

# 環境・経済・財政を視野に入れた科学技術の総合評価 —バイオマスリサイクルプラントを例として—

氷 鮑 揚 四 郎<sup>\*</sup>

(筑波大学大学院生命環境科学研究科教授)

小 林 慎 太 郎<sup>\*\*</sup>

(筑波大学大学院生命環境科学研究科)

水 野 谷 剛<sup>\*\*\*</sup>

(筑波大学大学院生命環境科学研究科研究員)

## 1. はじめに

国，地方双方の財政が逼迫し，構造改革，税制改革，規制緩和が議論される現在，研究開発のあり方もまた変革を迫られている。平成 13 年に内閣府に設置された総合科学技術会議は，各省庁の科学技術政策を統括する組織であり，国家的あるいは社会的な課題に対して，研究資源を適切に配分することを目的の一つとしている。その具体策の一つが，競争的研究資金制度の拡大であり，研究開発には社会的意義，将来性，成果がより強く求められることになる。しかし，競争原理さえ取り入れればより多くの成果が得られる，と考えるのは早計である。研究資源の効率性を高めるためには「競争のルール」，言い換えると「評価基準」が重要であることは言うまでもない。社会的意義，将来性のある研究を選択するには，社会的意義や将来性を反映する評価が行われなければならない。

科学技術研究はいくつかの段階に分けることができる。例えば要素技術開発などの「基礎研究」，要素技術の組み合わせを研究する「システム化」，社会への導入を試みる「実用化試験」に分類してみよう。純然たる基礎研究の段階では，個々の技術を社会的課題と直接に結びつけることは困難であるから，単独で社会的意義や将来性を適切に評価することは難しい。しかしシステム化や実用化試験の段階になると，状況は変わってくる。システムの全貌が明らかになる段階では，システムと社会的課題の関わりも明確になり，社会的意義や将来性を評価できるのである。そればかりでなく，このようなシステム化や実用化の評価を通して，開発中の個々の基礎的，要素的技術に対しても一応の評価を行い，開発技術の絞込みなどに有効

<sup>\*</sup>1951 年生まれ。筑波大学大学院社会工学研究科単位取得退学。1986 年学術博士（北海道大学）。1986 年豊橋技術科学大学講師，同助教授を経て 94 年より現職。専攻は都市経済学，社会環境工学。日本地域学会，日本環境共生学会，日本計画行政学会，(社)日本不動産学会の理事。主な著書に On the Relation between Information Development and Economic Development: An Econometric Analysis, Regional Cohesion and Competition in the Process of Globalization, ed. H.Kohno, P.Nijkamp, and J.Poot, Edward Elgar Pub., June 2000, pp.328-342., General Pigouvian Tax and Subsidy Scheme and the Optimal Income Redistribution in the Information-Oriented City with Traffic Congestion, Theories of regional competition, ed. John Roy and Wilfried Schulz, Nomos-Verlag, Baden-Baden, 2000, pp.224-283.等がある。

<sup>\*\*</sup>1974 年生まれ。2002 年筑波大学大学院生命環境科学研究科入学。2005 年現在，同研究科在学中。

<sup>\*\*\*</sup>1971 年生まれ。2003 年筑波大学大学院生命環境科学研究科修了。博士(学術)(筑波大学)。(財)茨城県科学技術振興財団研究員を経て 2005 年より現職。

情報を提供できる。社会的課題に緊急性がある場合には、基礎研究といえどもこのような個別評価も必要になるだろう。

このような視点に立ち、筆者らは環境対策技術のシステム化、あるいは実用化試験段階での評価に取り組んでいる。その際、定性的評価ではなく定量的評価を基本とし、評価の透明性を保つよう努めている。また定量的評価が技術の社会的意義や将来性を反映するように、多面的な評価指標を取り入れている。具体的には環境、経営、地域経済、財政の視点から評価が可能になることを意図しており、その意味で、筆者らが目指すものは総合的な定量評価である。例えば水質汚濁防止のためのある技術の評価する場合、それによる水質改善はもとより、温室効果ガス排出量の増減、地域経済への波及効果、環境制約が変化することでの経済的ポテンシャルの変化、自治体の環境対策費の効率性なども、評価の対象とするのである。従来技術仕様書では、そのように多面的な観点から社会への影響を明らかにすることは不可能であり、そのため新たな総合評価モデルが必要なのである。このような定量的総合評価が実現することは、科学技術の持つ真の価値を明らかにすることに他ならない。例えば水質改善の技術を比較検討する場合、仕様書にある水質改善の能力だけが、技術の価値を表すものではない。水質改善にどれだけ貢献しても、大量の温室効果ガスを発生させたり、財政に過大な負荷を掛けていては、優れた技術とは言えないのである。定量的総合評価を実施することでしか、そのような多面的な価値を分析することはできない。

本論では、筆者らが開発した環境技術の総合評価モデルを示し、そのモデルによって技術の評価を試みる。対象となる技術は、バイオマス廃棄物を原料とするバイオマスリサイクルプラントである。この技術は、霞ヶ浦の水質改善と流域での畜産業振興という、一見矛盾する課題の同時解決を目指して、文部科学省の「都市エリア産学官連携促進事業（平成15年度～平成16年度）」で研究されてきた。現在は実用化試験の段階にある。霞ヶ浦流域で発生する家畜ふん尿と生ごみを混合発酵させてバイオガスを生成し、それをエネルギー化するもので、廃棄物処理とエネルギー供給を同時に行うシステムである。

## 2．総合評価モデルを用いたバイオマスリサイクル技術の評価

### 2.1 モデルの概要と評価の手法

評価にあたり、バイオマスリサイクルプラントの導入による地域経済への影響等を包含し、流域内の社会経済活動を記述した社会経済モデル、水質汚濁物質の動態を記述した水質汚濁物質動態モデル、大気汚染物質の排出構造を記述した大気汚染物質排出モデル、バイオマスリサイクルプラントでの発電やその利用などを含めた流域内のエネルギー収支を記述したエネルギー収支モデル、そして流域内の水循環を記述した水循環モデルの計5つの各サブモデルを一括にリンクさせたシミュレーションモデルを構築した。ここで提示される社会経済モデルは各産業の需給バランスと茨城県が流域内の環境負荷低減のために実施する政策とそれに伴って支出する予算の配分が明示できるよう構築されている。水質汚濁物質動態モデルは、流域で発生した汚濁物質は最終的には霞ヶ浦に輸送され、流入するという物質収支原則に基づいて構築され、流域から霞ヶ浦に流入する汚濁物質の総量を制御する仕組みとなっている。また、大気汚染物質排出モデルは流域市町村の社会経済活動に伴うCO<sub>2</sub>などの温室効果ガスや大気汚染物質排出が各産業および最終需要部門ごとに明示できるモデルとなっている。更に、エネルギー収支モデルは流域内の産業及び家計・政府が需要するエネルギー量と電力部門等からのエネルギー供給量とのバランスを示し、特に畜産業のエネルギー収支式においてはバイオマス発電プラントからのエネルギー供給に関する変数を導入して評価している。また水循環モデルは、霞ヶ浦の水位と流入河川の流量が安定的に保たれるような各地点での最

適な取水・排水量を明示できる仕組みとなっている。

シミュレーションは流域から霞ヶ浦へ流入する水質汚濁物質質量，流域内で排出される温室効果ガス・大気汚染物質の量に外生的に制約を与え，制約条件の下で社会的割引率を考慮した対象期間の流域内総生産の合計が最大化を目的とする最適化シミュレーションとして行なった。これにより，対象地域が望ましい状態にあるためには，代替案の一つであるバイオマスプラントが必要かどうか判断され，それが総合評価につながるのである。構築したモデル概念図を図1に示す。

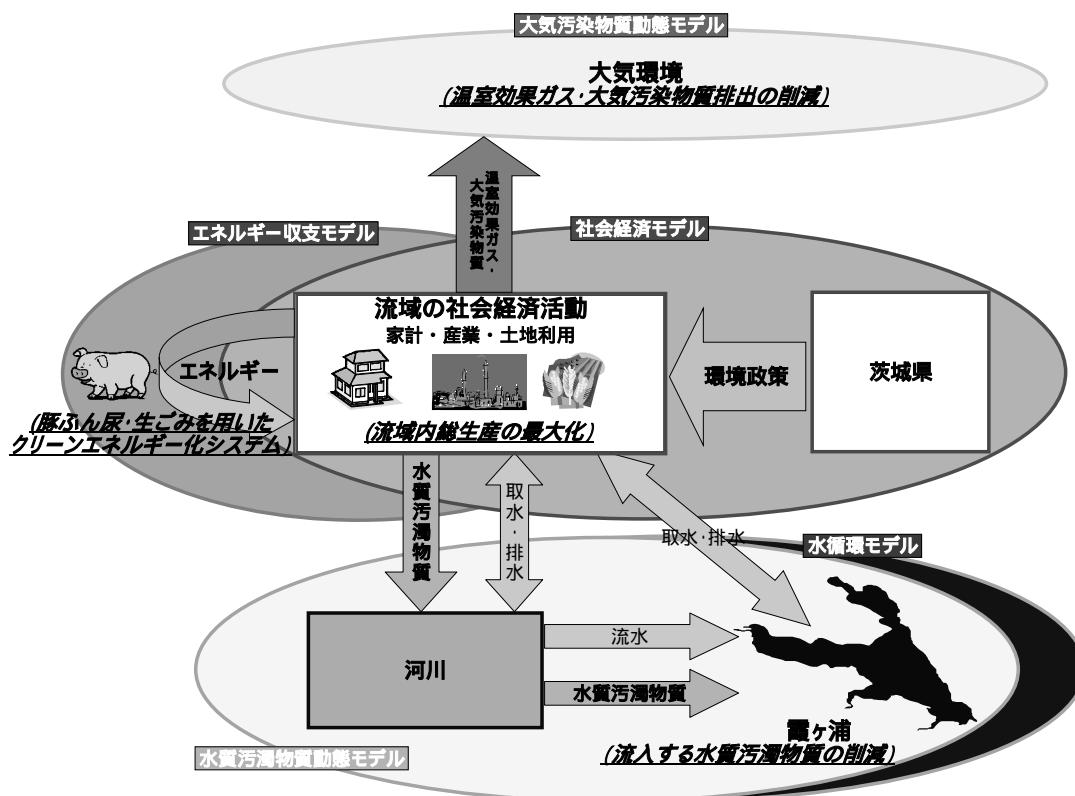


図1 シミュレーションモデルの概念図

## 2.2 バイオマスリサイクルプラントについて

ここで分析対象とするバイオマスプラントは筑波大学生命環境科学研究科の前川教授が中心となり開発を行っているものである。プラントはメタン発酵装置，メタン発酵残液の処理用のための電気化学的処理装置からなり，オプションとして残渣処理のための炭化装置が設置できる。メタン発酵装置と電気化学的処理装置をあわせた設置費用は1台当たり1億円，炭化装置の設置費用は1,088万円である。シミュレ

ーションでは、茨城県がこの設置に対し、3分の1の補助を行うこととした。メタン発酵装置および電気化学的処理装置の耐用年数は20年であり、維持管理に一年間で583万円を要する。同様に炭化装置の耐用年数は15年であり、維持管理に一年間で70万円を要する。また、このプラントの最大発電可能量は22万7,596kwh/年である。バイオマスプラントで発電された電気はこのプラントを運転するのに必要とする電力と、プラントを設置した養豚農家の生産活動に使われるとする。剰余発電量は販売し、その収益で生産費用の一部を賄う。ここで剰余発電量の売電価格は平成14年度バイオマス利活用事業導入モデル検討調査報告書より、5円/kwhとした。更に、このプラントの設置対象は流域内で肥育豚を1,000頭以上飼育している養豚農家とした。同時に、基本ユニットを肥育豚1,000頭用とし、1,000頭以上の場合には必要にあわせてユニット数を増やす「貨物列車方式」を採用するとした。流域内には肥育豚を1,000頭以上飼育している養豚農家が49軒あり、その農家で飼育されている肥育豚が約9,100頭存在する。したがって、この流域内では最大91セットのバイオマスリサイクルプラントが設置出来る。このプラントは、電力等のエネルギーを取り出すことの出来るふん尿・生ごみ処理施設と考え、環境負荷物質の排出原単位は他の養豚処理の原単位と同様に、飼養頭数一頭あたりに換算したものをを用いた。バイオマスプラント環境負荷物質排出係数は開発者に聞き取り調査したものを、プラント以外の豚ふん尿処理法による環境負荷物質排出係数は茨城県から公表されているものを使用した。

### 2.3 シミュレーションの枠組み

本シミュレーションでは全窒素(T-N)、全リン(T-P)、CODの3つの水質汚濁物質とCO<sub>2</sub>、CH<sub>4</sub>、N<sub>2</sub>Oの3つの温室効果ガス、更にNO<sub>x</sub>、SO<sub>x</sub>の2つの大気汚染物質を制御対象とした。メタンや亜酸化窒素等の微量温室効果ガスは、二酸化炭素よりもはるかに一分子あたりの温室効果能が高く、その大きさはメタンで二酸化炭素の62倍、亜酸化窒素で同じく290倍といわれている。従って、地球温暖化対策はその効果能も考慮して政策を実施していかなばならない。このような観点から、CO<sub>2</sub>、CH<sub>4</sub>、N<sub>2</sub>Oの温室効果ガスについては、本シミュレーションは温室効果能を考慮した二酸化炭素重量換算温室効果ガス総排出量に制約をかけて計算を行った。また、NO<sub>x</sub>、SO<sub>x</sub>の大気汚染物質については流域内で排出される総量に、水質汚濁物質については霞ヶ浦へ流入する総量に制約を課した。その制約は、既存データより推計した2004年の汚濁負荷量データをもとに設定し、2013年までに2004年実績と比較して各環境負荷物質を一律でn%(n=0~35)削減するよう各年の負荷量に制約を課し、バイオマスプラントの導入のある場合(炭化装置の有無も含む)と無い場合の最大削減可能率の比較分析を行った。

分析対象地域は、霞ヶ浦及びそこへ流入する17の河川、そしてその流域市町村(41市町村)とした(図2)。各市町村内の一部のみが流域にある場合、その割合に応じて各基礎データを推計した。また、流域内にある小河川は全てこの17の主要河川のいずれかに合流すると仮定した。モデル内では各市町村で発生した汚濁物質はすべて河川に流入し、霞ヶ浦への流入までに一定の浄化作用を受ける。環境負荷物質排出源を産業系、生活系、面源系の3つに大分類し、それぞれを表1の通りに5~7つに小分類した。ここで単独処理浄化槽およびし尿処理施設使用人口は両施設が浄化槽業界の自主規制により1999年に完全に製造が中止されたため、増加しない制約を与えた。

本シミュレーションで茨城県が流域内の水質汚濁・大気汚染物質削減のために実施を想定する政策は表2の通りとした。これらがバイオマスプラントの代替案となる。茨城県がこれらの政策に支出する予算の総額は既存研究より毎年200億円を限度とした。シミュレーションの分析対象期間は2004年~2013年とした。なお、計算はLINDO SYSTEMS社の数理計算用ソフトウェア LINGOを用い、コンピュータ

ーにより行った。

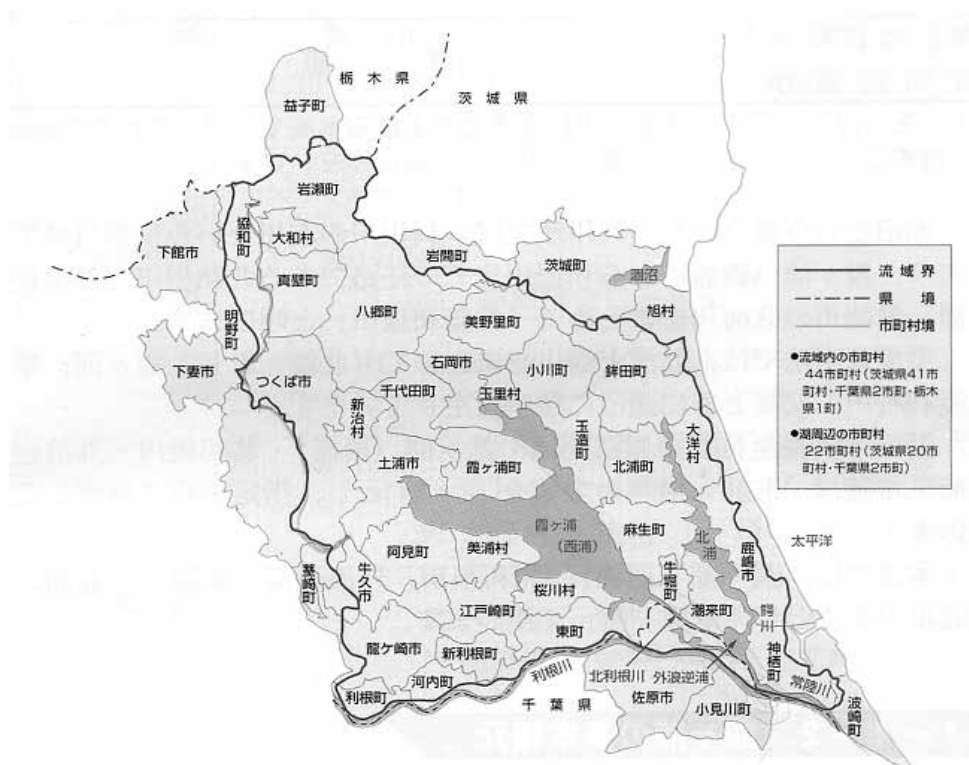


図2 対象流域市町村

表1 環境負荷物質排出源分類

Index	生産系 産業分類	生活系 生活排水処理分類	面源系 土地利用分類
1	畑作農業	下水道	畑
2	稲作農業	農業集落排水	水田
3	酪農業	合併処理浄化槽	山林
4	養豚業	単独処理浄化槽	市街地
5	電力・ガス・熱供給	し尿処理場	その他の土地利用
6	その他の工場・事業系産業	雑排水未処理	
7	その他の産業		

表2 茨城県が実施を想定する政策

政策実施対象	具体的な政策内容
産業	I. 各産業への生産資本ストック減少補助金
養豚業	II. バイオマスリサイクルプラントの設置及び生産資本ストック減少補助金
家計(市町村)	III. 市町村への下水道及び農業集落排水整備のための補助金支給 IV. 市町村への合併処理浄化槽設置促進のための補助金支給
土地利用	V. 米生産者への施肥田植機購入補助金支給 VI. 米生産者への溶出抑制肥料使用補助金支給 VII. 農業生産者への補助金支給による耕作地の削減(休耕地への転換)

### 3. シミュレーション結果

シミュレーションの結果、2013年における各環境負荷物質の最大削減率は、年間予算総額が同額の場合、バイオマスプラント導入を行わず、下水道整備等の各環境負荷物質発生源対策を行なったときが28%、下水道整備等の政策に加えて炭化装置含めたプラントの設置導入を行った場合が31%、そして炭化装置を含めずにプラントの設置を行った場合が32%となり、プラントの設置を行う場合と行わない場合で3~4%の差が生じた。

#### 3.1 目的関数(社会的割引率を考慮した流域内総生産の10年間の合計)・GRP(流域内総生産)・産業生産額

図3に、プラント導入前(削減率28%)、プラント導入後(炭化あり)(削減率28%)、導入後(炭化なし)(削減率28%)、導入後(炭化あり)(削減率31%)、導入後(炭化なし)(削減率31%)、導入後(炭化なし)(削減率32%)の各ケースで導出された目的関数の値を示す。プラントの導入をした場合としない場合では、28%の同じ削減率の場合、炭化の有無に関わらず目的関数の値は約1兆2,000億円の差が生じた。プラントの導入を行った場合、行わない場合の28%の削減率のときの値と同じになるのは、削減率を31%まで大きくしたときであった。このことより、プラントの導入は同じ経済状態を保ちながら環境負荷物質を3%多く削減出来ることが明らかとなった。

各ケースにおけるGRPの推移を見てみると、いずれのケースも減少傾向を示すが、同じ28%の削減率の場合、プラントの有無により毎年2億円ほどの差が生じることが明らかとなった。これは、養豚農家へのバイオマスリサイクルプラントの導入の影響により、同じ削減率のときであっても、各産業の生産額がプラントの無い場合に比べて上昇するためであった。特に最も生産額の上昇が大きいのは商業や金融業など(本シミュレーションでの産業分類では「その他の産業」)の高付加価値産業であった。このことは、このプラントの導入が経済状態を改善しながら汚濁負荷削減を進めることが出来る一つの要因となるものであることを示している。この産業の28%の削減率での生産額の推移を図5に示す。次に養豚業の生産額の推移を図6に示す。これをみると、削減率が28%および31%の場合、プラントを導入すると導入しない場合と比較して生産額が上昇することが分かる。GRPが年を追うごとに減少する(図4)にもかかわらず、養豚業の生産額が上昇するということは、バイオマスプラントの導入を行うことにより養豚業の生産が他

の産業に比べ厳しい環境制約の下では優位に立つことを示している。このことは、今後畜産廃棄物だけでなく、他の産業においてもバイオマス資源が有効活用できるようになれば、経済を成長させながら環境負荷削減を行える可能性を示している。

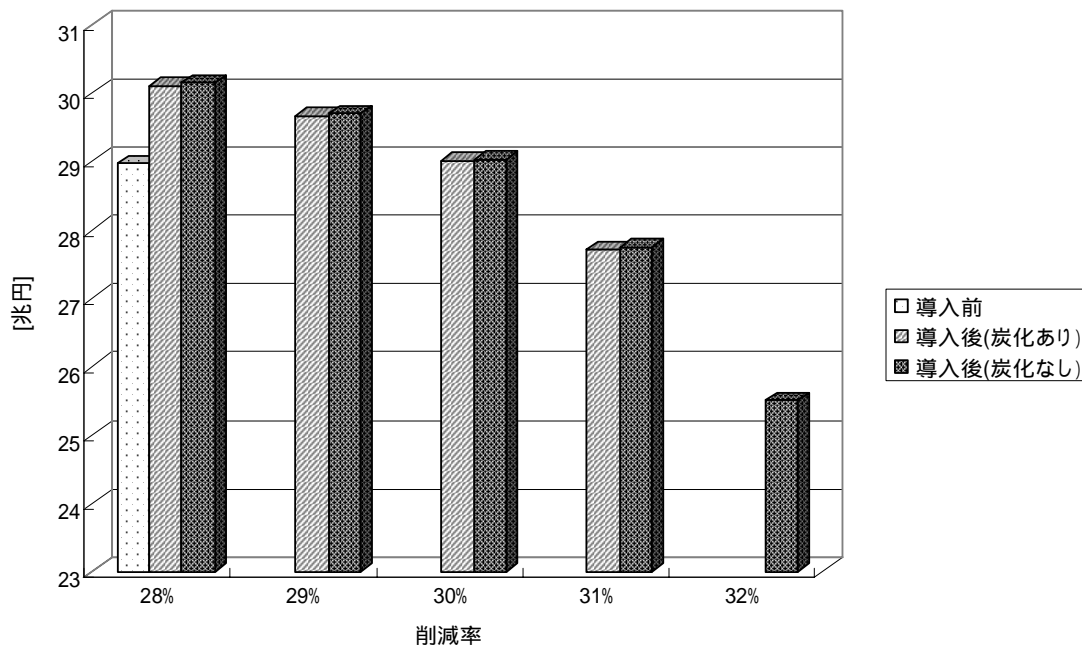


図3 目的関数（社会的割引率を考慮した流域内総生産 GRP の10年間の合計）比較

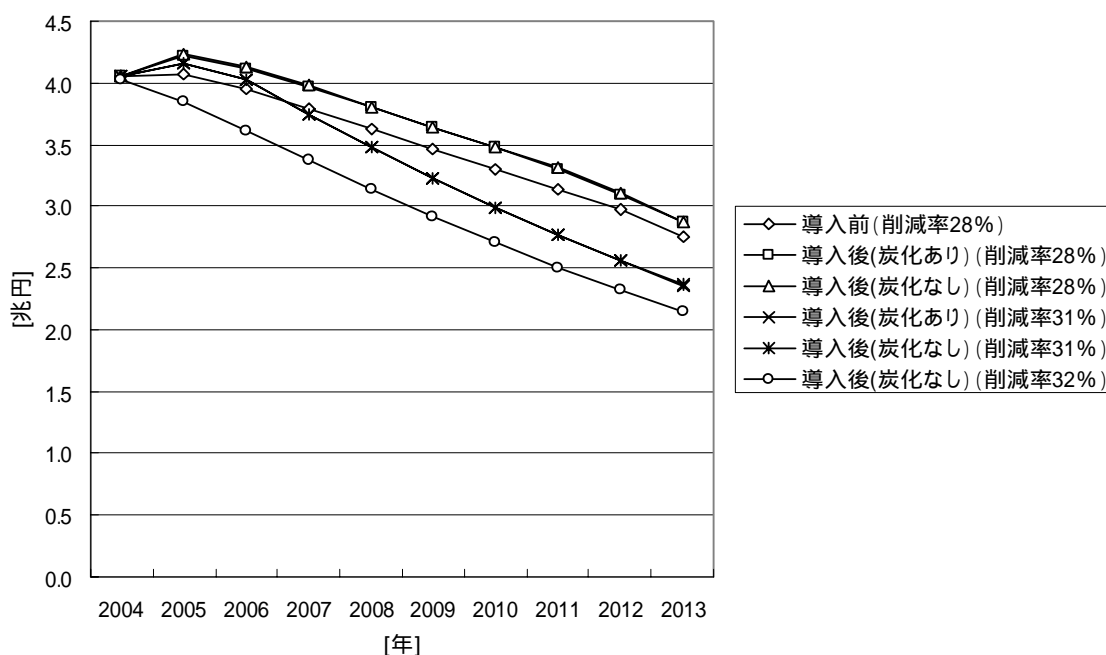


図4 GRP（流域内総生産）の推移

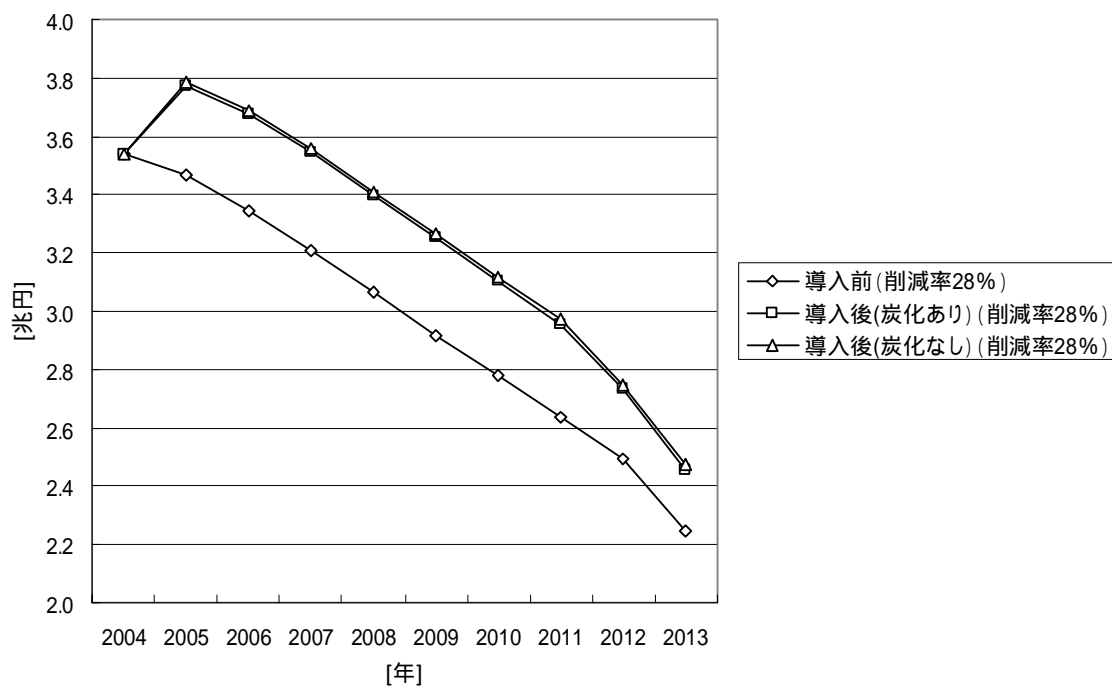


図5 「その他の産業」の生産額推移

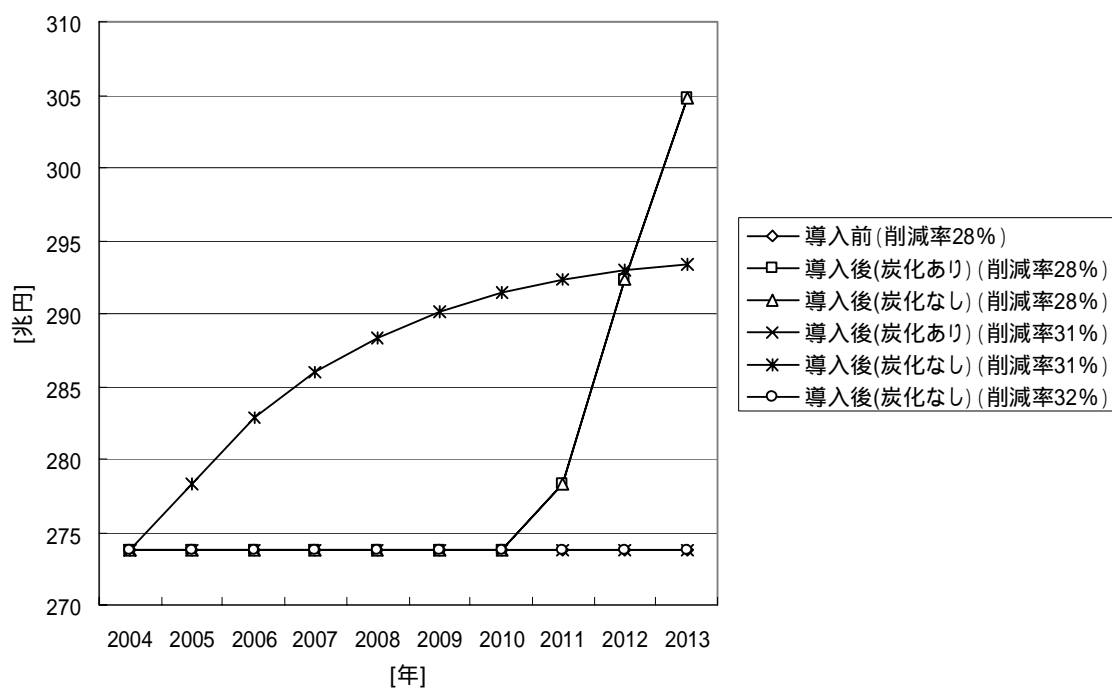


図6 流域内の畜産業の生産額の推移比較



### 3.2 茨城県による予算支出

シミュレーションで導出された各汚染排出源別対策費の対象期間合計を図7に示す。28%の削減率においてバイオマスプラントの導入を行わない場合と行う場合とを比較すると、行う場合では面源系排出源対策費が増加する一方で、生活系排出源対策費が減少しバイオマスプラント設置補助金が導出された。このことは、バイオマスプラント設置補助金は主に生活系対策補助金からの転用によって行われるべきであり、更にその費用対効果の大きさにより、面源系発生源への財源移動も可能であることを示している。次に図8にバイオマスプラント設置への予算支出の経年変化を示す。プラントを導入した場合、炭化無し32%削減のケース以外では2004年に全ての養豚農家にプラントが設置された。しかし、炭化装置を導入した32%削減の場合、分析対象期間の中期である2008年からプラントの導入が行われた。これは、この削減率の場合水質汚濁物質の最大の発生源である、生活発生源対策が最も危急な対策となるためである。図9と10に炭化が無い場合の削減率31%と32%のケースにおける茨城県の予算支出の経年変化を示す。31%の場合、生活発生源対策費が初期および後期において多く支出されているが、32%の場合、2004年から中期において連続で非常に多くの予算が支出されている。このことは、水質汚濁物質の削減が大気汚染物質の削減に比べて困難であることを示している。ここで、図8において炭化無し32%削減のケースで、他の市町村に先駆けて2008年に設置が行なわれるのは、八郷町、江戸崎町、霞ヶ浦町の3つの町であった。特に江戸崎町には最大設置可能台数の2台の設置費用が導出された。この江戸崎町の属する小野川流域では、他にも牛久市や阿見町の工場・事業系産業には資本減少補助金が導出された。この流域は東京のベッドタウン化が進み、人口増加率が対象地域の中で最も大きいにも関わらず、工場等の大きな税収源が少ないため、住民一人あたりの財政規模が小さく、下水道等の設置が思うように行っていない地域である。このため、霞ヶ浦流域での環境負荷低減にはこの流域への政策が非常に重要な要素となることが明らかになった。

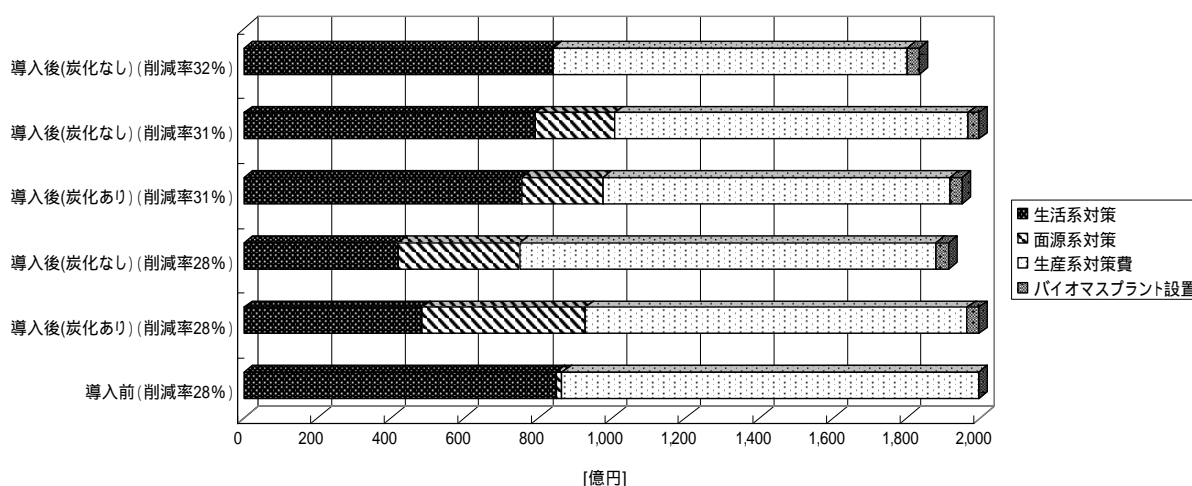


図7 茨城県の10年間の総予算配分

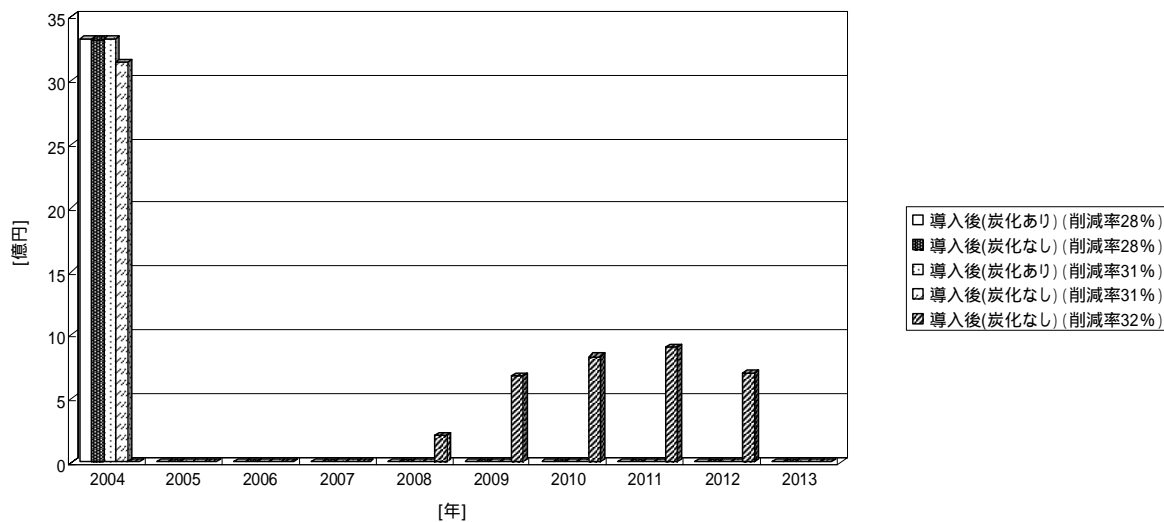


図8 バイオマスプラント設置への予算支出

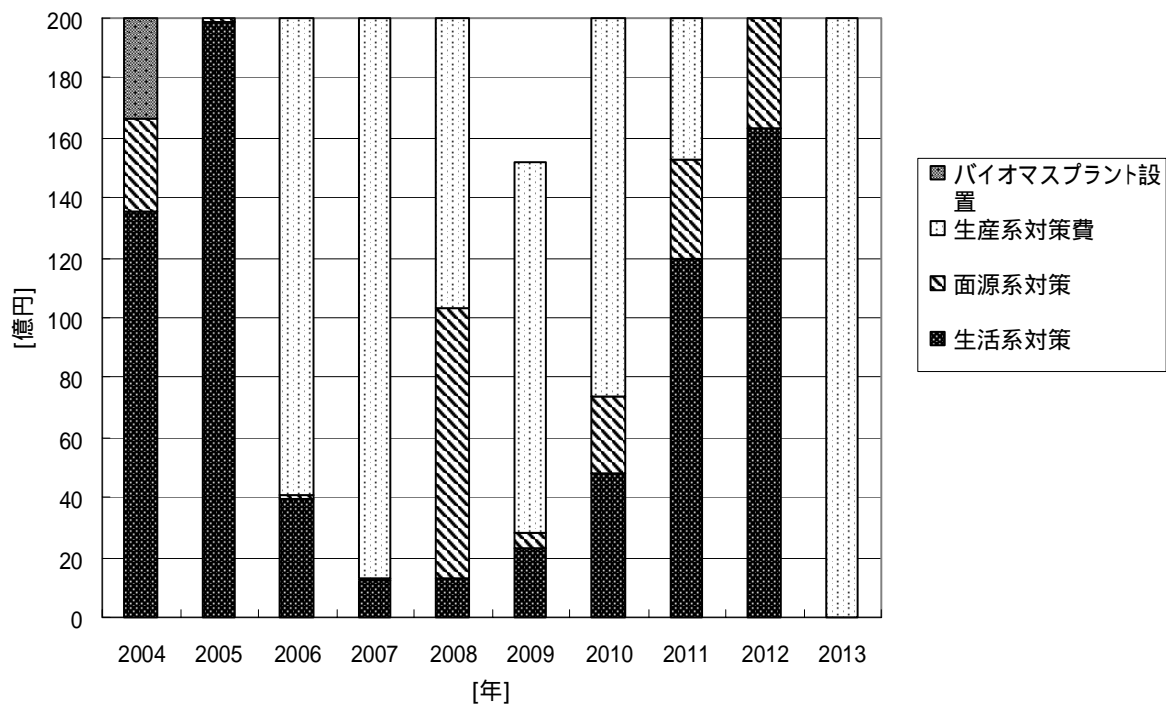


図9 茨城県の前年比削減率(プラント導入後,炭化なし,削減率31%)

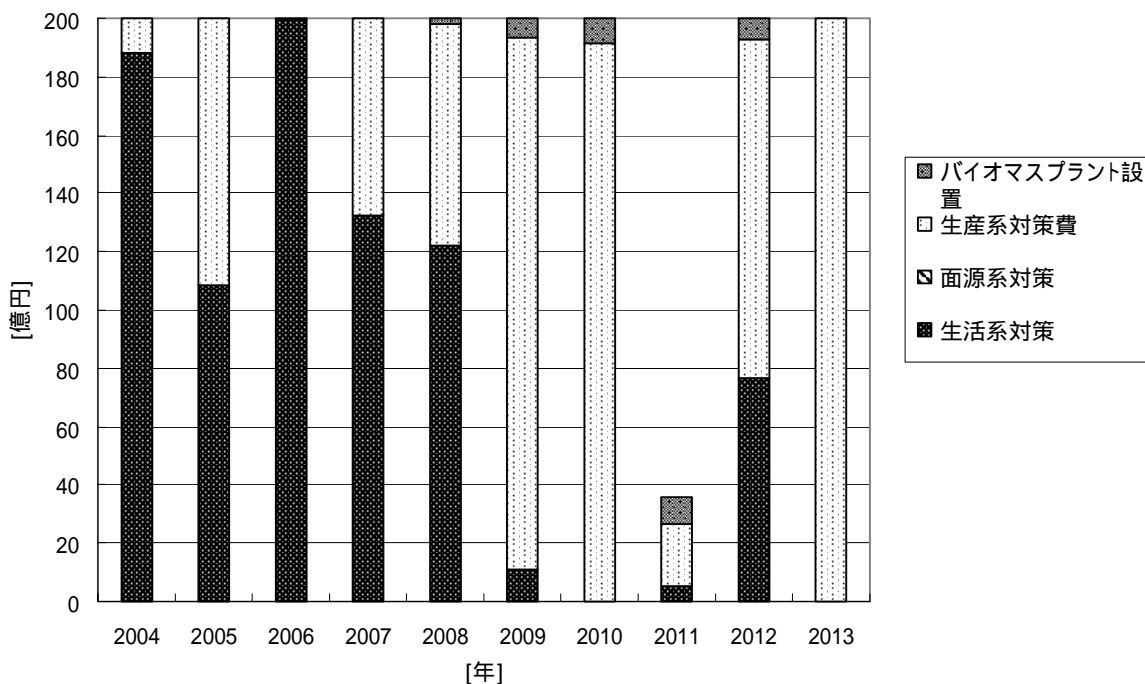


図 10 茨城県の予算支出の経年変化削減率(プラント導入後,炭化なし,削減率 32%)

### 3.3 流域内の畜産業から排出される環境負荷物質の排出量

図 11～図 14 に流域内の養豚業からの CO<sub>2</sub> 重量換算温室効果ガス排出総量および CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O それぞれの排出量の推移を示す。

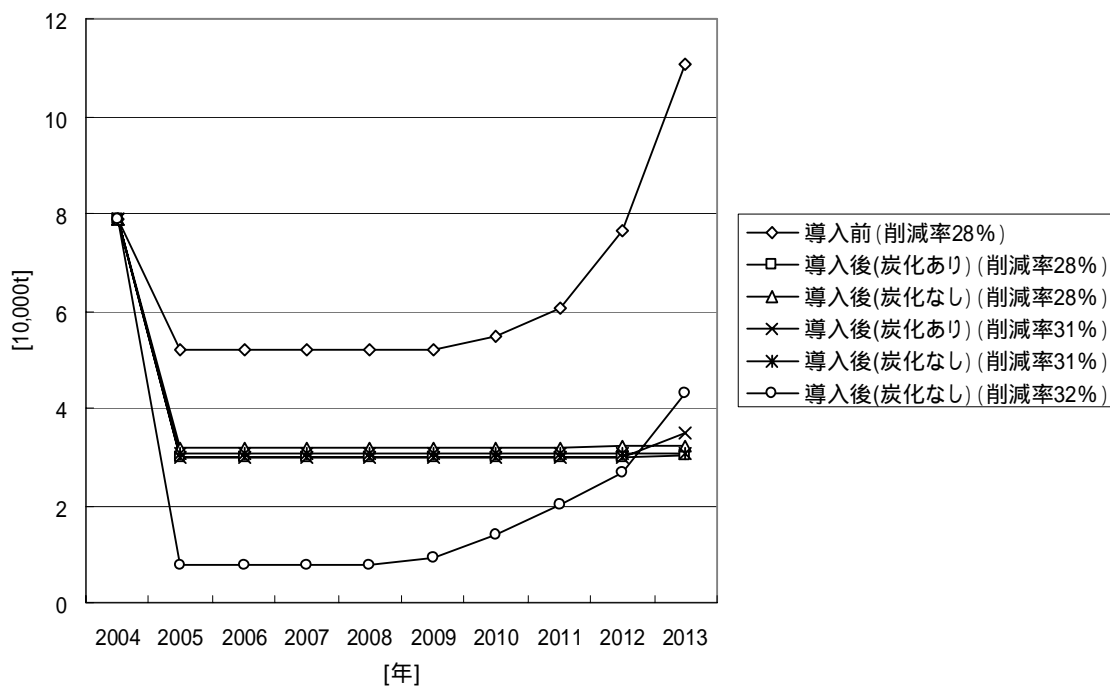


図 11 流域内の畜産業からの CO<sub>2</sub> 重量換算温室効果ガス排出総量

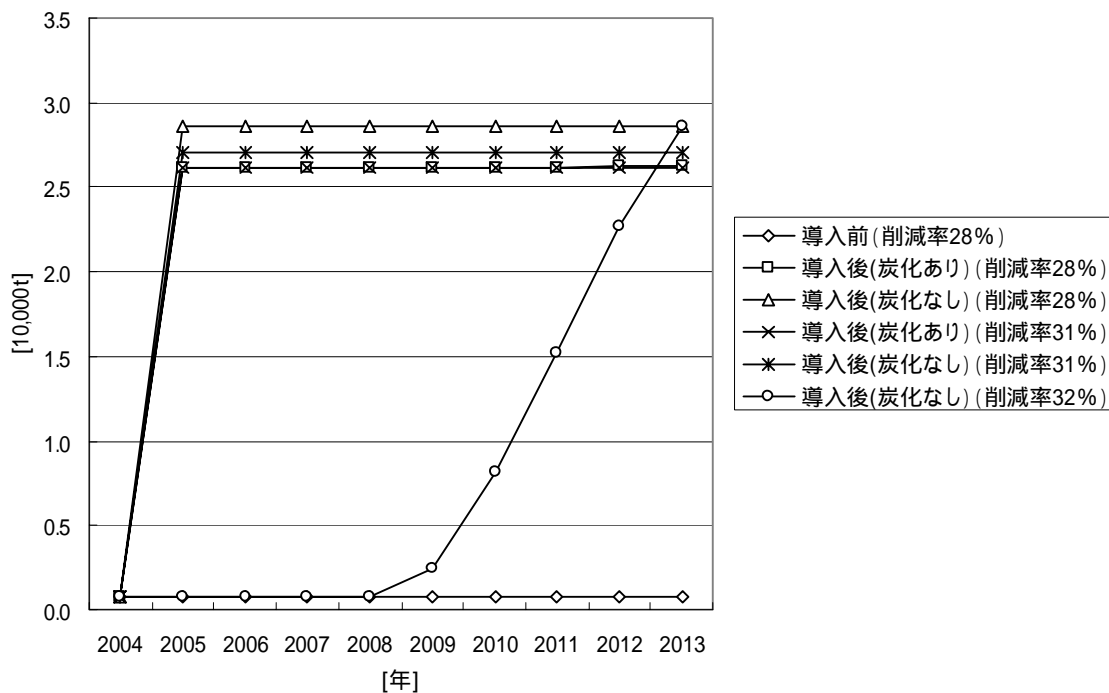


図 12 流域内の畜産業から排出される CO<sub>2</sub> 量

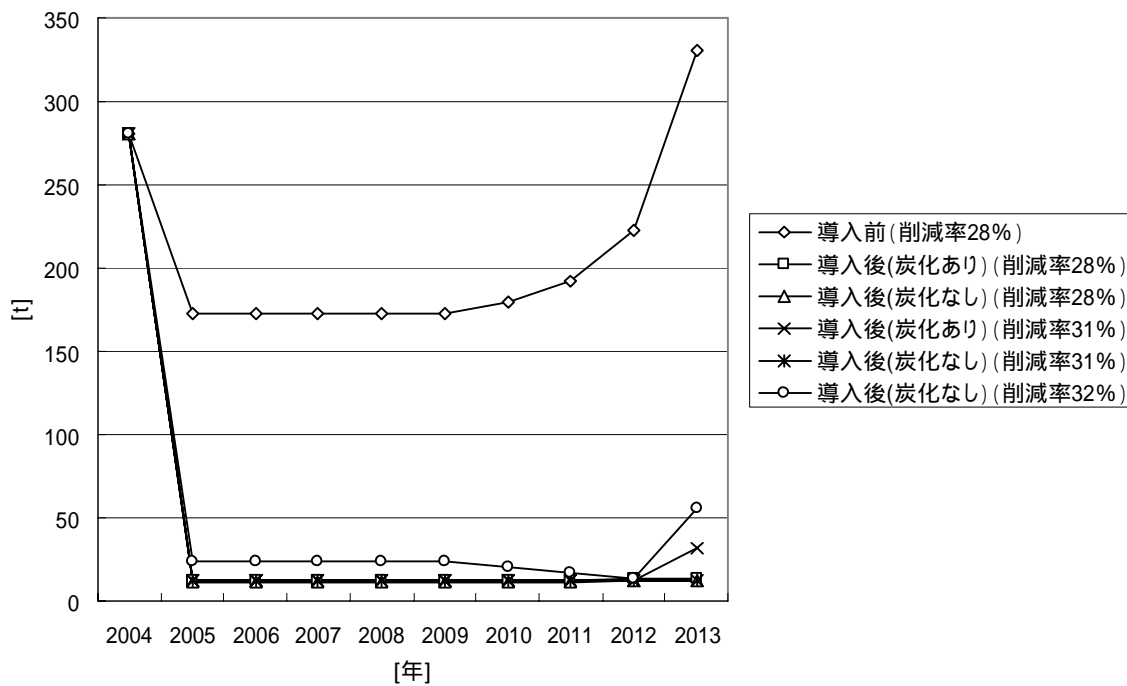


図 13 流域内の畜産業から排出される CH<sub>4</sub> 量

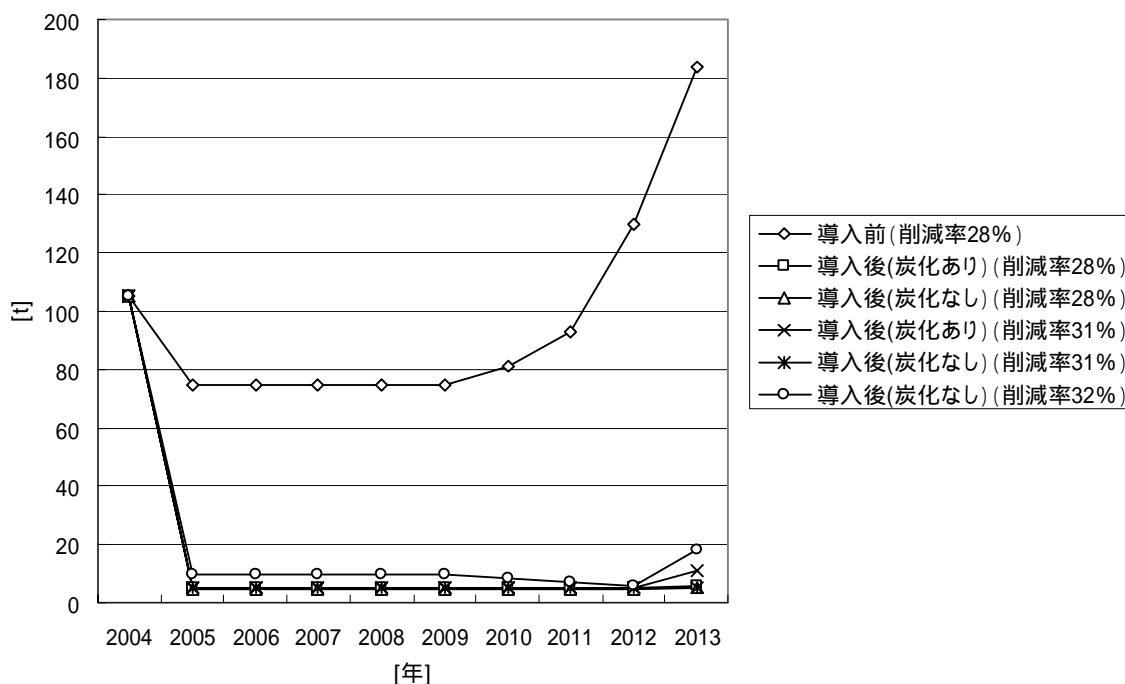


図 14 流域内の畜産業から排出される N<sub>2</sub>O 量

プラント導入後の削減率 28%および 31%の場合、CO<sub>2</sub> 重量換算温室効果ガス排出総量は 2005 年以降約 3 万トンに推移する。これは、プラントの導入をした場合、ふん尿由来の CH<sub>4</sub> のほとんど全てが CO<sub>2</sub> として大気中へ排出されるため、CH<sub>4</sub> の排出量が減少する一方で、CO<sub>2</sub> の排出量が大きくなるためである。一方、プラントを導入しない場合は素掘り・野積禁止の効果により一旦 5 万 2,000 トン程度に減少するが、2009 年以降急激に増加し、2013 年には約 11 万トンの排出量となる。これは、2009 年以降に N<sub>2</sub>O の排出量が急激に増えるためである(図 14 参照)。

図 15 および図 16 に流域内の畜産業から排出される NO<sub>x</sub> 量、SO<sub>x</sub> 量を、図 17～図 19 に流域内の畜産業から排出される T-N、T-P、COD 量を示す。プラントの導入を行わない 28%削減のケースの場合、NO<sub>x</sub> 排出量は約 3,200 トンに推移するが、プラントの導入を行った場合、同じ 28%削減のケースの場合、2005 年以降その約半分の約 1,600 トンに推移する。プラントの導入を行わない場合、NO<sub>x</sub> と T-N には代替関係がほとんど見られないが、これはふん尿中の窒素分のうち T-N として排出されていたものが処理方法の変化により主に N<sub>2</sub>O として排出されるためであると考えられる。また、バイオマスプラントを導入した場合、窒素分の NO<sub>x</sub> としての排出は行われないため、プラント導入をしたケースのグラフ中にある NO<sub>x</sub> 排出量は、プラントの導入が行われない養豚農家のふん尿処理によるものである。また、バイオマスリサイクルプラントにおいて N<sub>2</sub>O として排出されるもの以外の窒素分はメタン発酵残液の電気化学的処理により分解が行われるため、T-N として環境中に排出される量は非常に少なくなる(図 17)。次にプラントの導入を行わない 28%削減のケースの場合、SO<sub>x</sub> 排出量は 670 トン程度に推移するが、プラントの導入を行った場合、2005 年以降 NO<sub>x</sub> と同様、約半分の約 330 トンに推移する。プラントに投入された硫黄分はメタン発酵により H<sub>2</sub>S となり、その大部分は脱硫処理により除去されるため、環境中へ放出される硫黄分量(SO<sub>x</sub> として排出される)は非常に少なくなる。以上をみると、物質保存の法則により、

豚ふん尿および生ごみ中の窒素の中で、残渣物中にあるもの以外のものが NO<sub>x</sub> または T-N として環境中に放出され、また、炭素分は、CO<sub>2</sub> または COD の構成要素として環境中に放出される。このことを鑑みると、人間が活動を行う際には、環境負荷物質の排出が不可避であり、環境政策を立案する場合には大気環境への負荷の程度と水環境への負荷の程度のバランスを考慮して立案しなければならない。

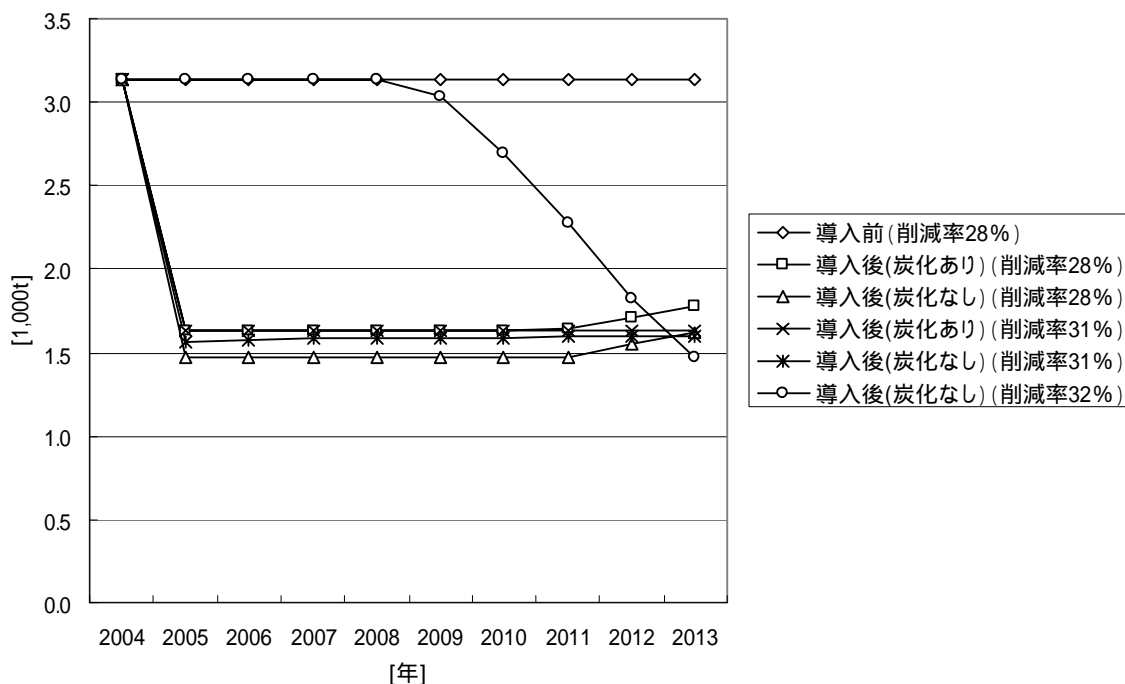


図 15 流域内の畜産業から排出される NO<sub>x</sub> 量

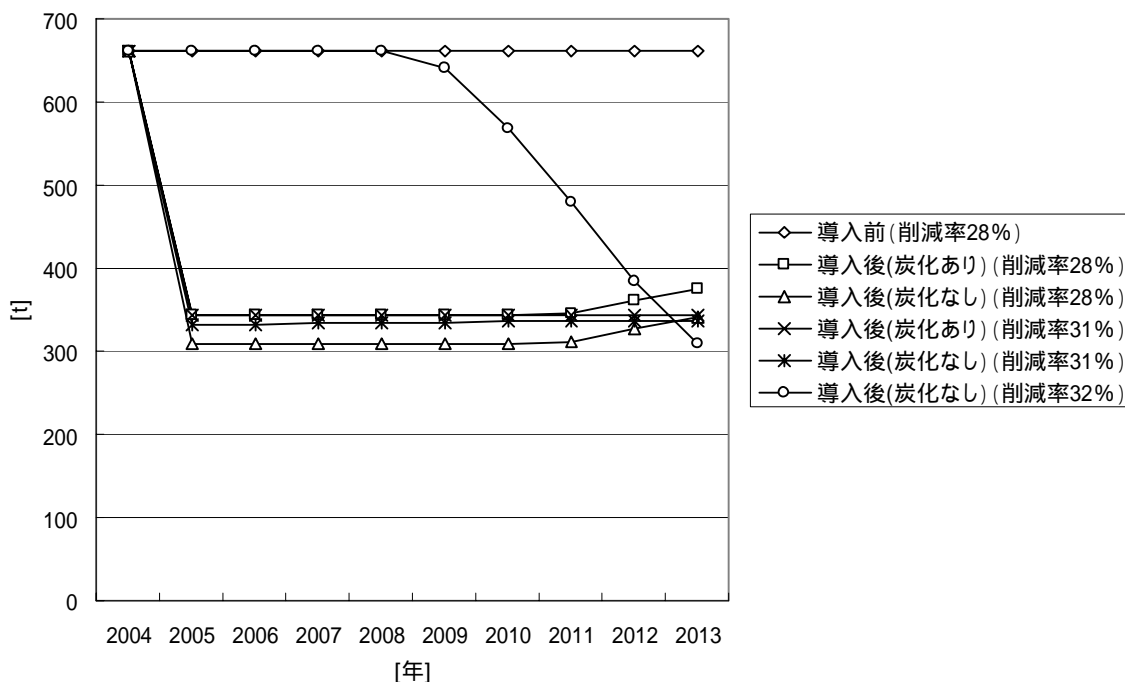


図 16 流域内の畜産業から排出される SO<sub>x</sub> 量

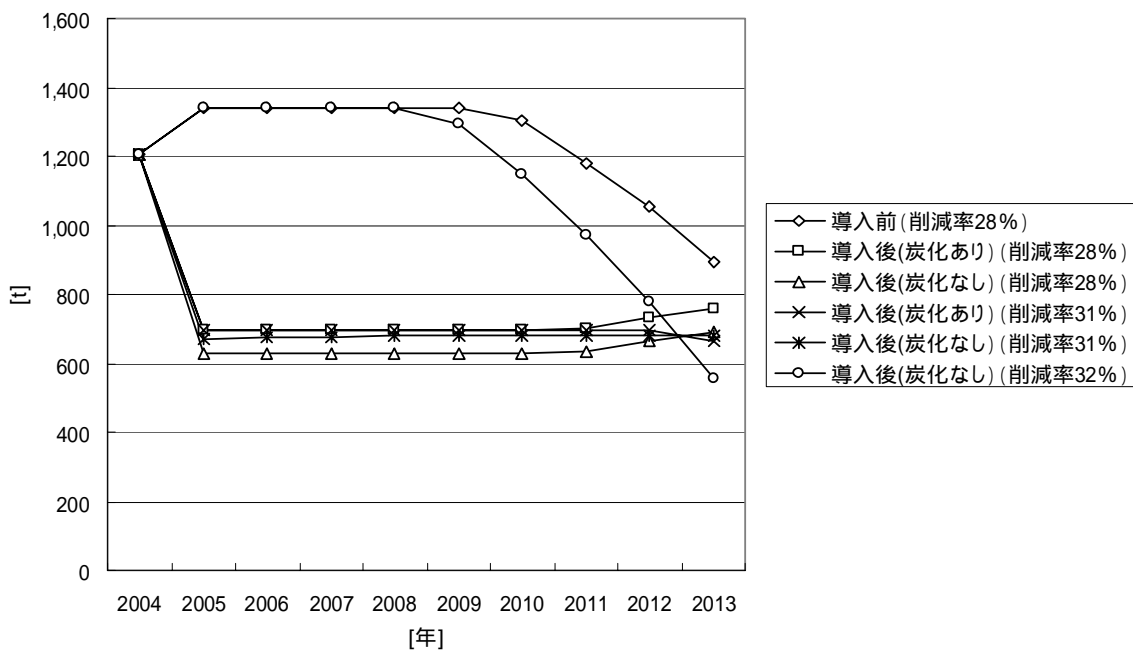


図 17 流域内の畜産業から排出される T-N 量

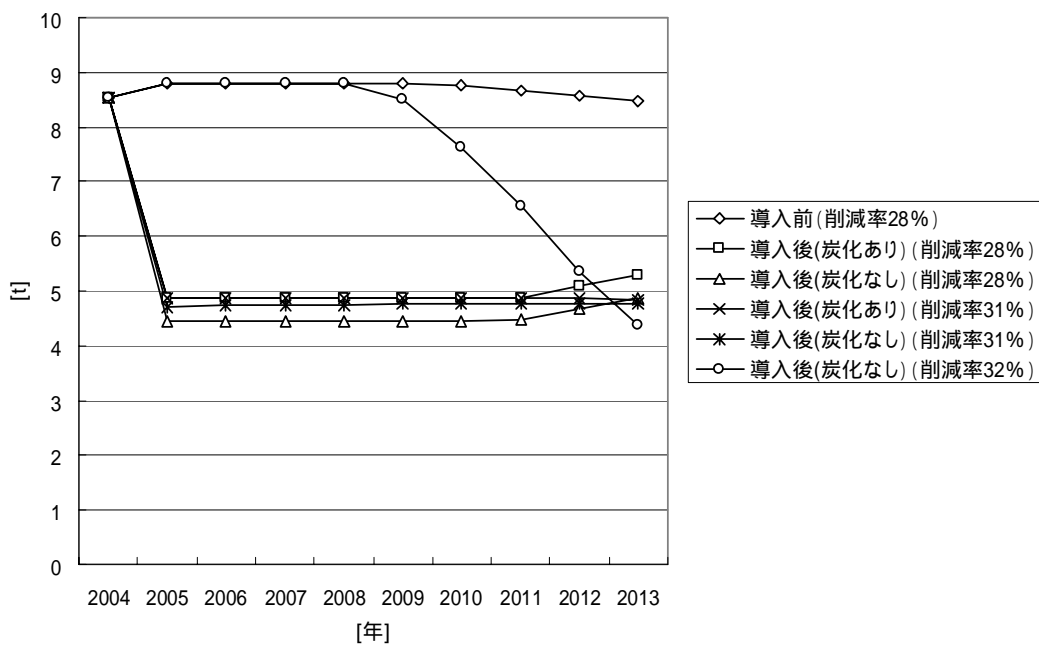


図 18 流域内の畜産業から排出される T-P 量

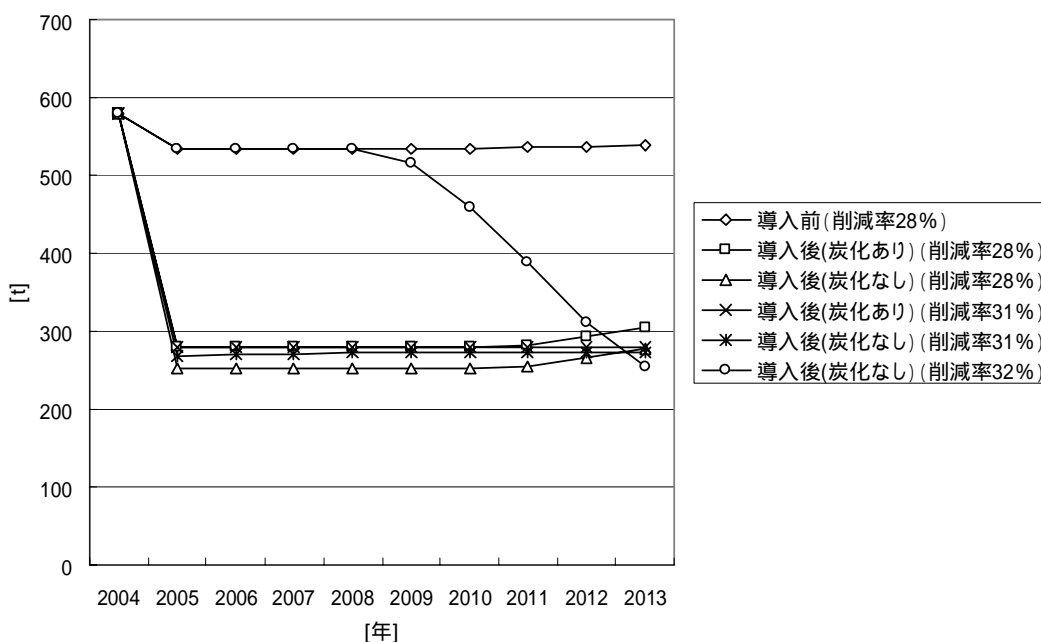


図 19 流域内の畜産業から排出される COD 量

ここで、プラントを導入した場合の流域内の畜産業から排出される各環境負荷物質の 10 年間の累積削減量について表 3 にまとめる。興味深いことに、炭化無しの場合、32%の削減率まで上げることが出来るが、累積的な削減量では 31%の削減率の方が多く削減できた。本モデルを用いて、実際に本事業で開発された生ごみ・家畜ふん尿バイオマスエネルギー化システムを、霞ヶ浦流域の養豚農家に交替的畜産廃棄物処理システムのひとつとして組み込んでシミュレーションを行うと、他の処理システムに代わって 91 セットの設置が行われ、この設置だけで、2004 年から 10 年間の評価期間の累計で、霞ヶ浦に流れ込む T-N が 4,900t(2004 年の流域全体の約 1 年 1 ヶ月分)、T-P が 35t(同約 3 ヶ月分)、COD が 2,294t(同約 3.5 ヶ月)削減可能であることを検証した。既存の廃棄物処理システムは窒素の削減にコストがかかり、このことが水質改善のネックになっていることを考えれば、本システムは画期的なものといえる。更に、物質収支に基づいて大気汚染物質への影響を把握すると、一般的な知見に反して、むしろ CH<sub>4</sub>、N<sub>2</sub>O の削減効果が大きく、CO<sub>2</sub> の排出は増加するが、本システムを 91 セット養豚農家に導入して 10 年間稼働するだけで、二酸化炭素重量換算で 29 万 t (2004 年の流域全体の実績の約 5 日分)、SO<sub>x</sub> を 2,800t(同約 2 ヶ月分)、NO<sub>x</sub> を 1 万 3,600t(同約 5.5 ヶ月分)それぞれ排出削減することができることを検証した。このことは、本システムを廃棄物処理システムとらえただけでも、水質汚濁物質および大気汚染物質の双方において優れていることを示す。

温室効果ガスについて、バイオマス資源由来の二酸化炭素は光合成により固定化されたものを再度大気中に放出したものであるため、京都議定書の枠組みの中ではカウントされないことになっている。しかし、野菜の輸入のように他国で固定化された二酸化炭素を日本でバイオマス資源由来のものとして排出されるようなケースを考えた際に、このような考え方に筆者らは疑問を感じ、ここでは物質収支の観点から大気中に排出されるすべての二酸化炭素を制御対象とした。しかし、仮にバイオマス由来の二酸化炭素排出を



カウントしないことを勘案すると、益々バイオマスプラントの重要性が際立つ結果となる。

表3 流域内の畜産業から排出される各環境負荷物質の10年間の累積削減量  
(炭化あり31%削減ケース) (GWE: CO<sub>2</sub>重量換算温室効果ガス排出総量)

		温室効果ガス・大気汚染物質					水質汚濁物質			
		CO <sub>2</sub>	CH <sub>4</sub>	N <sub>2</sub> O	GWE	NO <sub>x</sub>	SO <sub>x</sub>	T-N	T-P	COD
同年における (プラント無し 28%削減ケース での排出量)－ (プラントあり炭 化あり31%削 減ケースでの 排出量)(t)	2004年	0	280	105	0	0	0	0	0	0
	2005年	-25,458	156	70	22,158	1,513	318.2	641.4	3.9	253.4
	2006年	-25,458	156	70	22,158	1,513	318.2	641.4	3.9	253.4
	2007年	-25,458	156	70	22,158	1,513	318.2	641.4	3.9	253.4
	2008年	-25,458	156	70	22,158	1,513	318.2	641.4	3.9	253.4
	2009年	-25,458	156	70	22,158	1,513	318.2	641.4	3.9	253.4
	2010年	-25,458	165	77	24,921	1,513	318.2	606.1	3.9	254.0
	2011年	-25,458	184	91	30,618	1,513	318.2	481.7	3.8	255.7
	2012年	-25,458	222	129	46,544	1,513	318.2	355.5	3.7	257.6
	2013年	-25,458	331	184	75,608	1,513	318.2	229.2	3.6	259.4
10年間合計(t)		-229,119	1,963	936	288,481	13,614	2,864	4,879	35	2,294
流域全体2004年排出量(t)		11,905,140	66,663	1,928	23,830,300	30,283	15,668	4,428	144	7,485
排出削減量が流域全体の排出 量(2004年)に占める割合(%)		-	2.9	48.6	1.2	45.0	18.3	110.2	24.2	30.6

### 3.4 流入河川の河口部における水質

図20～図22に、シミュレーションにより導出された2013年における流入17河川の河口部における平均T-N濃度、平均T-P濃度、平均COD濃度を示す。これより、最も汚濁物質濃度が低下する、炭化装置を含むバイオマスリサイクルプラントを導入した31%削減のケースにおいて、流入河川の河口部付近の濃度はT-Nが平均で1.03mg/l、T-Pが0.036mg/l、CODが1.66mg/lまで低下することが明らかとなった。いずれの物質についても最も濃度が低下するのは夜越川であり、このケースにおいて、T-Nが0.15mg/l、T-Pが0.008mg/l、CODが0.26mg/lまで低下することが明らかとなった。いずれの汚濁物質についても炭化装置を含むバイオマスリサイクルプラントを導入した31%削減のケースで最も濃度が低下し、炭化装置を含まずバイオマスリサイクルプラントを導入した場合においては、31%及び32%のいずれの削減のケースにおいても炭化無しのケースと比較して濃度が上昇した。これは、本シミュレーションでは霞ヶ浦全体への汚濁負荷量の削減を目標としているため、各ケースにおいて各流域市町村における最適汚濁負荷削減量が異なり、市町村によっては削減率を大きくしたとしても汚濁発生量が増加する地域が存在すること、また、汚濁負荷が削減されても、河川流量が大きく減少し、その減少率が汚濁負荷の減少率を越えてしまう河川が多いことに要因があった。これは経済活動の大きな減少に伴い、流域河川流量の要因である地下水取水や流域外からの農業用水取水を起源とする河川への排水が大きく減少するためであった。

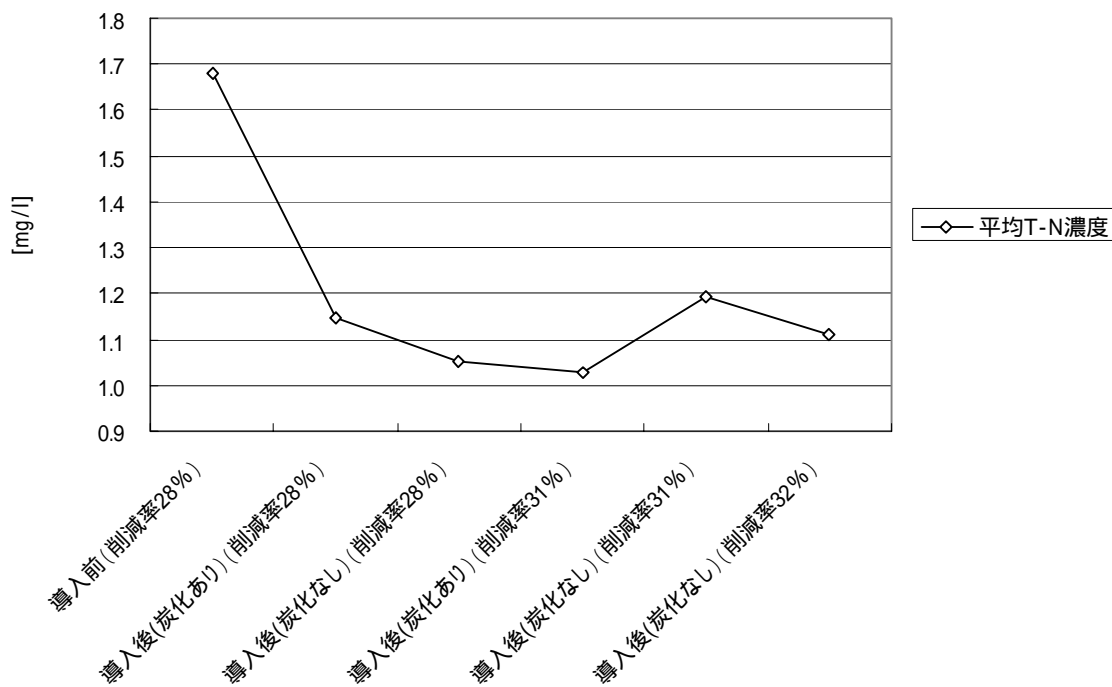


図 20 流入河川の河口部における平均 T-N 濃度

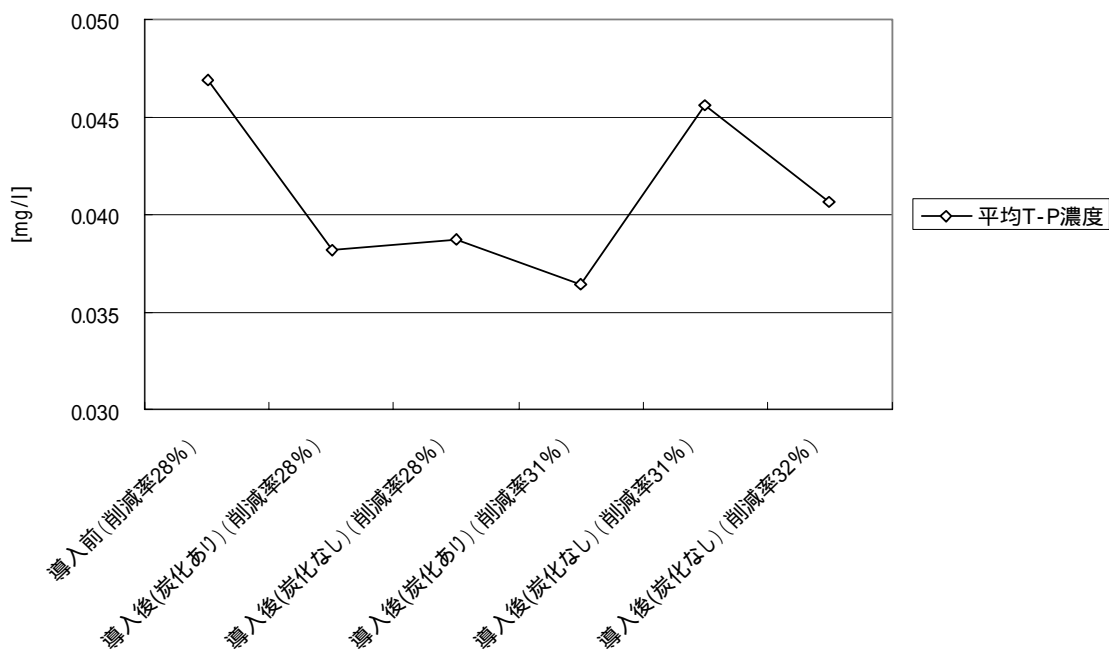


図 21 流入河川の河口部における平均 T-P 濃度

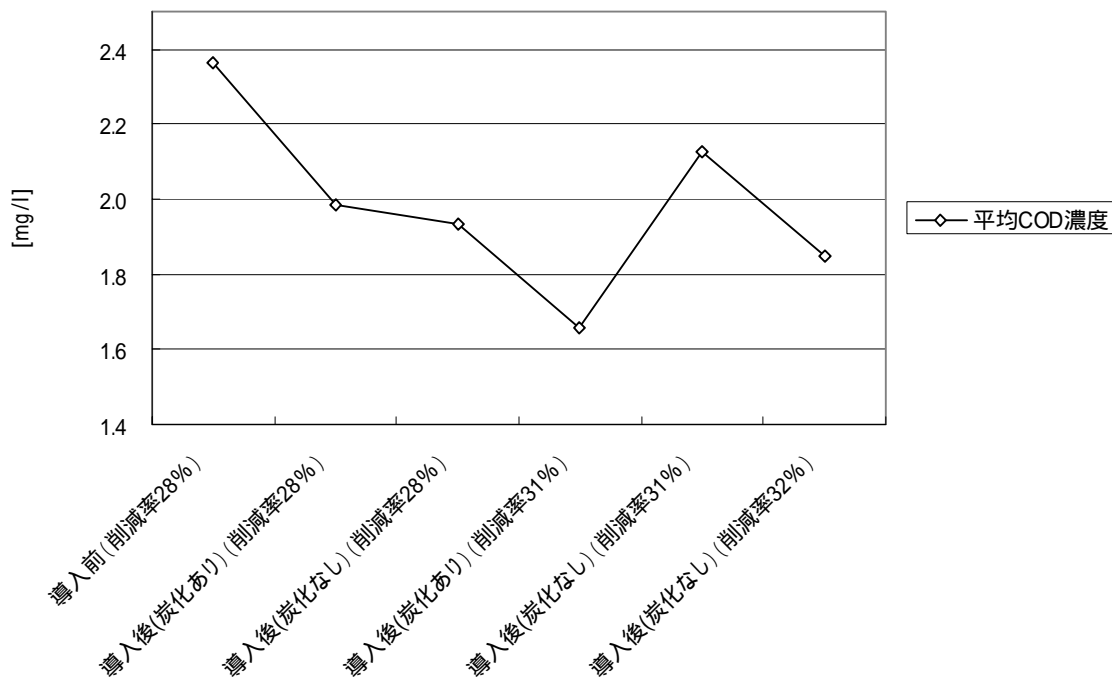


図 22 流入河川の河口部における平均 COD 濃度

## 4 . おわりに

評価の結果をまとめる。茨城県が霞ヶ浦の水質改善に使う財源を一定とし、水質、大気に対する環境負荷が現状よりも一定割合改善する、という制約の下で流域総生産の最大化を行ったところ、代替案の中からバイオマスプラントの設置が選択された。また代替案にバイオマスプラントの設置を加えると、それが無い場合に比べて、全ての汚染物質で 4%の削減率増加まで実現可能であることが示された。この削減率を 2%までにとどめれば、累積生産はプラントを設置しない場合より増加する。これらのことより、当該バイオマスプラントが水質改善や温室効果ガスの削減、地域経済の活性化、財政の効率化に有効であることが明らかとなった。

本研究による総合評価で、環境と経済の両立に資する科学技術の存在を示すことができた。今後もしミュレーションによる総合評価を通して、そのような技術に光を当てることが、財政の効率化を実現するとともに、循環型社会への近道となるだろう。

### 参考文献

荒巻俊也(1995)「河川流量の不確定性を考慮した水・汚染物質収支モデルによる流域管理政策の評価手法に関する研究」東京大学大学院工学系研究科都市工学博士論文

- 荒巻俊也, 松尾友矩(1998)「水・汚濁物質収支シミュレーションを用いた水量・水質管理施設の相対的確立評価」『土木学会論文集』(601)VII-8, pp.45-57
- 茨城県生活環境部霞ヶ浦対策課(2002)『霞ヶ浦に係る湖沼水質保全計画(第4期)策定関係資料集』
- 黒澤利恵, 氷鮑揚四郎(2001)「温室効果ガス削減のための環境政策」『日本地域学会第38回(2001年)年次大会学術発表論文集』pp.465-472.
- 島田敏(2005)「メタン発酵によるバイオマスエネルギー化システムの実用化」筑波大学大学院生命環境科学研究科国際地縁技術開発科学専攻博士学位論文中間報告書
- 氷鮑揚四郎, 全国農業協同組合連合会, 飼料畜産中央研究所, 水野谷剛, 朴善華(2005)「クリーンエネルギー化システムの普及方策の開発」『都市エリア産学官連携促進事業 霞ヶ浦バイオマスリサイクル開発事業成果集』(財)茨城県科学技術振興財団, pp.238-326
- 藤澤航祥, 氷鮑揚四郎(2000)「人為起源大気汚染物質排出削減のための経済政策」『地域学研究』vol.30(1), pp.231-249.
- 水野谷剛(2002)「霞ヶ浦水質改善のための汚濁負荷削減技術評価と最適環境政策に関する研究」筑波大学大学院生命環境科学研究科生物圏資源科学専攻博士(学術)学位論文
- 南齋規介, 森口祐一, 東野達(2002)『産業連関表による環境負荷原単位データブック(3EID)-LCAのインベントリデータとして-』独立行政法人国立環境研究所地球環境研究センター, <http://www-cger.nies.go.jp/publication/D031/index.html>