



HOKKAIDO UNIVERSITY

Title	厚岸湖の栄養塩循環におけるベントスの役割の数値モデルによる研究
Author(s)	大島, ゆう子; OSHIMA, Yuko; 岸, 道郎 他
Citation	MEMOIRS OF THE GRADUATE SCHOOL OF FISHERIES SCIENCES, HOKKAIDO UNIVERSITY, 51(1-2), 1-13
Issue Date	2004-12
Doc URL	https://hdl.handle.net/2115/22019
Type	departmental bulletin paper
File Information	51(1_2)_P1-13.pdf



厚岸湖の栄養塩循環におけるベントスの役割の数値モデルによる研究

大島ゆう子¹⁾・岸 道郎²⁾・向井 宏³⁾

(2004年9月1日受付, 2004年12月24日受理)

Numerical Study on Nutrient cycles in Akkeshi Lake Focused on the role of Benthos

Yuko OSHIMA, Michio J. KISHI and Hiroshi MUKAI

Abstract

To discuss the role of benthos and epiphyte on the material cycle in Akkeshi Lake, which is located in eastern Hokkaido, Japan, we modified a three-dimensional physical-biological coupled model (MK-3). The ecosystem model includes eelgrasses, epiphytes, oysters and clams together with phytoplankton, zooplankton, POM and DOM and is based on nitrogen and phosphorus cycles. A physical model was forced by M2 tide. In this lake, the role of clams on the material cycle is much larger than that of oysters, and epiphytes uptake nutrient twice as large as phytoplankton. We estimated nutrient release from sediment was smaller than previous estimation in sensitivity analysis, and we found that eelgrasses and epiphytes had an important role in supply for the food of clams and oysters.

Key words: Physical-biological coupled model, Clam, Epiphyte, Nutrient budget

概 要

本研究の目的と背景

近年、河川水中の栄養塩濃度が河川の集水域の形態(畑, 山林, 湿地, 市街地等)によって大きく変動し, それによって沿岸域に及ぼす陸域の影響の大きさも異なってくることで着目されている。北海道沿岸においては森林を伐採するとカキ, アサリ, 昆布の生産が悪くなるといわれ, その因果関係はいくつもあげられてはいるがどれも実証されていない。現在, 森林伐採だけではなくダムの建設, 大規模農地の開発, ゴルフ場の建設, 大規模林道や高速道路の建設などが沿岸生態系に影響をあたえているプロセスを明らかにすることを目的として, 複数の研究者によって厚岸周辺域で観測及び研究が行われている(向井, 2002)。

本研究では, 厚岸湖が沿岸域として陸と海をつないでいる役割を評価するために必要なモデルとして, アサリとアマモの付着藻類を構成要素として加えた生態系モデルを開発し, アサリとアマモの付着藻類が沿岸域生態系に果たしている役割の検討を行った。アサリは高次捕食者として生物量が多く, カキと同等もしくはそれ以上に重要な役割を果たしていると考えられ, アマモの付着藻類は植物プランクトンと水中の栄養塩摂取において競合していると考え

られる。このモデルは, 大島(1997), Oshima et al.(1999)および赤羽ら(2003)で作成されたアマモとカキを組み入れた物理-生物結合モデルをさらに改良したものである。

厚岸湖の概要

厚岸湖は北緯43°2', 東経144°52'に位置し, 幅600m, 水深約10mの湖口によって太平洋岸の厚岸湾に続いている(Fig.1)。湖岸線の長さ約26km, 面積約32km², 湾からの水路に続く数本のみお筋を除いて平均水深約2m(Fig.2)で, 北部および東部の後背地は河川または湿地帯となっており, 現在はアサリ礁として利用されている「カキ島(干潟)」の砂地と泥地を除く全域にアマモが分布して藻場を形成している。

流況調査により, 湖内の流れは半日周期が日周期よりも大きく, 主にM2, K1(潮位の振幅を三角関数の和に分解して表した個々の周期変動を分潮といい, 実用上重要なのはM2(主太陰半日周潮), S2(主太陽半日周潮), K1(日月合成日周潮), O1(主太陰日周潮)の4大分潮である)に起因する強い流れがみられ(沿海調査開発株式会社, 1991), 潮差は大潮時約1.2m, 小潮時約0.2m(いずれも釧路における潮汐観測値)である。

厚岸湖に流入する河川は別寒辺牛川, オッポロ川, 大別

¹⁾ ㈱パスコ
(Pasco)

²⁾ 北海道大学大学院水産科学研究科資源環境科学講座
(Graduate School of Fisheries Sciences, Hokkaido University)

³⁾ 北海道大学北方生物圏フィールド科学センター生物群集生態領域群集生態分野
(Akkeshi Marine Station, Aquatic Research Station Field Science Center for Northern Biosphere, Hokkaido University)

Table 1 Notation used in the physical model and their values

Horizontal grid size	$\Delta x, \Delta y$	500 m
Time interval	Δt	20 sec.
Average amplitude of tide		0.5 m
Period of tide		12 hour
Vertical grid size	0.5, 0.5, 2.0, 2.0, 5.0, 5.0, 5.0, bottom m	

川の3河川であり、ほぼ同じ地点に流入している。その合計流量は春季(5月)下げ潮時42 ton/s, 上げ潮時34 ton/s, 秋季(10月)下げ潮時13 ton/s, 上げ潮時6 ton/sと報告されている(沿海調査開発株式会社, 1991)。3河川合計の流域面積は、446.95 km²で、そのうち57.4%にあたる256.45 km²は森林や湿原、13.5%にあたる60.34 km²はパイロットフォーン(植林地)、12.1%にあたる54.28 km²は農地となっている。そのうち、別寒辺牛川は3河川の中で集水域が最も広く、378.97 km²で、その半分以上が森林や湿原である。それに対して、大別川は流域面積は38.68 km²と小さく、その65.7%にあたる25.43 km²が農地で、森林や湿原は34.3%の13.25 km²である。オッポロ川は流域面積のほぼ100%にあたる29.3 km²が森林または湿原である(赤羽, 2001)。

厚岸湖の生態系の特徴

厚岸湖内での生産性は高く(Winata, 2001), シラウオ, ホッケイエビ等の内湾, 汽水性水産生物を対象とする漁業が営まれるとともに、古くからカキ, アサリの地撒養殖が行われてきた。漁業の生産動向からみて、厚岸湖の生物生産は、ノリ等の低次生産及びカキ, アサリ等の捕食者が特徴となっている(井上ら, 1987, 1988)。

厚岸湖の主要な栄養塩類の供給源は、Iizumi et al. (1995)の研究から、窒素および珪素については河川からの流入が主体となっていると考えられているが、リンについては湖内での再生産が主な供給源と考えられている。2000年に行われた河川水についての調査では、大別川では硝酸塩の濃度が比較的高く変動が大きい。一方、オッポロ川の硝酸塩濃度は低く、安定していた。別寒辺牛川でも硝酸塩濃度は低く、安定していた。別寒辺牛川とオッポロ川において、降雨により流出した硝酸塩を除去しているのは、別寒辺牛川でその流域面積の半分以上、オッポロ川ではほぼ100%を占める湿原や森林であると考えられる(Iizumi et al., 2002)。

植物プランクトンのクロロフィルa濃度は4~6月に局所的に10 µg/l前後のパッチが見られるが、平均すると約3 µg/lで、3月及び7~10月は平均約2 µg/l(向井 他, 未発表)であり、沿岸域としてはそれほど植物プランクトン生物量は多くなく、同様に動物プランクトン生物量も低いと見られている。

厚岸湖の大きな特徴であるアマモは厚岸湖の干潟(人工)の砂地と泥地を除く全域に分布して藻場を形成しており、この海草葉上には微小な藻類が付着し、それを餌とす

る葉上動物も生息している。さらに、これらの小型動物を餌とする魚類や甲殻類なども摂食場所や産卵・保育場所として藻場を利用している。また、アマモは枯死して細かく分解されて懸濁態有機物となり、カキやアサリなどデトリタス摂食者の餌として重要な役割を果たしていると考えられる。

アサリとカキは厚岸湖における主な漁業生物であるが、その過密養殖により湖内の生態系に悪影響を与えることが心配されているため、漁業者からは養殖限界を知るための研究を望む声が高い。しかし、これら両種の実際の生物量は正確に把握されていない。平成11年度に厚岸漁協がまとめた月別水揚げ量のデータがあるが、禁漁期間もあり、さらに漁協を通さない直販もあるため、生物量の増減を反映しているとは言い切れないのが現状である。

三次元物理-生物結合モデル

物理モデル

物理モデルの基本式は次のとおりである。

物理モデルのパラメータは以下のとおりである。

$$\frac{\delta v}{\delta t} + f k \times v - g \nabla_h \xi - \frac{g}{\rho} \int_z^0 \nabla_h \rho dz$$

$$= -v \nabla_h v + \nabla_h (A_h \nabla_h v) + \frac{\delta}{\delta z} \left(A_v \frac{\delta v}{\delta z} \right) \quad (1)$$

$$\nabla_h v + \frac{\delta w}{\delta z} = 0 \quad (2)$$

$$\frac{\delta \xi}{\delta t} = -\frac{\delta}{\delta x} \int_{-H}^{\xi} u dz - \frac{\delta}{\delta y} \int_{-H}^{\xi} v dz \quad (3)$$

$$\frac{\delta (T, S)}{\delta t} = -(\nabla_h (T, S)) - w \frac{\delta (T, S)}{\delta z}$$

$$+ \nabla_h (K_h \nabla_h (T, S)) + \frac{\delta}{\delta z} \left(K_v \frac{\delta (T, S)}{\delta z} \right) \quad (4)$$

物理モデルのパラメータは以下のとおりである。

v : 水平流速ベクトル	ρ : 海水密度
w : 鉛直流速	H : 水深
f : コリオリのパラメータ	A_h, A_v : 水平・鉛直渦粘性係数
g : 重力加速度	K_h, K_v : 水平・鉛直拡散係数
Δh : 水平勾配ベクトル	T, S : 水温, 塩分
ξ : 海表面の高さ	

Table 2 Boundary and initial condition of compartments

Layer	CHL	NH ₄	NO ₃	PO ₄	PON	DON	POP	DOP	ZOO	T	S
1	4.77	4.32	0.28	0.45	0.40	3.00	0.04	0.30	0.40	11.5	30.9
2	4.87	4.02	0.30	0.45	0.40	3.00	0.04	0.30	0.40	11.3	30.9
3	5.12	3.28	0.34	0.46	0.40	3.00	0.04	0.30	0.40	11.3	30.0
4	5.51	2.09	0.41	0.47	0.40	3.00	0.04	0.30	0.40	11.0	31.3
5	6.76	1.78	0.71	0.71	0.40	3.00	0.04	0.30	0.40	11.0	31.5
6	7.94	1.37	1.68	0.90	0.40	3.00	0.04	0.30	0.40	10.8	32.1
7	8.07	0.54	2.39	0.87	0.40	3.00	0.04	0.30	0.40	10.6	32.4
8	8.07	0.54	2.39	0.87	0.40	3.00	0.04	0.30	0.40	10.5	32.4
Unit	μ/gl	μM	μM	μM	μM	μM	μM	μM	μM	°C	—

Table 3 Nitrogen and phosphorus flux in Box 2 (g/day)

	Eelgrass	Oyster	Clam	Epiphyte	Phytoplankton	Advection
N	1,988,000	274,400	2,254,000	1,010,800	555,800	363
P	85,560	44,330	403,000	223,820	123,070	352

生態系モデル

Kawamiya et al. (1995) は一般的な沿岸生態系モデルとして6つの構成要素を持つ窒素循環モデルを構築し、これはいくつかのパラメータを変更することによって、さまざまな海域に適用されている (Kawamiya et al., 1996 等)。大島 (1997), Oshima et al. (1999) はこれにリン循環とアマモの生物過程を加え、赤羽ら (2003) はカキの生物過程を加え、低次生産から高次栄養段階までの生態系における物質循環を解析した。本研究では、さらに高次捕食者としてカキと同等もしくはそれ以上に大きく影響を与えていると考えられるアサリと、アマモに付着し、水中の栄養塩摂取において植物プランクトンおよびアマモと競合すると考えられる付着藻類を生物過程の構成要素に加え、より当水域の実態に則したモデル構築を試みた。

生態系モデルの基本方程式は次式のとおりである。

$$\frac{\delta C}{\delta t} = -(v\nabla_h)C = w\frac{\delta C}{\delta z} + \nabla_h(K_{he}\nabla_h C) + \frac{\delta}{\delta z}\left(K_v\frac{\delta C}{\delta z}\right) + Q(C) \quad (5)$$

生態系モデルのパラメータは以下のとおりである。

C	: 任意の生態系構成要素
Q(C)	: 生物化学過程
K _{he} , K _v	: 生態系構成要素の拡散係数

本研究で用いる生態系モデルのコンパートメントとコンパートメント間の相互関係を Fig. 3 に示す。

生物化学過程

各生物化学過程の定式化およびパラメータ値はカキ、アサリ、付着藻類以外の項目については大島 (1997), Oshima et al. (1999) にしたがって設定した。カキの項の定式化・パラメータ値については赤羽ら (2003), アサリの項の定式化・パラメータ値については Winata (2001) により設定し、付着藻類の生物過程については知見がほとんどないが、珪藻と同じと仮定出来ると考え (飯泉, 私信), 植物プランクトンの定式化と同じとした。

分布範囲と生物量

アマモの生物量は観測値をもとに4月から6月までの2ヶ月間で2倍になると仮定し、6月の生物量の観測値 (沿海調査開発株式会社, 1991) から、4月のアマモの生物量を200 g/m²とした (Oshima et al., 1999)。また、付着藻類の分布はアマモの分布範囲と同じとし (Fig. 4), 4月の生物量は20 mgChl/m²とした (長谷川, 私信)。カキとアサリの分布域は Fig. 5 に示すとおりとし、カキの生物量分布については赤羽ら (2003) に同じとした。アサリの生物量は4月の観測によるアサリの密度の平均値が3200 ind./m²であり、重量が0.15 g_{dw}/ind. であるので、480 g_{dw}/m²とした (Winata, 2001)。

カキ、アサリ、付着藻類以外のコンパートメントの初期値および境界条件は Oshima et al. (1999) および赤羽ら (2003) と同様とした (Table. 2)。

結 果

湖内での物質循環

Iizumi et al. (1995) は観測結果より 10 箇所の観測点を低塩分・高ケイ酸塩・高硝酸塩濃度の河川域 3 測点, 高リン酸塩の汽水域 4 測点, 汽水域の湾への出入り口である海洋域 3 測点の 3 つの領域に分割出来ることを示唆した。Oshima et al. (1999) ではそれを参考にし, 顕著に高硝酸塩濃度を示す河口域 (2 測点), 湖と湾とを結ぶ水路上の湾内の海洋域 (1 測点), そのほかの汽水域 (7 測点) に該当する領域分割を行った。本研究では物質循環を把握する湖内を Oshima et al. (1999) にならって Box 2 として設定した (Fig. 6)。Fig. 6 に示した Box 1 は河川水の流入の影響を大きく受ける河口域であり, Box 3 は湾内での海洋域である。

最初に, 湖内での基本的な物質循環を把握するために 4 月の平均的な日射量, 河川流量 (赤羽ら, 2003) で 100 日間計算を実行した。平衡状態に達している 100 日目の BOX 2 全体での窒素とリンの取り込み量, および移流・拡散量は Table. 2 に, また Box 2 における 1 日の物質循環を Fig. 7, Fig. 8 に示す。

Table. 3 をみると, 移流・拡散による窒素・リンの移動量は生物過程による各コンパートメント間の移動量に対して

非常に小さいことがわかる。潮汐等によって BOX 間を出入する量は短時間でみればもっと大きい, 一日を基準にするとコンパートメント間を移動する物質量のほうがはるかに大きいと見積もられた。

Fig. 7, Fig. 8 によると, カキよりもアサリの摂取する窒素・リン量が多く, 8~9 倍となっている。このようにアサリを生態系のコンパートメントとして追加したことにより, 物質移動の量と方向はこれまでのモデルとはかなり異なる結果となった。すなわち, アサリは懸濁態有機物を摂取するだけでなく, 植物プランクトンに大きな摂食圧をかけている。また, 付着藻類が植物プランクトンの約 2 倍栄養塩を摂取していることがわかる。

湖全体における濃度分布としては植物プランクトン濃度はアサリおよびカキの分布が重なる付近が低く, アンモニウム塩濃度, 硝酸・亜硝酸塩濃度はアマモと付着藻類の分布域において低い。リン酸塩濃度はアマモと付着藻類の影響は窒素ほどは見えず, 湖奥 (東端) が濃い分布となっている。これはリンは水中から植物プランクトンやアマモ・付着藻類に摂取される量に比べ, 懸濁態有機物や溶存態有機物の分解によって水中に栄養塩として供給される割合が窒素よりも大きいからである。

感度解析

アサリと付着藻類が湖内の窒素・リンの循環に果たしている役割の大きさを考察するために, アサリや付着藻類が存在しない場合のモデル計算を行い, 両者が存在する場合の計算結果の比較を行った。また, 湖内での物質循環の見積もりによれば底泥からの栄養塩の溶出が栄養塩濃度に大きな影響を与えているが, それは従来のモデル (Oshima et al., 1999, 赤羽ら, 2003) において懸濁態有機物の沈降量に

Table 4 Cases of sensitivity analysis

Standard model
without Clam compartment
without Epiphyte compartment
nutrient release from sediment = POM sink × 0.01

Table 5 Nitrogen that compartments takes in Box 2 (kg/day)

	Standard	No Clam	No Epiphyte	Release × 0.01
Eelgrass	1,988	1,820	2,310	1,364
Oyster	274	560	241	230
Clam	2,254	0	2,044	1,918
Epiphyte	1,011	920	0	433
Phytoplankton	556	2,478	692	307

Table 6 Phosphorus that compartments takes in Box 2 (kg/day)

	Standard	No Clam	No Epiphyte	Release × 0.01
Eelgrass	86	48	125	55
Oyster	44	104	37	35
Clam	403	0	357	329
Epiphyte	224	204	0	96
Phytoplankton	123	549	153	68

考 察

観測値との比較

2003年4月15～16日の実際の観測におけるクロロフィル a (Fig. 14), アンモニウム塩 (Fig. 15), 硝酸+亜硝酸塩 (Fig. 16) およびリン酸塩 (Fig. 17) の濃度分布を以下に示す (向井 他, 未発表)。

クロロフィル a 濃度の観測値は場所により値がかなりばらばらしているが、細い溝筋による局所的な移流、観測時の潮位や光合成活性の違いが影響していると考えられる。基本ケースの計算値と比較すると観測値がやや高いが、アサリなしのケースと比較すると計算値のほうが高すぎることがわかる。この後に述べるが、栄養塩濃度は底泥からの溶出が低いケースが観測値とより近い (しかしそのときのクロロフィル a 濃度の計算値は基本ケースよりも低い) ことを考えると、現場における植物プランクトンの CHL/C 比は仮定した値 (4.17: 重量比) よりも若干大きい可能性が考えられる。アンモニウム塩濃度は基本ケースと比較すると実際の観測値はやや低く、底泥からの栄養塩溶出量が低いケースに近い (Fig. 10)。硝酸・亜硝酸塩濃度は基本ケースと底泥からの溶出量が低いケースでほぼ同じ傾向を示していて、実際の観測値と一致していると言える (Fig. 11)。リン酸塩濃度は観測値と基本ケースの値とを比較すると、観測値のほうが低く、底からの溶出量が低いケースに近い (Fig. 12)。

栄養塩の再生産の見積もり

厚岸湖内のアンモニウム塩とリン酸塩は、湖内での再生産が河川からの負荷よりも大きい供給源であるとされ、従来の研究では懸濁態有機物の沈降量に等しい量の栄養塩が溶出していると仮定されてきた (Oshima et al., 1999)。しかし最近の観測では、底泥からの溶出は懸濁態有機物の沈降量の約 1% 程度であるとの知見が得られている (長谷川, 私信)。したがって、この知見をもとに底泥からの栄養塩の溶出を懸濁態有機物の沈降量の 1% であると仮定した結果、アンモニウム塩およびリン酸塩の濃度は大きく減少した (Fig. 10, Fig. 12)。これがより現実に近いとすれば、厚岸湖では栄養塩の再生産は従来考えられていたほど大きくはなく、アンモニウム塩についても河川からの補給が主な供給源であると考えることが出来る。リン酸塩については、底泥からの溶出量が懸濁態有機物の沈降量の 1% であると仮定したケースの計算値が観測値に近かったとはいえ、それでも河口域ではなく湖奥 (東端) で濃度が一番高かった。したがって、リン酸塩については河川からの負荷量がきわめて少なく、湖内での再生産がリン酸塩の主な供給源であるという結論は変わらない。

底泥からの栄養塩の溶出量が懸濁態有機物の沈降量の 1% であると仮定した場合、水中の栄養塩濃度が低くなることによって植物プランクトン濃度は減少し (Fig. 9), 付着藻類の生物量も同様に減少していると考えられる。しかし

等しい量の栄養塩が溶出しているという仮定を与えてきたからではないかと考えられる。しかし、近年行われている厚岸湾での観測結果によれば、底からの溶出は懸濁態有機物の沈降量の約 1% 程度であることがわかってきた (長谷川, 私信) ため、底からの栄養塩の溶出についても検討を行った。検討したケースの一覧を Table. 4 に示す。

まず、BOX 2 (Fig. 6) 全体のアマモ、カキ、アサリ、付着藻類、植物プランクトンの各コンパートメントがそれぞれ取り込む窒素・リン量の比較を示す (Table. 5, Table. 6)。これによれば、アサリを含まないケースではアサリによる摂食圧がなくなるため植物プランクトンが増え、アマモや付着藻類の栄養塩摂取量が多少減っていることがわかる。カキは摂食において競合するアサリがいないため、取り込む餌量が倍以上に増えている。また、付着藻類を含まないケースでは、付着藻類と栄養塩摂取において競合する植物プランクトンおよびアマモの栄養塩摂取量は増えているが、付着藻類の枯死による懸濁態有機物の増加がないため、ベントスであるカキ・アサリの取り込む窒素・リン量は減っていることがわかる。底泥からの溶出量が少ないケースでは、水中の栄養塩量が少なくなるため、全体的に取り込む量が減少する。しかし付着藻類と植物プランクトンはほぼ半減しているが、根からも底泥中の栄養塩を摂取するアマモでは約 60%、さらにカキとアサリでは約 80% となっており、影響は一様ではない。

各ケースのクロロフィル a 濃度分布を Fig. 9, アンモニウム塩濃度分布を Fig. 10, 硝酸・亜硝酸塩濃度分布を Fig. 11, リン酸塩濃度分布を Fig. 12, 懸濁態有機窒素 (PON) 濃度分布を Fig. 13 に示す。アサリのないケースのクロロフィル a 濃度は他のケースと比較すると非常に高く、裏を返すとアサリの摂食圧が大きいことを反映している。付着藻類がない場合は栄養塩摂取の競合種がいなくなるためにクロロフィル a 濃度は高くなり、底からの栄養塩溶出が少ない場合は栄養塩濃度が低くなるためクロロフィル a 濃度は低くなる。アンモニウム塩の主な供給源は湖内の再生産であるが、硝酸・亜硝酸塩の主な供給源は河川である。しかしアンモニウム塩濃度は溶出が 0.01 倍であるケースでは大きく減少し、硝酸・亜硝酸塩濃度の分布とほぼ同じ濃度分布を示す。アンモニウム塩濃度が減少すると、代わりに硝酸・亜硝酸塩が栄養塩として植物プランクトンや付着藻類に取り込まれるため、硝酸・亜硝酸塩濃度も溶出が 0.01 倍のケースでは基本ケースよりも濃度が低くなっている。リン酸塩については河川からの負荷が少なく、湖奥 (東端) で高い傾向はどれも同じであり、溶出が 0.01 倍のケースではアンモニウム塩と同様に底からの栄養塩供給が減るため全体的に大きく減少しているが、それでも湖奥が最も濃度が高い傾向であることは変わらない。PON 濃度が湖奥で高いのはリン酸塩の分布と類似しているが、詳細に見るともっとも高濃度域がやや異なっている。PON 濃度の分布はアマモと付着藻類の分布域およびアサリの分布域に支配されていることがわかる。

カキやアサリの取り込む窒素・リンの量は基本ケースの約80%を維持し、水中の栄養塩濃度減少の影響はかなり小さい (Fig. 7, Fig. 8)。これはカキやアサリの餌となる植物プランクトンが減少しても、懸濁態有機物がアマモから供給されているため、餌料環境としては大きな影響を受けていないことによる。したがって、底泥からの栄養塩溶出が懸濁態有機物の沈降量よりも少なく、水中の栄養塩濃度が減少しても、アマモが底泥中の栄養塩を吸収して成長したあと、枯死して再び懸濁態有機物を供給している限り、カキやアサリの餌料環境は大きな影響を受けないと考えられる。

ま と め

本研究では、現場で測定されたアサリの生物量と生物過程をモデルに導入し、以前から厚岸湖においてカキと同様にデトリタス摂食者として影響が大きいと考えられていたアサリの影響が実際にはカキよりもさらに大きいということを見積もることが出来た。その結果、アサリが栄養塩、植物プランクトン濃度、懸濁態有機物の分布や物質循環に大きな影響を与えていることが分かった。さらに、アマモに付着している付着藻類が植物プランクトンと競合している状況も見積もることが出来た。

また、従来の研究では底からの栄養塩溶出と堆積量は長期的にみて釣り合っていると考えて仮定してきたが、近年の現場観測においておおよそ考えられるようになった値をシミュレーションで検証することにより、厚岸湖では栄養塩の再生産は従来考えられていたほど大きくはなく、アンモニウム塩については河川からの栄養塩の補給の役割も大きいこと、カキやアサリの餌料供給源としてはアマモが大きな役割を果たしており、アマモ場が厚岸湖内に存在する限り栄養塩の再生産の大小にかかわらず、カキ、アサリの

餌供給に大差は生じないことがわかった。

参 考 文 献

- ・赤羽敬子 (2001): 陸域からの物質負荷量に対する北海道厚岸湖の生態系の応答. 北海道大学水産学部水産海洋科学科卒業論文
- ・赤羽敬子, 岸 道郎, 向井 宏, 飯泉 仁 (2003): 陸域からの栄養塩負荷量に対する北海道厚岸湖の生態系の応答. 沿岸海洋研究, **40**, 171-179
- ・沿海調査開発株式会社 (1991): 厚岸町管内漁場環境の現状
- ・Iizumi, H., Akabane, H., Kishi, M.J., Mukai, H. (2002): Effects of River Runoff on an Estuarine Ecosystem: *Workshop Materials, The 3rd Joint Meeting of the Coastal Environmental Science and Technology Panel of UJNR*, Yokosuka, July 2002, 179-186
- ・Kawamiya, M., M.J. Kishi, Y. Yamanaka, N. Suginozawa (1995): An Ecological-Physical Coupled Model Applied to Station Papa. *Journal of Oceanography*, **51**, 635-664
- ・Kawamiya, M., M.J. Kishi, M.D. K. Ahmed, T. Sugimoto (1996): Causes and consequences of spring phytoplankton blooms in Otsuchi Bay, Japan. *Continental Shelf research*, **16**, 1683-1698
- ・向井 宏 (2002): 森と海の相互作用. 月刊 海洋, vol. 34, No. 6, 389-395
- ・大島ゆう子 (1997): 厚岸湖の栄養塩循環に果たすアマモの役割の数値モデルによる研究. 東京大学大学院農学生命科学研究科修士論文
- ・Oshima, Y., M.J.K. ishi, T. Sugimoto (1999): Evaluation of the nutrient budget in a seagrass bed. *Ecological Modelling*, **115**, 19-33
- ・Winata, C.K. (2001): Population Study of the Manila clam (*Ruditapes philippinarum*) in Akkeshi-ko Estuary. A Dissertation, Presented to the Faculty of Science, Hokkaido University for the Degree of Doctor of Philosophy.

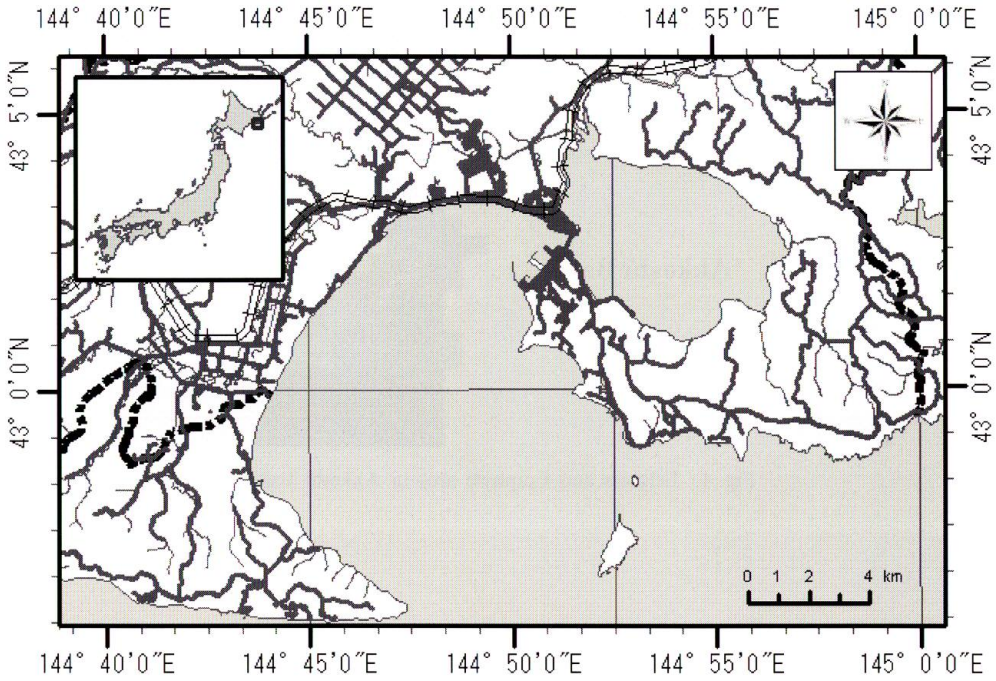


Fig. 1 Akkeshi Bay and Akkeshi Lake, eastern Hokkaido.

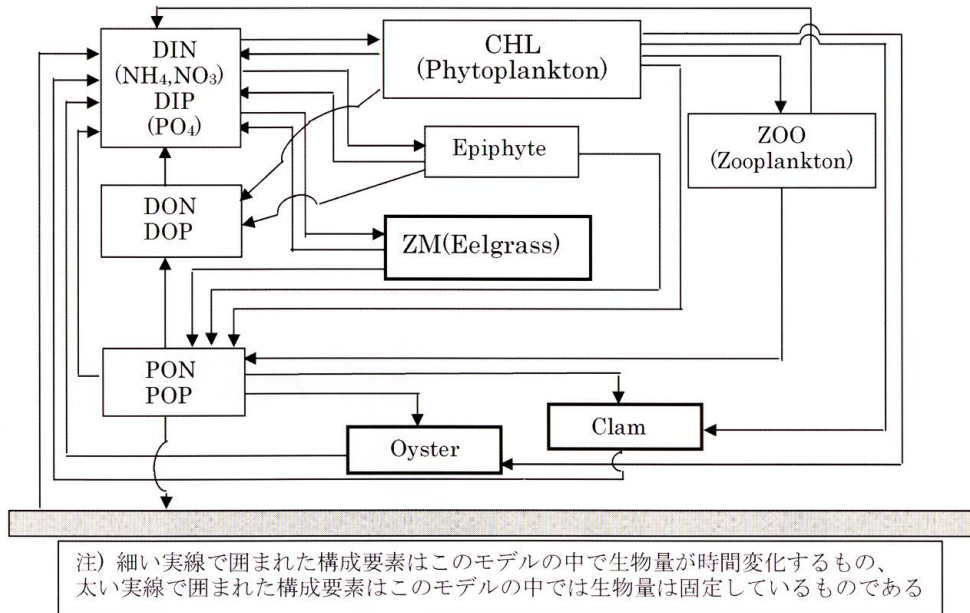


Fig. 3 Material flows based on nitrogen and phosphorus.

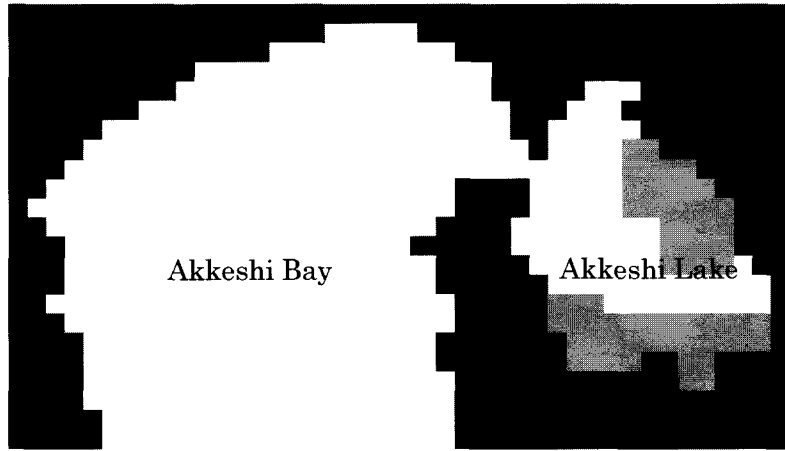


Fig. 4 Eelgrass and Epiphyte area in Akkeshi Lake.

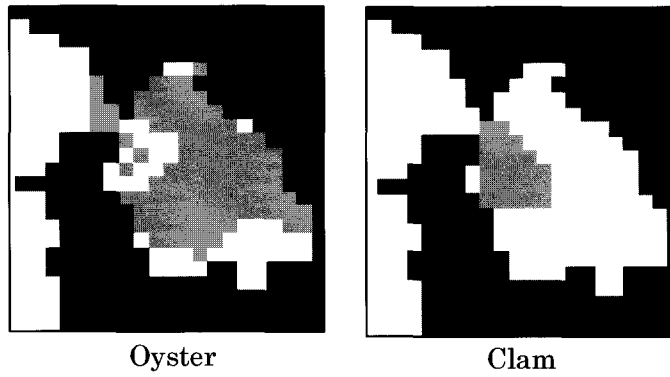


Fig. 5 Oyster and Clam area in Akkeshi Lake.

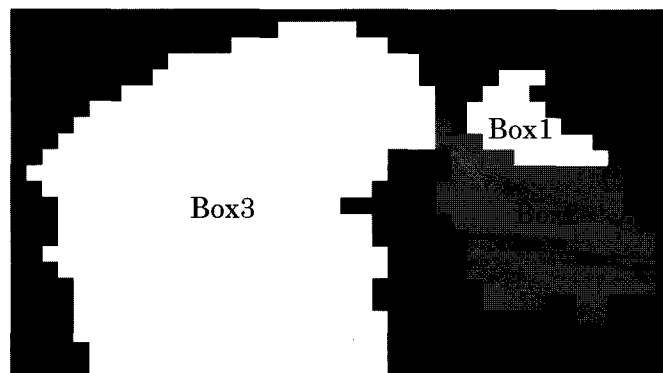


Fig. 6 The divided three areas of Akkeshi Bay and Lake.

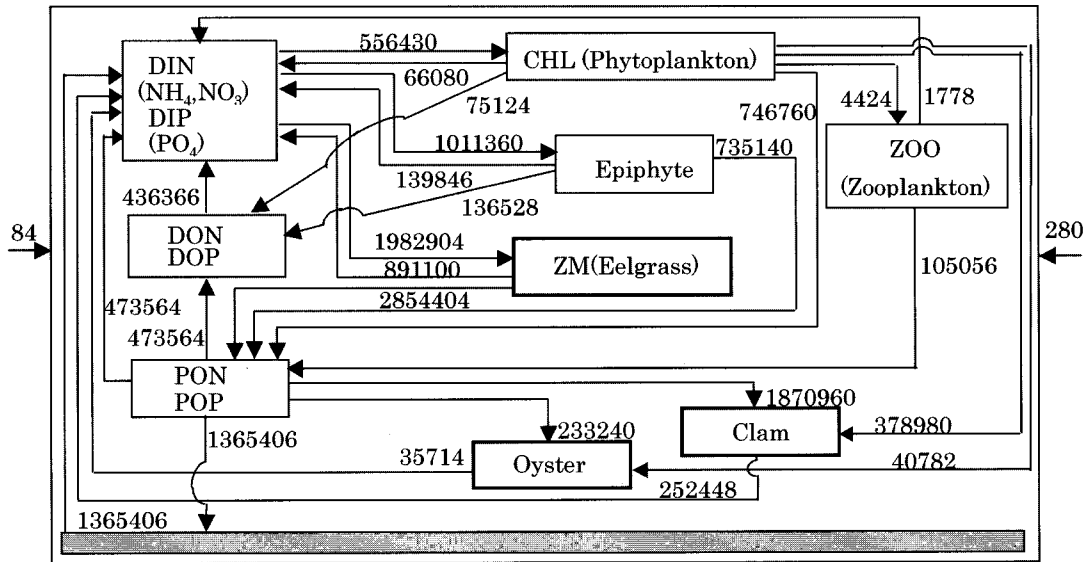


Fig. 7 Nitrogen flow in the Box 2. (N g/day)

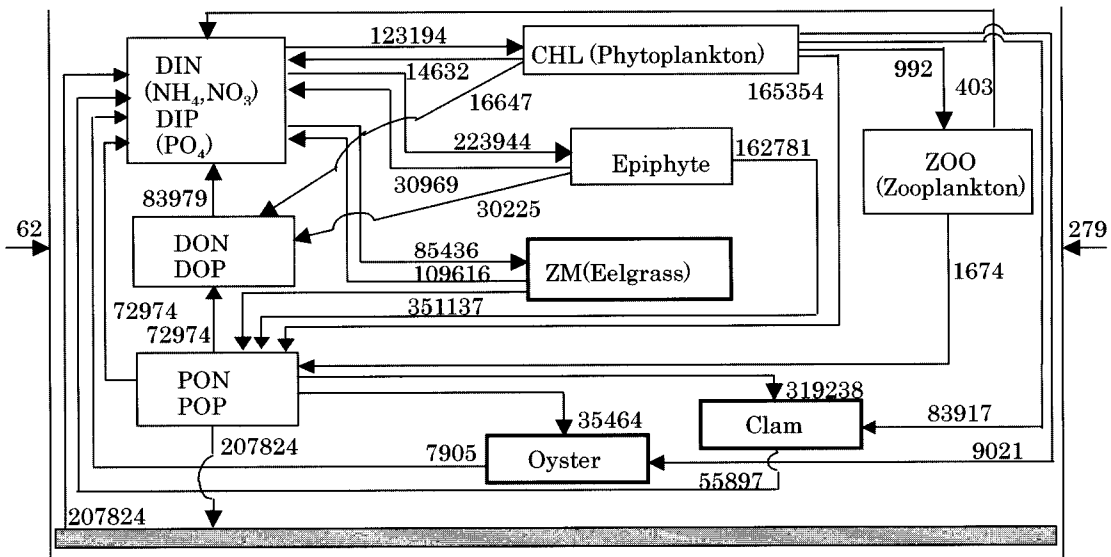


Fig. 8 Phosphorus flow in the Box 2. (P g/day)

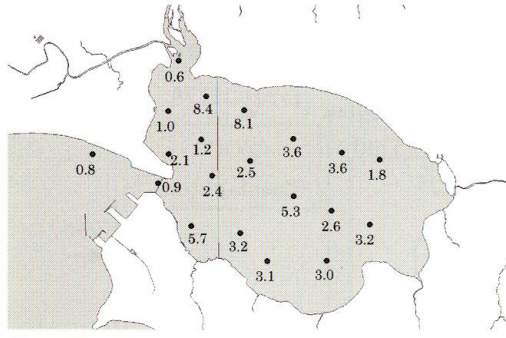


Fig. 14 Observed chlorophyll a ($\mu\text{g/l}$) distribution at the surface on April 15-16, 2003. Data from Mukai et al. (unpublished).

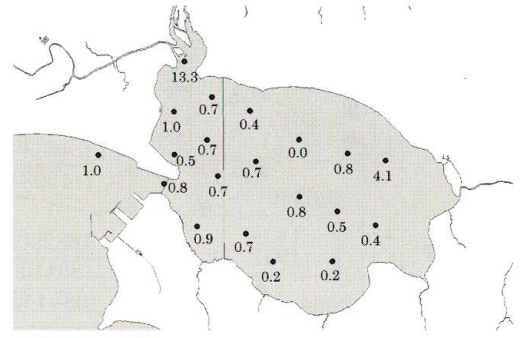


Fig. 16 Observed nitrate and nitrite (μM) distribution at the surface on April 15-16, 2003. Data from Mukai et al. (unpublished).

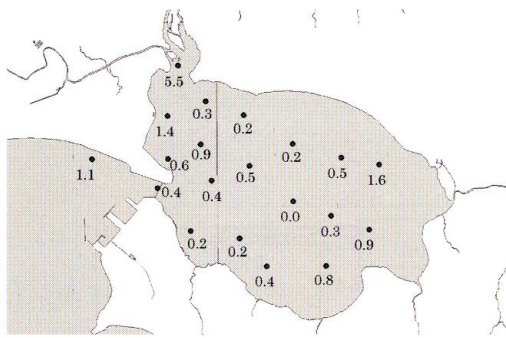


Fig. 15 Observed ammonium (μM) distribution at the surface on April 15-16, 2003. Data from Mukai et al. (unpublished).

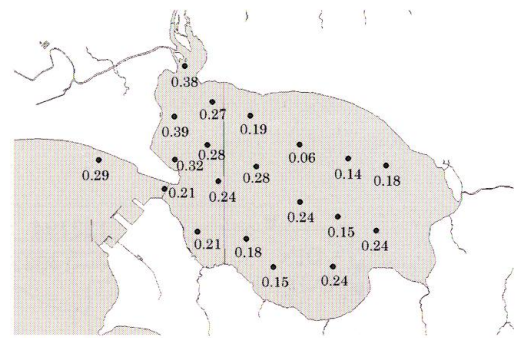


Fig. 17 Observed phosphate (μM) distribution at the surface on April 15-16, 2003. Data from Mukai et al. (unpublished).

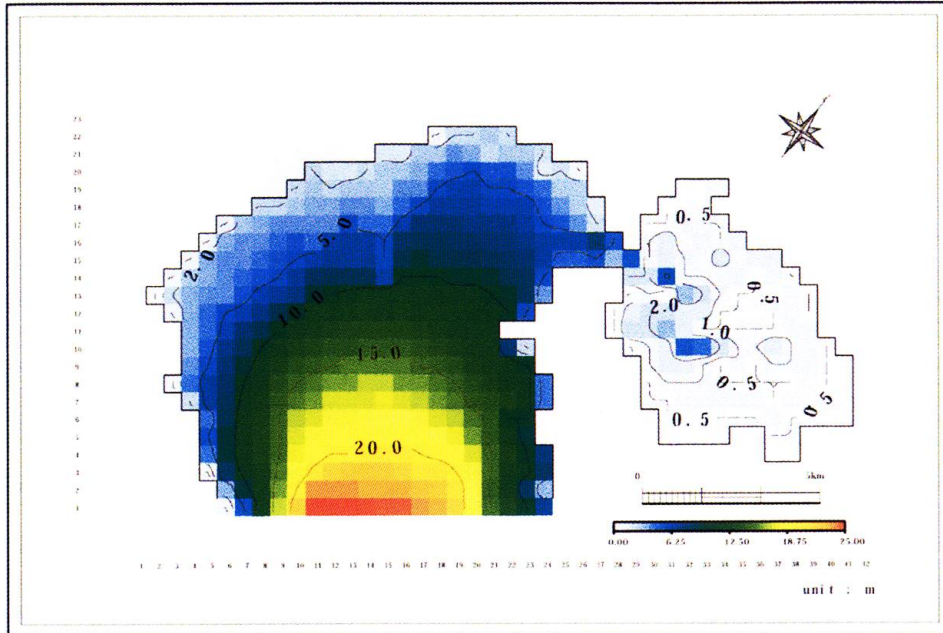


Fig. 2 Depth contour (m) of Akkeshi Bay and Akkeshi Lake.

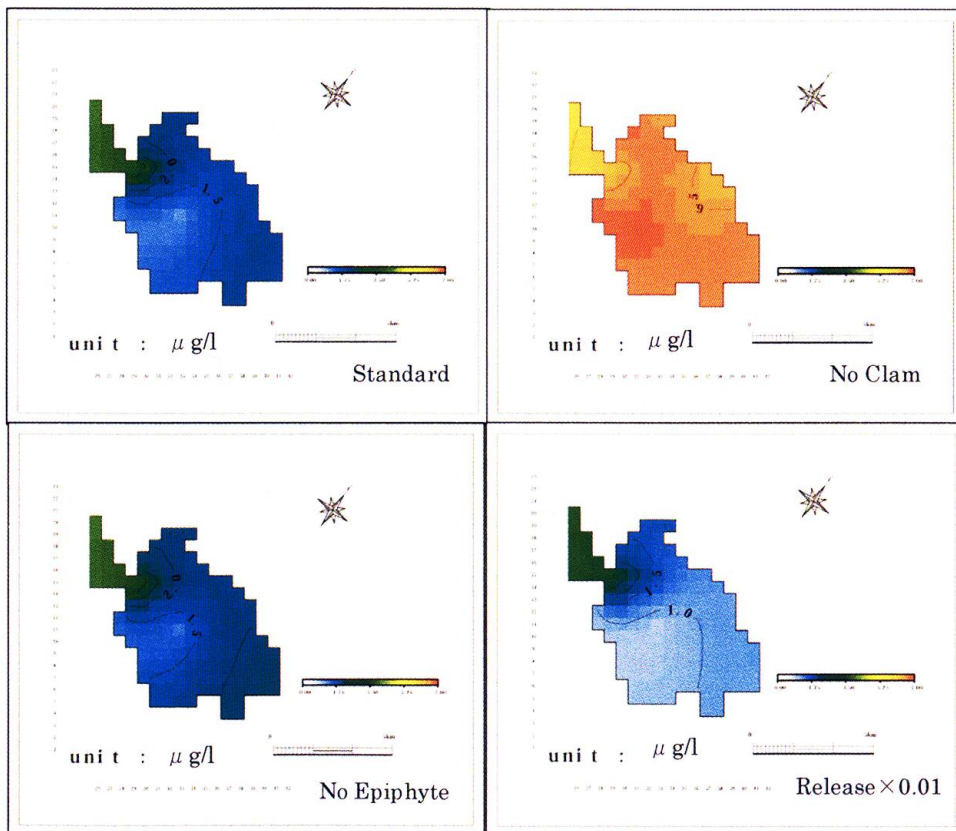


Fig. 9 Simulated distribution of chlorophyll a. at the surface.

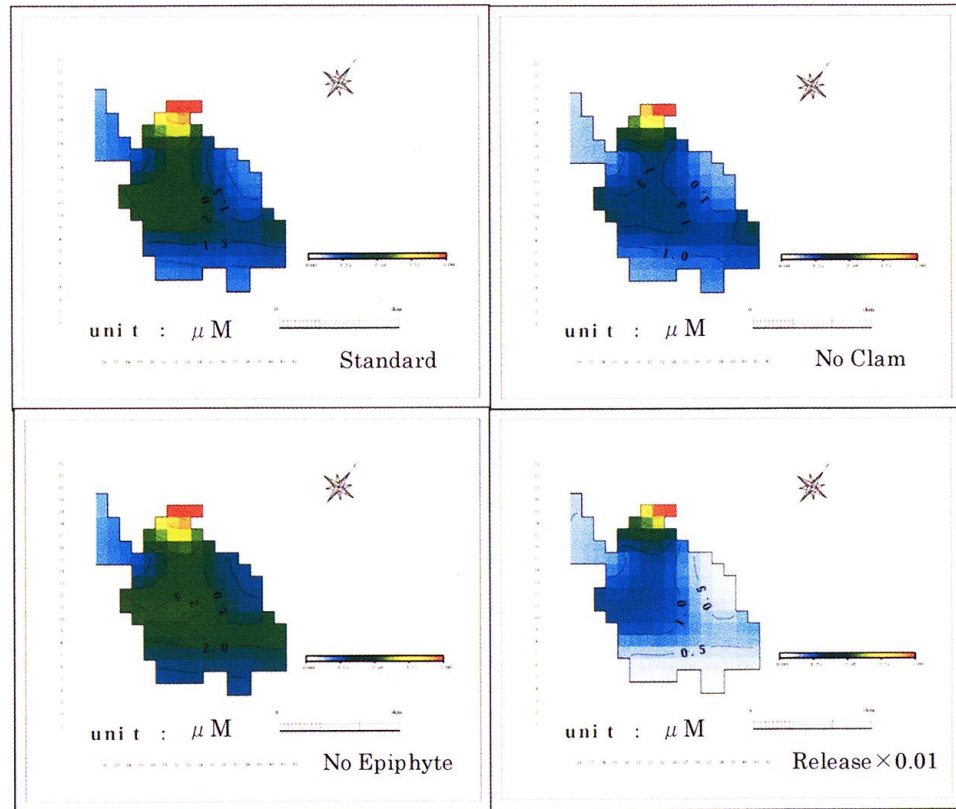


Fig. 10 Simulated distribution of ammonium at the surface.

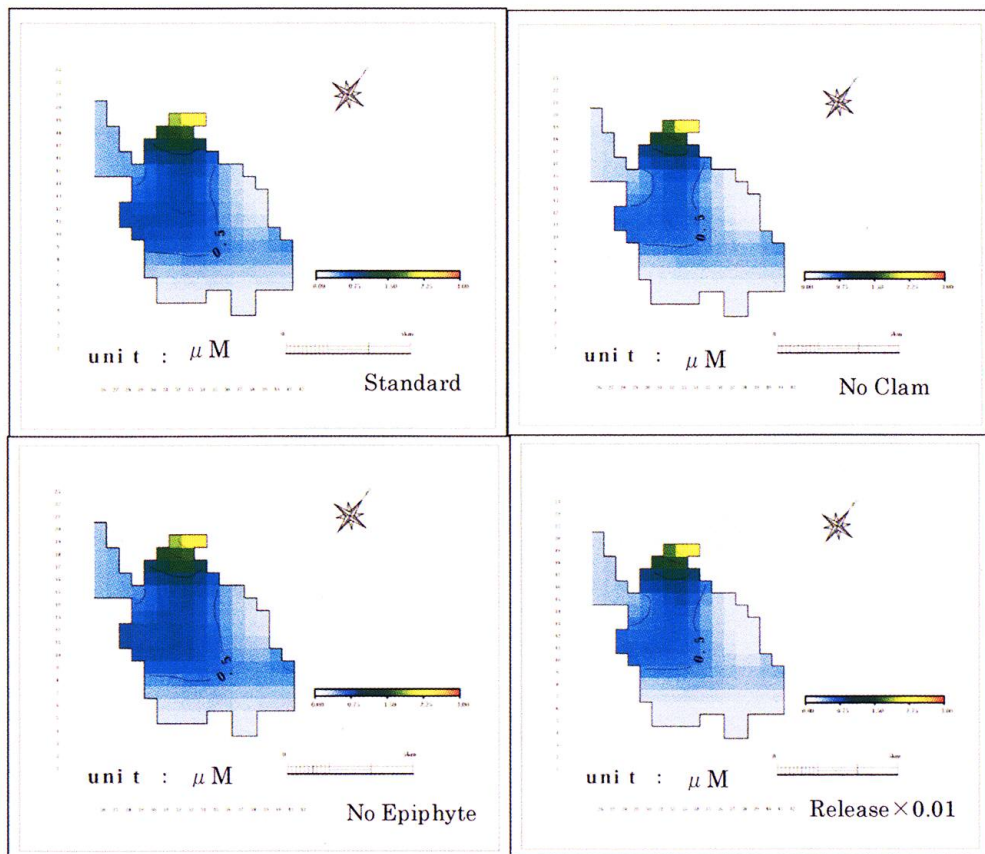


Fig. 11 Simulated distribution of nitrate and nitrite at the surface.

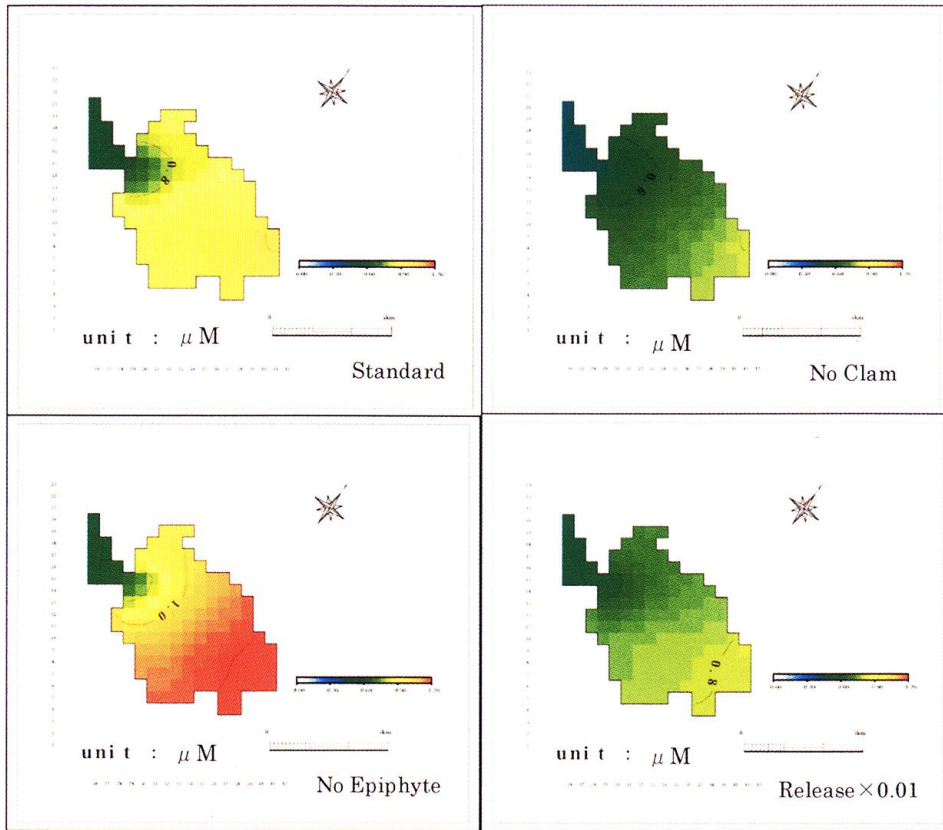


Fig. 12 Simulated distribution of phosphate at the surface.

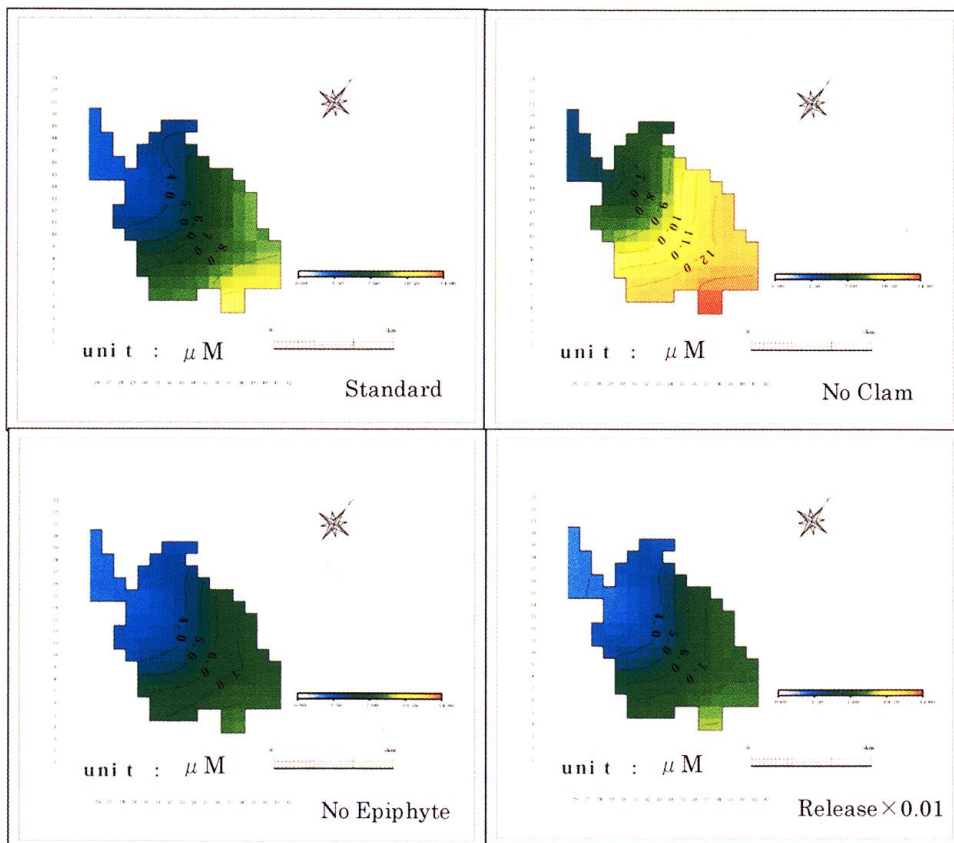


Fig. 13 Simulated distribution of PON at the surface.