物質収支モデルによるモデル地域の物質循環の状況

1.	牧	物質収支モデルの構築について	1
	1-1	三河湾地域	1
	1-2	播磨灘北東部地域	
	1-3	三津湾地域	
2.	_	三河湾地域	11
	2-1	検討ケース	11
	2-2	検討結果(現況と1960年代地形条件の比較)	
	2-3	検討結果(改善策の効果検討)	
	2-4	今後の方針	74
3.	招	番磨灘北東部地域	
	3-1	地形データ反映による再現性向上	
	3-2	滞りの要因解析	77
	3-3	施策の方針と検討施策ケースの概要	
	3-4	施策効果の検討	83
4.	Ξ	三津湾地域	
	4 - 1	進捗状況	106
	4-2	流動モデルの構築	
	4- 3	流動モデルの計算結果	
	4 - 4	物質循環モデルの構築	
	4-5	物質循環モデルの計算結果	
	4-6	今後の方針	
5.	Ţ	まとめと今後の課題	

目次

1. 物質収支モデルの構築について

1-1 三河湾地域

三河湾地域の物質収支モデルの地形・水深条件および鉛直層分割について以下に示す。



凶	1.1	- 地形・	小休禾什	

項目	設定内容		
再現対象年	2001年、2006年、2009年		
計算期間	各年 4/1~3/31 の 1 年間		
層分割	13 層 (0-2, 2-4, 4-6, 6-8, 8-10, 10-12, 12-14, 14-16, 16-18, 18-20, 20-25, 25-30, 30m 以深)		

表 1.1 三河湾地域で構築するモデルの設定

三河湾の物質循環を検討するモデルは、図 1.2 に示す浮遊系-底生系結合生態系モデルで ある。本モデルは、ヘルシープランの 3 地域で同じベースモデルを採用し、生物構成要素等 については、各対象海域における生態系や物質循環特性を考慮して選定している。



図 1.2 浮遊系-底生系結合生態系モデル

三河湾地域においては、植物プランクトンおよび動物プランクトンのサイズ間循環量が健 全性に影響を及ぼしていると推測されることから、以下のように、構成要素を考慮し、設定 した。

	植物プランクトン		
構成要素	ヒ゜コフ゜ランクトン	ナノフ。ランクトン	マイクロフ。ランクトン
設定方法	単細胞性藍藻	独立栄養性ナノプランクトン	クロロフィルーa から左2種を引く

	動物プランクトン		
構成要素	ナノ・ヒ [°] コフ [°] ランクトン	マイクロフ゜ランクトン	メソフ゜ランクトン
設定方法	従属栄養ナノプ ランクトン	2011 年 6 月の	沿岸定線プランクトン調査結果
		動物プランクトン調査結果	



1-2 播磨灘北東部地域

播磨灘北東部地域の物質収支モデルの地形・水深条件および鉛直層分割について以下に示 す。



図 1.3 地形·水深条件

項目	設定内容	
再現対象年	2006年(現地調査は2010年~2012年)	
計算期間	2005年12月~2006年2月	
層分割	12 層 σ 座標 (0-2m を 4 分割, 2-10m を 4 分割, 10m-海底を 4 分割)	

表 1.2 播磨灘北東部地域で構築するモデルの設定

播磨灘北東部地域の物質循環を検討するモデルは、前述した図 1.2 に示す浮遊系-底生系結 合型生態系モデル(ヘルシープランの3地域で同じベースモデル)のうち、浮遊系生態系モ デルのみを検討に用いる。

播磨灘北東部地域では、沿岸〜沖合域では栄養塩類濃度の低下によるノリの色落ちなどが 問題視される一方で、港湾部に局所的に栄養塩が滞留しており、夏季に貧酸素水塊を発生さ せる原因と考えられるなど、「栄養塩類の偏在化」が問題となっている。本業務内においても、 詳細な現地調査により、泊川河口沖水路や東播磨港などに全窒素の濃度が5mg/L程度と高い 栄養塩類レベルで滞留している実態が明らかとなった(物質循環状況の概念を図 1.4 に示す)。

この「栄養塩類の偏在化」の解消のため、港湾域に滞留する栄養塩類を円滑に外海へ供給 する方策を実施することで海域の物質循環の健全化を図る方針が地域により検討されており、 検討に資するために表 1.3 にまとめるような項目に重点を置いた生態系モデルを構築した。



図 1.4 播磨灘北東部地域のインパクトレスポンスフロー

	モデルに求められる性能・機能	対応	対応によるモデルの性能向上
•	泊川河口沖水路の流動場を正確に表現 できること	【水平格子分割】 泊川河口沖水路などの港湾の局所的な地形を 表現するために、水平格子を 100m 格子で作 成した(図 1.3)。	泊川河口沖水路は航路として使用されているため、流速の実測値の入手 が困難であった。ここでは、水路内の詳細な水温・塩分の分布を測定し、 この水温・塩分場を表現できるようにモデルの調整を行った。
		【鉛直格子分割】 泊川河口沖水路内における水深0~2m付近の 急激な塩分躍層を表現するために鉛直格子分 割にσ座標を採用した(表 1.2)。	
		【詳細な地形表現の例】 硝酸・亜硝酸の濃度 NOx	97 4 4 4 5 5 5 5 5 5 5 5 5 5 5 5 5
•	泊川河口沖水路内の栄養塩類の滞留を 再現し、窒素増加運転実証試験の結果を	0.15 0.20 NOX[mg/L] 同時間 平均結	※他、河川水の沿岸〜沖合域への拡がり方なども多地点の連続観測 結果などを用いて検証済み 観測値と比較し、再現性を確認した。
	再現できること	0.0 0.2 0.4 0.6 0.8 1.0 1.2 1.4 1.6 1.8 2.0 0.0 0.2 0.4 0.6 0.8 1.0 1.2 1.4 1.6 1.8 2.0 0.1	通常運転時 変集増加速転時 (mg/L) (mg/L) (単語) () () () () () () () (
•	栄養塩類の偏在化の解消の他に対策の 効果の指標として、ノリへの影響も表現 できること	栄養塩類の偏在化解消によるノリへの影響を 把握するため、播磨灘北東部地域特有の生物 種としてノリを構成要素に追加した。	栄養塩類の偏在化解消によるノリへの影響の把握を目的として、溶存態 窒素(アンモニア態窒素、硝酸・亜硝酸)がノリの色落ちを引き起こす 濃度の閾値を超える頻度について整理した。

表 1.3 生態系モデルの精度向上の目的とその経緯

播磨灘北東部海域では、沿岸部に局所的に栄養塩が滞留している場所があり、この滞った 栄養塩を円滑に外海へ供給する方策を実施することで海域の物質循環の健全化を図る方針が 地域により検討されていることから、主に表層の流動場と栄養塩類の循環状況の再現性向上 を中心に精度向上を行う。

1-3 三津湾地域

三津湾地域の物質収支モデルの地形・水深条件および鉛直層分割について以下に示す。



図 1.5 地形・水深条件(水質・底質生態系結合モデルは橙点線内のみ計算)

項目	設定内容	
再現対象年	2011年	
計算期間	2010年12月1日~2011年12月31日	
鉛直層分割	13 層(0-3、3-5、5-7、7-9、9-11、11-13、13-15、15-17、17-19、 19-22、22-25、25-30、30m 以深)	

表 1.4 三津湾地域で構築するモデルの設定

三津湾の物質循環を検討するモデルは、図 1.6 に示す浮遊系-底生系結合生態系モデルである。

三津湾ではカキの養殖が盛んに行われており、底質への負荷も大きい事が想定されるため、 カキを計算対象に追加し、底生系の計算も実施することとした。なお、浮遊系-底生系結合 生態系モデルの計算範囲は、図 1.5 に橙色の点線で示した領域内とした。

三津湾に関しては、平成24年度は検討2年目にあたる。初年度は流動モデルおよび浮遊系 - 底生系結合生態系モデルのベースモデルを構築した。本年度の第1回三津湾地域検討委員 会(6月)および第1回統括検討委員会(7月)では、流動モデルの構築状況について報告 したが、三津口湾・三津湾間の流況再現性に課題があったため、流動モデルの再現性向上お よび浮遊系-底生系結合生態系モデルの構築を行っている。



図 1.6 浮遊系-底生系結合生態系モデル

2. 三河湾地域

2-1 検討ケース

三河湾における流動モデルおよび物質循環モデルの再現性確認のための計算は、2001年、2006年、2009年を対象に行った。この中で、直近の2009年を現況ケースとして、以下の2種類の検討計算を実施した。

・1960年代の地形・水深条件下での物質循環の検討

・現況ケースに対して4つの改善施策を行った場合の検討

2-2 検討結果(現況と1960年代地形条件の比較)

構築した三河湾の物質循環モデルを用いて、中山水道ブイが設置された 2009 年を対象にした現況再現計算と、望ましい姿として 1960 年代の地形および水深を計算条件とした計算を実施している。計算条件として用いた地形および水深は図 2.1 に示すとおりである。流動計算においては、地形・水深以外の諸条件は、2009 年現況計算と同様とした。





図 2.1 地形・水深条件(上:2009年現況、下:1960年代)

2-2-1 流量フラックスの比較

図 2.2 に示す任意の3 断面における各月の通過流量の比較を図 2.3 に示す。これによると、 すべての月において、1960年代の地形条件の方が現況より流入・流出量が多く、湾内と湾外 との海水交換量が多い結果となっている。



図 2.2 流量、移流フラックスを算出した断面



在/ 流八重を止め値、流山重を負め値で小した

図 2.3 任意の3断面における通過流量の比較(現況と1960年代の地形)

2-2-2 任意の断面での移流フラックスの比較

構築した三河湾の物質循環モデルを用いて、中山水道ブイが設置された 2009 年を対象にした現況再現計算と、望ましい姿として 1960 年代の地形および水深を計算条件とした計算を実施している。水質計算においては、地形・水深以外に、流入負荷における有機炭素の懸濁態の比率を 2009 年現況の 2 割から 8 割にし、有機物の易分解と難分解の割合を 5:5 から 8:2 に変更している。

図 2.2 に示す任意の 3 断面における現況の物質の日間および年間の移流フラックスを図 2.4 に、断面 3 における 1960 年代地形の物質の移流フラックスを図 2.7 にそれぞれ示す。各 断面における図中の正負の向きは、図 2.2 に示すとおりである。また、流入負荷量は、それ ぞれ断面の内側(+側)に流入する負荷量の総計を表している。収支を算定した渥美湾奥と 知多湾では、共に、1960 年代と比べて現況地形の方が水域面積が 20km²程度少なくなってい る。



図 2.4(1) 断面1(渥美湾奥)におけるリン、窒素、炭素の日間移流フラックス(現況)



図 2.4(2) 断面1(渥美湾奥)におけるリン、窒素、炭素の年間移流フラックス(現況)





図 2.4(3) 断面1(渥美湾奥)におけるリン、窒素、炭素の夏季移流フラックス(現況)



図 2.4(4) 断面1(渥美湾奥)におけるリン、窒素、炭素の冬季移流フラックス(現況)



図 2.5(1) 断面 2(知多湾口)におけるリン、窒素、炭素の日間移流フラックス(現況)



図 2.5(2) 断面 2(知多湾口)におけるリン、窒素、炭素の年間移流フラックス(現況)







図 2.5(3) 断面 2(知多湾口)におけるリン、窒素、炭素の夏季移流フラックス(現況)



図 2.5(4) 断面 2(知多湾口)におけるリン、窒素、炭素の冬季移流フラックス(現況)



図 2.6(1) 断面3(三河湾口)におけるリン、窒素、炭素の日間移流フラックス(現況)



図 2.6(2) 断面 3 (三河湾口) におけるリン、窒素、炭素の年間移流フラックス(現況)







図 2.6(3) 断面 3 (三河湾口) におけるリン、窒素、炭素の夏季移流フラックス(現況)



図 2.6(4) 断面3(三河湾口)におけるリン、窒素、炭素の冬季移流フラックス(現況)



図 2.7(1) 断面 3 (三河湾口) におけるリン、窒素、炭素の日間移流フラックス (1960年代地形)



図 2.7(2) 断面 3 (三河湾口) におけるリン、窒素、炭素の年間移流フラックス (1960年代地形)







図 2.7(3) 断面 3 (三河湾口) におけるリン、窒素、炭素の夏季移流フラックス (1960年代地形)



図 2.7(4) 断面 3 (三河湾口) におけるリン、窒素、炭素の冬季移流フラックス (1960年代地形)

2-2-3 溶存酸素のフラックスの比較

図 2.8 に三河湾全域における水中の溶存酸素の日間および年間のフラックスを示す。(1)が 現況地形、(2)が 1960 年代地形における結果を示している。収支を算定した海域では、1960 年代と比べて現況地形の方が水域面積が約 43km² (7.4%) 少なくなっている。



図 2.8(1) 三河湾における日間溶存酸素フラックス(上:現況、下:1960年代地形)



図 2.8(2) 三河湾における溶存酸素フラックス(現況、年間、夏季、冬季)



図 2.8(3) 三河湾における溶存酸素フラックス(1960年代地形、年間、夏季、冬季)
図 2.9 に一色干潟域に相当する box14 の現況および 1960 年代地形の溶存酸素フラックスを 示す。収支を算定した box14 では、1960 年代と比べて現況地形の方が水域面積が約 1.8km² (10.5%) 少なくなっている。



図 2.9 一色干潟(box14)における溶存酸素フラックス(上:現況、下:1960年代)

図 2.10 に汐川干潟域に相当する box26 の現況および 1960 年代地形の溶存酸素フラックス を示す。収支を算定した box26 では、1960 年代と比べて現況地形の方が水域面積が約 5.0km² (65.9%) 少なくなっている。



図 2.10 汐川干潟(box26)における溶存酸素フラックス(上:現況、下:1960年代)

2-2-4 貧酸素水塊の比較

水質モデルの計算結果として、溶存酸素 2mg/L 以下の面積と体積について、2009 年現況との比較を図 2.11 に示す。これによると、1960 年代の地形条件での計算結果は、夏季に貧酸素化するものの、期間は 2009 年現況に比べて 2 ヶ月以上短く、また、夏季においても面積・体積ともに規模は小さくなっている。



37

水質モデルの計算結果として、酸素消費物質 0.01mg/L 以上の体積、酸素消費物質の存在量 について、2009 年現況との比較を図 2.12 に示す。

酸素消費物質 0.01mg/L 以上の体積については、1960 年代の地形条件での計算結果は 2009 年現況より若干規模が小さい結果となっているが、各計算格子の濃度に格子容積を乗じて算 出した酸素消費物質の存在量については、1960 年代地形条件の方が小さく、酸素消費物質の 濃度が 1960 年代地形条件の方が低く、底生生物に対してのリスクが低い結果となっている。



図 2.12(1) 酸素消費物質 0.01mg/L 以上の体積比較(点線: 2009年、青線: 1960年代)



2-2-5 植物プランクトンのフラックスの比較

図 2.13 に三河湾全域における植物プランクトンに関わるフラックスを示す。収支を算定した海域では、1960年代と比べて現況地形の方が水域面積が約 43km²(7.4%)少なくなっている。



図 2.13(1) 三河湾における植物プランクトンフラックス(上:現況、下:1960年代)

図 2.13(1)から光合成と動物プランクトンの捕食を除いた植物プランクトンフラックスを 以下に示す。



図 2.13(2) 三河湾における植物プランクトンフラックス(上:現況、下:1960年代)



図 2.13(3) 三河湾における植物プランクトンフラックス(現況、年間、春季、夏季)



図 2.13(4) 三河湾における植物プランクトンフラックス(1960年代地形、年間、春季、夏季)

図 2.14 に渥美湾奥における植物プランクトンに関わるフラックスを示す。収支を算定した 海域では、1960 年代と比べて現況地形の方が水域面積が約 22km²(17.4%)少なくなってい る。



図 2.14(1) 渥美湾奥における植物プランクトンフラックス(上:現況、下:1960年代)

図 2.14(1)から光合成と動物プランクトンの捕食を除いた植物プランクトンフラックスを 以下に示す。



図 2.14(2) 渥美湾奥における植物プランクトンフラックス(上:現況、下:1960年代)



図 2.14(3) 渥美湾奥における植物プランクトンフラックス(現況、年間、春季、夏季)



図 2.14(4) 渥美湾奥における植物プランクトンフラックス(1960年代地形、年間、春季、夏季)

図 2.15 に知多湾における植物プランクトンに関わるフラックスを示す。収支を算定した海域では、1960年代と比べて現況地形の方が水域面積が約 16km² (14.7%)少なくなっている。



図 2.15(1) 知多湾における植物プランクトンフラックス(上:現況、下:1960年代)

図 2.15(1)から光合成と動物プランクトンの捕食を除いた植物プランクトンフラックスを 以下に示す。



図 2.15(2) 知多湾における植物プランクトンフラックス(上:現況、下:1960年代)



図 2.15(3) 知多湾における植物プランクトンフラックス(現況、年間、春季、夏季)



図 2.15(4) 知多湾における植物プランクトンフラックス(1960年代地形、年間、春季、夏季)

図 2.16 に三河湾央における植物プランクトンに関わるフラックスを示す。収支を算定した 海域では、1960 年代と比べて現況地形の方が水域面積が約 5.2km² (1.5%) 少なくなっている。



図 2.16(1) 三河湾央における植物プランクトンフラックス(上:現況、下:1960年代)

図 2.16(1)から光合成と動物プランクトンの捕食を除いた植物プランクトンフラックスを 以下に示す。



図 2.16(2) 三河湾央における植物プランクトンフラックス(上:現況、下:1960年代)



図 2.16(3) 三河湾央における植物プランクトンフラックス(現況、年間、春季、夏季)



図 2.16(4) 三河湾央における植物プランクトンフラックス(1960年代地形、年間、春季、夏季)

2-2-6 プランクトンの摂食フラックスの比較

図 2.17 に三河湾全域における植物プランクトンから動物プランクトンに向かう摂食フラ ックスを示す。





図 2.17 三河におけるプランクトン摂食フラックス(上:現況、下:1960年代)

2-2-7 生物量の比較

三河湾内における植物プランクトンと動物プランクトンの存在量(各格子の濃度×各格子の容量)について、2009年現況との比較を図 2.18に示す。

これによると、動物プランクトンの存在量が1960年代地形条件の方が大きい結果となっている。



図 2.18 植物プランクトンと動物プランクトン存在量比較(点線:2009年、青線:1960年代)

2-2-8 フラックスの比較

表 2.1 に三河湾全域における現況と 1960 年代地形の年間炭素フラックスを示す。

フロー	現況地形		1960年代地形	
① 微小植物プランクトンの光合成	241, 384	9	287, 343	D
② 微小植物プランクトン→微小動物プランクトン	150,652	(62.4%)	172, 919	(60.2%)
③ 微小植物プランクトン→動物プランクトン	_	\mathbf{b}	_	\sim
④ 微小動物プランクトン→動物プランクトン	18,878	(12.5%)	23, 385	(13.5%)
⑤ 植物プランクトンの光合成	79,687	9	87,713	0
⑥ 植物プランクトン→動物プランクトン	27, 720	(34.8%)	29,728	∅(33.9%)
⑦ 微小植物プランクトン→ベントス	12, 154	(5.0%)	24, 181	(8.4%)
⑧ 植物プランクトン→ベントス	9,609	(12.1%)	12,610	(14.4%)
⑨ 微小植物プランクトンの沈降	7, 735		10,641	
⑩植物プランクトンの沈降	15, 677		16,806	
⑪ 微小植物プランクトン→有機物	28,966		34,481	
⑫ 植物プランクトン→有機物	9, 563		10, 526	
 ① 有機物の沈降 	57,021		80, 507	

表 2.1 フラックスの比較(単位:tonC/year)



2-3 検討結果(改善策の効果検討)

2-3-1 検討の条件

現況計算の条件をもとに、以下に示す4つの改善策の効果検討計算を行った。

改善策① 現況+深掘の埋め戻し(図中○参照)+約 500haの干潟・浅場造成(湾奥)



・深掘の埋め戻しについては、周囲と同じ水深になるように条件を設定し、計算の初期底 質についても、周囲と同様とした。

・浅場の造成については、該当格子(図中の黄色がかかっている格子)の水深を D.L.表示 で 2~3mの水深になるように設定した。



改善策② 改善策①+約 300haの干潟・浅場造成(矢作川河口〇)

・浅場の造成については、該当格子(○内の黄色がかかっている格子)の水深を D.L.表示 で 0m の水深になるように設定した。

改善策③ 改善策②+藻場再生(造成した干潟・浅場上を加えて、過去に藻場があった場所に再 生)



改善策④ 改善策③+栄養供給(貧酸素水の影響が少ない冬季から春季(10月~3月)に現状の 2倍の栄養を負荷)

・栄養塩供給については、三河湾の全流入負荷点に対して、無機態の栄養塩のみを2倍に して流入させた。

第1回三河湾地域 WG において、改善策③について、藻場造成のみのケースの結果を示す よう要望があったことから、改善策③'として、現況地形+過去に藻場があった場所に再生し たケースを検討した。

2-3-2 水質濃度への影響

図 2.19 に示す三河湾内の6地点における水質濃度の比較を図 2.20 に示す。現況計算の条件をもとに、以下に示す4つの改善策の効果検討計算を行った。



図 2.19 水質比較点

図 2.20 における各ケースの線の色は以下のとおりである。



水質濃度の比較においては、黄色い線で示した改善策④が栄養塩類を2倍添加した10月以降にT-N、T-PおよびChl-a濃度が他のケースより高くなっている。



図 2.20(1) 水質項目(上:T-N、下:T-P)の計算値比較



図 2.20(2) 水質項目(上:Chl-a、下:DO)の計算値比較

2-3-3 底質への影響

図 2.21 に、本計算で用いた底質のブロック分割図を示す。ブロック分割は、凡例に示す水 深帯別に7 色で区分し、その後湾の流動・水質・底質特性を考慮して分割を行った。



図 2.22 に各ケースの底泥表層(0~0.02cm)の TOC_fast(易分解性 TOC)と間隙水中の DO 濃度(8月平均値)を示す。各ケースの傾向を確認するため、現場測定ではとらえられな い桁で図化している。この結果では、干潟・浅場・藻場を造成した改善策③において、底泥 表層の有機物量の低下と間隙水中の DO 濃度の上昇が顕著にみられる。



図 2.22(1) 底泥表層の TOC_fast と間隙水中 DO 濃度(8月平均値)



図 2.22(2) 底泥表層の TOC_fast と間隙水中 DO 濃度(8月平均値)



図 2.22(3) 底泥表層の TOC_fast と間隙水中 DO 濃度(8月平均値)



図 2.22(4) 底泥表層の TOC_fast と間隙水中 DO 濃度(8月平均値)



図 2.22(5) 底泥表層の TOC_fast と間隙水中 DO 濃度(8月平均値)



図 2.22(6) 底泥表層の TOC_fast と間隙水中 DO 濃度(8月平均値)
2-3-4 貧酸素水塊の比較

水質モデルの計算結果として、溶存酸素 2mg/L 以下の面積と体積について、2009 年現況と 対策①、②、③の比較を図 2.23 に示す。



これによると、対策③では1年目から夏季の貧酸素面積・体積が減少する傾向がみられる が、対策①、②では2年目から面積・体積が減少する結果となっている。



2-3-5 底生生物への影響

図 2.24 に、三河湾全域における底生生物現存量を示す。



図 2.24 三河湾全域における底生生物現存量

2-3-6 フラックスの比較

表 2.2 に三河湾全域における現況と対策①、②の年間炭素フラックスを示す。



フロー	現況	対策①	対策②
① 微小植物プランクトンの光合成	241, 384	243, 792 ₁	241, 952 ₅
②微小植物プランクトン→微小動物プランクトン	150,652	151,494<	150,4346
	(62.4%)	(62.1%)	(62.2%)
③ 微小植物プランクトン→動物プランクトン	_	—	—
④ 微小動物プランクトン→動物プランクトン	18,878	19,128	18,921
	(12.5%)	(12.6%)	(12.6%) ⁴
⑤ 植物プランクトンの光合成	79,687 ₀	80,024 _t	79,500 ₀
⑥ 植物プランクトン→動物プランクトン	27,7200	27,746	27,5526
	(34.8%)	(34.7%)	(34.7%)
⑦ 微小植物プランクトン→ベントス	12, 154	13,071	12, 849
	(5.0%)	(5.4%)	(5.3%)
⑧ 植物プランクトン→ベントス	9,609	9, 966	9, 795
	(12.1%)	(12.5%)	(12.3%)
⑨ 微小植物プランクトンの沈降	7, 735	7, 850	7, 831
⑩ 植物プランクトンの沈降	15,677	15,649	15,625
⑪ 微小植物プランクトン→有機物	28,966	29, 255	29,034
⑫ 植物プランクトン→有機物	9, 563	9,603	9, 540
 個 	57,021	57,228	56,976

表 2.2 フラックスの比較(単位:tonC/year)

2-4 今後の方針

今年度第1回三河湾地域WG(2012/10/09)において、実証試験結果および物質循環検討結果について検討が行われ、以下の方針が出された;

- ① 現地調査結果の反映(アマモ場の生物機能)
- ② 実証試験結果の反映(アサリのサイズ別取り込み特性)
- ③ 実証試験結果の反映(DIN、DON 増減による植物プランクトンサイズの変化)
- ④ 魚類の種類別捕食選択性の追加
- ⑤ 改善対策の効果検討における長期間の計算
- ⑥ 貧酸素化する水深帯の評価