiaktivitas}^{203}\text{Hgpadawaktut}}{\text{Konsentrasiaktivitas}^{203}\text{Hgpadawaktut=0}} \quad (2)$$

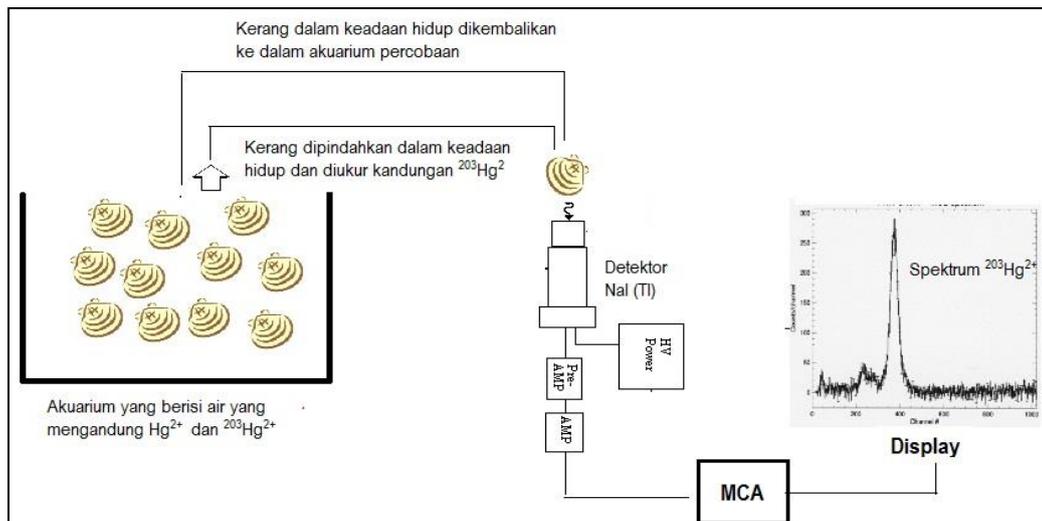
Persentase perunut radioaktif tersebut, yaitu konsentrasi merkuri yang tertinggal dalam tubuh *Anadara granosa* dan *Perna viridis* pada waktu  $t$  terhadap waktu  $t=0$  (sebelum dilakukan depurasi), ditetapkan setiap hari. Nilai *slope* yang berasal dari grafik nilai persentase kontaminan yang tertahan CF terhadap waktu merupakan konstanta kecepatan pelepasan ( $k_e, \text{hari}^{-1}$ ).

Kemampuan hewan percobaan mengakumulasi  $\text{Hg}^{2+}$  direpresentasikan sebagai Faktor Biokonsentrasi (BCF) dihitung menggunakan persamaan (2). Konsentrasi Hg dalam tubuh biota dalam kondisi tunak (*steady state*) dihitung menggunakan persamaan (3) dan (4)

$$BCF = \frac{k_u}{k_e} \quad (3)$$

$$C_{ss} = \frac{k_u C_w}{k_e} \quad (4)$$

Persamaan (1) sampai dengan (4) mengikuti model kompartemen (Metian *et al.*, 2011; Reinardy *et al.*, 2011; Smith *et al.*, 2011; Tateda *et al.*, 2013; Al-sid-cheikh *et al.*, 2013).

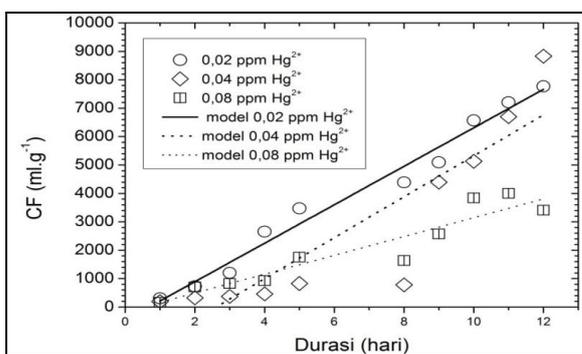


Gambar 1. Skema percobaan bioakumulasi menggunakan perunut radioaktif  $^{203}\text{Hg}^{2+}$

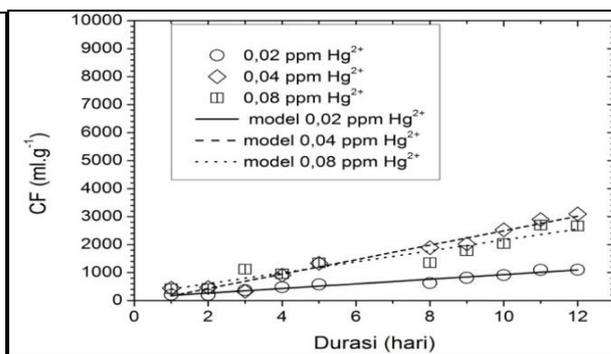
**HASIL**

**Biokinetik  $Hg^{2+}$  pada *Anadara granosa* dan *Perna viridis*.**

Pengaruh perubahan konsentrasi  $Hg^{2+}$  terhadap kemampuan akumulasi oleh *Anadara granosa* dan *Perna viridis* yang direpresentasikan oleh nilai CF ditunjukkan dalam Gambar 2 dan Gambar 3.



Gambar 2. Pengambilan  $Hg^{2+}$  oleh *Anadara granosa* Gambar

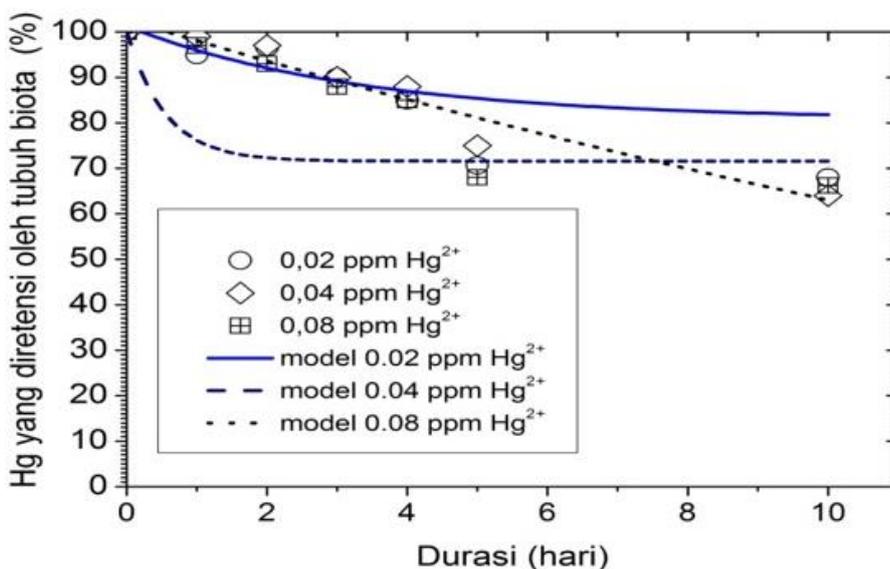


Gambar 3. Pengambilan  $Hg^{2+}$  oleh *Perna viridis*

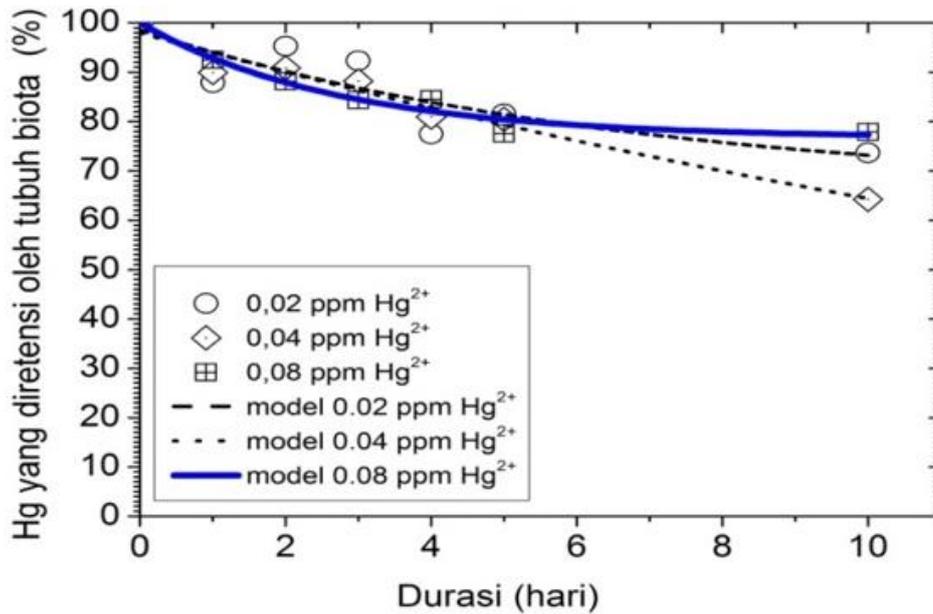
Gambar 2 dan 3 menunjukkan bahwa setelah terpapar oleh  $Hg^{2+}$  pada hari pertama sampai keduabelas, nilai Faktor Konsentrasi  $Hg^{2+}$  pada *Anadara granosa* adalah 3409 sampai dengan 8830  $ml.g^{-1}$  dan *Perna viridis* sebesar 1101 sampai dengan 3092  $ml.g^{-1}$ . Kecepatan pengambilan ( $k_u$ )  $Hg^{2+}$  ditentukan berdasarkan nilai *slope* dari grafik nilai CF terhadap waktu pada Gambar 2 dan 3. Hasil perhitungan menunjukkan bahwa kecepatan

pengambilan ( $k_u$ )  $Hg^{2+}$  pada *Anadara granosa* dan *Perna viridis* masing-masing adalah 330,83 sampai dengan 720,10  $ml.g^{-1}.hari^{-1}$  dan 82,42 sampai dengan 385,20  $ml.g^{-1}.hari^{-1}$ .

Pelepasan  $Hg^{2+}$  dari tubuh *Anadara granosa* dan *Perna viridis* diasumsikan pada saat kontaminasi dihentikan atau perairan telah bebas dari kontaminasi. Proses pelepasan  $Hg^{2+}$  ditunjukkan pada Gambar 4 dan 5.



Gambar 4. Pelepasan  $Hg^{2+}$  dari dalam tubuh *Anadara granosa*



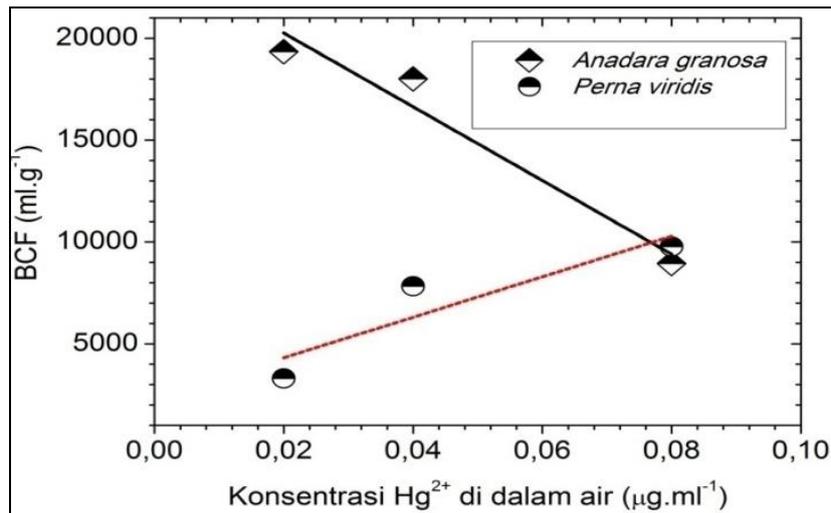
Gambar 5. Pelepasan Hg<sup>2+</sup> dari dalam tubuh *Perna viridis*

Untuk memperoleh kemampuan bioakumulasi pada kedua jenis kerang, nilai BCF dihitung menggunakan persamaan (3). Hasil perhitungan BCF dan berbagai parameter biokinetik lainnya ditunjukkan pada Tabel 1. Dari tabel tersebut dapat

diketahui bahwa semakin besar konsentrasi Hg<sup>2+</sup>, nilai BCF pada *Anadara granosa* semakin kecil. Sebaliknya, semakin besar konsentrasi Hg<sup>2+</sup>, Faktor Bioakumulasi *Perna viridis* semakin besar.

Tabel 1. Nilai BCF dan parameter biokinetik proses bioakumulasi Hg<sup>2+</sup>

Biota	Konsentrasi Hg <sup>2+</sup> dalam air (µg.ml <sup>-1</sup> )	$k_u$ (ml.g <sup>-1</sup> .hari <sup>-1</sup> )	$k_e$ (hari <sup>-1</sup> )	T <sub>1/2b</sub> (hari)	BCF (ml.g <sup>-1</sup> )
<i>Anadara granosa</i>	0,02	677,05	0,035	19,80	19344,30
	0,04	720,10	0,040	17,33	18002,50
	0,08	330,83	0,037	18,73	8941,35
	Rerata		0,037		15429,38
<i>Perna viridis</i>	0,02	82,42	0,025	27,72	3296,80
	0,04	358,2	0,033	21,00	7824,24
	0,08	195,4	0,020	34,66	9770,00
	Rerata		0,026		6963,68



Gambar 6. Pengaruh konsentrasi Hg<sup>2+</sup> di dalam air laut terhadap nilai BCF *Anadara Granosa* dan *Perna viridis*

Hal ini menunjukkan bahwa peningkatan konsentrasi Hg<sup>2+</sup> di dalam air laut mengakibatkan penurunan kemampuan akumulasinya oleh *Anadara granosa*. Hal ini terjadi karena Hg<sup>2+</sup> merupakan senyawaan *endocrine disruptors* yang mempunyai sifat mengganggu sintesis, sekresi, pengangkutan dan pengikatan atau kerja, serta memberhentikan hormon-hormon di dalam tubuh yang berfungsi untuk mempertahankan *homeostasis* (dalam sel normal), reproduksi, perkembangan dan atau perilaku (Zhang *et al.*, 2011). Di sisi lain, kenaikan konsentrasi Hg<sup>2+</sup> tidak mengakibatkan penurunan kemampuan akumulasinya oleh *Perna viridis*. Hal ini disebabkan *Perna viridis* mempunyai toleransi terhadap konsentrasi Hg<sup>2+</sup> dalam air laut lebih dari 0,08µg.ml<sup>-1</sup> dimana konsentrasi kontaminan tersebut diduga belum mendekati nilai *lethal concentration* (LC<sub>50-96h</sub>).

## PEMBAHASAN

Proses bioakumulasi Hg<sup>2+</sup> oleh *Anadara granosa* dan *Perna viridis* dari medium air dipengaruhi oleh perubahan konsentrasi senyawaan tersebut. Pada eksperimen ini, *Anadara granosa* dan *Perna viridis* disimulasikan berada dalam kondisi lingkungan perairan yang mengandung Hg<sup>2+</sup> dengan konsentrasi rendah sampai menengah. Kisaran konsentrasi Hg<sup>2+</sup> pada simulasi ini adalah seperlimaratus sampai seperseratus dari nilai LC<sub>50-96h</sub> (Ishikawa *et al.*, 2007).

Spesiasi merkuri di lingkungan hidup dibedakan menjadi yang bersifat volatil (Hg<sup>0</sup>, (CH<sub>3</sub>)<sub>2</sub>Hg), yang mudah larut dalam air (Hg<sup>2+</sup>, HgCl<sub>2</sub>, Hg(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub>, CH<sub>3</sub>HgCl) dan yang sulit larut dalam air berbentuk kompleks organik seperti CH<sub>3</sub>HgS<sup>-</sup> (Ci *et al.*, 2011). Kondisi reduksi dan oksidasi lingkungan akuatik mempengaruhi spesiasi senyawaan merkuri. Pada kondisi perairan oksik (teroksidasi), spesiasi merkuri didominasi dalam bentuk Hg<sup>2+</sup>. Sementara itu, spesiasi senyawaan merkuri dalam kondisi perairan anoksik (tereduksi) didominasi dalam bentuk senyawaan sulfur merkuri seperti HgS, HgS<sub>2</sub><sup>2-</sup>, CH<sub>3</sub>HgS<sup>-</sup>. Kondisi anoksik juga memediasi proses metilasi merkuri di dalam sedimen yang melibatkan reaksi antara Hg<sup>2+</sup> dan metilkobalamin (dihasilkan oleh bakteri) menghasilkan merkuri organik (Elijosuite *et al.*, 2012). Merkuri dalam bentuk ionik dapat diubah menjadi metil merkuri (CH<sub>3</sub>Hg<sup>+</sup>) di dalam usus berbagai spesies ikan walaupun konversi ini hanya pada kisaran konsentrasi yang rendah (Ci *et al.*, 2011). Pembentukan senyawaan metil merkuri dalam sedimen difasilitasi oleh bakteri pereduksi sulfat (*Sulfate Reducing Bacteria*, SRB) dari famili *Desulfobacteriaceae*. Kecepatan reaksi reduksi sulfat dalam sedimen berkorelasi erat dengan reaksi metilasi merkuri (Taylor *et al.*, 2014). Di sisi lain, pembentukan dimetil merkuri yang difasilitasi oleh bakteri SRB 1000 kali lebih lambat dibandingkan pembentukan metil merkuri (Taylor *et al.*, 2014). Dalam mempelajari proses bioakumulasi Hg<sup>2+</sup>, simulasi percobaan

terkontrol dalam keadaan aerob dimana pasokan oksigen dijaga untuk menjamin kandungan oksigen cukup. Berdasarkan hal tersebut, maka spesiasi merkuri yang terdapat dalam kolom air adalah berbentuk  $Hg^{2+}$  karena lingkungan berada dalam keadaan oksik.

Hasil eksperimen dapat dikonstruksi melalui model untuk menjelaskan proses bioakumulasi yang kompleks dan dinamis. Berbagai model, seperti 2 kompartemen dan 3 kompartemen, digunakan untuk menjelaskan masuk dan keluarnya kontaminan dari tubuh biota. Namun, model kompartemen / digunakan secara luas untuk menjelaskan masuknya kontaminan dari satu jalur paparan (Wang *et al.*, 2012). Kecepatan pelepasan dan pengambilan kontaminan termasuk  $Hg^{2+}$  yang diperoleh melalui eksperimen dapat digunakan sebagai masukan data untuk memperoleh model matematis. Sezer *et al.* (2014) menjelaskan bahwa masuknya kontaminan melalui jalur pakan dalam rantai makanan lebih dominan dibandingkan masuknya kontaminan melalui jalur air. Namun demikian dalam proses bioakumulasi, masuknya kontaminan melalui jalur air memberikan kontribusi yang signifikan terhadap keseluruhan proses bioakumulasi. Proses bioakumulasi merkuri dalam medium air dimulai melalui insang. Keseimbangan antara kecepatan pengambilan merkuri ke dalam tubuh biota dan kecepatan pelepasannya merupakan kuantifikasi proses bioakumulasi. Menggunakan perunut radioaktif, model kompartemen tunggal dapat dikonstruksi melalui eksperimen yang kontinu dan terkontrol dimana variabel lingkungan dapat disimulasikan (Genta-jouve *et al.*, 2012).

Mengacu pada hasil percobaan ini, maka nilai Faktor Konsentrasi tersebut masih akan mengalami peningkatan sampai dengan tercapainya kondisi tunak (*steady state*) karena proses bioakumulasi terdiri atas beberapa tahapan. Tahapan pertama dimulai dari biosorpsi yang tidak melibatkan aktivitas enzimatik. Pada tahapan ini  $Hg^{2+}$  berikatan secara reversibel di permukaan sel (Cardoso *et al.*, 2013). Kesetimbangan terjadi antara konsentrasi kontaminan terhadap konsentrasinya di permukaan sel. Adsorpsi kontaminan tersebut berlangsung cepat

mengikuti prinsip-prinsip Langmuir. Tahapan berikutnya adalah sisi reseptor protein pengangkut mengikat merkuri sehingga kontaminan ini dibawa ke membran sel. Dalam membran sel,  $Hg^{2+}$  dipindahkan ke dalam sitoplasma atau berikatan dengan protein dan selanjutnya dipindahkan ke berbagai organel untuk diakumulasi. Tahapan ini melibatkan proses enzimatik dan berlangsung lambat. Jika konsentrasi  $Hg^{2+}$  cukup tinggi, maka kedua tahapan tersebut menimbulkan dampak toksik pada sel. Hal yang membedakan proses absorpsi pada benda mati dan pada bioakumulasi adalah: dalam bioakumulasi, akumulasi berlangsung jika kecepatan pelepasan lebih rendah dibandingkan kecepatan pengambilan. Peningkatan konsentrasi  $Hg^{2+}$  di dalam sel akan mengganggu proses metabolisme dan dapat menyebabkan kerusakan sel (Ci *et al.*, 2011).

Cordova dan Riani (2011) melaporkan konsentrasi  $Hg^{2+}$  di muara Sungai Angke sebesar  $0,086 \text{ mg.l}^{-1}$ . Untuk memperkirakan kandungan  $Hg^{2+}$  dalam kedua kerang tersebut digunakan persamaan 1. Mengingat nilai satuan nilai BCF adalah  $\text{ml.g}^{-1}$ , maka perhitungan konsentrasi  $Hg^{2+}$  dikonversi menjadi atau  $8,6 \times 10^{-5} \text{ g.ml}^{-1}$ . Hasil perhitungan pada kondisi perairan tersebut menunjukkan konsentrasi  $Hg^{2+}$  dalam tubuh *Anadara granosa* dan *Perna viridis* diperkirakan masing-masing sebesar  $1,327 \text{ mg.g}^{-1}$  dan  $5,99 \text{ mg.g}^{-1}$ . Nilai tersebut dikonversi menjadi  $1,327 \text{ mg.Kg}^{-1}$  dan  $0,599 \text{ mg.Kg}^{-1}$ . Menurut SNI No 738:2009, kandungan maksimal merkuri dalam kerang-kerangan adalah  $1,0 \text{ mg.Kg}^{-1}$  (Anon, 2009).

## KESIMPULAN DAN SARAN

### Kesimpulan

Kecepatan pengambilan ( $k_u$ ) Hg dari air laut oleh *Anadara granosa* dan *Perna viridis* masing-masing adalah 330,83 sampai dengan  $720,10 \text{ ml.g}^{-1}.\text{hari}^{-1}$  dan 82,42 sampai dengan  $385,20 \text{ ml.g}^{-1}.\text{hari}^{-1}$ . Di sisi lain, kecepatan pelepasannya ( $k_e$ ) masing-masing adalah 0,035 sampai dengan  $0,040 \text{ hari}^{-1}$  dan 0,020 sampai dengan  $0,033 \text{ hari}^{-1}$ . Waktu tinggal biologis ( $t_{1/2b}$ )  $Hg^{2+}$  dalam tubuh *Anadara granosa* dan *Perna viridis* masing-masing 17,33 sampai dengan 19,80 hari dan

21,00 sampai dengan 36,44 hari. Rerata prediksi kemampuan akumulasi  $Hg^{2+}$  yang direpresentasikan sebagai BCF oleh *Anadara granosa* dan *Perna viridis* adalah 15429,38 dan 6963,68 kali dari konsentrasinya di dalam air laut. Berdasarkan nilai BCF masing-masing kerang yang diperoleh dari eksperimen, prediksi konsentrasi merkuri dalam tubuh *Anadara granosa* dan *Perna viridis* di perairan Teluk Jakarta masing-masing adalah  $1,327 \text{ mg.Kg}^{-1}$  dan  $0,599 \text{ mg.Kg}^{-1}$ . Prediksi konsentrasi  $Hg^{2+}$  dalam *Anadara granosa* melebihi yang dipersyaratkan oleh SNI 7387:2009, tetapi prediksi konsentrasi merkuri dalam *Perna viridis* masih memenuhi persyaratan SNI 7387:2009.

## Saran

Penelitian lebih lanjut dibutuhkan untuk mengkuantifikasi proses bioakumulasi merkuri oleh kerang hijau dan kerang darah. Penelitian lanjutan tersebut adalah biokinetika merkuri melalui jalur pakan.

## UCAPAN TERIMAKASIH

Terimakasih diucapkan kepada Sdri. Gisha Pratiwi, Sdr. Wahyu Retno Prihatiningsih, MSi dan Mohammad Nur Yahya, S.T. atas bantuannya melakukan penelitian ini.

## DAFTAR PUSTAKA

- Al-sid-cheikh, M., Rouleau, C. & Pelletier, E. (2013) Tissue distribution and kinetics of dissolved and nanoparticulate silver in Iceland scallop (*Chlamys islandica*). *Marine Environmental Research*, 86, pp.21–28. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.marenvres.2013.02.003>.
- Anon, 2009. *SNI No 738:2009*,
- Arifin, Z., Puspitasari, R. & Iyazaki, N. (2012). Heavy metal contamination in Indonesian coastal marine ecosystems: A historical perspective. *Coast Mar Sci*, 35(1), pp.227–233.
- Budiawan (2013) Studi Bioakumulasi Metil Merkuri pada *Perna Viridis* dan *Anadara Indica* Menggunakan Radiotracer. *J. Tek Peng Lim* 16(1), pp.37–44.
- Cardoso, P.G. et al. (2013) Chemosphere Mercury bioaccumulation and decontamination kinetics in the edible cockle *Cerastoderma edule*. *Chemosphere*, 90(6), pp.1854–1859. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.10.005>.
- Ci, Z. et al. (2011) Phase speciation of mercury ( Hg ) in coastal water of the Yellow Sea , China. *Marine Chemistry*, 126(1–4), pp.250–255. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.marchem.2011.06.004>.
- Cordova, M.. & Riani, E. (2011) Konsentrasi Logam Berat (Hg, Cd, Pb) pada Air dan Sedimen di Muera Sungai Angke, Jakarta. *J. Hidrosfir Indonesia*, 6(2), pp.107–112.
- Dsikowitzky, L. et al. (2016) First comprehensive screening of lipophilic organic contaminants in surface waters of the megacity Jakarta , Indonesia. *MPB*, 110(2), pp.654–664. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.02.019>.
- Elijosuite, E. et al. (2012) Determination of Mercury (I) and Merkuri (II) in Binary Aqueous Mixture Using Titrimetric Analysis. *Crete*, pp.1–8.
- Fan, W., Wu, C; Zhao, C; Yu, T; Zhang, Y. et al. (2011) *J. Environ Sc*, 23(5), pp.831–836.
- Genta-jouve, G. et al., 2012. Chemosphere Comparative bioaccumulation kinetics of trace elements in Mediterranean marine sponges. *Chemosphere*, 89, pp.340–349.
- Haryati, S. et al. (2013) Analisis Kebijakan Pengendalian Pencemaran di Teluk Jakarta. *Globe*, (2), pp.185–190.
- Hosono, T. et al. (2011) Estuarine , Coastal and Shelf Science Decline in heavy metal contamination in marine sediments in Jakarta Bay , Indonesia due to increasing environmental regulations. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 92(2), pp.297–306. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecss.2011.01.010>.
- Ishikawa, N.M., Ranzani-Paiva, M.J.T; Lombardi, J.V. & Ferreira, C.M. (2007) Hematological Parameters in Nile Tilapia, *Oreochromis niloticus* Exposed to Sub-lethal Concentrations of Mercury. *Braz Arch of Biol and Tech.*, 50(619–626), pp.619–626.
- Metian, M. et al. (2011) Characterization of 241 Am and 134 Cs bioaccumulation in the king scallop *Pecten maximus* : investigation via three exposure pathways. *Journal of Environmental Radioactivity*, 102(6), pp.543–550. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvrad.2011.02.008>.
- Mustaruddin (2013) Pola Pencemaran Hg Dan Pb Pada Fishing Ground Dan Ikan Yang Tertangkap Nelayan : Studi Kasus Di Teluk Jakarta. *J. Bumi Lestari*, 13(2), pp.214–224.
- Putri, L.S.E., Prasetyo, A.D. & Arifin, Z. (2012) Green mussel (*perna viridis*) as bioindicator of heavy metals pollution at kamal estuary , jakarta bay, indonesia. *J. environ res and develo* , 6(3), pp.389–396.
- Reinardy, H.C. et al. (2011) Uptake, depuration, and radiation dose estimation in zebrafish

- exposed to radionuclides via aqueous or dietary routes. *Science of the Total Environment*, 409(19), pp.3771–3779. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.06.057>.
- Rumanta, M. (2014) Analysis of lead (Pb) pollution in the river estuaries of Jakarta Bay. *WIT Transactions on Ecology and The Environment*, 191, pp.1555–1564.
- Sezer, N. et al. (2014) Biokinetics of radiocesium in shrimp (*Palaemon adspersus*): seawater and food exposures. *J. Environrad*, 132, 15–20.
- Smith, J.T. et al. (2011) A review and model assessment of systems P uptake to biota in freshwater. *J. of Envi Radi*, 102(4), pp.317–325. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvrad.2010.12.006>.
- Suseno, H., Hudiyo PWS, S., et al. (2010) Bioakumulasi merkuri anorganik dan metil merkuri oleh *Oreochromis mossambicus*: pengaruh konsentrasi merkuri anorganik dan metil merkuri dalam air. *J. Tek. Peng Lim*, 13(1), pp.49–62.
- Suseno, H., Pws, S.H., et al. (2010) Effects of Concentration, Body Size and Food Type on the Bioaccumulation of Hg in Farmed Tilapia *Oreochromis Mossambicus*. *Aus.J.Bas.Apl.Sci*, 4(5), pp.792–799.
- Suseno, H. (2015) Capability of Catfish (*Clarias gariepinus*) to Accumulat  $Hg^{2+}$  From Water. *AIJST*, 4(2), pp.93–98.
- Tateda, Y., Tsumune, D. & Tsubono, T. (2013) Simulation of radioactive cesium transfer in the southern Fukushima coastal biota using a dynamic food chain transfer model. *J.Jenvrad*, 124, pp.1–12. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvrad.2013.03.007>.
- Taylor, D.L., Kutil, N.J., Malek, A.J., Collie, J.S. (2014) Mercury bioaccumulation in cartilaginous fishes from Southern New England coastal waters: Contamination from a trophic ecology and human health perspective. *Marine Environmental Research*, 99, pp.20–33. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.marenvres.2014.05.009>.
- Wang, W., Onsanit, S. & Dang, F. (2012) Dietary bioavailability of cadmium, inorganic mercury, and zinc to a marine fish: Effects of food composition and type. *Aquaculture*, 356–357, pp.98–104. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.aquaculture.2012.05.031>.
- Winarno, E.K., Andayani, W. & Sumartono, A. (2009) Metil Merkuri dalam Kerang Hijau (*Mytilus viridis* L.) dari Pasar Pelelangan Ikan Muara Angke: Sebelum dan Setelah Pemasakan. *Indo. J. Chem*, 9(1), pp.77–83.
- Yoo, G., Kim, A., R. & Hadi, S. (2014) A Methodology to assess environmental vulnerability in a coastal city: Application to Jakarta, Indonesia. *Ocean & Coastal Management 10 (part A)*, 169–177 pp. doi: [10.1016/j.ocecoaman.2014.09.018](https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2014.09.018).
- Zhang, W., Huang, L. & Wang, W. (2011) Arsenic bioaccumulation in a marine juvenile fish *Terapon jarbua*. *Aquatic Toxicology*, 105(3–4), pp.582–588. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.aquatox.2011.08.009>.
- Zhang, Y. Bin, Li, Y. & Sun, X.L. (2011) Antibiotic resistance of bacteria isolated from shrimp hatcheries and cultural ponds on Donghai Island, China. *Marine Pollution Bulletin*, 62(11), pp.2299–2307. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.08.048>.