

Karya ilmiah berjudul :
Polusi Kelautan

Disusun oleh :
Budi Prasetyo
Nis. 131957296

FAKULTAS MATEMATIKA DAN ILMU PENGETAHUAN ALAM
UNIVERSITAS TERBUKA
JAKARTA
1997

Daftar Isi

Daftar Isi	i
Latar Belakang	1
Dasar Teori	2
Permasalahan	7
Pembahasan	8
Kesimpulan	24
Pustaka	25

UNIVERSITAS TERBUKA

Polusi Kelautan

Latar belakang

Polusi adalah perubahan yang tidak diinginkan pada udara, daratan dan air secara fisik, kimiawi ataupun biologi yang mungkin atau akan merupakan bahaya bagi kehidupan manusia atau jenis-jenis penting, proses industri, lingkungan hidup dan nilai-nilai kebudayaan ; atau yang mungkin akan menya-nyiaikan dan merusak sumber daya bahan mentah (Odum, 1994). Penyebab polusi sebenarnya adalah sisa-sisa benda yang dibuat, dipakai dan dibuang oleh manusia. Pada polutan “yang dibuang” haruslah ditambahkan lagi penyebab polusi lainnya yang tidak dapat dihindari seperti hasil sampingan dari transportasi, industri, dan pertanian ; jika kegiatan manusia tersebut terus berkembang berarti berkembang pula polusi. Kita telah memiliki contoh yang sangat menonjol mengenai proporsi yang menyatakan bahwa sekarang ini polusi merupakan faktor pembatas yang paling penting bagi manusia. Oleh karena itu manusia yang merupakan perantara geologik, dan bukan binatang yang tidak sebanyak manusia itu, yakni karena terlalu banyak di bawah pengaruh umpan balik positif, sehingga harus menjadi sasaran umpan balik negatif. Alam, dengan bantuan kecerdikan kita, dapat menguasai keperluan fisiologik dan limbah manusia, tetapi alam tidak memiliki mekanisme homeostatis untuk menaklukan bulldozer, beton-beton, dan jenis udara agroindustri, air dan pencemaran tanah yang akan sukar untuk menahannya selama populasi manusia sendiri tetap di luar pengendalian. Gambaran konsep di atas tercermin apabila manusia ingin atau harus tetap bertahan dari krisis lingkungan yang dibangkitkannya sendiri.

Belakangan ini masalah polusi kelautan mulai hangat lagi dibicarakan, berawal karena masalah lama seperti peristiwa tumpahnya minyak mentah sebanyak 106.000 metrik tones dari Supertanker Torry Cayon tahun 1960 yang sempat menarik perhatian dunia, kemudian kejadian yang sama terulang kembali di Alaska dengan jumlah tumpahan minyak sebesar 11.2 milion gallon minyak Exxon valdez (Leschine 1920 ; Maki, 1991). Betapa besar kerugian yang ditimbulkannya dari peristiwa tersebut seperti :

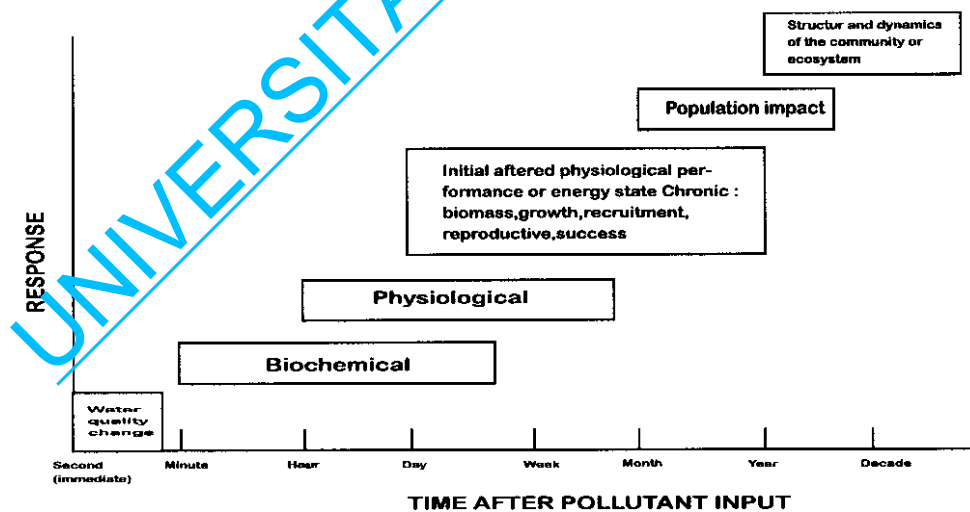
- besarnya biaya untuk pembersihan limbah minyak,
- banyaknya organisme laut yang mati karena kekurangan oksigen,

- lebih jauh berdampak pada kesehatan manusia sendiri, karena memakan hewan-hewan laut yang telah terkontaminasi oleh polutan limbah tersebut, bisa berakibat terkena penyakit kanker, cacat fisik dan lain sebagainya.

Berlatar belakang uraian di atas, penulis berusaha menyajikan sedikit tulisan pengetahuan tentang polusi kelautan. Secara sadar bahasan ini masih jauh dari jangkauan kesempurnaan, namun ada satu hal yang menenteramkan hati yakni setiap ketidakcukupan penulis dalam membahas masalah ini akan dikompensasi oleh teman-teman sejawat yang turut menyumbangkan pandangan mereka dalam karya ilmiah ini.

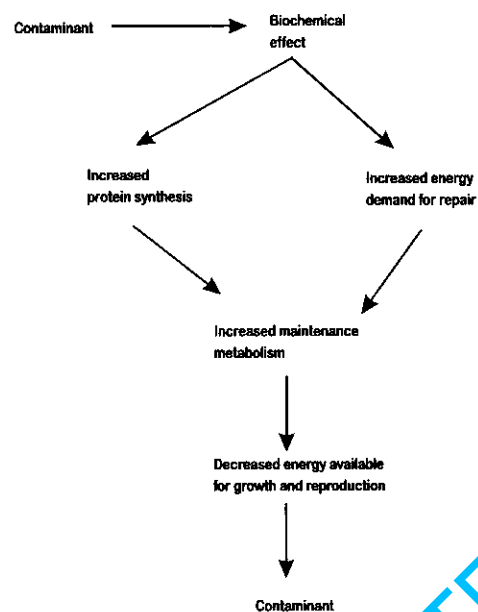
Dasar teori

Pada umumnya terjadi pertentangan antara ilmuwan dengan politikus mengenai penanggulangan masalah-masalah yang berkaitan dengan polusi, karena mereka mempunyai kepentingan yang berlainan (Rosenberg *et al.* 1981). Dan biasanya hal yang dipertentangkan adalah mengenai pengukuran pengaruh polutan pada skala waktu dari menit sampai dekade terhadap lima tingkatan dari organisasi biologi yaitu : biokimia, fisiologi, populasi, komunitas dan perubahan struktur ekosistem (gambar 1.)



Gambar 1 : Hypothetical time related sequence for the potential effect of pollutant input, observed at various levels of ecological organization (from Hood *et al.* 1989, with permission of RW Krieger Publishing Co)

Pengaruh biokimia dan fisiologi dari kontaminan terhadap organisme dapat menurunkan kelulus-hidupan fenotip sebagaimana terlihat pada gambar 2. (Bayne, 1989).



Gambar 2 : Reduction in physical fitness due to the biochemical and physiological effects of a contaminant (From Bayne 1989, with permission of Hemisphere Publishing Corp.)

Studi polusi pada populasi bentos invertebrata dititik beratkan pada :

1. "recruitment",
2. mortalitas,
3. ukuran dan umur struktur,
4. biomassa dan produksi populasi.

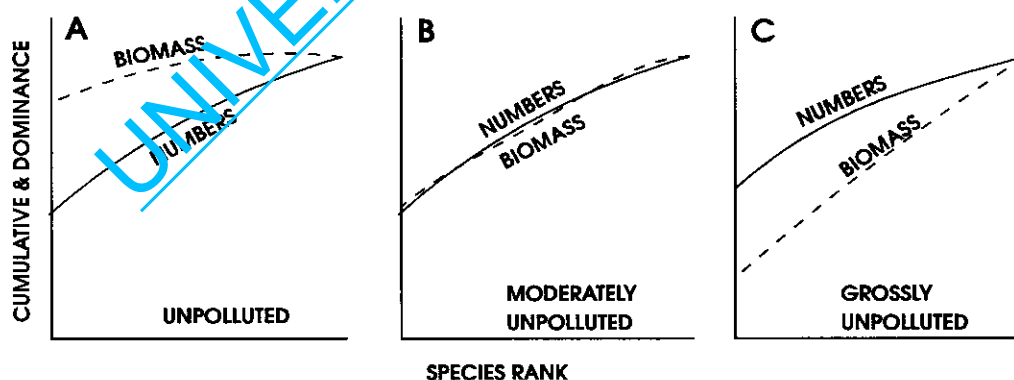
Kemungkinan penggunaan gulma air sebagai parameter untuk mengetahui pengaruh polusi terhadap komunitas lebih kompleks dibanding pengaruh polusi terhadap populasi atau sel karena dibutuhkan jangka waktu yang lama dan skala tempat tertentu. Untuk ini perlu dilakukan dua pendekatan yaitu :

1. Pengukuran statistik, yang termasuk ke dalam ini adalah jumlah spesies per sampel, kelimpahan individu dan biomassa.

2. Pola kelimpahan spesies dan biomassa merupakan kesimpulan yang berasal dari perhitungan pengukuran statistik.

Houston (1979) menyatakan hipotesis secara umum terhadap keanekaragaman spesies dalam kondisi jarang terjadi gangguan polusi bahwa, kompetisi antara spesies akan terjadi pada persaingan tempat, dimana spesies superior akan mendominasi komunitas serta kerapatannya relatif rendah. Namun pada komunitas yang sering terjadi polusi, keseimbangan kompetitif akan rusak dan kerapatan spesies akan menurun pada komunitas. Variasi kelimpahan dan keragaman ikut mendukung pengaruh polutan terhadap komunitas. Satu teknik yang mungkin digunakan dalam hal ini adalah analisis multivariat. Pada analisis multivariat kelompok spesies ditempatkan pada bagian pokok dari karakter organisme. Suatu pendekatan baru dilakukan oleh Warwick (1986) yang menyatakan adanya satu masalah pengaruh polusi terhadap organisme pada tingkat komunitas yakni masalah referensi sampel. Hal ini untuk kontrol sementara dan variabel ruang agar dapat diketahui apakah pengamatan menunjukkan adanya polusi. Warwick mengajukan suatu postulat :

1. Pada keadaan stabil (kondisi tanpa polusi), biomassa komunitas akan didominasi satu atau sedikit spesies besar, serta jumlah individu relatif sedikit (gambar 3.c)
2. Pada keadaan polusi, komunitas akan didominasi oleh satu atau sedikit spesies kecil dan jumlah spesies besar berkurang (gambar 3.c)

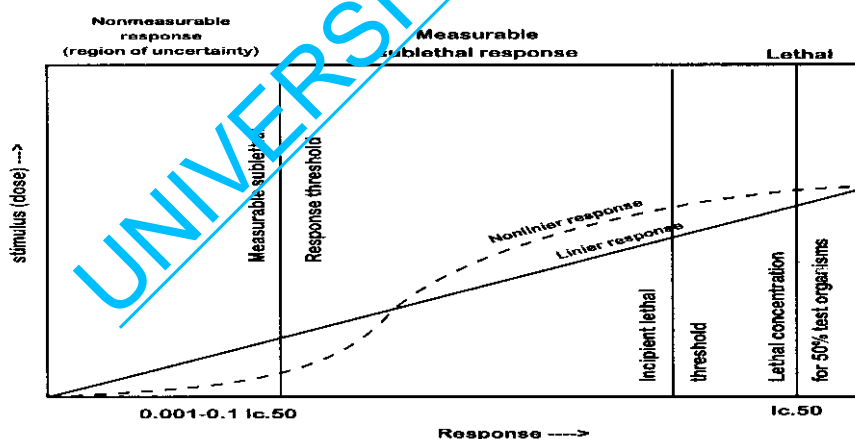


Gambar 3 : Hypothetical & dominance curves for species biomass and numbers. Showing unpolluted moderately polluted and grossly polluted conditions. (From 1986 with permission of Springer Verlag, Berlin)

Pengaruh yang merugikan dari polutan terhadap organisme akuatik umumnya ditentukan dalam bentuk letal dan subletal, respon subletal dari organisme dapat dikelompokkan sesuai dengan efek pada organisme :

1. Biokimia/fisiologi
2. Morfologi
3. Tingkah laku
4. Genetika/reproduksi

Ahli fisiologi dan ekologi secara terus menerus membicarakan tentang bagaimana mengukur respon pada konsentrasi subletal dari polutan. Apakah uji bioassay di Laboratorium memberikan hasil yang memadai (Underwood & Peterson 1988 ; Bayne 1989 dan Peterson 1989) dan apakah respon penelitian dalam laboratorium dapat digunakan untuk menafsir keadaan alami yang lebih bervariasi (White, 1984). Pada kenyataannya laboratorium dan lapangan memerlukan jembatan penghubung, jembatan penghubung ini dapat dibuat dengan menggunakan beberapa fasilitas laboratorium untuk penelitian lapangan dan sebaliknya di laboratorium dibuat keadaan yang menyerupai keadaan dilapangan (Boyle, 1985) sebagai contoh penggunaan plastik besar untuk menutupi permukaan air dalam pengamatan pengaruh polutan pada komunitas.



Gambar 4: Hypothetical relation between concentration of pollutant and response of marine organisms, showing some significant points and region on the curve (From Waldichuk 1979 with permission of The Royal Society, London).

Pada umumnya respon stimulus berhubungan dengan pengamatan bioassay dari pengaruh polutan terhadap organisme akuatik, seperti ditunjukkan skema pada gambar 4 hubungan sering tidak linear. Hubungan antara respon dan dosis sering ditentukan dengan LC 50 (Konsentrasi letal untuk 50% dari organisme uji). Bioassay sering digunakan untuk menaksir toksisitas polutan (Stebbing, 1979). Organisme yang dianjurkan dalam teknik bioassay adalah :

1. larva Oyster,
2. larva Sea urchin,
3. mikro alga (Stebbing, 1979).

Stebbing juga menganjurkan penggunaan teknik manipulasi dalam bioassay untuk membantu pengelompokkan kontaminan (Tabel 1).

Tabel 1. Teknik manipulasi yang digunakan sebagai penghubung bioassay dengan lapangan untuk identifikasi dari toksisitas kontaminan.

Manipulasi	Teknik
Pencucian senyawa organik	Activated charcoal
Pemisahan senyawa organik	UV photooxidation
Pencucian logam divalent	Ion-exchange resin
Pengikatan logam	Chelating agens (NTA,EDTA)
Pencucian hidrokarbon klorinat	Ion-exchange resin
Pencucian PCBs dan DDT	Membran filtration

Panitia Polisi Kelautan dan Panitia Nasional Penelitian Kelautan Inggris telah menyimpulkan kekurangan masa lalu dan kebutuhan pada masa yang akan datang untuk penelitian polusi di laboratorium dan dilapangan (Cole, 1979).

1. Di laboratorium
 - a. Perhatian harus diberikan dalam merancang dan mengoperasikan uji bioassay.
 - b. Aspek fisika kimia dari polutan seperti kelarutan, absorpsi, kimia kompleks dan khusus harus dimasukkan ke dalam perhitungan karena sering terjadi interaksi, beberapa interaksi dari polutan berpengaruh terhadap proses biologi organisme (Burton, 1979).

- c. Konsentrasi total dari kontaminan dapat memberikan indikasi toksisitas.
- d. Pemilihan organisme uji harus dilakukan dengan baik, pada umumnya masa dewasa lebih resisten.
- e. Evaluasi harus dilakukan pada waktu yang tepat sesuai dengan siklus hidup organisme (Cairus, 1983).

2. Di lapangan

- a. Karena kesederhanaan keadaan percobaan di laboratorium dibanding dengan kompleksitas masalah di lingkungan, hal ini membutuhkan orang fisiologi untuk membuat penelitian langsung di lapangan, ini dapat dilakukan dengan mengambil makrophyta dari area terpolusi untuk substrat buatan.
- b. Pengamatan dalam jangka waktu yang lama terhadap perubahan struktur komunitas di lapangan diperlukan untuk mendapatkan penafsiran pengaruh konsentrasi polutan yang rendah.
- c. Pengamatan dengan menggunakan fotografi infra red dapat digunakan untuk survey pada area makrophyta yang luas dengan cepat.
- d. Orang ekologi harus mencoba membedakan antara pengaruh lingkungan dengan keragaman sementara (Hawkins & Hortnoll, 1983 ; White, 1984).
- e. Sebagian besar masa hidup polutan mengendap sebagai sediment. Mekanisme perubahan dan pennekatan sedimen dan bagaimana mereka ditransfer dari biota membutuhkan penelitian lebih lanjut.

Ada beberapa katagori polusi kelautan yang dibicarakan dalam bab ini, antara lain polusi panas, polusi logam berat (Pb, Cd, Zn dan Cu).

Permasalahan

Berkaitan dengan uraian di atas, tidaklah berlebihan apabila penulis mengemukakan permasalahan sebagai berikut :

1. Mengingat pentingnya untuk melestarikan dan memelihara kondisi lingkungan kelautan, maka penulis ingin mengetahui seberapa jauh pengaruh polusi suhu dan logam berat

yang ditimbulkan dari lingkungan, terhadap kehidupan organisme di dalamnya, mengingat akhir-akhir ini, masalah polusi kelautan menjadi topik yang hangat untuk dibicarakan dalam agenda lingkungan kelautan dunia, khususnya pada hari lingkungan yang baru saja kita lewati ?.

2. Bagaimanakah mekanisme toleransi toksisitas logam berat terhadap seaweed ?
3. Seberapa besar derajat toksisitas masing-masing logam berat terhadap alga dan bagaimanakah pengaruh toksit logam berat terhadap metabolisme alga ?
4. Faktor-faktor apakah yang mempengaruhi toksisitas logam ?

Pembahasan

Dalam bahasan ini uraian penjelasan dari permasalahan nomor 1 dibagi dalam 2 sub bagian yaitu :

- a. Polusi yang ditimbulkan oleh panas.
- b. Polusi yang ditimbulkan oleh logam berat

A. Polusi yang ditimbulkan oleh panas

Beberapa industri dan pembangkit listrik menggunakan air sebagai sistem pendingin dalam mekanisme mesin yang digunakannya, dan pada umumnya mereka membuang kembali sebagai limbah dalam bentuk air panas ke dalam sistem irigasi di lingkungannya. Pengaruh polusi panas pada makrophyta dapat merusak atau dapat pula menguntungkan tergantung letak geografis, musim dan spesies yang ada. Makrophyta tidak seperti tumbuhan tingkat tinggi yang dapat hidup pada range yang besar sampai 50°C . Sebagai contoh *Seaweed* pada umumnya mempunyai range yang sempit yaitu antara 10°C - 25°C . Tetapi apapun yang terjadi makrophyta dapat bertahan hidup dengan cara meningkatkan batas toleransi. Toleransi temperatur tidak tetap untuk satu spesies dan kemungkinan tergantung pada faktor lingkungan seperti cahaya, kadar garam, nutrisi dan polutan (Laws, 1981). Sebagai contoh selama musim panas didaerah temperatur dan daerah trofik, peningkatan suhu dapat ditoleransi. Walaupun pada beberapa

spesies peningkatan sedikit suhu dapat menghasilkan kondisi subletal dan letal, dan untuk beberapa spesies terjadi penurunan laju pertumbuhan di atas temperatur optimal. Penurunan yang besar pada makrophyta telah dicatat pada area semi tropikal Biscayne Bay, Florida (Wood & Zieman, 1969).

Komposisi spesies dipengaruhi oleh berbagai macam perubahan, penambahan suhu dapat mempengaruhi komposisi spesies. Perubahan komposisi spesies alga dapat mempengaruhi komposisi spesies herbivora dan hewan tingkat tinggi sesuai dengan rantai makanan. Gangguan lain dapat terjadi bila terjadi perubahan secara mendadak pada tanaman yang dapat menimbulkan shock pada banyak makrophyta. Penambahan chlorine dan copper secara periodik ke dalam sistem pendingin air untuk mengurangi toksitas pada lingkungan.

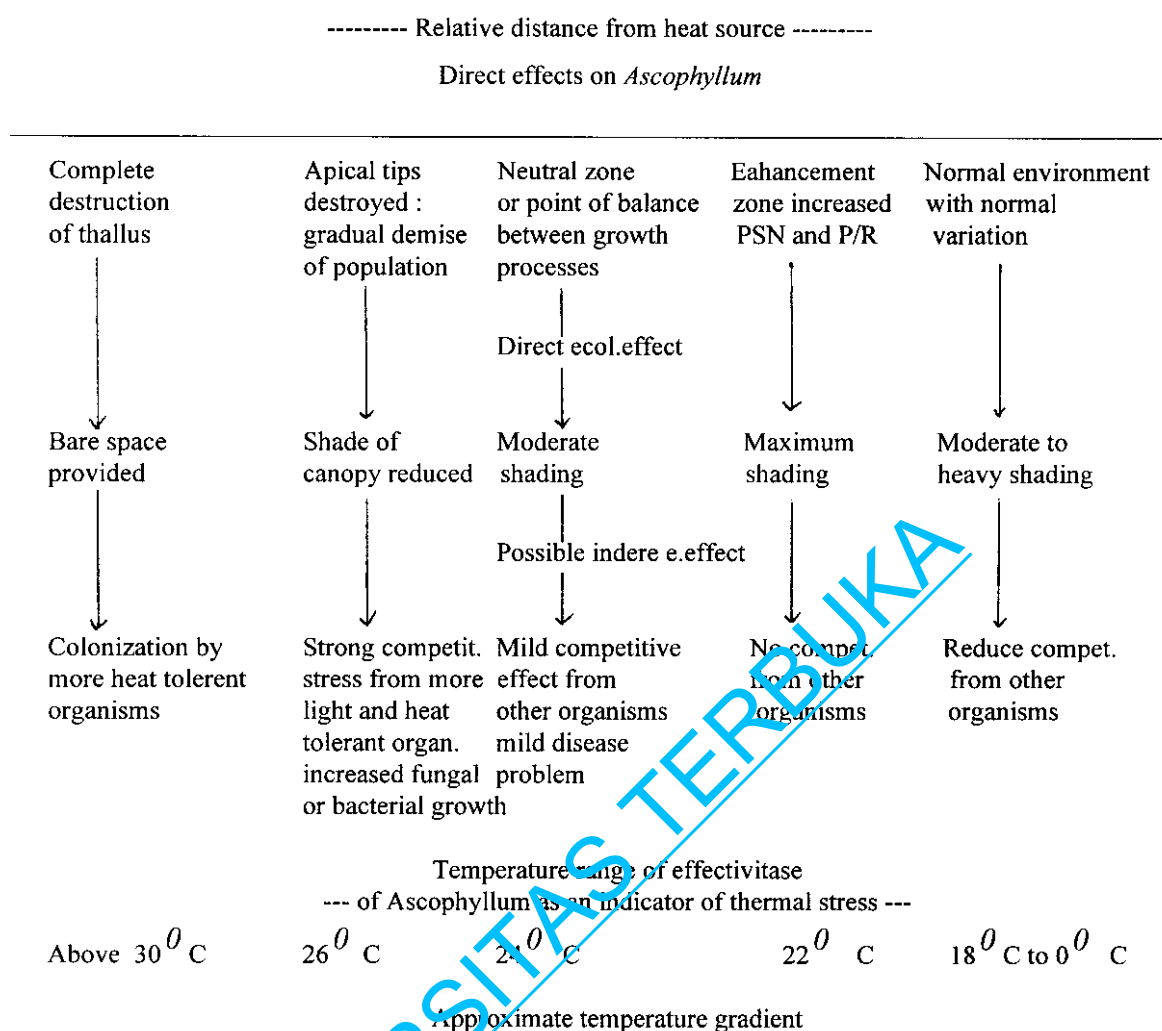
Sedikit informasi dipublikasikan tentang pengaruh langsung peningkatan temperatur terhadap makrophyta. Terjadi adanya gejala stres suhu antara lain :

1. Terjadi penggumpalan makrophyta.
2. Pemucatan atau pemekatan warna daun.
3. Terjadi plasmolisis sel.
4. Pada tumbuhan *macrocystis* dewasa memperlihatkan pengurangan jaringan utama dengan adanya suhu permukaan 20° C atau lebih untuk setiap minggu (North, 1979).

Demikian juga terjadi tiga jenis kerusakan yang telah diamati, yaitu :

1. Black rot.
2. Pembengkakan seperti tumor.
3. Stipe rot.

Black rot adalah penyuraman warna daun dekat bagian ujung kemudian menyebar kebagian lain. Di pantai Atlantik Amerika Utara, stres suhu sering terjadi dalam waktu yang lama, namun jarang dilaporkan mampu mempengaruhi pertumbuhan apical *Ascophyllum nodosum* (gambar 5) (Vades *et al*, 1978). Pada *Ascophyllum nodosum* terjadi penurunan yang berarti dalam hal persentase cover, biomassa, pertumbuhan dan kelangsungan hidup.



Gambar 5 : Graphic model showing potential impacts of elevated temperature on population of *Ascophyllum nodosum* PSN. photosynthesis, P/R. primary productivity of from Vades et.al, 1978 with permission of the Technical Information Center, U.S. Depart. of Energy.

Kurva suhu untuk pertumbuhan dihasilkan oleh berbagai interaksi metabolik, beberapa diantaranya mempunyai perbedaan suhu optimum (Cairns et al, 1975). Batas-batas toleransi di lapangan lebih rendah karena terjadi interaksi dengan faktor lain dan integrasi pengaruh yang lama, sebagai contoh *Macrosystis pyrifera* mempunyai suhu optimum fotosintesis 20^o C - 25^o C di laboratorium, ternyata di lapangan tumbuhan ini mulai rusak jika suhu laut mencapai 20^o C (North, 1979) disini hasil lapangan tidak selalu dapat diprediksi dari hasil laboratorium.

Ocean Thermal Energy Conversion (OTEC) adalah program untuk merubah energi matahari yang tersimpan dalam perairan tropik menjadi energi listrik dengan memanfaatkan perbedaan suhu permukaan dengan suhu kedalaman. Permukaan air dipompa melalui penukaran panas dengan tujuan untuk menguapkan fluida kerja. Selanjutnya uap digunakan untuk memutar turbin yang menghasilkan listrik. Program OTEC berpengaruh terhadap lingkungan, berbeda dengan pembangkit listrik tradisional karena menggunakan air dingin yang dipompakan menuju permukaan. Pada program OTEC terjadi dua macam perubahan penting pada lingkungan yaitu :

1. Suhu permukaan didinginkan sekitar 30^0 sehingga menjadi 20^0 C - 25^0 C.
2. Konsentrasi nutrien bertambah yang disebabkan oleh pencampuran nutrien dengan nutrien yang berasal dari bagian dasar.

Dari studi awal program OTEC menunjukkan bahwa proses ini mempunyai manfaat sebagai berikut : dua jenis alga merah *Laurencia poilei* dan *Gracilaria cervicornis* dan alga coklat *Sargasum flutans* semuanya menunjukkan laju pertumbuhan yang sangat cepat.

B. Polusi yang ditimbulkan oleh logam berat

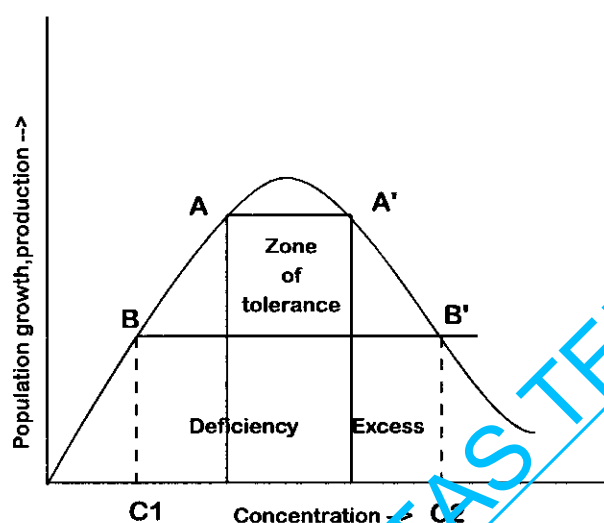
Yang dimaksud dengan logam berat adalah logam yang mempunyai berat atom besar seperti Fe (besi) = 59 atau berat jenis lebih besar dari 5 g/ml (Sorentino, 1979). Dari standar lingkungan polusi logam berat dikasifikasikan ke dalam tiga kelompok, seperti pada tabel 2 berikut ini :

Tabel 2: Classification of elements according to toxicity and availability

Noncritical	Toxic but very insoluble or very rare	Very toxic and relatively accessible
Na C Fe	Ti Ga Hi La	Be As Au Co
K P Li	Zr Os W Rh	Se Hg Nt Te
Mg Fe Rb	Nb Ir Ta Ru	Tl Cu Pd Pb
Ca S Sr	Re Ba	Zn Ag Sb Sn
H Cl Al		Cd Bi Pt
O Br Si N		

Source : Wood (1974). Science. vol. 183. pp. 1048-52. copyright @ 1974 by the American Association for the Advancement of Science.

Kebanyakan logam berat yang ada termasuk dalam katagori 3 seperti Mangan, Besi, Tembaga, Seng. Kemungkinan pertumbuhan alga sedikit terpengaruh jika konsentrasi logam di perairan juga sedikit, tetapi akan bersifat toksit apabila konsentrasinya tinggi. Range konsentrasi optimum untuk pertumbuhan sempit (gambar 6). Logam berat yang termasuk katagori 3 seperti Merkuri (Hg) dan Timbal (Pb) tidak memerlukan peningkatan dan akan menjadi toksit bagi alga pada konsentrasi yang sangat rendah (misalnya 10-50 ug/l).



Gambar 6 : The algae dynamic dose relation between population parameters and concentration of metabolite or pollutants (From Perkins 1979, with permission of The Royal Society, London).

Logam-logam pada mineral dan batuan umumnya tidak berbahaya, akan menjadi toksit jika dilarutkan dalam air. Logam dapat masuk ke lingkungan karena pengikisan oleh hujan dari batuan, pelepasan tanah dan tumbuhan, dan aktifitas vulkanik laut. Dalam penilaian polusi laut, suatu perbedaan dapat dibuat antara keadaan alami dan pengaruh aktifitas manusia. Logam yang dihasilkan manusia ke lingkungan berasal dari peleburan biji besi, pembakaran tulang, pembuangan limbah industri, proses bahan mentah di pabrik banyak dibawa oleh air ke laut. Air hujan juga membawa sejumlah logam seperti Kadmium, Tembaga, Seng dan khususnya Timbal yang berasal dari atmosfer. Beberapa logam di udara berasal dari pembakaran tulang. Logam-logam dalam sedimen kemungkinan mengalami reduksi dan oksidasi terutama oleh bakteri dan kikisan air.

Logam-logam dalam lingkungan perairan berada dalam bentuk terlarut atau partikulat, logam tersebut terlarut sebagai ion-ion hidrat bebas atau sebagai ion kompleks (dapat berikatan dengan ligan anorganik seperti OH^- , Cl^- atau CO_3^{2-}) atau mungkin membentuk kompleks dengan ligan organik seperti Amina, Humic, Asam sulfat dan Protein. Bentuk partikulat diperoleh dari bermacam-macam keadaan seperti koloid atau agregat (gumpalan) seperti Hidrat oksida (Beijer & Jerelov, 1979). Bentuk fisik dan kimia dari logam pada air laut dapat dikontrol dengan mengamati perubahan faktor lingkungan seperti :

1. pH
2. Potensial redoks
3. Kekuatan ion
4. Salinitas
5. Kehadiran senyawa organik
6. Materi partikulat
7. Aktifitas biologi akan menentukan sifat intrinsik dari logam.

Perubahan faktor lingkungan menunjukkan keberadaan logam, akumulasi dan toksisitas logam berat pada organisme perairan (Stokes, 1983 ; Mavel, 1987).

Peningkatan dan akumulasi

Logam-logam pada lingkungan masuk ke dalam alga secara pasif dan aktif, beberapa diantaranya seperti Pb dan Sr masuk secara pasif, terjadi penyerapan melalui dinding sel oleh bahan polisakarida dan bahan intracellulair (Mornis & Bale, 1975 ; Eide *et al*, 1980). Logam yang lain seperti Zn dan Cd masuk kedalam secara aktif karena adanya perbedaan gradien konsentrasi (Eide *et al*, 1980).

Konsentrasi ion logam dalam makrophyta dari air laut bervariasi, konsentrasi logam dalam thalus sering diperlukan untuk menyatakan konsentrasi logam dalam lingkungan air laut. Pada dasarnya makro alga (khususnya Phaepericeae) mempunyai kerapatan yang digunakan sebagai indikatro pada polusi logam yang rendah (Morris &

Bale, 1975). Rasionalitas untuk menggunakan *Seaweed* sebagai indikator pencemaran logam mempunyai tiga dasar teori yaitu :

1. Konsentrasi logam dalam lautan sering berada mendekati batas limit analisa deteksi sehingga sulit untuk diukur dan kemungkinan bervariasi sesuai dengan waktu, sedangkan dalam *seaweed* relatif konstan.
2. *Seaweed* hanya akan mengakumulasi logam-logam yang dapat diterima secara biologis.
3. *Seaweed* tidak dapat berpindah, maka *seaweed* akan mengakumulasi logam yang ada disekitarnya saja (Leoma *et al*, 1982).

Walaupun alasan di atas digunakan sebagai dasar untuk menggunakan *seaweed* sebagai indikator pencemaran logam, penggunaan seperti itu terkadang akan menghasilkan hasil yang keliru dari sudut pandang apa yang diketahui sekarang, misalnya cahaya dan nitrogen kemungkinan mempengaruhi laju pengambilan Fe, Mn, Zn, Cd dan Rb. Pada *Ulva fasciata* yang ditanam pada kultur, pengaruh cahaya lebih besar dari nutrisi. Akibatnya konsentrasi Cd dan Rb akan berkurang dan konsentrasi Mn bertambah hal ini secara tidak langsung mengatur metabolisme dari ke-3 logam ini.

Hasil ini sekarang telah dirumuskan ke dalam suatu transformasi untuk pengambilan logam oleh makro alga (Rice, 1984). Kandungan nitrogen dalam alga mengontrol pengambilan Zn dan Fe. Peneliti yang lain menemukan *Fronde* (pakis) yang lebih tua mempunyai peranan penting dalam mengakumulasi Fe, Mn, Zn, dan Cd (Bryan *et al*, 1973). Faktor lain yang dapat mempengaruhi akumulasi logam dipantai adalah :

1. Lamanya *seaweed* terendam selama pasang surut (Bryan *et al*, 1991)
2. Temperatur (Munda, 1986)
3. Salinitas (Munda & Hudnik, 1988)
4. Musim sepanjang tahun
5. Adanya polutan lain dalam air.

Oleh karena itu kemungkinan *seaweed* tidak dapat memperkirakan konsentrasi logam dalam air. Beberapa contoh penting diuraikan berikut ini. Suatu populasi *Fucus* dekat polusi logam berat di daerah estuary menunjukkan beberapa pola musim pada konsentrasi logam dalam skala kecil, pengamatan pada populasi yang lain tidak menunjukkan ada polusi air (Fuge & Jamens, 1973), sedangkan Foster (1976)

mendapatkan konsentrasi dari Cd, Pb, Cr dan Ni dalam *Fucus vesiculosus* dan *Ascophyllum nodosum* dari daerah polusi rendah sama halnya dengan pertumbuhan tanaman kontrol di daerah non polusi. Higgin dan Mackey (1987) menemukan pada Kelp *Ecklonia radiata* dengan EDTA membebaskan 90% Zn dan Cd, 20% Cu dan 70% Fe dari jumlah total yang ada, hal ini menunjukkan perbandingan Zn dan Cd total. Di alam bebas Zn ditemukan bersama polymer ekstraselulair yang dihasilkan oleh bakteri epipitik *Gracilaria chilens*.

Karena banyaknya logam yang ditemukan dalam seaweed dengan berbagai macam konsentrasi maka untuk menentukan konsentrasi logam dalam seaweed sering dinyatakan sebagai faktor konsentrasi,

Faktor konsentrasi = $\frac{\text{konsentrasi logam (ug)}}{\text{berat kering (g)}}$.

$\frac{\text{konsentrasi logam dalam air laut (ug/ml)}}{\text{berat kering (g)}}$

Contoh faktor konsentrasi dari 4 (empat) jenis logam dalam dua macam seaweed (tabel 3)

(Raw & Tipnis, 1967) faktor konsentrasi untuk unsur-unsur ini berkisar antara 10^3 dan 10^4 , sedangkan untuk logam Cr adalah 10^6 .

Tabel 3. Concentration of selected heavy metals in seawater and in brown algae and concentration factors .

Heavy metal	Concentration in seawater (ug l ⁻¹)	<i>Fucus vesiculosus</i>		<i>Ascophyllum nosudum</i>	
		Concentration (ppm)	Concent. factor ^a (x10 ⁴)	Concent. (ppm)	Concent. factor (x10 ³)
Zn	11.3	116	10	149	13
Cu	1.4	9	6.4	12	8.6
Mn	5.3	103	19	21	3.9
Ni	1.2	8	6.8	5.5	4.6

^aConcentration factor = ppm dried seaweed per microgram of dissolved metal per milliliter of seawater.

Source : Modified from Foster (1976). with permission of Applied Science Publishers.

Makrophyta yang baik sebagai indikator polusi logam adalah makrophyta yang sedapat mungkin mampu membebaskan ion-ion logam yang diambilnya, bila terjadi perubahan konsentrasi logam dalam perairan dalam jangka waktu yang lama. Beberapa

penelitian telah dilakukan untuk menguji adanya logam yang dibebaskan *seaweed* melalui pencangkokan tanaman yang berasal dari daerah tercemar ke daerah yang tidak tercemar, hasilnya Zn, Cd, Pb, dan Hg dibebaskan oleh jaringan tanaman yang telah tua (Myklest *ad et.*, 1978).

Ho (1990) menemukan alga hijau cosmopolit *Ulva latuca* adalah bio-indikator yang baik untuk pencemaran Cu, Zn dan Pb yang terdapat di perairan Hongkong, karena mempunyai kapasitas akumulasi yang tinggi. Kejadian serupa juga ditemukan oleh Fosberg (1988) pada tanaman *Fucus vesiculatus* merupakan detektor yang baik untuk pencemaran logam dekat Stockholm. Say et.al (1990) merekombinasikan *Enteromorpha* untuk memonitor logam berat pada muara sungai

Meskipun semua penafsiran ini optimis dapat digunakan dan dianjurkan untuk menggunakan makroalga sebagai biomonitor, namun permasalahan utama adalah banyaknya logam terakumulasi secara berlebihan selama periode waktu tertentu, biasanya berlangsung sebanding dengan laju pertumbuhan makroalga (Rice & Lapointe, 1981 ; Rice, 1984), oleh karena itu berbagai faktor pembatas seperti nutrisi, salinitas, kekeruhan, suhu dan pencemar lain yang cenderung untuk mengubah laju pertumbuhan makroalga perlu diperhitungkan. Masalah lain juga timbul yaitu adanya kontaminan pada permukaan alga oleh logam yang berasosiasi dengan material lain yang halus. Sehingga material ini perlu dihilangkan terlebih dahulu dengan pencucian kemudian baru dianalisis, hal ini berguna untuk menentukan jumlah keberadaan logam secara nyata dalam jaringan tumbuhan (Bryan & Hummerstone, 1973) ; dan ini merupakan masalah utama khususnya logam-logam yang tertutup oleh partikulat dalam coastal misalnya Fe, Pb dan Cr (Barnet & Ascroff, 1985).

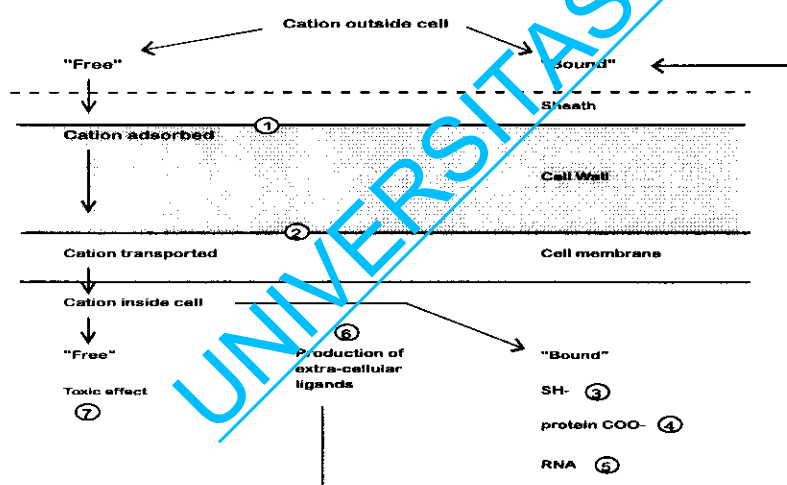
Telah diketemukan adanya kemajuan yang pesat dalam teknik analisa untuk mengukur konsentrasi logam yang rendah secara langsung, namun demikian penentuan konsentrasi logam yang rendah dalam air masih banyak dan lebih baik menggunakan teknik penentuan secara tidak langsung melalui bio-akumulasi dalam *seaweed*.

2. Mekanisme toleransi toksisitas logam berat terhadap seaweed dijelaskan sebagai berikut

Studi tentang toleransi toksisitas logam terhadap seaweed masih sedikit dilakukan orang, oleh sebab itu dalam tulisan ini digunakan mikroorganisme dan tumbuhan tingkat tinggi untuk menjelaskan prinsip-prinsip dasar mekanisme toleransi toksisitas yang terjadi pada makrophyta. Beberapa mekanisme toleransi toksisitas yang dilakukan oleh alga adalah sebagai berikut :

1. Pengikatan ion logam oleh suatu senyawa pada dinding sel.

Senyawa dalam dinding sel dapat mengikat ion logam tertentu dan mengubahnya ke dalam bentuk yang tidak toksik. Mekanisme ini telah dipelajari dan diuji pada tembaga dengan toleransi yang tinggi. Pada beberapa alga multicellulair air tawar seperti *Mougeotia*, *Mikrospora* dan *Hormidium* separoh dari jumlah tembaga yang terdapat di dalam sel terakumulasi pada dinding sel (Francke & Hillebrand, 1989). *Carageenan* dari *Ascophyllum nodosum* telah menunjukkan secara jelas keefektifan pengikatan logam-logam berat seperti Cd, Pb, Sr melalui mekanisme pertukaran. Kemampuan pengikatan logam oleh *carageenan* berhubungan dengan derajat ion sulfatnya (mekanisme 1, gambar 7).



Gambar 7 : Routes of uptake for potentially toxic cations and possible rates (1-7) of tolerance mechanisms (From Stokes 1983, with permission of Elsener Hammedical Press).

2. Pembuangan logam bersama produk extracellulair

Logam yang ada dalam jaringan akan berikatan dengan senyawa organik membentuk ligan-ligan yang nantinya akan diekskresikan keluar sel. Strain yang toleran dari alga *Ectocarpus siliculosus* mengakumulasi tembaga lebih sedikit dibanding dengan strain yang tidak toleran. Strain toleran dapat menghasilkan produk extracellulair yang mengandung tembaga (mekanisme 6, gambar 7).

3. Detoksifikasi ion logam pada permukaan *seaweed*

Absorpsi atau detoksifikasi ion logam pada permukaan *seaweed* oleh mikroorganisme, sebagai contoh beberapa epipit seperti diatom atau bakteri mengambil dan menyimpan logam sebelum menumpuk pada permukaan *seaweed*. Melalui percobaan laboratorium Strauber dan Florence (1987) menemukan ion-ion logam trivalen (Al, Fe, Cr) atau logam bivalen (Mn dan Co) dapat dioksidasi oleh alga menjadi species trivalen yang ditambahkan ke dalam medium kultur. Mereka dilindungi oleh dua diatom dari toksisitas Cu melalui pembentukan lapisan logam III oksida yang terhidrasi disekitar dinding sel. Lapisan ini mengabsorpsi ion Cu sebelum terpenetrasi ke dalam sel, yang terpenting dari percobaan ini adalah mekanisme pengaruh antagonis beberapa logam seperti logam Mn, Fe dan Co terhadap toksisitas Cu (misalnya penambahan Mn menyebabkan berkurangnya toksisitas Cu), Ni yang secara kimia mirip dengan Co tidak dapat dioksidasi dalam air laut untuk membentuk nikel (III) hidroksida, namun demikian secara keseluruhan tidak efektif melindungi toksisitas Cu. Demikian juga Zn juga tidak efektif.

4. Pengendapan logam dalam sel

Pengendapan logam Cu telah diamati dalam vakuola dan inti sel *Scenedesmus auriformis* yang tumbuh pada perairan dengan konsentrasi tembaga yang tinggi, demikian juga pada *Porphyra umbiliformis* permukaan inti dapat mengikat Cd (Mc Lean & Williamsom, 1977).

3. Derajat toksisitas masing-masing logam berat terhadap alga serta pengaruh toksit logam berat terhadap metabolisme alga diterangkan sebagai berikut.

Derajat toksisitas logam terhadap alga bervariasi tergantung pada species alga dan kondisi lingkungan, tetapi secara umum derajat toksisitas logam adalah sebagai berikut :

Hg>Cu>Cd>Ag>Pb>Zn (Rice *et.al.* 1973 ; Rai *et.al.* 1981)

Merkuri (Hg) adalah logam yang paling toksit, Hg berinteraksi dengan sistem enzim dan menghambat aktifitas enzim, khususnya enzim dengan gugus reaktif sulfidril (-SH) (Van Assche & Clijsters, 1990). Pengaruh toksit logam terhadap alga secara umum digolongkan ke dalam :

1. Menghentikan pertumbuhan pada kasus yang ekstrim.
2. Menghambat fotosintesis.
3. Mereduksi kandungan klorofil.
4. Meningkatkan permeabilitas sel.
5. Melepaskan ion potasium dari sel (Rai *et.al.*, 1981).

Hasil penelitian Hophin dan Rain (1978) tentang pengaruh Hg terhadap beberapa tingkat hidup *Laminaria hypervorea*, menunjukkan pertumbuhan yang dipengaruhi oleh Hg. Dimana pertumbuhan gametophytes paling sensitif terhadap Hg, laju respirasi pada sporophytes meningkat pada konsentrasi tinggi.

Studi pengaruh Hg pada 5 (lima) intertidal *Fucales* dengan range konsentrasi 100-200 ug/l selama 10 hari menunjukkan adanya penurunan pertumbuhan sebesar 50% (Strongren, 1980), sedangkan pada konsentrasi 5-9 ug/l terjadi penurunan laju pertumbuhan pada *Fucus spiralis* dewasa.

Tembaga (Cu) merupakan logam yang kedua aktif, sebagai contoh CuSO_4 telah digunakan untuk mengendalikan alga pengganggu pada air tawar. Aktifitas Cu tergantung pada aktifitas ionik (konsentrasi dari Cu^{2+} bebas), dan bukan pada konsentrasi Cu total (Sunda & Guilard, 1976), meskipun demikian beberapa kompleks Cu organik (khususnya lemak yang larut) lebih bersifat toksit dari Cu bebas (Stauber & Florence, 1978) karena lemak yang larut dapat berdifusi secara langsung pada membran dalam sel.

Mekanisme toksisitas Cu terhadap mikroalga menurut Stauber dan Florence (1978), adalah sebagai berikut : pada membran sel, Cu akan mempengaruhi permeabilitas dinding sel, berikatan dengan logam esensial, selanjutnya ditransfer ke dalam sitosol, kemudian dalam sitosol akan bereaksi dengan kelompok enzim - SH dan thiol bebas (seperti gultathion), aktifitas enzim diganggu sehingga akan mengakibatkan terganggunya pembelahan sel. Kecuali itu Cu juga merusak organel sel, mengganggu transfer electron pada mitrokondria, respirasi dan produksi ATP, serta fotosintesa dalam kloroplas, terganggunya poses-proses metabolisme akan mengakibatkan terhambatnya pertumbuhan alga.

Disamping mekanisme di atas, Sorentino (1979) berpendapat bahwa mekanisme toksisitas Cu dapat juga berlangsung sebagai berikut : Cu mempengaruhi permeabilitas dinding sel dan perubahan volume sel. Selanjutnya Cu akan ditransfer ke dalam sitoplasma dan kemudian ke dalam kloroplas, disini Cu akan menghambat fotosintesis dengan melepaskan elektron transfer NADP, serta konsentrasi ionik Cu akan meningkat. Cu akan mengelilingi membran kloroplas dan protein sel lainnya sehingga menyebabkan terjadinya degradasi dari klorofil dan pigmen lainnya, bahkan pada konsentrasi tinggi Cu menyebabkan kerusakan yang ireversibel pada lamela kloroplas, akibatnya akan menghalangi fotosintesis dan terakhir dapat menyebabkan kematian.

Pengaruh Cu terhadap macrophyta telah dipelajari secara intensif dibanding dengan logam berat lainnya karena Cu banyak dimanfaatkan dalam industri cat dan menyebabkan pencemaran pada lingkungan aquatik. Penelitian pada *Laminaria heperborea* memperlihatkan pengaruh Cu hampir sama dengan Hg, gametophyta lebih sensitif dari sporophyta (Hopkin & Kain, 1978). Penelitian yang sama pada *Laminaria saccharina* oleh Cung dan Brinkhuis (1986) menemukan pertumbuhan sporophyta dalam beberapa proses lebih sensitif terhadap Cu pada konsentrasi > 10 ug/l, perkembangan dari gametophyta terganggu pada konsentrasi > 50 ug/l dan proses germinasi dari microspora dihambat pada konsentrasi 500 ug/l. Pada konsentrasi Cu = 50 ug/l terhadap sporophyta *Laminaria saccharina* memperlihatkan pola pertumbuhan yang tidak normal "Haptera-like protuberances", sel raksasa dan pola percabangan yang tidak normal.

4. Faktor-faktor yang mempengaruhi toksisitas logam diterangkan sebagai berikut

Salah satu faktor penting dan sangat menentukan aktifitas biologi suatu logam adalah keadaan fisika-kimia (Langston, 1990). Adapun faktor-faktor lain yang dianggap mempunyai peranan dalam mempengaruhi toksisitas logam adalah :

1. Ikatan logam dengan zat organik.

Absorpsi partikel logam dalam air yang berikatan dengan zat anorganik pada umumnya akan menurunkan toksisitas logam, hal ini mungkin disebabkan oleh logam yang telah berikatan dengan zat organik yang bersifat tidak toksik. Bentuk logam yang ada dalam jaringan sulit dikarakterisasi, maka penyelidikan yang mungkin adalah mengukur konsentrasi logam total, yang tidak berhubungan dengan toksisitas.

2. pH dan potensial redoks.

pH dan potensial redoks keduanya dapat berpengaruh secara bersamaan terhadap sifat toksitas logam berat (Peterson *et.al*, 1984). Pada pH rendah logam umumnya berada pada kation bebas tetapi dalam suasana alkali (basa) seperti pada air laut logam-logam cenderung mengendap sebagai hidroksida, oksida, karbonat atau fosfat.

3. Salinitas (kadar garam).

Hubungan salinitas dengan toksistas tidak selalu jelas, biasanya kandungan logam berat pada air laut lebih rendah dari air tawar. Munda (1984) menemukan bahwa akumulasi Zn, Mn, dan Co dalam *Enteromorpha intestinai* dan *Scylosiphon simplicissimus* meningkat dengan berkurangnya salinitas, hal ini berkaitan dengan muatan permukaan, karena fitoplankton dan beberapa seaweed mempunyai muatan lebih negatif pada salinitas rendah.

4. Suhu lingkungan aquatik.

Dalam beberapa kasus kenaikan suhu dapat meningkatkan toksisitas (Rai *et.al*, 1981). Peningkatan toksisitas pada suhu tinggi dapat dijelaskan karena bertambahnya energi yang ditimbulkan pada saat respirasi, tetapi berkurangnya toksisitas dengan adanya kenaikan suhu belum dapat dijelaskan.

5. Konsentrasi nutrisi dalam perairan.

Konsentrasi nutrisi yang tinggi dalam perairan misalnya fosfor kemungkinan dapat mengurangi toksisitas logam karena mampu mengurangi fosfat yang tidak larut. Penambahan nutrisi dalam jumlah besar dapat mengurangi toksisitas Cd dalam diatom *Thalassiosira fluviatilis*. Pertumbuhan alga di daerah pantai temperata pada musim panas dapat menahan "double stress" (kekurangan nitrogen dan adanya polutan) kemungkinan kesensitifan terhadap logam akan bertambah pada musim panas.

6. Produk ekstraseluler alga.

Produk ekstraseluler alga dapat menurunkan toksisitas logam dalam kultur Laboratorium Fitoplankton bila kerapatan kultur tinggi (Davies, 1978), yang terpenting dari produk ekstraseluler ke lingkungan belum jelas karena tergantung dari pencairan, namun demikian pada kondisi abnormal konsentrasi zat-zat organik yang berasal dari pencairan produk ekstraseluler kemungkinan akan mengurangi toksisitas logam.

7. Bahan pencemar lain.

Satu aspek yang menarik pada penelitian lingkungan yang belum banyak dilakukan adalah adanya hubungan toksisitas satu pencemar dengan pencemar lainnya. Sebagai contoh adanya 2-4D dapat mengurangi toksisitas herbisida Paraguard pada fitoplankton air tawar.

8. Aspek ekologi.

Pada umumnya pencemaran logam pada ekosistem makroalga dapat meningkatkan biomassa makroalga. Sebagian besar non sedimen logam berat dapat berasosiasi dengan makroalga yang bertindak sebagai substansi penahan dari elemen ini. Umumnya produk makroalga masuk ke dalam detritus, dekomposisi detritus makrophyta dapat menyebabkan perbedaan siklus logam konsentrasi trace (kecil). Higgins dan Mackey (1978) menemukan dekomposisi detrital pada Kelp *Ecklonia radiata* yang mampu melepaskan Sn (timah) yang berasal dari trace metal dan organik carbon terlarut (DOC). DOC berhubungan dengan kandungan ligan organik yang sanggup membentuk ikatan yang kuat dengan Cu, Fe dan Zn. Senyawa polyphenol merupakan komponen penting pada komposisi produk makroalga. *Ecklonia radiata* berperan dalam mengatur konsentrasi logam berat di lingkungan pantai.

Konsentrasi logam dalam beberapa organisme laut lebih tinggi dari pada konsentrasi logam dalam air lautnya sendiri, hal ini akan mendukung logam terakumulasi pada konsentrasi tinggi pada tingkat tropik tinggi dari rantai makanan karena terjadinya magnifikasi biologi. Perbandingan konsentrasi logam bervariasi dalam Fitoplankton dan Zooplankton dengan konsentrasi air laut, konsentrasi logam dalam Plankton adalah 1000 kali lebih tinggi dari konsentrasi logam di air laut. Kenyataannya hanya konsentrasi Cu, Zn dan Pb tinggi dalam Zooplankton dibanding Phytoplakton, sedangkan untuk Mn, Ag, Cd dan Hg perbedaannya sangat kecil.

Penelitian tentang Hg dalam ikan kecil dan hewan lainnya memperlihatkan variasi bioakumulasi pada setiap jaringan sampel, paling tinggi terdapat pada hati (Knanmer & Martin, 1972). Pada ikan Tuna dan "Swordfish" memiliki konsentrasi Hg pada beberapa orde cukup tinggi dibanding yang terdapat pada fitoplankton (Lav, 1981). Bioakumulasi logam berat dapat diperoleh pada area polusi yang tinggi, contohnya pada air pantai disekitar bagian selatan Bristol channel (Butterworth et.al. 1972). Analisis air laut dan beberapa makanan menunjukkan bahwa Cd dan Zn terakumulasi dalam makanan, tabel 4 menunjukkan bahwa kadmium diperoleh relatif rendah dalam *Fucus*, konsentrasi yang tinggi diperoleh pada *Patella* (herbivora) dan pada karnivora anjing *Whelk Thais*. Keadaan yang sama kemungkinan juga ditemukan pada logam yang lainnya.

Tabel 4. Cadmium concentrations in seawater, seaweeds, and shore animals at four collecting stations on the southern side of the Severn estuary and Bristol Channel.

Location	Distance from Avon mouth (km)	Seawater ($\mu\text{g L}^{-1}$)	<i>Fucus</i> (mg kg^{-1})	<i>Patella</i> (mg kg^{-1})	<i>Thais</i> (mg kg^{-1})
Portishead	4	5.8	220	550	-----
Brean	25	2.0	50	200	425
Minthead	60	1.0	20	50	270
Lynmouth	80	0.5	30	50	65

Source : Butterworth et.al., (1972), reprinted by permission from *Marine Pollution Bulletin* vol.3 pp 72-4, copyright (1972) Macmillan Journals Limited.

Kesimpulan

Berdasarkan pembahasan di atas maka dapat disimpulkan sebagai berikut :

- 1a. Bahwa pengaruh polusi panas terhadap Makrophyta lebih cenderung merugikan apabila dibandingkan dengan faktor keberuntungannya, meskipun mempunyai kemampuan untuk hidup pada ambang batas toleransi. Hal ini disebabkan karena kondisi kemampuannya yang hanya dapat hidup pada range temperatur 10^0C - 25^0C , biasanya ditandai dengan menurunnya laju pertumbuhan.

Beberapa gejala stres akibat pengaruh panas antara lain :

- a. Terjadi penggumpalan Makrophyta.
- b. Pemucatan atau pemekatan warna daun.
- c. Terjadi plasmolisis sel.
- d. Pada tumbuhan *Macrocystis* dewasa terjadi pengurangan jaringan utama.

Adapun kerusakan yang terjadi akibat pengaruh panas adalah :

- a. Terjadi black rot.
 - b. Terjadi pembengkakan seperti tumor.
 - c. Terjadi stipe rot.
- 1b. Bahwa polusi oleh logam berat ke dalam sistem kelautan dapat disebabkan oleh dua faktor yaitu secara alami dan karena campur tangan manusia. Perubahan faktor lingkungan menunjukkan keberadaan logam, akumulasi dan toksisitas logam berat pada organisme perairan, dan sebagai kontrol indikatornya secara fisik maupun kimiawi adalah :
- a. pH
 - b. Potensial redoks.
 - c. Kekuatan ion.
 - d. Salinitas.
 - e. Kehadiran senyawa organik.
 - f. Materi partikulat.
 - g. Adanya aktivitas biologi yang akan menentukan sifat intrinsik dari logam.

2. Mekanisme toleransi toksisitas logam berat terhadap *seaweed* sebagai berikut :
 - a. Melalui pengikatan ion logam oleh suatu senyawa pada dinding sel.
 - b. Melalui pembuangan logam bersama produk extracellulair.
 - c. Melalui detoksifikasi ion logam pada permukaan *seaweed*.
- 3a. Derajat toksisitas masing-masing logam berat terhadap alga sebagai berikut :
Hg > Cu > Cd > Ag > Pb > Zn.
- 3b. Pengaruh toksit logam berat terhadap metabolisme alga antara lain mampu :
 - Menghentikan pertumbuhan pada kasus yang ekstrim.
 - Menghambat fotosintesis.
 - Mereduksi kandungan klorofil.
 - Meningkatkan permeabilitas sel
 - Melepaskan ion potasium dari sel.
4. Faktor-faktor yang mempengaruhi toksisitas logam antara lain :
 - Adanya ikatan logam dengan zat organik
 - pH dan potensial redoks.
 - Salinitas (kadar garam).
 - Suhu lingkungan aquatik.
 - Konsentrasi nutrisi dalam perairan.
 - Produk extracellulair alga.
 - Bahan pencemar lain
 - Aspek ekologi

Pustaka

- A.R.Loveless 1989. Prinsip-prinsip Biologi Tumbuhan untuk Daerah Tropik 2. Penerbit PT Gramedia, Jakarta. Hal 259-270.
- Breadly,P.M.1991.Plant hormones dohavearolein controlling growthand Littorinalittoria (Molusca Prosobranchia) on exposure to cadmium. Jour.Mar.Biol (72) : 210-231.

- H Antia,N.J ; Desai,I.D ; and Romily.1970. The tocopherol, vitamin K, and related development of algae.J.Phycol.27 : 287-301.
- Heij,D & Nienhuis,P.H.1992. Intraspecific variation in siozyme patterns of University Press.1994.Pp : 1-299.
- Jacobs,W.P.1993. A search for some angiosperm hormones and their metabolites in Caulerpapa spaloides (Chlorophyta).J.Phycol.29 : 400-412 (1993).
- Lobban,C.S & Harrison,P.J.1994. Seaweed Ecology and physiology. Cambridge Caulerpha sertulanoides.J.Phycol.5 : 121-139 (1969).
- Mishra,A.K & Kefford,N.D.1969. Developmental studies on the coenocytic algae green algae Halimeda spp.J.Exp.Mar.Biol.Ecol.(160) :162-185.
- E.P.Odum. 1994. Dasar-dasar Ekologi. Edisi ketiga.Gadjah Mada University Press. Yogyakarta. Hal : 529-531.
- Wareing,P.F and I.D.J. Phillips. 1981. Growth abd differentiation in plants. Pergamon Press. pp : 99-123.

UNIVERSITAS TERBUKA