

5 霞ヶ浦とその流域の水環境再生シナリオの検討

5.1 水環境の健全化に向けた検討プロセス

5.1.1 シナリオの検討プロセス

今日、都市における水環境等環境の悪化は、特定の活動や汚濁源によるものというよりも、個々人の生活や産業活動等社会総体による水、エネルギー、資源等の大量消費・排出や、市街化に伴う植生分布や地表面構造の変化等、都市や社会の存在自体に係わるものであり、根本的な問題解決のためには、行政や市民団体等による国土・都市構造の変革とともに、人々のライフスタイルや社会システムについても改善していく必要がある。

そこで、水物質循環の健全化を軸にした環境再生を進めるためのビジョンやプロセスの提示によって、各地域にあったビジョンが地域の主体により実行されることが必要である。これにより多大な環境負荷となっている人の生活や社会システムが、物質的な豊かさ、利便性・快適性等を享受しつつ環境負荷を軽減し、自然システムが健全化されることで、自然が人や社会にもたらす様々な機能・恩恵を増進させることができる。またそのような自然との触れ合いに、安らぎ、喜び、生き甲斐等の新たな価値を見出すことにより、さらに満足度の高い生活の実現を図るとともに、そのための社会的な好循環が形成されていくことを目指している。

上記を踏まえ、ここでは水物質循環の健全化の一般的なプロセスを図-5.1.1.1のように提案する。このプロセスは人の生活という視点から、できる限り実感しやすい将来ビジョン案を複数作成し、これらをもとに地域の関係主体が現在の生活とも比較しながら、望ましい国土・社会のあり方を思考し、実現させていくというものである。

プロセスの第1段階は、「問題の把握・掘り起こし」であり、その地域の人々が本質的な問題点を認識することである。人々が共感し、真にその改善を願う問題の掘り起こしが、「再生」へのエネルギーとなる。

次の段階は「問題の構造の理解」であり、その問題を生じている構造や因果関係を明らかにすることである。この段階においては、種々の環境状況を水循環、物質循環等のシステムとして捉え、このシステムを物理・化学的な法則から解釈・再現するシミュレーションモデルの活用が有効となる。

これにより、「問題の構造」が明らかになれば、続いて問題解決のための施策等の立案を行うとともに、それらを総合的に組み合わせて実施した場合に、どのような環境、社会、生活が実現されるかの検討を行う。ただし、現在の国土・社会の有り様がおおよそ戦後の50年程度の時間スケールで形成されたことを振り返れば、水物質循環における環境再生も数十年の時間スケールで取り組むべきものであり、検討のベースも段階を踏みながら数十年先の将来条件も考慮に入れる必要がある。このような将来条件には、地球温暖化に伴う気象変化、人口減少と年齢構造の変化、経済規模・産業構造等現在直面しつつある問題が関わってくるであろうし、またこれらを将来シナリオに織り込むことにより、これらの問題に対して、国土マネジメントの面からどう対応していくかを具体的に検討することができる。

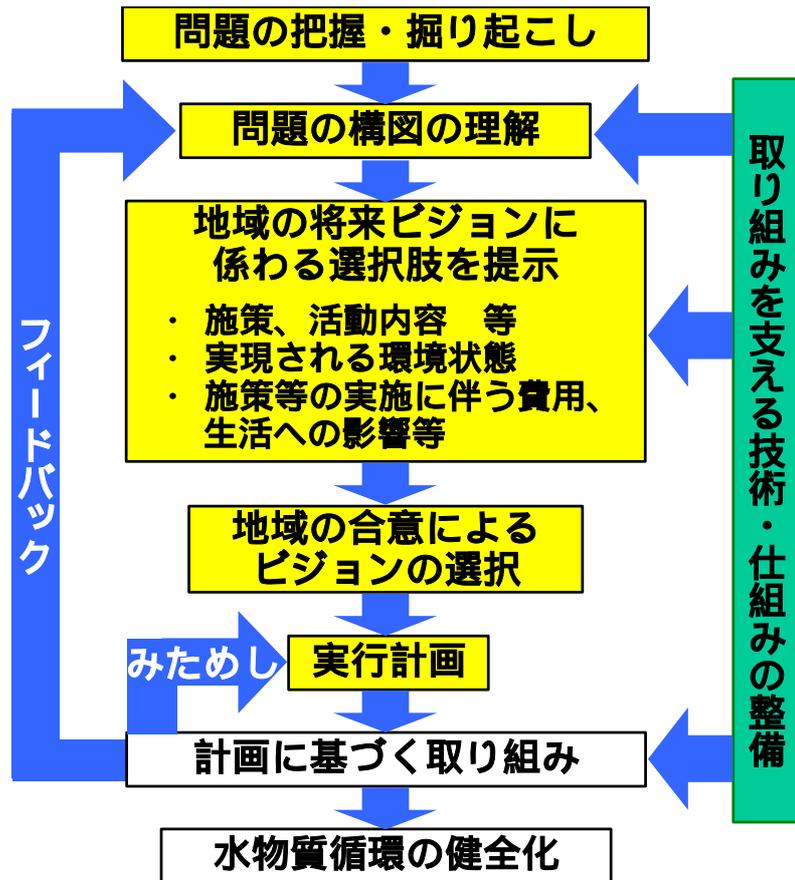


図- 5.1.1.1 水環境の健全化に向けた検討プロセス

ここでは、水環境改善施策について、様々な施策やそれらの組み合わせにより、「現システム維持型」を含めたいくつかのビジョンを、自然との触れ合いに係わる新たな価値観、新たなライフスタイルの提案とともに、できるだけ分かりやすく、実感できるような形で提示し、関係主体間の議論に提供していくこととしている。各ビジョンの検討においては、具体的な施策・活動等の内容だけでなく、それらにより実現される環境条件、それに伴う費用や生活上の制約等を考慮して評価することが必要である。これらの情報をもとに関係主体間の利害調整や、将来像の選択が行われるが、必要な情報に対しては、常に議論から検討へのフィードバックが必要である。

関係主体の総意として水物質循環の健全化に向けたビジョンが選択されれば、それに基づき、目標の明確化、目標達成に向けた具体的な実行方策の検討等が行われ、「実行計画」が策定される。あわせて、それまでの協働活動により、関係主体において、地域社会やライフスタイルの変化に対するモチベーションが形成されていく。

「実行計画」が策定されれば、様々な施策や地域住民の自発的活動をいわゆる「みためし」・「アダプティブマネジメント」を行いながら実施する段階となるが、水循環の健全化に向けたモチベーションや活力を失わず、持続的な取り組みができるための仕組みづくりが重要になる。

5.1.2 シナリオの検討におけるモデルの位置づけと留意点

5.1.1 で示した水物質循環の健全化のプロセスの検討において、地域の抱えている問題に対する構造的な理解や、施策・活動等の組み合わせによる環境改善効果の評価等を行うため、シミュレーションモデル(以下「モデル」)が有効であり、このような政策立案に資するモデル群を体系的に提示することが、水物質循環の健全化を実現していく上での、研究開発からの中核的貢献になる。また、本研究は、その研究開発成果が実践につながるものであり、モデル群を中心とする施策立案ツールが実務に、そして 2.2 で示した課題解決にどう役立っていくかという視点からの吟味が、ツール開発と同等に重要である。

モデルは、既往の知見をベースに、現象を構成する因果関係を数式等で置き換え、これらを組み合わせて現象全体を表現したものである。モデル上で、現在や過去の現象を再現し互いに比較することにより、その現象の内部構造や問題の所在を理解したり、施策の実施等を考慮した入力データに対する環境条件の出力結果から、施策効果を推定することができる。特に、上記プロセスにおいては、何をどの程度実施すると、環境がどの程度良くなるか、生活がどのように変わるかをできるだけ分かりやすく提示し、議論することが重要であり、この点で大変有効である。

ただし、モデルは、あくまでも既存の知見の集積であり、対象とする現象に含まれる未解明部分や入力データの入手制約、モデルの離散化等に伴う誤差を内在するものであることを認識するとともに、使用において以下の点に留意する必要がある。

モデル構造の妥当性の確認

水物質循環のような自然現象は、様々な現象要素が組み合わさって全体の現象を構成しているが、モデルがこの現象要素全てをモデル化していることはありえず、モデル毎に主要な現象要素以外の多くの現象要素が捨象されているのが通常である。モデルを使用する場合には、把握・評価しようとしている現象に対応したモデル化がされているか、モデル化の方法が既往の研究等に照らし合わせて妥当か等の確認が必要である。

モデル精度の確認

モデル構造の妥当性が確認されれば、対象とする現象に対してのモデルの精度の確認が必要となるが、精度の確認は現象の再現を通じて行われる。特に、時空間的に境界条件の異なる現象を取り上げ、モデルパラメータが既往の調査結果等と整合した範囲で、それら境界条件の異なる現象について再現性を確認するとともに、特に把握・評価の対象としている条件の変化に対して、計算結果が適切に応答・再現することを確認する必要がある。また、上記について、例えば過去におけるモデル入力条件や検証データを入手できない場合等があるが、関係者の合意の上で、適切なデータを作成しその計算結果を評価することも有効である。

モデル使用に係わる信頼性と合意

モデルを、問題に対する関係者の理解を深め、解決に向けての合意形成を支援するツールとして考えた場合、関係者がモデルに一定の信頼を置き、そのモデルを適用することに合意することが重要である。モデルの構造、モデルパラメータの設定方法、再現結果等全

てをオープンにした上で、関係者間の合意が得られれば、多少の誤差を有するモデルでも十分有効に機能する。

5.1.3 シナリオ検討の基本方針

3章で構築したモデルを活用して、水物質循環の環境改善評価を再生ビジョンに応じて提示することにより、それぞれの環境問題の解決に向けた合意形成に活用する。例えば、霞ヶ浦のような閉鎖性水域における水質改善効果の施策評価において、数多くある施策の効果を体系的に把握するために、同じ指向をもった施策同士でグルーピングし、各グループの中にある個々の施策の効果把握、次いで、同一グループに属する全ての施策（以後、施策群と呼ぶ）を実行した場合の効果把握、さらに、異なる施策群を組み合わせた場合の効果把握を順次行うというような階層的検討が有用と考えた。

ここでは、数多くある施策の効果の体系的に把握するために、それぞれの施策による効果に加えて、実施手法にかかわる質の違いに着目して、複数の施策の組み合わせ(以後、施策群と呼ぶ)についても評価を行うこととした。評価は、3つの施策群について行った。概念図を図-5.1.3.1に示す。

- 施策群 1：下水道の整備や浄化水の導入等、公共事業によるインフラ整備を主体とした、汚濁負荷削減のためのハード的な施策を集中的に組み合わせたもの
- 施策群 2：各戸雨水貯留浸透施設の整備、環境保全型ライフスタイルの推進等、住民の生活スタイルの転換をはかるソフト的な施策を組み合わせたもの
- 施策群 3：湖岸植生帯の再生、湿地浄化等、自然の浄化機能を回復することで汚濁負荷を削減する施策を組み合わせたもの

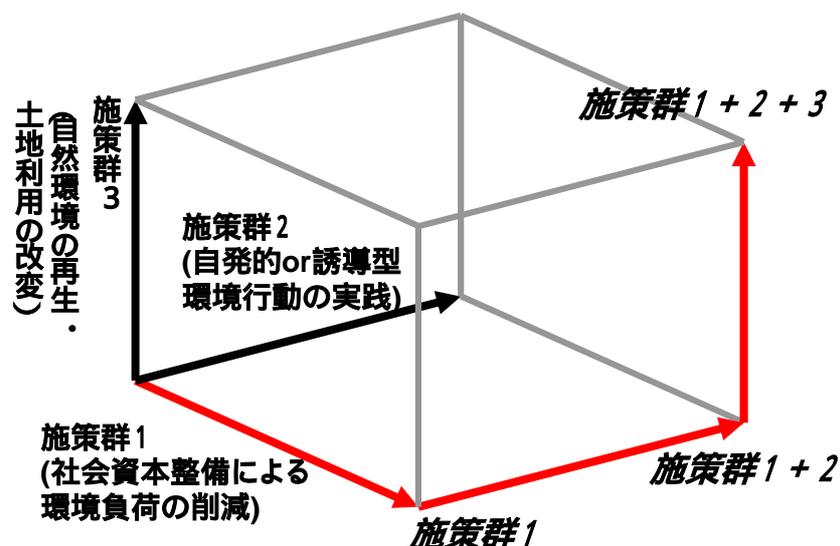


図- 5.1.3.1 施策群設定の概念図

各施策をモデル上で表現するための条件やパラメータ設定に際しては、既往の文献を極力参考にした。ただし、明確な根拠を持って与えることが現時点では難しく、割り切って設定しているものもある。また、前述のように、モデルの実現象再現能力に関しても向上させるべき点を残している。これらの意味で、以下に述べる結果は、種々の環境改善施策に概ね対応するようにパラメータや条件を変えて、モデルの感度分析を行ったものであり、したがって個々の施策の評価に直接資する熟度はまだ有していない。

5.2 シナリオの検討方法の設定

5.2.1 計算条件の設定

(1) 対象年次

施策群の検討については、2030年頃を対象として設定することとし、以下に示す条件設定のもとで検討を行う。なお、本検討では、施策が機能するまでの経過時間(事業期間)は考慮していない。

(2) 気象条件

気温、降水量等の気象条件については、現況計算(2001年)と同一の条件を与える。

(3) 社会条件

人口については、2000年(平成12年)の人口と市町村毎に算定された国立社会保障・人口問題研究所による2030年(平成42年)の中位推計人口の比率を市町村毎に算出し、それを現況計算(2001年)における市町村人口に乗じることで、市町村ごとの2030年人口を推定した。これによって、対象年の霞ヶ浦流域人口は、現況の94.7万人から0.9%増加の95.2万人と計算された。

なお、土地利用、産業等については、現況計算(2001年)と同一の条件を与える。

5.2.2 本検討で用いるモデル

3章で構築し、霞ヶ浦流域に適用した水物質循環モデルにより評価する。本モデルの陸域モデルは、分布型のモデルであることから、地先レベルでの雨水貯留効果や点源汚濁負荷対策、面源汚濁負荷対策などの施策評価を行うことができる。

なお、陸域モデルは2001年(平成13年)の1年間の気象条件での単年計算を、それをうけた湖沼モデルは2001年(平成13年)の1年間の気象条件で5年分の繰り返し計算を行い、5年目の計算値を用いて評価した。

5.3 霞ヶ浦とその流域における水環境改善施策

霞ヶ浦とその流域における水環境改善施策は、表-5.3.1 に示す通り、湖沼内で実施する施策と、流域で実施する施策とに分類することができる。以下に霞ヶ浦とその流域における水環境改善施策の概要を示す。

表-5.3.1(1) 霞ヶ浦流域の再生施策一覧(湖沼内で実施する施策)

	再生施策名	概要
湖沼内	浄化用水の導入	霞ヶ浦に流域外から良好な水質の水を導水し、希釈効果で水質改善を図る。
	浚渫	水域の底部に堆積した有機物を多量に含む底泥を浚渫し、系外に排出することで底泥からの溶出速度の低減を図る。
	植生浄化	水生植物などの植生帯を再生し、植生の浄化機能により水質の改善を図る。
	シジミ浄化	シジミを霞ヶ浦に養殖することで、湖水の浄化を図るとともに、生態系構造の安定化、漁業資源としての活用などを図る。
	水産負荷対策	コイの養殖による負荷を削減することで水質の改善を図る。
	重点エリア対策	霞ヶ浦の特定水域において、囲い堤を設置して囲い込み水域を設定することで以下の効果が期待できる。 施策の集中的な実施による囲い込み水域内の水質改善 流入汚濁負荷の封じ込めによる周囲水域の水質改善

表-5.3.1(2) 霞ヶ浦流域の再生施策一覧(流域で実施する施策)

	再生施策名	概要
流域	下水道整備	下水道を整備することで生活系負荷の抑制を図る。
	高度処理合併浄化槽	下水道が整備されていない地域の集落に高度処理合併浄化槽を整備することで生活系負荷の抑制を図る。
	雨水貯留	雨水貯留施設を設置することで、治水対策、雨水資源利用、雨天時汚濁対策の3つの機能を果たす。
	透水性舗装	降雨時における路面からの雨水の排除、舗装体中での雨水の一時貯留または地中への還元を行うことで、舗装面上に降った雨水を地中に浸透させ、健全な水循環の回復を狙う。
	環境保全型農業	農業地域からのノンポイント汚染源負荷の削減を行う環境保全型農業により排水の改善を図る。
	環境保全型ライフスタイルへの転換	環境への負荷を低減できるライフスタイルの浸透により、一人あたりの負荷原単位の抑制を図る。
	下水処理水の再利用(生活用水)	下水処理水を、中水道整備を行うことで再利用し、下水処理水放流量の減少による負荷削減を図る。
	下水処理水の再利用(農業用水)	下水処理水を農地に還元することで、灌漑水量の不足を補うと共に、下水処理水中の有効成分を資源として用いる。
	家畜し尿の農地還元	家畜屎尿のコンポスト化などによって、畜産負荷の抑制を図る。
	湿地浄化	植生・土壌・生態系などの機能を活用した浄化法で、主に河口付近に湿地帯を設置し、河川流が一度湿地を經由してから霞ヶ浦に流入するようにする。

5.3.1 湖沼内対策

(1) 浄化水の導入

霞ヶ浦に流域外から良好な水質を導水し、希釈効果で水質改善を図る方法で、現在施工中の霞ヶ浦導水による浄化水の導入を考える。図- 5.3.1.1に示す通り、那珂導水路から最大 $15\text{m}^3/\text{s}$ が高浜、土浦放流口に、利根導水路から最大 $25\text{m}^3/\text{s}$ が湖心に、それぞれ導水される¹⁾。



図- 5.3.1.1 霞ヶ浦導水概要図

(2) 浚渫

水域の底部に堆積した有機物を多量に含む底泥を浚渫し、系外に排出することで底泥からの溶出速度の低減を図る。

霞ヶ浦の全底泥量は、堆積調査により $4,000$ 万 m^3 であると推定され、湖底の底泥から溶出する負荷量は窒素で 3 割以上、リンでは 5 割以上を占めている²⁾。霞ヶ浦の底泥浚渫事業については、昭和 50 年度に事業を開始し、計画浚渫量は約 800 万 m^3 で、平成 13 年度までに、その 72% の約 576 万 m^3 が浚渫されている²⁾。

霞ヶ浦における底泥濃度の平面分布状況を図- 5.3.1.2に示す。底泥浚渫は、高濃度の部分から除去した方が効率がよいため、土浦沖と高浜高崎沖で実施されている³⁾。

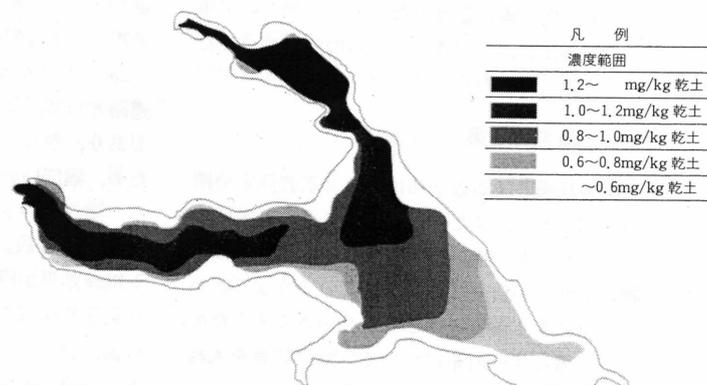


図- 5.3.1.2 霞ヶ浦底泥濃度分布図(T - P)³⁾

(3) 植生浄化

水生植物などの植生帯を再生し、植生の浄化機能により水質の改善を図る。植生の浄化機能は、大きく分けて次の3種類が考えられる(図- 5.3.1.3)。

- ・ 植生自体の栄養塩類吸収
- ・ 植生の茎や根に付着する藻類・細菌類等による栄養塩類吸収、分解
- ・ 流速の低減や茎等の物理障害作用による、懸濁物質の沈降促進

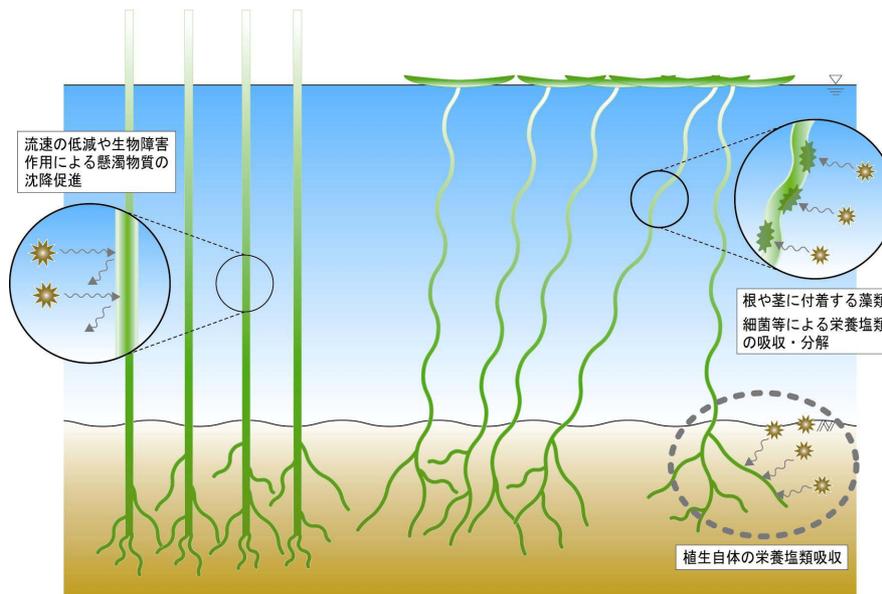


図- 5.3.1.3 植生による浄化機能

(4) シジミ浄化

シジミ(汽水種のヤマトシジミ)はろ過摂食により植物プランクトンを湖水から直接餌として取り込んでおり、植物プランクトン等の懸濁物を湖水から系外に取り除く重要な作用を担っている。シジミを霞ヶ浦の再生重点エリアに養殖することで、湖水の浄化を図ると共に、生態系構造の安定化、漁業資源としての活用などを図る。

全国一のヤマトシジミの産地である宍道湖では、水深3~4mよりも浅い狭い湖棚部に高い密度で生息している。これは、シジミの分布が塩分、底質、溶存酸素、エサの供給その他の条件を満たす範囲に限られるためである⁴⁾。霞ヶ浦の水深図をもとにシジミの生息に適したエリアとして4m以浅の湖棚部を抽出したものを図- 5.3.1.4に示す。この湖棚部が全体に占める面積割合は40%である。

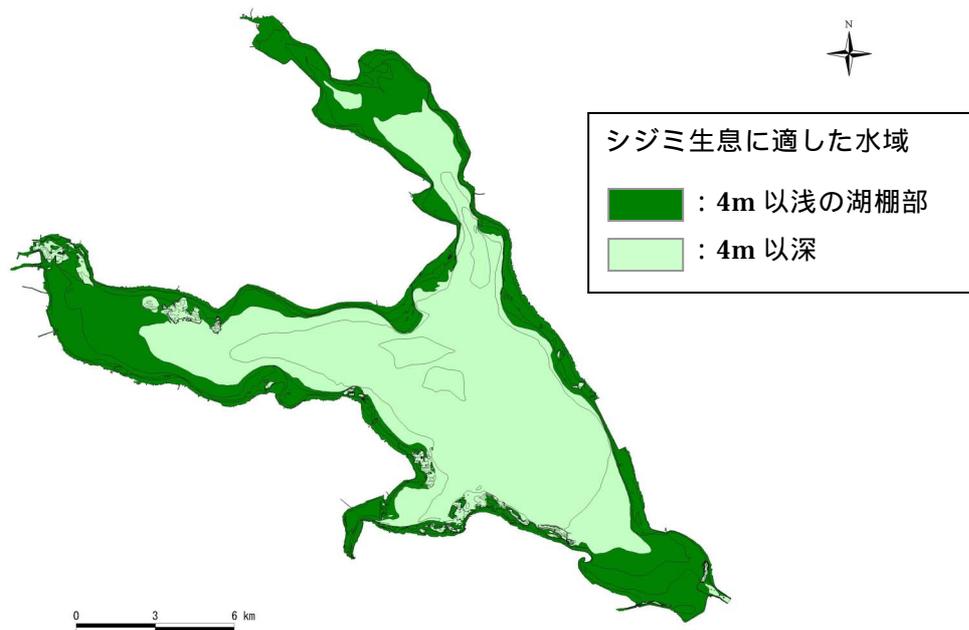


図- 5.3.1.4 シジミの生息に適した水深 4m 以浅の湖棚部

(5) 水産負荷対策

コイ養殖負荷の削減を行うことで水質の改善を図る。霞ヶ浦における小割式網生け簀を使用したコイの生産は全国の約 5 割を占め、水質への負荷も大きいとされた。なお、霞ヶ浦においては 2003 年 10 月から、コイヘルペスウイルスによるコイの斃死が問題となっており、2004 年 3 月に全ての養殖コイの処分が完了した⁵⁾。これにより、水産負荷による湖沼水質への影響は低減することも考えられるが、給餌がなくなっても、今までに底泥にたまったものからの溶出があるため、直ちに効果が出るわけではないという意見もあり⁶⁾、将来の水質予測を行う場合は、この効果を定量的に把握する必要がある。

(6) 重点エリア対策

霞ヶ浦の特定水域において、囲い堤を設置して囲い込み水域を設定する。本施策によって、以下の2つの効果を期待することができる。

- ：施策の集中的な実施による囲い込み水域内の水質改善
- ：流入汚濁負荷の封じ込めによる周囲水域の水質改善

霞ヶ浦内に設置した囲い込み水域内において、以下に示す水質浄化に資する施策を集中的に実施することで、囲い込み内の水質を大幅に改善することが期待できる。これにより、関係住民等が、施策実施による効果を身近に把握することが可能となる。また併せて、近隣の公園等との一体整備により、市民の憩いの場となる親水空間の場を創出することが可能である。

エリア内で実施可能な水質浄化に資する対策

- ・ 浚渫
- ・ 植生浄化
- ・ シジミ浄化
- ・ 浄化水の導入

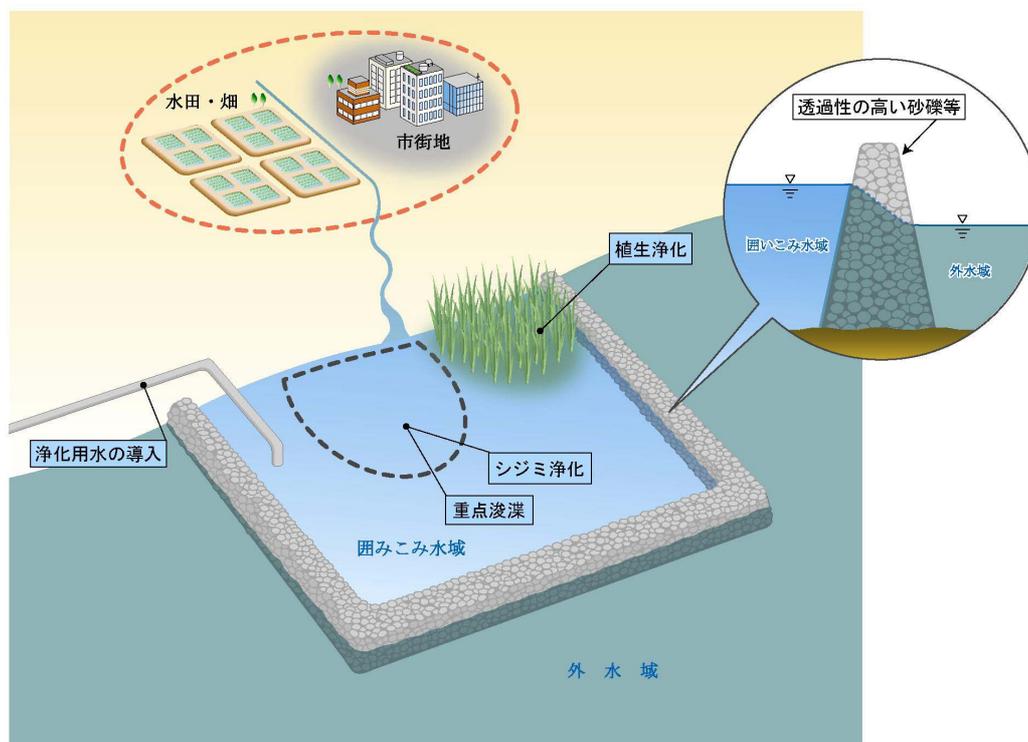


図- 5.3.1.5 重点エリアにおいて水質浄化対策を重点的に実施するイメージ

また、本エリアに周辺流域から流入する汚濁を封じ込めることで、囲い込み水域周辺の霞ヶ浦エリアの水質を改善することも可能である。重点再生エリアにおいて実施が可能となる、汚濁封じ込めの施策は以下の通りである。

エリア内に水質悪化要因を封じ込める施策

- ・ 汚濁負荷の封じ込め(汚濁河川を重点エリアに流入させる)
- ・ 下水処理水の封じ込め(下水処理場放流水を重点エリアに流入させる)

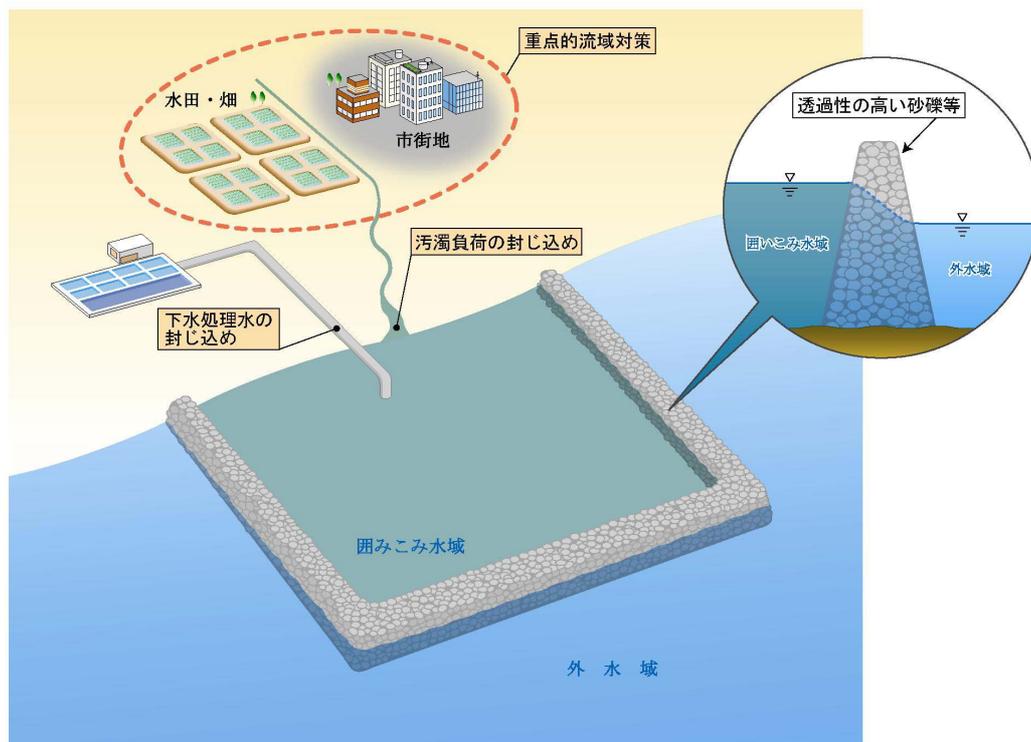


図- 5.3.1.6 重点エリアにおいて水質汚濁を封じ込めるイメージ

また、封じ込めた汚濁に対して、前述の水質浄化に資する対策を集中的に実施することで、効率的な水質改善を行うことができる。ただし、汚濁の封じ込めを実施することによる水質悪化が著しい場合は周辺住民の理解を得ることが難しいと考えられる。

重点エリアの設置箇所は、土浦入りの霞ヶ浦浄水場地先と、高浜入りの2箇所を想定する(図- 5.3.1.7)。



図- 5.3.1.7(1) 重点エリアのイメージ(土浦重点エリア)



図- 5.3.1.7(2) 重点エリアのイメージ(高浜重点エリア)

5.3.2 霞ヶ浦流域対策

(1) 下水道整備

下水道を流域全体に整備し、生活および工業系の負荷の抑制を図る施策で、現状の人口分布をベースラインとして、将来の下水道整備率を設定し、変更された汚水処理形態別人口に応じて、排出汚水量、排出負荷量を再計算する。

下水道が普及していない残りの地域に関しては、現在、合併浄化槽や汲み取り処理などが実施されており、今後下水道に置き換えられていく計画となっている。現在の計画が完了する平成 32 年の 83.2%(茨城県全体)が中期的な下水道整備の目標と考えられており、当面の目標としては霞ヶ浦流域での第四期の湖沼計画⁷⁾に平成 17 年度末で 55.1%の目標が掲げられている。

霞ヶ浦流域の下水処理場と下水道整備域を図- 5.3.2.1に示す。

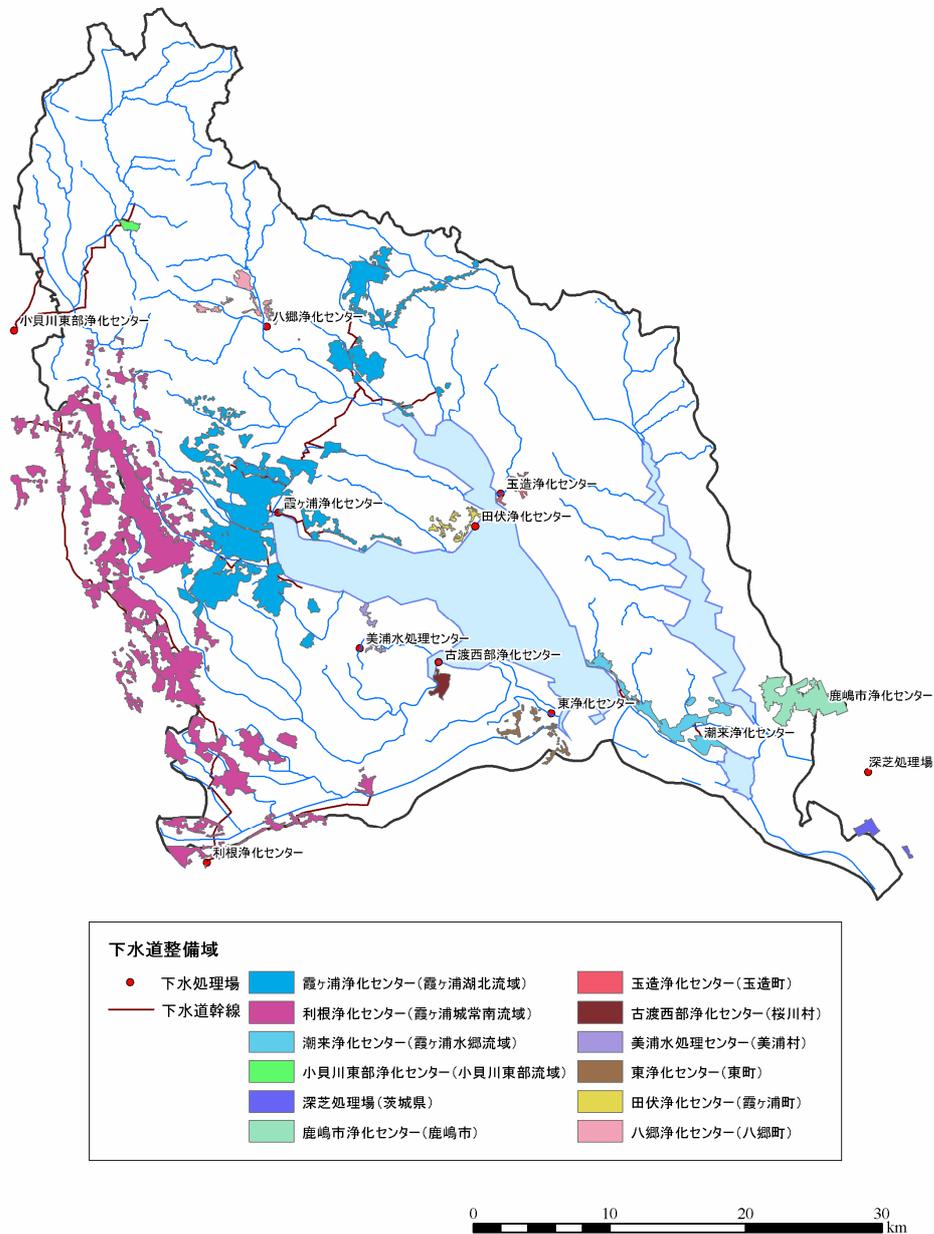


図- 5.3.2.1 霞ヶ浦流域の下水処理場

(2) 高度処理合併処理浄化槽

高度処理合併処理浄化槽は、下水道整備区域外の流域住民を対象として、現在の単独処理浄化槽、汲み取り処理などから処理能力が高い高度処理合併処理浄化槽に転換することで生活系負荷の抑制を図る施策である。

茨城県では、平成 15 年度から高度処理合併処理浄化槽に対する補助制度を始め、あらたに建設される住宅などをターゲットに、浄化槽として高度処理合併処理浄化槽の設置を進めている。

(3) 雨水貯留

雨水貯留施設は、建物の屋根や壁面に降った雨を貯留するもので、雨水貯留施設を整備することで、治水対策、地下水涵養・雨水資源利用、雨天時流出汚濁負荷対策の 3 つの機能を果たす。

(4) 透水性舗装

降雨時における路面からの雨水の排除、舗装体中での雨水の一時貯留または地中への還元を目的に 10^{-4} m/s 程度の高い透水性をもつアスファルト混合物で表面を構成して、透水性を持たせたアスファルト舗装が透水性舗装である⁸⁾。これにより、舗装面上に降った雨水を、間隙が多い舗装材の特質を利用して地中に浸透させ、健全な水循環の回復を狙う。

(5) 下水処理水の再生（農地還元、生活用水利用）

下水処理水の再利用先としては、生活用水(水洗便所用水等)や農業用水が考えられる。それぞれ、下水処理水を生活用水として再利用することで、下水処理水放流量の減少による負荷削減を図る手法、下水処理水を農地に還元することで、灌漑水量の不足を補うと共に、下水処理水中の有効成分を資源として用いる手法である。

(6) 湿地浄化

植生浄化は湖内植生の繁茂に関連する働きで浄化するのに対し、湿地を用いた浄化法は、植生・土壌・生態系などの機能を活用した浄化法である。主に河口付近に湿地帯を設置し、河川流が一度湿地を経由してから霞ヶ浦に流入するようにする。植生浄化と同様、次のような機能により、流入負荷の削減が期待される。

- ・ 湿地に生育する植生の栄養塩類吸収
- ・ 植生の茎や根に付着する藻類・細菌類等による栄養塩類吸収、分解
- ・ 流速の低減や植生茎等の物理障害作用による懸濁物質の沈降促進

植生帯による浄化と同様、湿地による浄化は、植生の有無や種類、湛水深、土質、水質、導水量、滞留時間、季節などにより大きく異なってくる。

霞ヶ浦流入河川のうち、流域面積の大きい代表的な河川として桜川、恋瀬川、小野川、巴川の4河川を、また表-5.3.2.1に示す汚濁河川のうちCOD、全窒素、全リンの汚濁状況がそれぞれワースト1、2の河川、計10河川を湿地浄化の対象河川として選定した(表-5.3.2.2および図-5.3.2.2)。

表- 5.3.2.1 霞ヶ浦に流入する代表的な汚濁河川⁹⁾

項目	代表汚濁河川と水質(平成14年度、単位 mg/L)
COD	新利根川(9.1)、新川(8.7)、前川(8.6)、山王川(8.2)
全窒素	銚田川(7.0)、大洋川(5.9)、武田川(5.8)、巴川(5.3)
全リン	山王川(0.37)、園部川(0.31)、滝川(0.22)、花室川(0.20)

表- 5.3.2.2 湿地浄化実施河川

河川	選定根拠
桜川	霞ヶ浦最大の流入河川、流域面積 350.3km ²
恋瀬川	霞ヶ浦第2の流入河川、流域面積 212.6km ²
小野川	西浦の主要流入河川、流域面積 175.7km ²
巴川	北浦最大の流入河川、流域面積 131.8km ²
新利根川	平成14年度CODワースト1
新川	" ワースト2
銚田川	平成14年度全窒素ワースト1
武田川	" ワースト3
山王川	平成14年度全リンワースト1
園部川	" ワースト2

全窒素のワースト2は大洋川であるが、流域面積が小さく、モデルにおいて河川を設定していないことから、ワースト3の武田川を選定した。

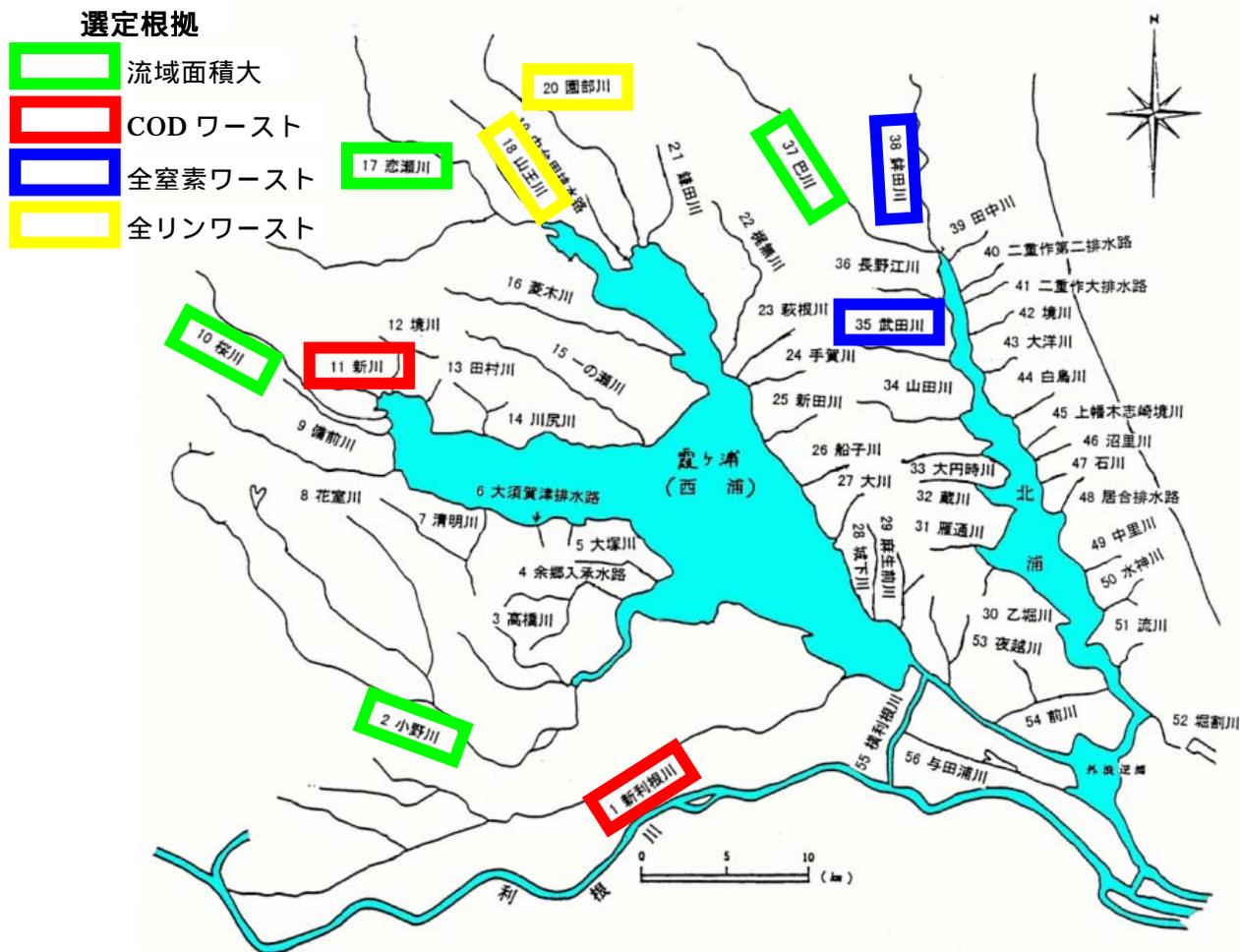


図- 5.3.2.2 湿地浄化設置箇所

(7) 環境保全型ライフスタイルへの転換

節水を心がける、汚濁物質をできるだけ出さないようにするなど、流域住民に環境への負荷を低減できるライフスタイルを浸透することにより、生活用水の使用量や汚濁負荷原単位を削減し、一人あたりの負荷原単位の抑制を図る施策である。

(8) 環境保全型農業

農業地域からのノンポイント汚染源負荷の削減を行う環境保全型農業により排水の改善を図る施策である。

ここでの施策は流域全体での農地を対象とし、啓発活動や補助金による環境保全型農業の推進によって、水田と畑から発生する面減負荷の削減効果をみる。施策の推進の方法として、情報の発信や技術の普及などの啓発活動、補助金が考えられる。その結果、環境保全型農業に取り組む農業従事者の割合が増加していくと考える。

(9) 家畜し尿の農地還元

流域で発生する家畜し尿を流出させず、コンポスト化などによって農地に還元させることで、畜産系の排出負荷を削減することができる。したがって施策としては、し尿を堆肥にする施設の設置やそれを利用するシステム作りを行うことで、家畜し尿の農地還元を推進する。

(10) 調節池の設置

調節池を設けることで降雨時の雨水の排出を調節し、洪水防止や負荷貯留の効果を果たす。霞ヶ浦流入河川のうち、表- 5.3.2.3に示す流域面積の大きい代表的な 10 河川を対象河川として選定し、各流域の市街地に近く、かつ地形条件上、なるべく多く水が集まるような窪地部分に調節池を設置した(図- 5.3.2.3)。

表- 5.3.2.3 調節池設置の実施河川

河川	選定根拠
桜川	霞ヶ浦最大の流入河川、流域面積 350km ²
恋瀬川	霞ヶ浦第 2 位の流入河川、流域面積 212km ²
新利根川	同、第 3 位の流入河川、流域面積 184km ²
小野川	同、第 4 位の流入河川、流域面積 175km ²
巴川	同、第 5 位の流入河川、流域面積 132km ²
園部川	同、第 6 位の流入河川、流域面積 79km ²
鉾田川	同、第 7 位の流入河川、流域面積 53km ²
花室川	同、第 8 位の流入河川、流域面積 39km ²
梶無川	同、第 9 位の流入河川、流域面積 31km ²
一の瀬川	同、第 10 位の流入河川、流域面積 29km ²

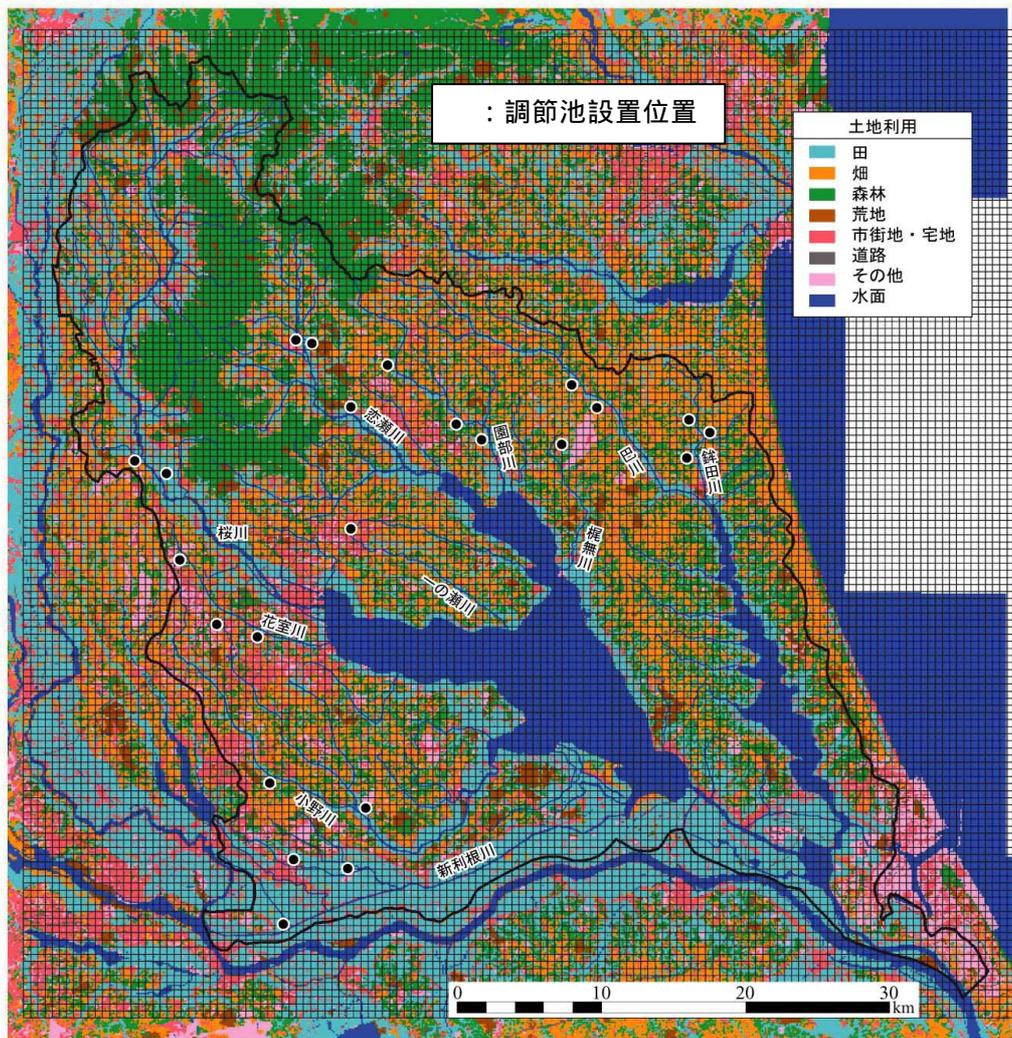


図- 5.3.2.3 調節池設置位置

5.4 水環境改善施策の実施による効果の評価方法

5.4.1 湖沼内対策の評価方法

(1) 浄化用水の導入

現在施工中の霞ヶ浦導水による、那珂川・利根川からの導水による水質改善効果の計算を、湖沼モデルに追加する。那珂導水路からの導水は湖沼モデルにおける BOX1(土浦)、BOX2(高浜)の、利根導水路からの導水は BOX4 の入力条件とした。モデル上では、それぞれの導水量を設定する。

1) 導水量

霞ヶ浦導水の事業計画によると、那珂導水路は最大 15 m³/s、利根導水路は最大 25 m³/s を霞ヶ浦に導水する。この導水量を最大値として導水量を決定することで水質改善効果を計算した。

2) 浄化導水水質

a) 那珂導水路(土浦および高浜)

導水水質は、那珂川取水地点近傍の下国井地点の水質データをもとに設定した。

公共用水域水質測定の測定開始以来のデータを、図- 5.4.1.1に整理する。本地点の水質は、不規則な変動があるものの、経年的および季節的な変動傾向は見られない。そこで、これら全データの平均値 COD : 2.0mg/L、T-N : 1.44mg/L、T-P : 0.038mg/L を那珂導水路浄化導水の水質値として設定した。また、窒素およびリンの懸濁態比率は、既往検討¹⁰⁾を参考に、窒素 0.1、リン 0.5 とした。

b) 利根導水路(西浦湖心)

導水水質は、利根川取水地点近傍の水郷大橋地点の水質データをもとに設定した。

公共用水域水質測定の測定開始以来のデータを、図- 5.4.1.2に整理する。本地点も那珂川と同様の変動傾向であり、全データの平均値 COD:4.1mg/L、T-N:2.73mg/L、T-P:0.100mg/L を利根導水路浄化導水の水質値として設定した。また、窒素およびリンの懸濁態比率は、既往検討¹⁰⁾を参考に窒素 0.2、リン 0.6 とした。

那珂川下国井地点 水质経時变化

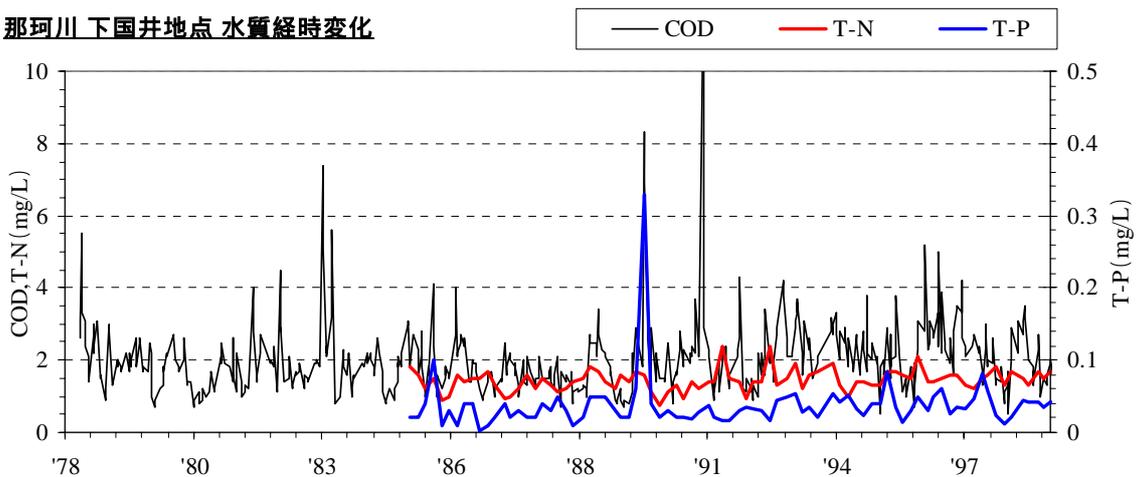


図- 5.4.1.1 那珂川下国井地点水质経時变化

利根川水郷大橋地点 水质経時变化

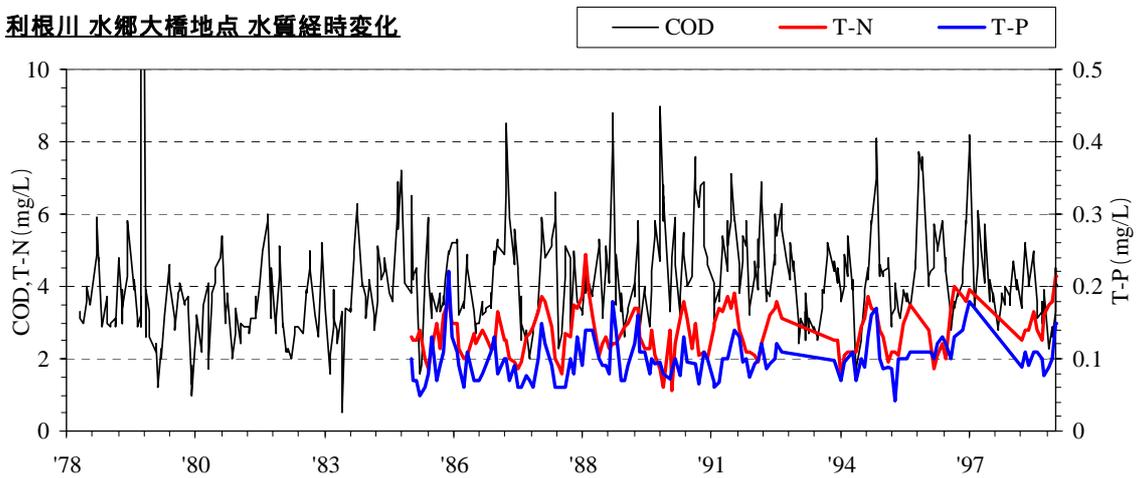


図- 5.4.1.2 利根川水郷大橋地点水质経時变化

(2) 浚渫

水域の底部に堆積した有機物を多量に含む底泥を浚渫し、系外に排出することで底泥からの溶出速度の低減を図る方法で、モデル上では各 BOX の浚渫エリア面積を設定する。

霞ヶ浦においては、処分地確保など工事全般の経済性、浚渫船開発技術等から浚渫深は30cmを目標にしている。また、表層から30cmまでを除去した場合の溶出速度を調査したものが、図-5.4.1.3である。これより、浚渫による溶出速度($\text{mg}/\text{m}^2 \cdot \text{日}$)の削減効果を COD で75%、T-Nで50%、T-Pで60%と設定した。

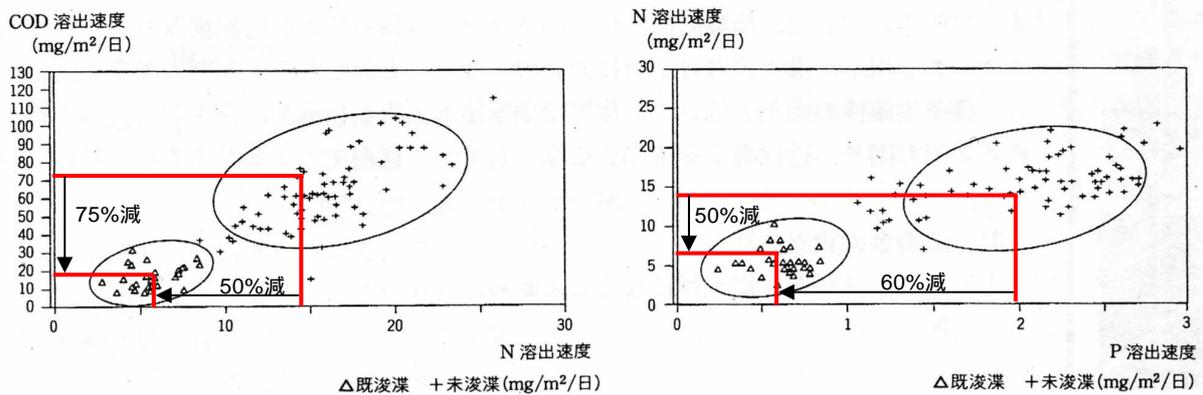


図- 5.4.1.3 浚渫による溶出速度の変化³⁾

(3) 植生浄化

水生植物などの植生帯を再生し、植生の浄化機能により水質の改善を図る方法で、モデル上では各 BOX における植生帯面積を設定する。なお、現在も植生は一部存在するため、現況計算ではこの植生による浄化分を考慮する。

1) 植生面積

植生復元のためには、水質改善や水深低下、自然な水位変動が重要であるが、仮に水質が改善され、利根川河口堰による水位管理がなくなり水位が自然変動するようになったとしても、元来の水深や泥質状態などで可能植生エリアは限られる。

そこで、河口堰運用前で、かつ水質が極端に悪化する前の、昭和 35 年当時の植生面積、位置を、植生浄化(植生帯設置)の施策実施量および実施箇所として設定した(図- 5.4.1.4)。昭和 35 年の水生植物面積は、14.932km²(うち抽水 2.854km²、沈水 12.073km²)であり、最大ここまで植生が再生すると考えた。



図- 5.4.1.4 昭和 35 年の水生植物状況¹¹⁾

2) 基本的考え方

水生植物を用いた水質浄化実験はこれまで多数行われてきており、陸上植物、浮遊植物、沈水植物、抽水植物、浮葉植物が用いられてきた^{12)、13)}。しかし湖沼のように閉鎖性の高いシステムにおいては、いずれの植物を用いようとも、系外への持ち出しがない限りシステム全体としての浄化とはならない。つまり、植物によって吸収された栄養塩は、植物が枯死して再び分解される前に刈り取ることが必要となる。従って水生植物による真の浄化過程としては

- ・ 栄養物質を吸収して成長した植物体が系外に流れ出す
- ・ 嫌気性の底泥の中で脱窒が起こり、N が気化して大気中に放出される
- ・ 植物の遺体や沈殿した有機物が湖底に埋設され通常の物質循環系から外れる

の3つが考えられ、除去量としては埋設によるものが最も大きいと言われている¹⁴⁾。

また具体的にどの植物を用いるかについて、桜井¹⁵⁾は複数の水生植物を比較した結果、ヨシは他種に比べて特に現存量(乾物 g/m^2)や生産力が高く、水の浄化に利用するには非常に有望な植物だとしている。従って、霞ヶ浦における植生浄化を検討するにあたっては、ヨシを用いた植生浄化を対象とした。

3) 植生浄化能の設定

植生浄化の浄化能は、流入汚濁物質の濃度や滞留時間、流速、植生体量、温度、季節、湛水深など様々な条件によって異なると考えられる。従って、浄化能の推定にあたっては、

- ・ 様々な条件下における浄化能の測定実験
- ・ 数理モデルによる自然浄化機能のシミュレーション

という主に二つのアプローチが取られてきた。

まず前者において、田畑ら¹⁶⁾が東京都の公園にあるヨシ植栽水路における水質浄化効果を調査した結果、TNは $67.8 \text{ mg/m}^2 \cdot \text{d}$ 、TPで $5.5 \text{ mg/m}^2 \cdot \text{d}$ 、BODは $82.8 \text{ mg/m}^2 \cdot \text{d}$ 、CODは $79.11 \text{ mg/m}^2 \cdot \text{d}$ であった。細見ら¹⁷⁾は、茨城県のヨシを用いた湿地における調査で、浄化効果はTNで $0.13 \text{ g/m}^2 \cdot \text{d}$ 、TPで $0.024 \text{ g/m}^2 \cdot \text{d}$ になることが明らかにされている。

後者においては、日本水産資源保護協会¹⁸⁾が茨城県、長野県、滋賀県の調査結果をもとにシミュレーションで水生植物体の浄化能力を評価した(表- 5.4.1.1)。これによれば、琵琶湖のヨシ帯での総浄化量は、TNで約 $58 \text{ mg/m}^2 \cdot \text{d}$ 、TPで約 $5 \text{ mg/m}^2 \cdot \text{d}$ 、霞ヶ浦ではTNで約 $270 \text{ mg/m}^2 \cdot \text{d}$ 、TPで約 $14 \text{ mg/m}^2 \cdot \text{d}$ と見積もられている。

表- 5.4.1.1 物質循環モデルによる水生植物体の水質浄化能力

項目	単位	諏訪湖	琵琶湖	霞ヶ浦	
[浄化要素現存量]					
窒素	水生植物	23	1893	1834	
	水生植物以外	127	165	443	
リン	水生植物	5	226	219	
	水生植物以外	13.1	12.2	46.5	
[浄化量]					
窒素	水生植物吸収固定	$\text{mg/m}^2 \cdot \text{d}$	0.8	21.9	21.2
	水生植物以外	$\text{mg/m}^2 \cdot \text{d}$	34	36	249
	植物茎への付着		1.1	3.5	5.5
	付着藻の栄養吸収		7.9	15.5	78.0
	動物の摂取	$\text{mg/m}^2 \cdot \text{d}$	12.5	13.2	25.1
	消失(漁獲・羽化)		0.9	0.7	1.6
リン	水生植物吸収固定	$\text{mg/m}^2 \cdot \text{d}$	0.2	2.6	2.5
	水生植物以外	$\text{mg/m}^2 \cdot \text{d}$	2.3	2.5	11.9
	植物茎への付着		0.2	0.4	0.6
	付着藻の栄養吸収	$\text{mg/m}^2 \cdot \text{d}$	1.2	1.6	9.9
	動物の摂取		0.8	0.4	1.3
	消失(漁獲・羽化)		0.1	0.2	0.1

本システムにおいて、各ボックスの浄化量は下式によって求められる。

$$\text{浄化量 (g/d/ボックス)} = \text{浄化速度 (g/m}^2\cdot\text{d)} \times \text{植生帯面積 (m}^2\text{)}$$

既に述べたように、植生浄化の浄化能は、様々な条件によって大きく異なってくる。また、これらの実験における実測値やシミュレーション結果を、本システムにおけるパラメータとして計算を行ったところ、植生浄化の効果が大きくなりすぎる結果となった。これらの値は、そこで本システムにおけるこれらのパラメータは、以下のように決定した。

$$\left\{ \begin{array}{l} \text{TN : } 0.07 \text{ (g/m}^2\text{/日)} \\ \text{TP : } 0.006 \text{ (g/m}^2\text{/日)} \\ \text{COD : } 0.08 \text{ (g/m}^2\text{/日)} \end{array} \right.$$

また、窒素・リンの浄化効果のうち、懸濁態の占める比率は、それぞれ 0.7、0.3 と設定した。これは、窒素については溶存態の占める割合が高く、かつ浄化機能は植生や植生付着藻類・菌類による硝化・脱窒作用が中心であることに、リンについては懸濁態の占める割合が高く、かつ浄化機能は植生の茎等による流速低減、沈降促進効果によると考えられるためである。

(4) シジミ浄化

シジミを養殖することで、湖水の浄化を図ると共に、生態系構造の安定化、漁業資源としての活用などを行う方法で、漁獲量と浄化能の積で浄化量を算出し、水質計算の過程で浄化分を減じる。モデル上では各 BOX のシジミ漁獲量を設定する。なお、現在はシジミの漁獲量が 0 であることから、現況計算ではシジミによる浄化分を考慮しない。

シジミ(汽水種のヤマトシジミ)はろ過摂食により植物プランクトンを湖水から直接餌として取り込んでおり、湖内でシジミを養殖し、漁獲することで、植物プランクトン等の懸濁物を湖水から系外に取り除くことができる。シジミ漁獲による物質除去量の計算方法を以下に示す¹⁹⁾。

- ・二枚貝は、重量の 25%が軟体部で、そのうち窒素は 1.7%、貝殻部分が 75%で、そのうち窒素は 0.2%である。したがって、二枚貝が含有する窒素比率は $(0.25 \times 0.017 + 0.75 \times 0.002) \times 100 = 0.575\%$ となる。
- ・レッドフィールド比(炭素：窒素：リン = 106：16：1)と前述の窒素の割合より、二枚貝が含有するリンの割合は 0.0359%となる。
- ・レッドフィールド比(炭素：窒素：リン = 106：16：1)および炭素と酸素の重量比 32/12 = 2.66 より、COD のレッドフィールド比を 282.7 と設定し、これと前述の窒素の割合より、二枚貝が含有する COD の割合は 10.158%となる。

以上より、シジミ湿重量に対する物質重量比率を表- 5.4.1.2の通り設定し、この比率と漁獲量の積で算出した浄化量を各 BOX の水質計算の過程で減じる。

表- 5.4.1.2 シジミ湿重量に対する物質重量比率(%)

COD	窒素(有機態窒素)	リン(有機態リン)
10.1583	0.5750	0.0359

なお、最大シジミ漁獲量は、昭和 35 年における漁獲量である 3,000t と設定した。

(5) 水産負荷対策

コイ養殖負荷の削減を行うことで水質の改善を図る方法で、モデル上では各 BOX のコイ生産量を設定する。なお、現況計算では、コイ養殖を行っていた 2001 年時点の現存量を設定する。

コイ養殖による負荷は、コイが排泄する栄養塩類、未摂取飼料などから生じるものである。松岡²⁰⁾は、霞ヶ浦におけるコイ養殖負荷を、霞ヶ浦における地域性、季節変化などに注目して検討した相崎ら²¹⁾の検討成果に基づき、次式で表現した。

$$L = e \cdot P_G$$

L：養殖負荷量(COD、N、P) [kg]

e：養殖負荷原単位 [kg/コイ生産トン] COD：133.8、N：82.4、P：15.8

P_G：コイ生産量 [トン]

なお計算される負荷量のうち無機態の比率は、松岡の条件設定と同様、窒素 56%、リン 5%とした。

(6) 重点エリア対策

重点エリアの設置箇所は、土浦入りの霞ヶ浦浄水場地先と、高浜入りの2箇所を想定する。それぞれについて設定した諸元および機能を表- 5.4.1.3に示す。

表- 5.4.1.3 モデル上で設定可能な重点エリアにおける施策とその諸元

諸元	土浦重点エリア	高浜重点エリア
設置箇所	土浦入り 霞ヶ浦浄水場地先	高浜入り
面積	100m×100m(変更可)	3.54km ² (変更不可)
水域設置方式	三方が囲み堤、一方が湖岸の方形エリア。100×100mであれば、囲み堤延長は100×3=300mとなる。	高浜入り狭さく部を直線堤で結ぶ(L=600m)。堤内部が囲み水域となる。
施策の集中的な実施による囲い込み水域内の水質改善		
浄化用水導入	霞ヶ浦導水土浦放流口からの導水が可能。導水量は任意値設定可。	霞ヶ浦導水高浜放流口からの導水は全てエリアに導水される。
浚渫	再生エリアにおける浚渫面積が設定可。	
植生浄化	再生エリアにおける植生面積が設定可。	
シジミ浄化	再生エリアにおけるシジミ漁獲高が設定可。	
流入汚濁負荷の封じ込めによる周囲水域の水質改善		
下水処理場の封じ込め	霞ヶ浦流域下水道処理場(土浦市湖北)の放流水を封じ込めることが可能(ただし直線距離約3kmの放流管敷設の必要がある)。	近隣に下水処理場がないため選択不可。
汚濁負荷封じ込め	エリア付近に流入する水路(流域モデル上は集水面積1km ²)の負荷の封じ込めの有無を選択可。	恋瀬川・山王川の負荷を常に封じ込める。
その他		
水道等取水	霞ヶ浦浄水場の取水の有無を選択可	エリア内に水道等取水はないため選択不可。
付帯機能	霞ヶ浦総合公園(国民宿舎、ネーチャーセンターなど付設)と隣接するため、親水公園としての一体整備を図ることが可能。	-

1) 基本的考え方

a) 重点再生エリア設置箇所

再生エリアは、土浦・高浜の2箇所とする。モデル上ではそれぞれの再生エリアの有無を自由に選択できる。

b) 土浦重点再生エリア

土浦重点再生エリアは霞ヶ浦取水場近傍に設置する。規模はデフォルトでは100×100mとするが、自由に設定を変更できる。霞ヶ浦取水場の取水、土浦市の下水処理場放流水の放流(土浦市下水処理場からは放流管を敷設する必要が生じる)、霞ヶ浦導水土浦放流口放流水の一部導水などをオプションで選択可能とする。

c) 高浜重点再生エリア

高浜重点再生エリアは、高浜川の玉里村平山地先～石岡市八木地先の狭さく部に直線堤防(延長約 600m)を設置して囲い込む。囲い込まれる面積は 3.85km² である。なお、以下の項目については、再生エリアを考慮する時点で自動的に決定され、基本的にユーザーによる変更はできない。

- ・ 霞ヶ浦で最も汚濁が進んでいる恋瀬川および山王川が流入しているため、囲い込みを設置することで、これらの汚濁を封じ込めることとなる。
- ・ 霞ヶ浦導水のうち高浜放流口の導水の全量がエリア内に導入される。
- ・ 近傍に下水処理場はないため、下水処理水封じ込めは行わない。

d) 個別対策

浚渫・植生浄化・シジミ浄化は、実施の有無、実施施策量をユーザーが自由に設定できる。詳細な設定については後述する。

2) エリア囲み堤の設定

エリア囲み堤は、透過性の素材(砂礫等)からなるとし、水は浸透流により移動する。水が砂礫部を通過する際には、砂礫が持つ下記の機能による浄化効果を受ける。

- ・ 流速の低減や砂礫の物理障害作用による、懸濁物質の沈降促進
- ・ 砂礫に付着する藻類・細菌類等による栄養塩類吸収、分解

また、エリア内外どちらかの水位が堤天端高を超える場合、越流による水移動が生じる。

a) 浸透流量

図- 5.4.1.5に示す囲み堤における浸透流量 Q は、ダルシー則を用いて動水勾配 i の関数として算出する。

$$Q = k \times A \times i = k \times \frac{h_1 + h_2}{2} \times L \times \frac{h_1 - h_2}{W}$$

ここで、 k は堤の材質によって決まる透水係数で、小砂利で 3.0cm/s、荒砂で 0.35cm/s 程度の値をとる。ここでは、5.0cm/s をデフォルト値として採用した。

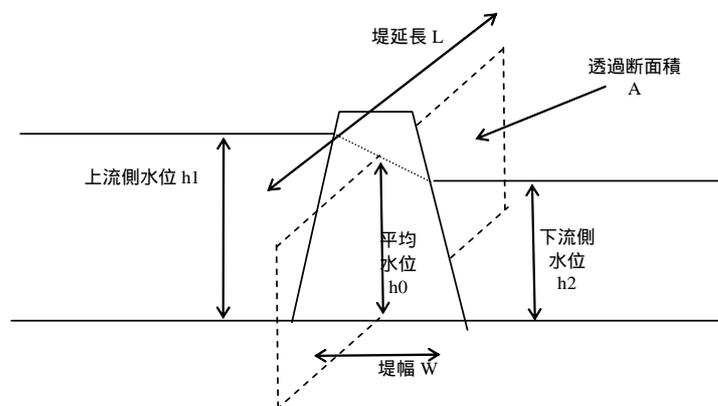


図- 5.4.1.5 エリア囲み堤概略

b) 浸透による浄化

堤通過による浄化後の水質 C は、下式で表現する。

$$C = C_0 \times \exp(-k_1 \times t)$$

ここで、C₀は堤通過前の上流側の水質、k₁は浄化係数で通常の河川では0.2～2(1/日)の値をとる²²⁾。通常の河川と比較して水-礫面接触面積が大きいことから、ここでは2(1/日)を浄化係数として採用した。また、tは浸透流が堤を通過する時間で、次式により算出される。

$$t = W \div (Q / A) = W \div Q \times \frac{h_1+h_2}{2} \times L$$

c) 透水係数の決定

透水係数の決定のために、表- 5.4.1.4に示す条件で水位・水収支の計算を行った。

表- 5.4.1.4 透水係数決定のための計算条件

計算条件	土浦重点再生エリア	高浜重点再生エリア
流入河川封じ込め	なし	あり
エリアからの取水	なし	あり
水位変化の特徴	<ul style="list-style-type: none"> ・エリアの水量の変化は、降雨、蒸発、透過流のみ。 ・エリア水位が囲み堤を超えて越流することはほとんどない。 	<ul style="list-style-type: none"> ・多くの期間で、恋瀬川・山王川の流入量が多いため越流が生じる。 ・河川流入量が少なく、取水量の多い時期は、水位が囲み堤より低くなり、透過流によって水が補給される。

計算の結果の概要を表- 5.4.1.5に示す。その結果、水位や水収支が最も適当である、透水係数 5cm/s のケースを採用することとした。

表- 5.4.1.5 透水係数による計算結果の違い

透水係数 (cm/s)	材質	土浦重点再生エリア の水位変化	高浜重点再生エリア の水位変化
0.001	細砂	透過流量は非常に小さい エリア水位は外水位の変化 に追隨して変化するが、その 程度は非常に緩慢である。	夏季の一部を除いて、河川流入量が多 いため常に越流が生じる。 河川流入量が少なく、取水量の多い夏 季は、水位が囲み堤天端より低くな り、透過流によって水が補給される。
0.01	中砂	透過流量は小さい。 エリア水位は外水位の変化 に追隨して変化する。	"
0.1	荒砂	エリア水位は外水位と同様 に変化する。 外水位の変動相当分の水量 が透過流で供給される。	"
1	砂～礫	"	"
3	砂～礫	"	透過流量が大きくなり、エリア水位が 囲み堤天端より低くなる期間が長く なる。 逆にエリアの水が少なくなる夏季は、 霞ヶ浦から透過流で供給される水量 が増える。
5	砂～礫	"	" その傾向が強くなる
10	礫	"	" 外水位の変動相当分の水量が透過流 で供給される。
100	礫	"	" 外水位の変動相当分の水量が透過流 で全て供給される。

注) 透水係数が 10 程度より大きくなると、囲み堤内部で乱流が発生し、ダルシー則の仮定(流速は水位差に比例する)が成り立たなくなる可能性がある。しかしここでは、あくまで透水係数値と計算結果の比較が目的であるため、ダルシー則で計算した。

d) 囲み堤に関する定数

以上の検討をふまえ、囲み堤に関する定数のデフォルト値は表- 5.4.1.6の通り設定する。これらの値は自由に変更することができる。

表- 5.4.1.6 囲み堤の定数

項目	設定値
堤天端高	平均水位+0.5m
堤巾	5m
透水係数	5cm/s
浄化係数	2 /日

5.4.2 霞ヶ浦流域対策の評価方法

(1) 下水道整備

現状の人口分布をベースラインとして、将来の下水道整備率を設定する。変更された汚水処理形態別人口に応じて、排出汚水量、排出負荷量を再計算する。モデル上では、下水道水洗化以外の人口について、その下水道水洗化人口への変化割合を設定する。変化割合設定後の計算の概略を以下に示す。

- ・ あるメッシュにおいて、下水道水洗化以外の処理形態のうちどれだけが下水道水洗化に変化するかを、指定した転換割合を元に計算する。インターフェイス上では設定と同時に、指定地域における変化後の処理形態別比率を見ることができるので、これを元に施策後の下水道水洗化人口比率を設定する。
- ・ 新しい処理形態別人口に基づき、排出負荷量、排出汚水量、取水量を再計算する。ただし湖沼へ直接流入している下水処理場からの排水量・負荷の増減は湖沼モデルのインプットを変化させる。(モデル実行時)

下水処理場からの汚濁負荷量は、下水処理場からの放流量に放流水質原単位をかけて算出した。なお、下水処理場からの放流量は、下水処理人口に排水量原単位をかけて算出した。表- 5.4.2.1に霞ヶ浦流域の下水処理場と、その放流水質および排水量の原単位を、図- 5.4.2.1に将来における下水道整備予定域を示す。なお、将来における下水道整備予定域は、現況の整備域をベースに範囲を拡大し、仮想的に設定した。

表- 5.4.2.1 下水処理場とその原単位^{7)、23)}

No.	処理場名	排出先	放流水質原単位(mg/L)			排水量原単位(L/人/日)
			COD	T-N	T-P	
1	霞ヶ浦浄化センター	湖沼	6.4	8.17	0.16	348
2	潮来浄化センター	湖沼	5.2	6.28	0.08	292
3	田伏浄化センター	湖沼	6.2	3.87	0.6	199
4	玉造浄化センター	湖沼	5.9	3.78	1.06	138
5	小貝川東部浄化センター	流域外	6.4	22.2	2.43	244
6	利根浄化センター	流域外	9.3	12.9	1.1	244
7	深芝処理場	流域外	28	90.3	1.64	244
8	鹿嶋市浄化センター	流域外	10.5	14.9	0.18	244
9	古渡西部浄化センター	流域内	7.4	2.1	0.96	244
10	美浦水処理センター	流域内	7.4	2.1	0.96	244
11	東浄化センター	流域内	7.4	2.1	0.96	244
12	八郷浄化センター	流域内	12.3	13.2	0.5	244

No.5～12の排水量原単位はNo.1～4の平均値を用いた。

No.9、10の放流水質原単位はNo.11のデータを用いた。

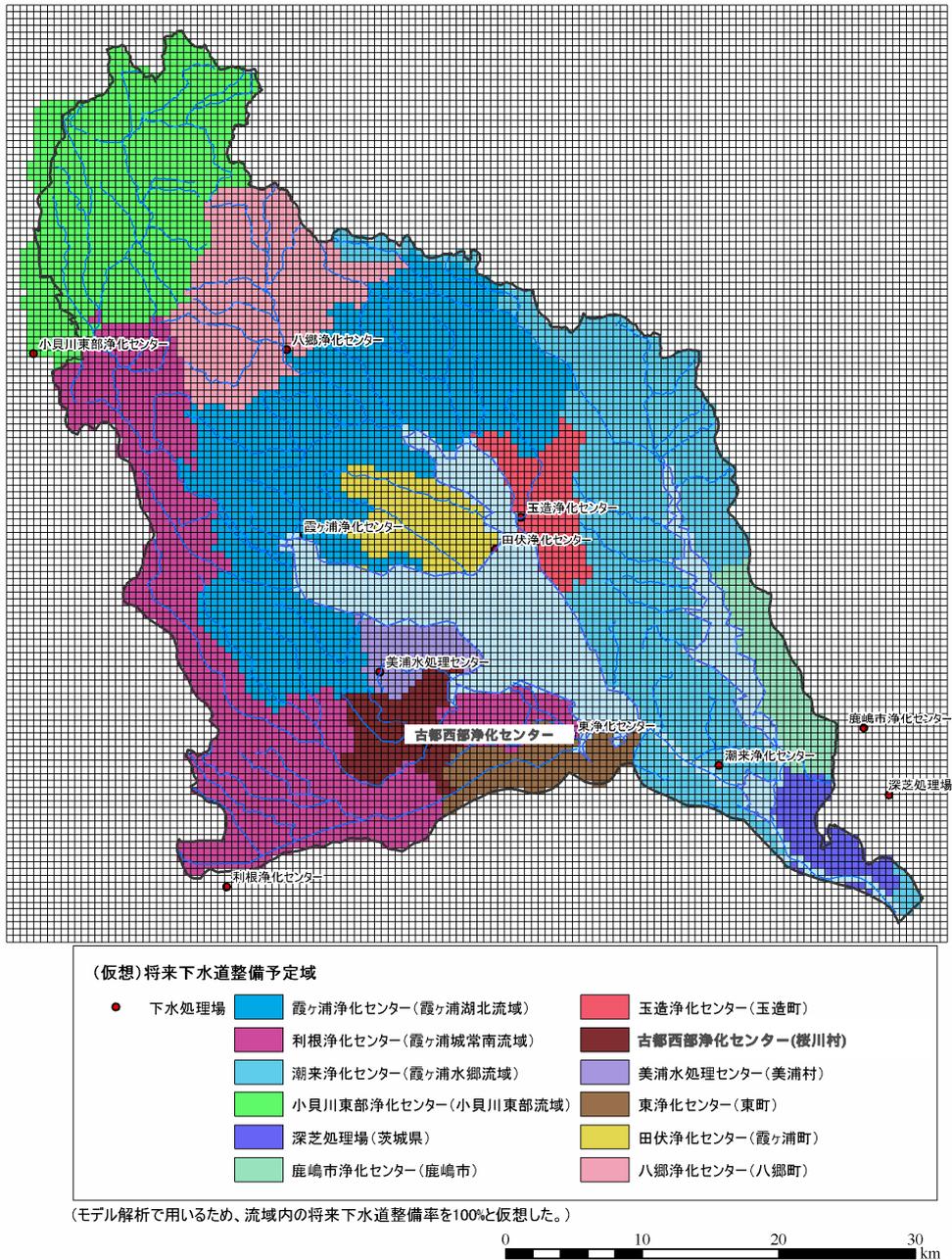


図- 5.4.2.1 将来における下水道整備予定域(仮想)

(2) 高度処理合併浄化槽

現状の人口分布をベースラインとして、将来の高度処理合併浄化槽の整備率を設定する。変更された汚水処理形態別人口に応じて、排出汚水量、排出負荷量を再計算する。なお、現況における高度処理合併浄化槽の整備人口が不明であることから、現況計算では高度処理合併浄化槽の整備率を考慮しない。また、すでに下水道が整備されている人口に対しては高度処理合併浄化槽の整備は行わない。モデル上では下水道水洗化以外の人口について、その高度処理合併浄化槽整備人口への変化割合を設定する。

- ・ あるメッシュにおいて、下水道水洗化以外の処理形態のうちどれだけが高度処理合併浄化槽に変化するかを、ユーザーが指定した転換割合を元に計算する。ユーザーは設定と同時に、指定地域における変化後の処理形態別比率を見ることができるので、これを元に施策後の高度処理合併浄化槽人口の比率を設定する。
- ・ 新しい処理形態別人口に基づき、排出負荷量、排出汚水量、取水量を再計算する。

高度処理合併浄化槽について、平均的な除去率のようなものは決められていないが、茨城県で新しく浄化槽を設置する場合は、高度処理合併浄化槽の設置が義務づけられており、その性能仕様は表- 5.4.2.2に示すとおりである。

表- 5.4.2.2 高度処理合併浄化槽の排水基準（茨城県）

項 目	COD	T-N	T-P
排水濃度(mg/L)	10	10	1

この排水基準に一人あたりの実際の水消費量（270L/日）を考慮して設定した原単位を表- 5.4.2.3に示す。

表- 5.4.2.3 高度処理合併浄化槽の負荷原単位（茨城県）

項 目	COD	T-N	T-P
負荷原単位 (g/人・日)	2.7	2.7	0.27

(3) 雨水貯留

基本的に土地利用が「市街地宅地」のものを対象として、雨水貯留浸透施設の整備を行う。モデル上では、施設整備の対象とする土地利用(市街地宅地以外も選択可能)、指定地域の建坪率(%)、浸透施設の浸透能(m³/hr/m²)、貯留槽の高さ(mm)、雨水貯留浸透を導入する割合(屋根全体に施設を整備するとしたときの、導入する家庭の割合：%)を設定する。計算方法を以下に示す。

- ・ 指定したメッシュにおいて、貯留浸透施設の設置面積および雨水貯留量を計算する。

$$\text{設置面積} = \text{指定地域の宅地面積} \times \text{導入する割合} \times \text{建坪率}$$

$$\text{雨水貯留量} = \text{設置面積} \times \text{貯留槽高さ}$$
- ・ 降雨(蒸発散量を引いた後)を土壌層に達する前に雨水貯留浸透施設で受け止め 貯留する。オーバーフロー分はそのまま土壌層に入れる。
- ・ 貯留した水は、貯留がなくなるまで、一定量で土壌層に徐々に入れていく。

また、デフォルト値については下記の通り設定した。

- ・ 指定地域の建坪率(%)：他都道府県の状況を参考に、50%をデフォルト値とする。
- ・ 浸透施設の浸透能(m³/hr/m²)：浸水トレンチに関する定水位試験の結果、自然地

盤の終末浸透速度は約 90mm/hr となった²⁴⁾。これを参考に、浸透施設の浸透能 100mm/hr = 0.1m³/hr/m² をデフォルト値とする。

- ・ 貯留槽の高さ(mm)：建設省が行った全国の下水道事業による浸水対策用雨水貯留施設を対象としたアンケート調査において、貯留施設規模が降雨量換算で 50mm 以下の施設数が約 90% を占め、5 ~ 20mm 規模の貯留施設が 40% と半数近くであることが分かっている²⁵⁾。従ってデフォルト値として、貯留施設規模の容量を 10mm とする。

(4) 透水性舗装

基本的に土地利用が「道路」のものを対象として、透水性舗装の整備を行う。モデル上では、施設整備の対象とする土地利用(道路以外も選択可能)、透水性舗装整備率(%）、透水性舗装の浸透能(m³/hr/m²)を設定する。計算方法を以下に示す。

- ・ 指定したメッシュにおいて、整備率に基づく整備面積を計算する。
整備面積(m²) = 対象土地利用面積(m²) × 透水性舗装整備率(%)
- ・ 指定したメッシュにおいて、整備による増加浸透量を計算する。
増加浸透量(mm/hr) = 整備面積(m²) × 浸透能(m³/hr/m²)/メッシュ面積(m²)
- ・ 降雨時において、増加浸透量分(mm/hr)を降雨量(mm/hr)から差し引く。増加浸透量分を、地下浸透量に付加する。(表層土壌層を介さず、直接地下浸透させる。)

また、デフォルト値については下記の通り設定した。

- ・ 透水性舗装の浸透能(m³/hr/m²): 10⁻⁴m/s = 0.36m³/hr/m² をデフォルト値とする。

(5) 下水処理水の再利用

処理水を再利用する下水処理場を選択し、生活用水利用、農地還元による処理水の再利用を行う。モデル上では、処理水再利用の対象とする下水処理場を選択し、選択した下水処理場ごとに、放流水のうち生活用水として再利用する割合を設定する。

農地還元

- ・ 下水処理水を再利用する割合に応じて農業用水の取水量を減少させる。
- ・ 下水処理水再利用量を、受益地のメッシュそれぞれに、水田面積に応じて配分する。
- ・ 下水処理水の水質は、湖沼モデルで使用している処理水質(COD、T-N、T-P)から引用する。
- ・ 下水処理水を農業用水として利用することで施肥量を減らすことができると考えられるが、その減少量については十分な実験データがないため、モデル計算上の施肥量は変化させないものとする。

生活用水利用

- ・ 下水処理水を再利用する割合に応じて下水処理水排水量を減少させる。
- ・ 下水処理水排水量の減少に応じて、汚濁負荷量を減少させる。

(6) 湿地浄化

湿地を設定するメッシュ(河川メッシュ)を選択し、湿地のもつ植生・土壌・生態系などの機能を活用して浄化を行う。モデル上では、湿地を設定する河川メッシュを任意に選択するほか、湿地面積(m²)、湿地水深(m)、間隙率(%）、浄化流量(m³/s)を設定する。植生浄化と同様に、以下に示すような機能による水質浄化が期待される。

デフォルト値については下記の通り設定した。

- ・ 湿地水深(m)：Sherwood C. Reed et al.¹²⁾などを参考に、一般的な値 0.3m をデフォルト値とした。
- ・ 間隙率(%)：同様に、一般的な値 70%をデフォルト値とした。

(7) 環境保全型ライフスタイルへの転換

環境保全型ライフスタイルに取り組む人の割合を設定し、排水量や汚濁負荷量の削減による水質改善をはかる。モデル上では、環境保全型ライフスタイルへの「取り組み率(%)」、ライフスタイル転換による「排水量削減率(%)」、ライフスタイル転換による「汚濁負荷原単位削減率(%)」を設定する。排水量、汚濁負荷量は以下の通り算出する。

ア) 排水量

ライフスタイル転換による排水量の削減率をもとに、排水量・下水処理放流量を再計算する(モデル実行時)。転換後の排水量は処理形態別に算出し、それらをメッシュ毎に集計する。

i) 下水道整備域の場合

処理場毎に計算する。モデル上で設定した「排水量削減率(%)」、「取り組み率(%)」から転換による削減量を算出し、現況の排水量から減じる。

転換後の排水量(L/日) = 現況の排水量(L/日) - 転換による削減量(L/日)

転換による削減量(L/日)

= 処理場の排水量原単位(L/人・日) × 「排水量削減率」 × (対象人口 × 「取り組み率」)

ii) 下水道整備域外の場合

処理形態毎に計算する。モデル上で設定した「排水量削減率(%)」、「取り組み率(%)」から、処理形態別の転換による排水量原単位の削減量(L/人・日)を算出する。求めた削減量を現況の排水量原単位(L/人・日)から減じ、処理形態別人口を乗じることで、転換後の排水量を算出する。ただし、し尿処理場からの排水量は排水量の削減の影響を受けないと考えられるため、転換によって変化させないこととした。

転換後の排水量(L/日) = (現況の排水量原単位 - 転換による削減量) × 処理形態別人口
転換による削減量 = 排水量原単位 × (1 - 「排水量削減率」 × 「取り組み率」)

1) 汚濁負荷量

ライフスタイル転換によって削減される汚濁負荷原単位をもとに、COD、T-N、T-P の排出負荷量を再計算する(モデル実行時)。転換後の排出負荷量は処理形態別に算出し、それらをメッシュ毎に集計する。なお、ライフスタイル転換によって削減されるのは雑排水未処理の負荷量のみであり、処理されてから放流される負荷量や未処理でもし尿による負荷量は変化しない。

i) 下水道・合併処理浄化槽・農業集落排水の場合

処理されてから放流される負荷量は転換によっても削減されないことから、メッシュ・処理場からの負荷量は変化しない。

ii) 単独浄化槽・し尿自家処理の場合

処理形態毎に計算する。モデル上で設定した「汚濁負荷原単位削減率(%)」、「取り組み率(%)」から、転換による雑排水未処理に関する汚濁負荷原単位の削減量(g/人・日)を算出し、現況の汚濁負荷原単位(g/人・日)から減じる。転換後の汚濁負荷原単位(=雑排水分)に、各処理形態別の汚濁負荷原単位(=し尿分)を加え、処理形態別人口を乗じることで転換後の汚濁負荷量を算出する。

転換後の負荷量(g/日) =

(転換後の汚濁負荷原単位+処理形態別原単位) × 処理形態別人口

転換後の汚濁負荷原単位(g/人・日) = 雑排水未処理原単位 - 転換による削減量

転換による削減量(g/人・日) = 「汚濁負荷原単位削減率」 × 「取り組み率」

iii) し尿処理の場合

モデル上で設定した「汚濁負荷原単位削減率(%)」、「取り組み率(%)」から、転換による雑排水未処理に関する汚濁負荷原単位の削減量(g/人・日)を算出し、現況の汚濁負荷原単位(g/人・日)から減じる。転換後の汚濁負荷原単位(=雑排水分)にし尿処理人口を乗じることで転換後の汚濁負荷量を算出する。なお、し尿による負荷量は転換によっても削減されないことから、メッシュからの汚濁負荷量のみが削減され、し尿処理場からの負荷量は変化しない。

転換後の負荷量(g/日) = 転換後の汚濁負荷原単位 × し尿処理人口

転換後の汚濁負荷原単位(g/人・日) = 雑排水未処理原単位 - 転換による削減量

転換による削減量(g/人・日) = 「汚濁負荷原単位削減率」 × 「取り組み率」

また、デフォルト値については、排水量と汚濁負荷原単位のそれぞれについて、文献等の取り組み事例を参考に、以下の通り設定した。

排水量削減率

表- 5.4.2.4に示す東京都千代田区の排水量削減目標²⁾において、ライフスタイルの転換により、最大 $72.7 / 200.4 = 0.36 = 36\%$ の排水量の削減が見込まれていることから、この割合をライフスタイル転換による排水量削減率のデフォルト値として設定する。

表- 5.4.2.4 東京都千代田区の家用水負荷削減目標²⁾

世帯あたり年間水使用量は200.4m³/世帯(東京・2人世帯の標準値= 2)でアクションプログラム目標11で掲げられた削減量目標5%(中間目標2%)を実践するには、以下のような行動が目安となります。

水使用量削減のための行動事例

行動目標	環境保全行動	1世帯あたりの年間水使用削減量	設定条件等
一世帯あたりの水使用量を5%削減する アクションプログラム目標11	蛇口・シャワーのこまめな開け閉め 歯磨きでの流し放しをやめ、コップに汲んで行う 5 × 365日	1.8m ³	流し放し約30秒(6) コップ3杯(0.6) コップ使用で約5の節約 1世帯で1人が実践した場合
	洗濯のためのすすぎを実行する 55 × 180回	9.9m ³	流しすすぎ(165) ためすすぎ(110) ためすすぎ実行で1回55の節約 年に180回洗濯した場合
	週に1回風呂の水の入れ替えを節約する 180 × 52回	9.4m ³	180の浴槽を使用した場合
	シャワーを1回の使用で1分短くする 12 × 180回	2.1 m ³	1回12の節約 概ね2日に1回、1世帯で1人が実行した場合
	食器洗いは容器を使ってため洗いする 100 × 365回	36.5m ³	流し放し約10分(120) 容器約6杯分(20) ため洗いで100の節約 1日1回実行した場合
	洗車はバケツに汲んで行う 180 × 12回	2.2m ³	ホースで流し放し約20分(240) バケツ6杯分(60) バケツ使用で180の節約 月1回実行した場合
	水の再利用 洗濯水の3分の1を風呂の残り湯で賄う 40 × 180回	7.2m ³	標準型洗濯機(110)水使用量の1/3(約40)を残り湯を使い節水 年に180回洗濯した場合
	植木や散水などに米のとぎ汁、野菜洗いの水、風呂の残り湯などを利用する 20 × 180回	3.6m ³	バケツ2杯分(20)節水 1日おきに撒く場合
	目標達成のため削減量	～ を全て実行した場合 1世帯あたり標準年間水使用量200.4m ³ × 2%(中間目標) 同上 × 5%	72.7m ³ 4m ³ (～ の約6%) 10m ³ (～ の約14%)

²⁾ 1997年度実績値: 出典 / 東京都水道局

参考資料: 「もしもの時の節水マニュアル」(社)関東建設弘済会
: 東京都水道局データ(一般家庭における節水方法例)

汚濁負荷原単位削減率

静岡県生活環境部の調査により、厨房管理によってどの程度生活排水・汚濁が除去されるかが示されている(表- 5.4.2.5)²⁷⁾。これは、調理くずや食べ残しを流さない、食器や鍋は洗う前に拭き取る、洗剤の適正な使用、といった対策によるものである。

表- 5.4.2.5 厨房管理による削減効果²⁷⁾

区分 項目	し尿 浄化槽 排水	台所排水			風呂 排水	洗濯 排水	その他	合計		
		無対策	対策	効果(%)				無対策 **	対策 **	効果(%) **
排水量 (l/日)	212	180	154	14.7	252	244	36	924 (712)	898 (686)	2.8 (3.7)
BOD (g/日)	19.1	54.0	18.7	65.4	39.9	28.6	3.7	145.3 (126.2)	110.0 (90.9)	24.3 (28.0)
SS (#)	13.8	38.5	13.6	64.8	15.2	15.5	4.9	87.9 (74.1)	630 (49.2)	28.3 (33.6)
T-P (#)	6.6	0.5	0.2	60.8	0.1	0.7	0.2	8.1 (1.5)	7.8 (1.2)	3.7 (20.0)
T-N (#)	40.5	2.2	0.8	62.7	1.2	0.9	0.3	45.1 (4.6)	43.7 (3.2)	3.1 (30.4)

備考1 婦人リーダーの協力を得て56年度に実施した生活排水の実態調査結果を4人当りに換算し、今回厨房排水対策を実施した削減効果から全体的な改善効果を試算した。

備考2 し尿浄化槽の汚濁負荷原単位は、建設省下水道部調査資料より4人当りに換算したものである

** ()内の数字は、し尿浄化槽排水を除いた場合の数字。

本検討においては、負荷量の削減率が雑排水未処理にかかってくるので、表- 5.4.2.5の中でし尿浄化槽排水を除いたもの(赤枠部分)で削減率を評価する。

$$\text{BOD 削減率} : (54.0-18.7) / (54.0+39.9+28.6+3.7) = 0.280 = 28\%$$

$$\text{T-N 削減率} : (2.2-0.8) / (2.2+1.2+0.9+0.3) = 0.304 = 30\%$$

$$\text{T-P 削減率} : (0.5-0.2) / (0.5+0.1+0.7+0.2) = 0.200 = 20\%$$

BOD と COD の削減率が同じであると仮定すると、ライフスタイル転換により、COD は 28%、T-N は 30%、T-P は 20%の削減が見込まれる。本検討でも、この割合をライフスタイル転換による排水量削減率のデフォルト値として設定する。

以上より、環境保全型ライフスタイルへの転換による水量・負荷量の削減割合のデフォルト値は表- 5.4.2.6に示す通り設定する。

表- 5.4.2.6 環境保全型ライフスタイルへの転換による
水量・負荷量削減割合のデフォルト値(%)

	排水量	COD 負荷量	T-N 負荷量	T-P 負荷量
削減割合(%)	36	28	30	20

(8) 環境保全型農業

環境保全型農業の実施により、排水量や汚濁負荷量の削減による水質改善をはかる。モデル上では、施肥量を削減する土地利用(田か畑か)をチェックし、それぞれ施肥量の削減割合(%)を設定する。

施肥量の削減

- ・ 施肥量の削減割合を考慮して、施肥量の値を変更する。

代かき期の使用水量に配慮

- ・ 代かき・田植え時の用水量係数を、通常時期と同様(=1)にする(デフォルトでは1.2)。

(9) 家畜し尿の農地還元

発生する家畜し尿のうち、現在農地還元されていないものを農地還元させることで、畜産系負荷を減少させる。モデル上では、豚および牛のし尿で現在農地還元されていないもののうち、何%を農地還元させるかを設定する。し尿を農地還元させる割合に応じて、牛・豚から発生する負荷原単位を割り引き、割り引かれた畜産系負荷原単位を用いて、汚濁負荷排出量を再計算する(モデル実行時)。

豚のし尿の農地還元

- ・ 農地還元させる割合に応じて、豚から発生する負荷原単位を割り引く。

牛のし尿の農地還元

- ・ 農地還元させる割合に応じて、牛から発生する負荷原単位を割り引く。

割り引かれた畜産系負荷原単位を用いて、汚濁負荷排出量を再計算する(モデル実行時)。なお、本モデルで用いる畜産系負荷原単位は、すでに農地還元分を差し引いたものであるため、設定した比率をそのままかけ合わせることで施策実行後の新しい原単位を決定する。

(10) 調節池

調節池を設けることで降雨時の雨水排出を調節し、洪水防止や負荷貯留の効果を果たす。モデル上では、調節池を入れるメッシュを指定し、指定したメッシュごとに、調節池の堤防高さ(m)、調節池の流出高さ(m)、調節池の流出の幅(m)、調節池底面積(m²)、汚濁物質の沈降速度(m/s)を設定する。

また、デフォルト値については下記の通り設定した。

- ・ 調節池の堤防高さ(m) : 3m をデフォルト値とする。
- ・ 調節池の流出高さ(m) : 0m をデフォルト値とする。
- ・ 調節池の流出の幅(m) : 50m をデフォルト値とする。
- ・ 調節池底面積(m²) : 2500m² をデフォルト値とする。
- ・ 沈降速度(m/s) : 5.0×10^{-5} m/s をデフォルト値とする。

(11) 地下汚濁物質の囲い込み

地下水の流れをせき止める止水板を打ち込むことで、地下における水・物質循環の流れを封じ込める。モデル上では、囲い込む範囲を決定し、囲い込むメッシュを指定する。囲い込みは複数にすることも可能である。なお、1つの囲い込みの中では、メッシュは必ず接していなければいけない。

(12) 下水処理場の高度処理化

下水処理場の高度処理化を行うことで、排水の処理水質を改善する。モデル上では、高度処理化させる下水処理場をチェックボックスで選択し、下水処理場ごとに、高度処理後の排水水質(COD、T - N、T - P)を設定する。

デフォルトでは、一部高度処理が導入されている霞ヶ浦浄化センターの排水水質を、次のように与える。

COD(mg/L) : 6.4

T - N(mg/L) : 8.17

T - P(mg/L) : 0.16

5.5 水環境改善施策の評価

5.5.1 霞ヶ浦湖内施策の評価

(1) 浄化用水の導入

1) 効果

浄化用水導入による対策効果を把握するため、表- 5.5.1.1の対策ケースを設定した。対策ケースの最大対策量は霞ヶ浦導水の計画最大値に拠った。

表- 5.5.1.1 浄化用水導入 対策ケース

No.	ケース名	内容	モデル計算方法
1-1	導水 100	土浦に 10m ³ /s、高浜に 5m ³ /s、西浦湖心に 25m ³ /s	BOX1 に 10m ³ /s、BOX2 に 5m ³ /s、BOX4 に 25m ³ /s
1-2	導水 50	ケース 1-1 の 50%	各 BOX ケース 1-1 の 50%の導水量
1-3	導水 10	ケース 1-1 の 10%	各 BOX ケース 1-1 の 10%の導水量
1-4	導水土浦 100	土浦のみに最大の 15m ³ /s	BOX1 に 15m ³ /s
1-5	導水高浜 100	高浜のみに最大の 15m ³ /s	BOX2 に 15m ³ /s
1-6	導水湖心 100	湖心のみに最大の 25m ³ /s	BOX4 に 25m ³ /s

各対策ケースの水質改善効果を、図- 5.5.1.1に示す。

西浦湖心の COD 改善効果は、計画されたすべての導水を実施した場合(導水 100)、土浦に最大の 15m³/s の導水を行った場合(導水土浦 100)および高浜に最大の 15m³/s を行った場合(導水高浜 100)が最も大きく、それぞれ現況の 7.2mg/L が 6.4mg/L に改善される結果が得られた。

霞ヶ浦導水事務所によると、導水の実施によって平成 17 年度の西浦平均水質(COD)の予測水質 7.2mg/L が 6.4mg/L に改善される計算結果となっており¹⁾、本検討における計算結果は、事務所による予測と同等の結果であった。

窒素については、高浜に最大の 15m³/s(高浜導水 100)導水した時に多少の改善が見られるが、他の地点では、那珂川・利根川とも窒素濃度が高いため、導水による効果はほとんど見られない。

リンについては、改善の傾向は COD とほぼ同様である。西浦湖心の T-P 改善効果は、高浜のみに最大の 15m³/s を導水したとき(高浜導水 100)が最も大きく、現況の 0.110mg/L が 0.097mg/L まで改善する。

2) 事例

北千葉導水路²⁸⁾、佐賀導水事業²⁹⁾ など

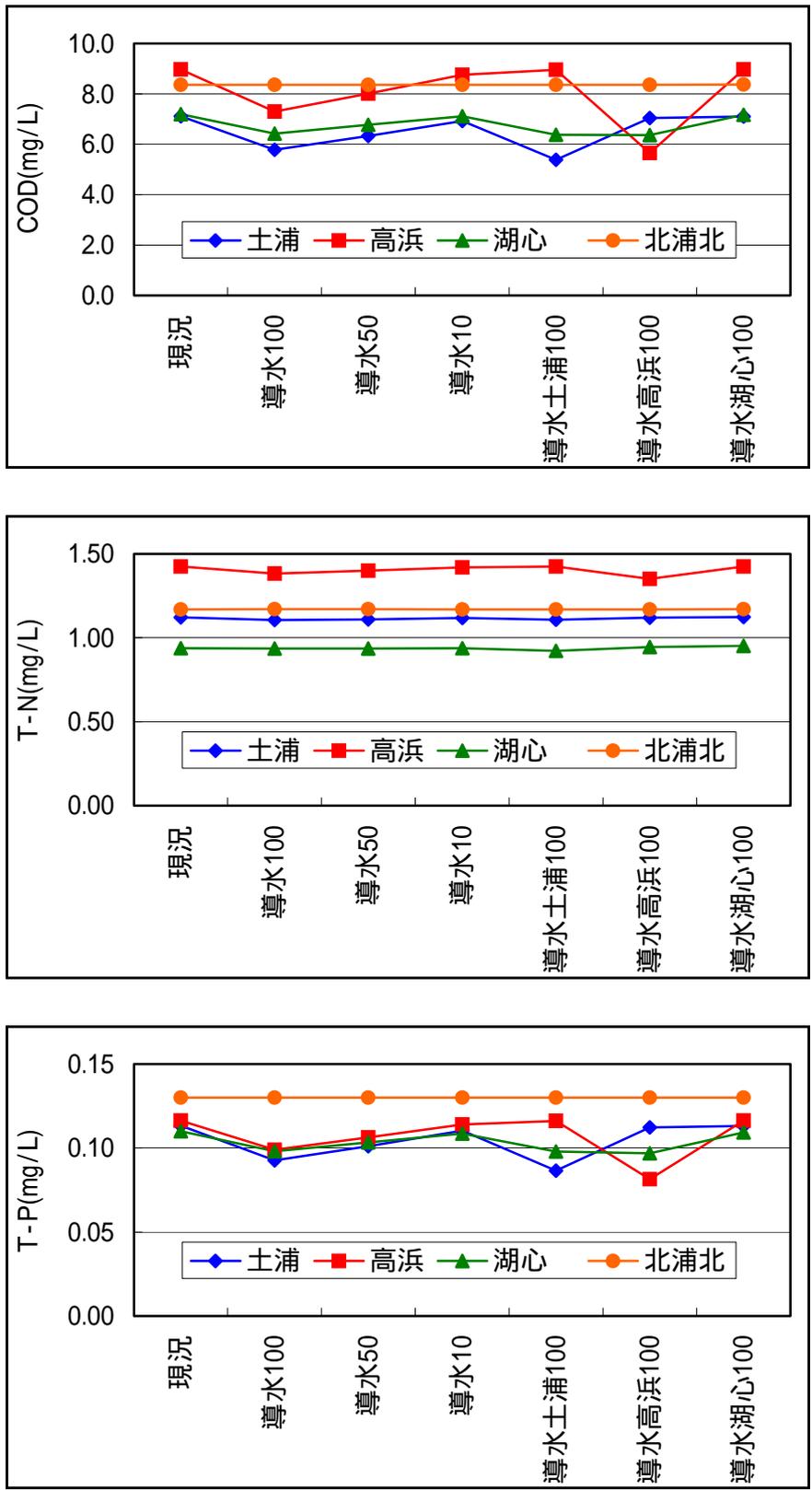


図- 5.5.1.1 浄化用水の導入による効果 (上から COD、全窒素、全リン)

(2) 浚渫の実施

1) 効果

浚渫による対策効果を把握するため、表- 5.5.1.2の対策ケースを設定し、効果の予測計算を行った。

表- 5.5.1.2 浚渫対策ケース

No.	ケース名	内容	モデル計算方法
2-1	浚渫 100	霞ヶ浦の全域（面積 220km ² ）で浚渫を実施	全 BOX の全面積を浚渫対象とする。浚渫量は、面積 220km ² × 浚渫深 0.3m で 6,600 万 m ³ とする。 なお、H13 年時点での既浚渫分については差し引いて計算を行う。
2-2	浚渫 50	ケース 2-1 の 50%	各 BOX ケース 2-1 の 50%の浚渫量
2-3	浚渫 10	ケース 2-1 の 10%	各 BOX ケース 2-1 の 10%の浚渫量

各対策ケースの水質改善効果を、図- 5.5.1.2に示す。

西浦湖心の COD は、霞ヶ浦全域で浚渫を実施した場合、7.2 mg/L から 5.2mg/L に改善する。また、土浦、高浜においても水質の改善が見られ、それぞれ 7.1 5.8mg/L、9.0 6.3mg/L となる。

霞ヶ浦河川事務所によると、計画浚渫量(約 800 万 m³)まで実施することで(約 576 万 m³ が浚渫済み)、平成 17 年度の西浦平均水質(COD)の予測水質 7.8mg/L が 7.2mg/L に改善される計算結果となっている³⁰⁾。本検討における計算結果は、約 6,000 万 m³ の浚渫で COD が 2.0mg/L 改善する計算となっており、事務所の計画よりも効果が小さい。しかし、本検討では霞ヶ浦の全域で浚渫を行ったケースの計算を行っていることから、底泥からの溶出が大きい箇所を重点的に浚渫している現行計画の結果とは単純に比較することはできない。

霞ヶ浦全域で浚渫を実施した場合の窒素の改善効果は、西浦湖心では、現況の 0.94mg/L が計画浚渫の実施で 0.68mg/L に低減する。

リンについては、西浦湖心現況の 0.110mg/L が、霞ヶ浦全域で浚渫を実施した場合 0.086mg/L まで低下する。

2) 事例

霞ヶ浦、手賀沼、諏訪湖など多数

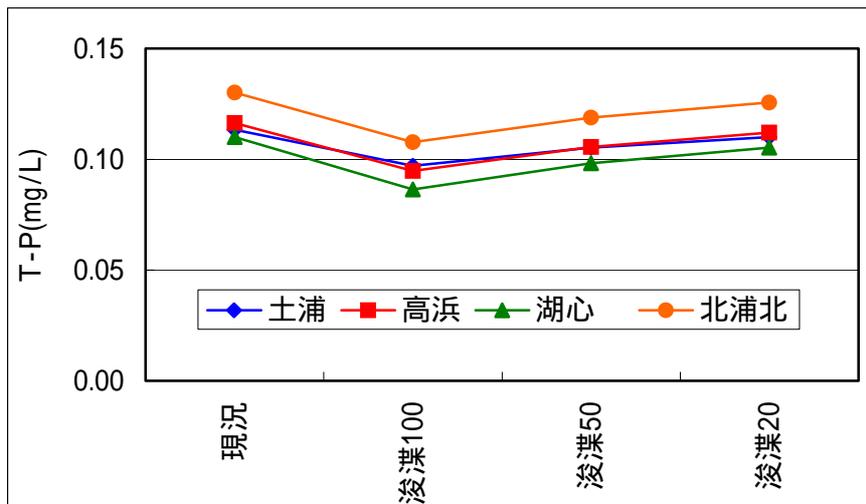
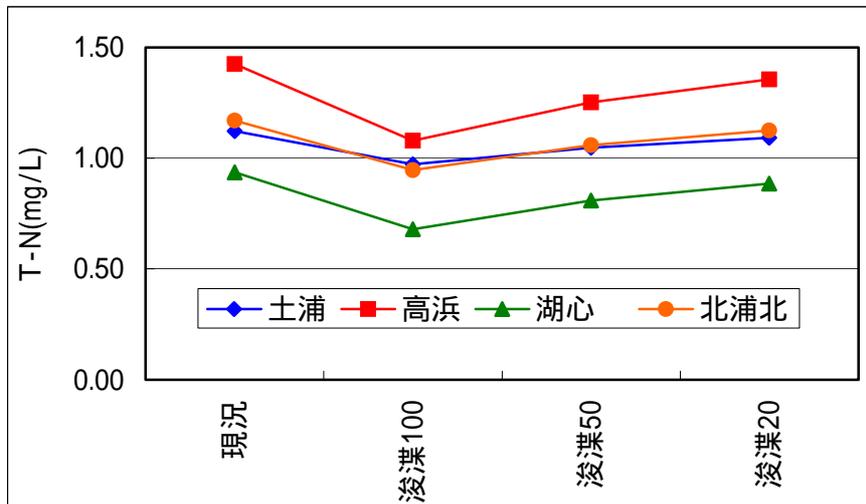
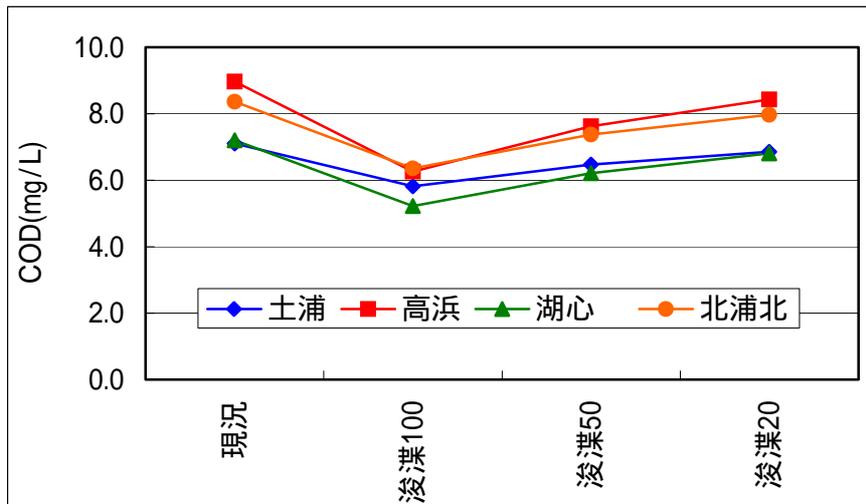


図- 5.5.1.2 浚渫による効果（上から COD、全窒素、全リン）

(3) 植生浄化

1) 効果

植生浄化による対策効果を把握するため、表- 5.5.1.3の対策ケースを設定した。対策ケースの最大対策量は、昭和 35 年の水生植物面積 14.932km²（うち抽水 2.854km²、沈水 12.073km²）に拠っており、最大ここまで再生すると仮定した。

表- 5.5.1.3 植生浄化 対策ケース

No.	ケース名	内容	モデル計算方法
3-1	植生 100	水生植物面積 14.932km ² (S35 の植生面積)	14.932km ² を各 BOX の面積で按分する。
3-2	植生 50	ケース 2-1 の 50%	面積をケース 2-1 の 50%とする。
3-3	植生 10	ケース 2-1 の 10%	面積をケース 2-1 の 10%とする。

各対策ケースの水質改善効果を、図- 5.5.1.3に示す。

植生を昭和 35 年の西浦湖心の水生植物面積 14.932km²になると、COD は現況の 7.2mg/L が 6.5mg/L に改善される。その他の水域についても、0.5mg/L 程度の改善効果がある。

窒素について、植生 100 のケースで、西浦湖心の T-N が 0.94mg/L から 0.86mg/L に改善され、その他の地点についても 0.05 ~ 0.07mg/L の水質改善が起こる計算結果となった。

リンについては、植生 100 のケースで西浦湖心の T-P は、0.110mg/L が 0.098mg/L まで改善する。

2) 事例

琵琶湖（ヨシ）、手賀沼（ホテイアオイ）、紀伊長島町ツツラト峠（ホテイアオイ池）など

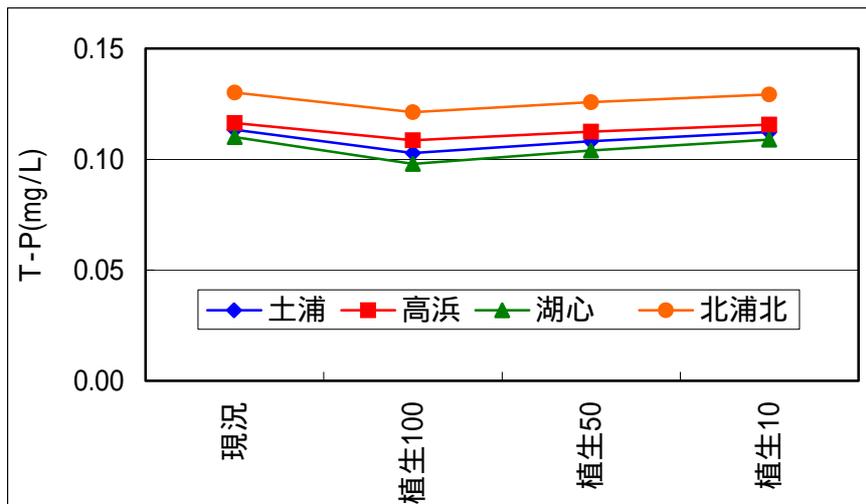
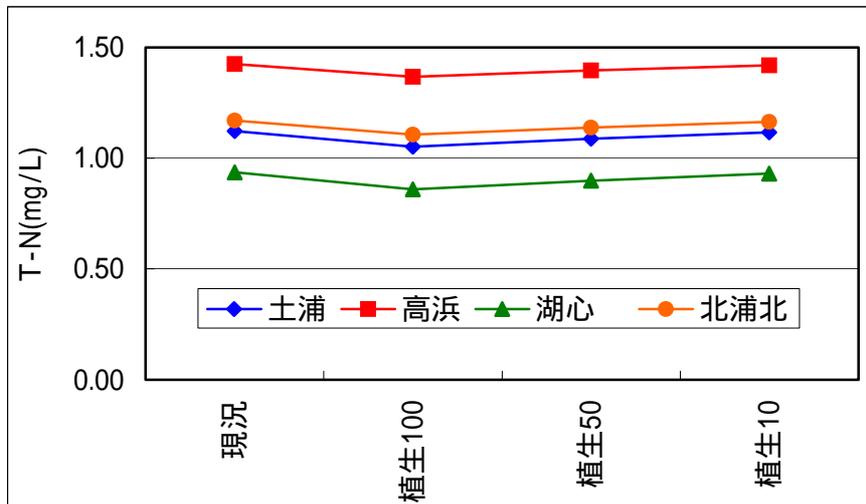
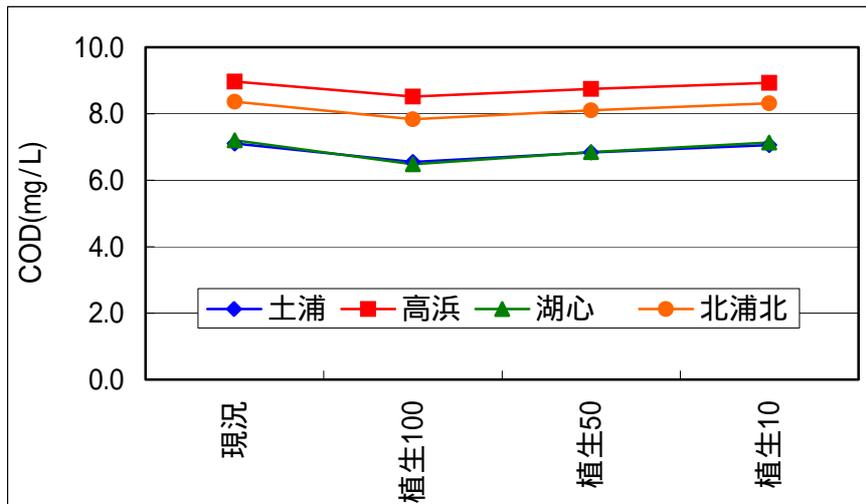


図- 5.5.1.3 植生浄化による効果（上から COD、全窒素、全リン）

(4) シジミ浄化

1) 効果

シジミ浄化による対策効果を把握するため、下表の対策ケースを設定した。
最大シジミ漁獲量は、過去 S35 年での漁獲量である 3,000t を最大として設定した。

表- 5.5.1.4 シジミ浄化 対策ケース

No.	ケース名	内容	モデル計算方法
4-1	シジミ 100	シジミ漁獲量 3,000 トン (S35 の漁獲量)	3,000 トンを各 BOX の面積で按分する。
4-2	シジミ 50	ケース 4-1 の 50%	漁獲量をケース 4-1 の 50%とする。
4-3	シジミ 10	ケース 4-1 の 10%	漁獲量をケース 4-1 の 10%とする。

各対策ケースの水質改善効果を、図- 5.5.1.4に示す。

COD、窒素、リンともに改善効果は小さい。これは、シジミの漁獲量が少ないため、漁獲され系外に出て行く量が少ないと考えられる。

COD 改善効果では、シジミ 100 のケースで、現況と比べて 0.1mg/L 程度改善するにとどまる計算結果となった。

窒素、リンについては、本検討のシジミ漁獲量ではほとんど水質が改善しない結果となった。

2) 事例

宍道湖、涸沼など汽水域

ただし、浄化のためにシジミを管理放流した例はない。

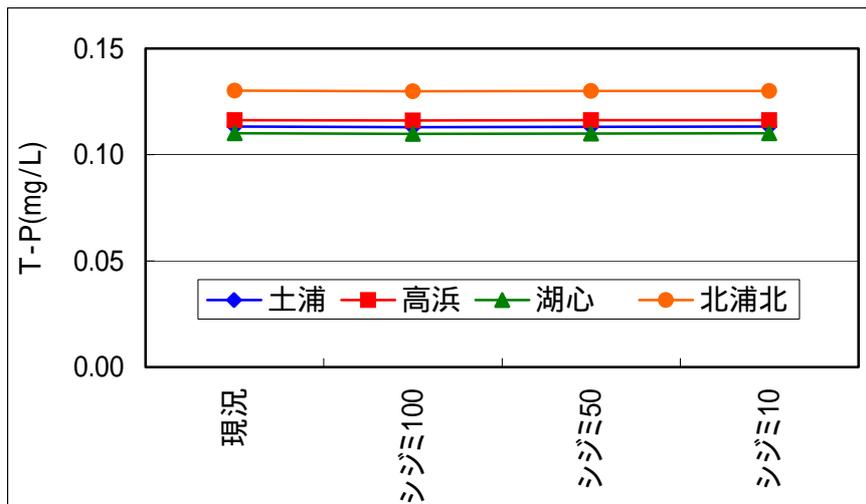
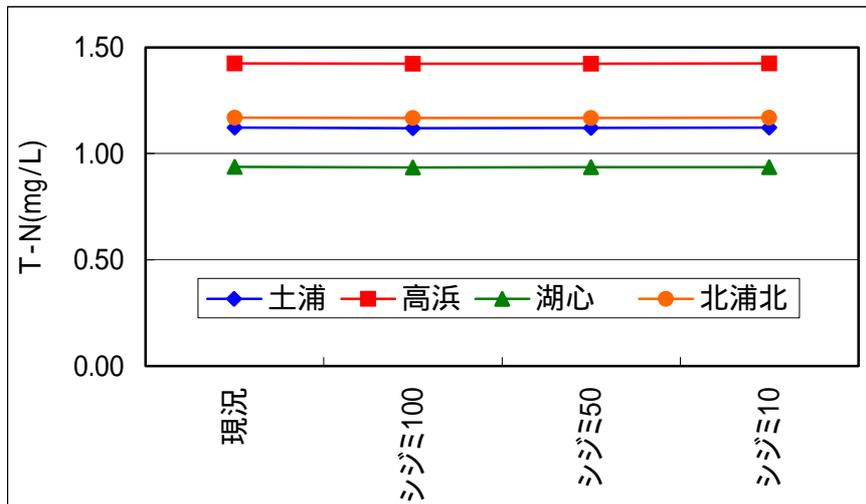
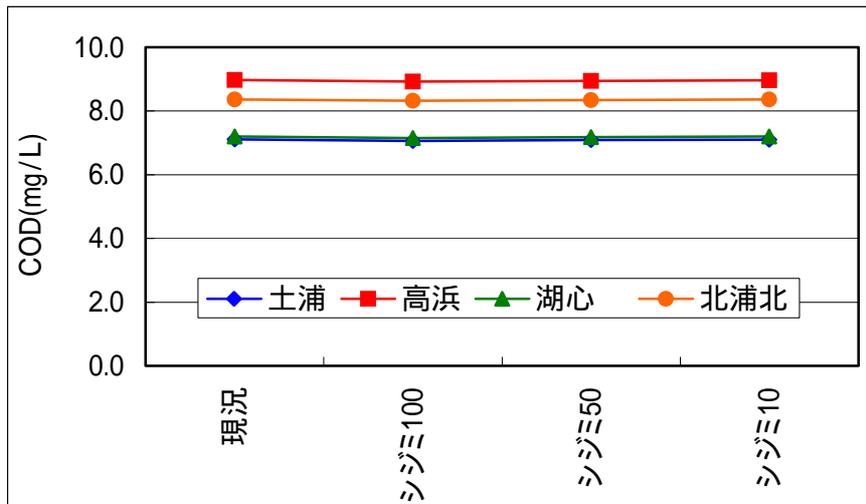


図- 5.5.1.4 シジミ浄化による効果（上から COD、全窒素、全リン）

(5) 水産負荷対策の実施

1) 効果

水産負荷対策による対策効果を把握するため、下表の対策ケースを設定した。

コイヘルペスウイルスの問題発生を受けて、霞ヶ浦においては平成 14 年 3 月 30 日をもって養殖コイの全量除去が完了した³¹⁾。このことを踏まえ、水産負荷対策の実施における最大対策量はコイ養殖による負荷をゼロとするケースとする。また、参考までに、漁獲量を 2001 年時点の 5 割または 3 割減としたときの効果を計算する。

表- 5.5.1.5 水産負荷軽減 対策ケース

No.	ケース名	内容	モデル計算方法
5-1	水産 100	水産負荷をゼロとする。	水産負荷を考慮しない
5-2	水産 50	水産負荷を現況の 50% 減とする。	各 BOX 水産負荷を 2001 年時点の 50% に
5-3	水産 30	水産負荷を現況の 30% 減とする	各 BOX 水産負荷を 2001 年時点の 70% に

各対策ケースの水質改善効果を、図- 5.5.1.5 に示す。

西浦湖心の COD 改善効果は、水産 100 のケースでは、現況の 7.2mg/L が 6.3mg/L まで低下する。また、5 割減、3 割減のケースについても、それぞれ 6.8mg/L、6.9mg/L となり、一定の改善が見られる計算結果となった。

同様に、湖心の窒素は、水産 100 のケースで 0.94mg/L が 0.86mg/L に、リンは 0.110mg/L が 0.090mg/L まで低減する計算結果となった。

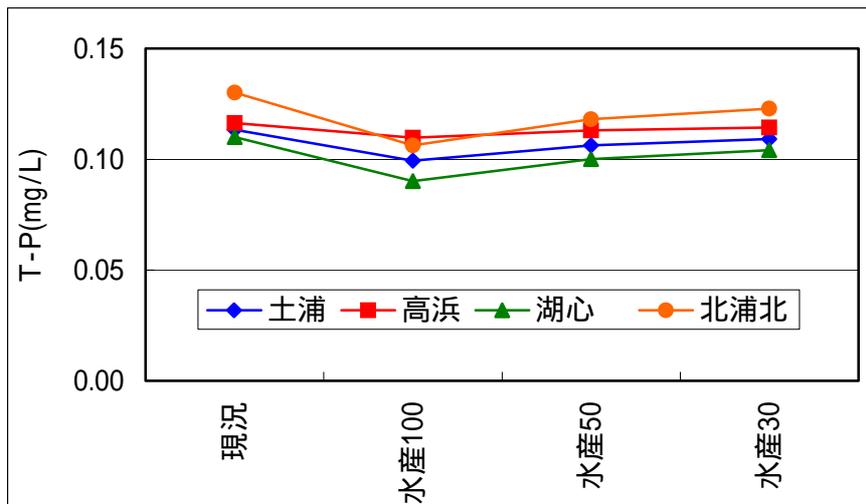
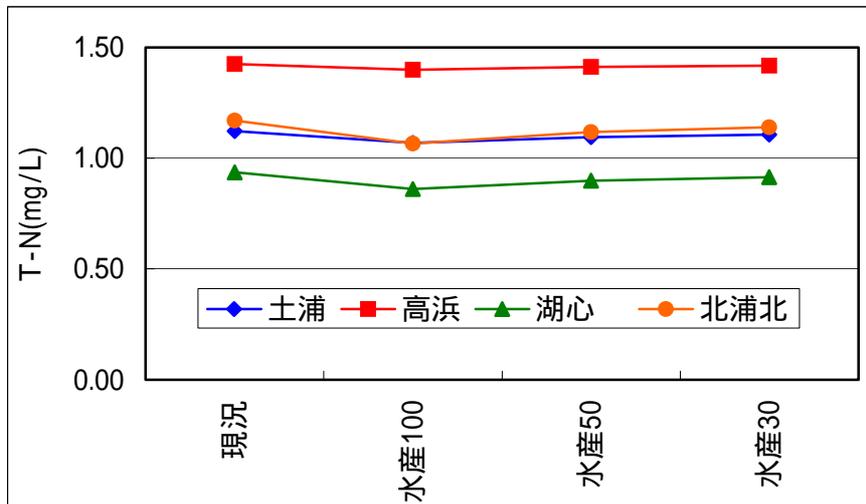
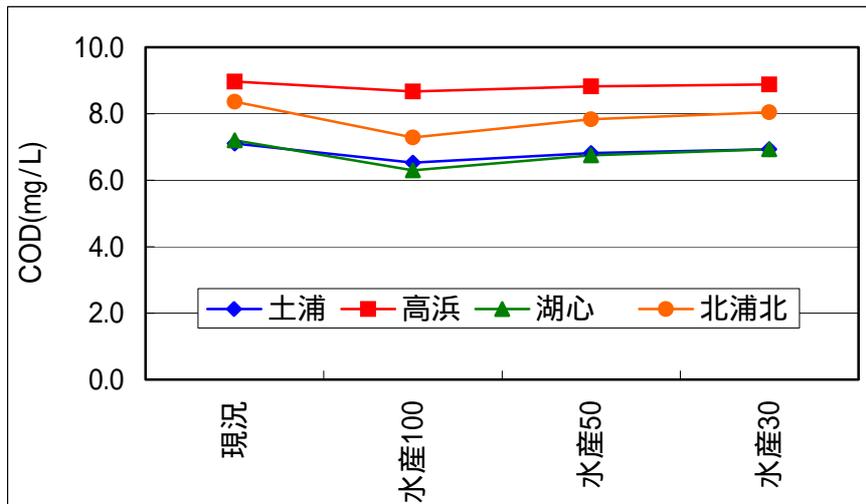


図- 5.5.1.5 水産負荷軽減による効果（上から COD、全窒素、全リン）

5.5.2 霞ヶ浦流域施策の評価

(1) 下水道の整備

1) 効果

下水道整備を進めていくことによる効果を把握するために、下表の対策ケースを設定した。

表- 5.5.2.1 下水道整備 対策ケース

No.	ケース名	内容
7-0	現況	施策前
7-1	下水道 100	下水道整備率 100%
7-2	下水道 80	下水道整備率 80%
7-3	下水道 60	下水道整備率 60%

下水道の整備による霞ヶ浦の水質の変化は図- 5.5.2.1の通りである。

下水道 100 の場合の水質改善効果は、湖心では、COD で約 0.9mg/L、T-N で約 0.1mg/L、T-P で約 0.02mg/L 改善すると予測される。

また、高浜、北浦北での改善効果が大きく、COD でみると、高浜で 1.4mg/L、北浦北では 1.9mg/L 改善する計算結果となる。

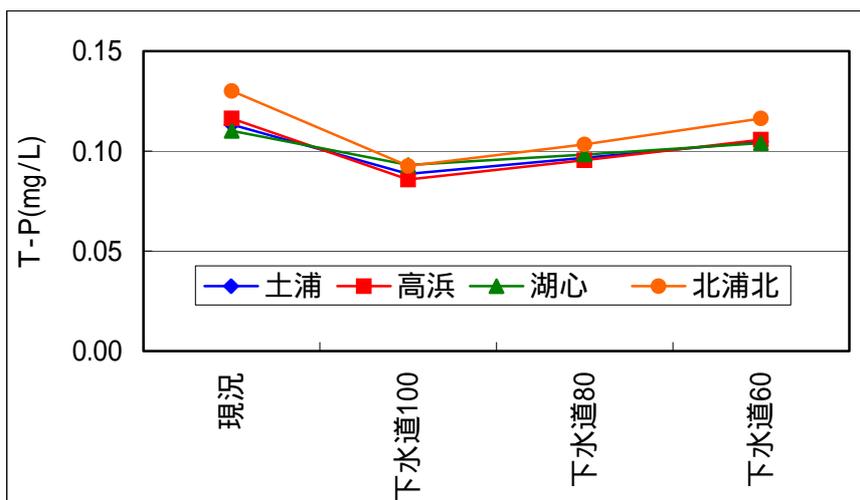
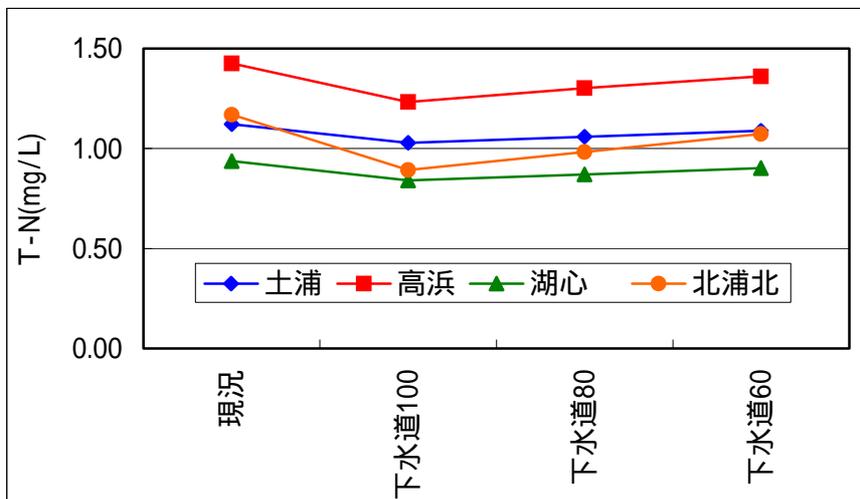
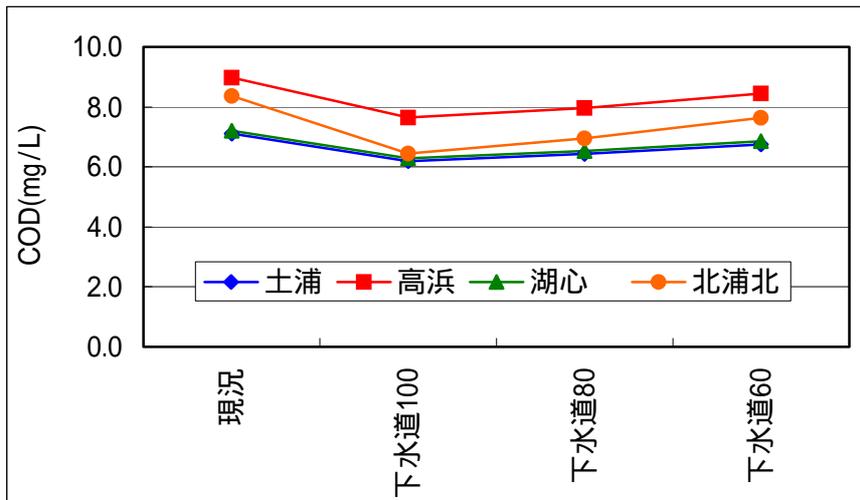


図- 5.5.2.1 下水道整備によるによる霞ヶ浦水質の改善効果

(2) 高度処理型合併処理浄化槽の設置

1) 効果

高度処理合併浄化槽の対策ケースは下表に示す通りである。なお、施策効果をみるためのモデル計算は、下水道整備域以外の住民を対象として、均等にその人口から転換している。

表- 5.5.2.2 高度処理型合併処理浄化槽 対策ケース

No.	ケース名	内容
8-0	現況	施策前
8-1	高度 10	高度処理型合併処理浄化槽に、10%の人が転換
8-2	高度 50	同、50%の人が転換
8-3	高度 100	同、100%の人が転換

対策による霞ヶ浦の水質の変化を図- 5.5.2.2に示す。

対策量が最大である高度 100 のケースでの改善効果は、湖心で COD0.7mg/L、T-N0.1mg/L、T-P0.01mg/L 程度である。

また、そのほかの地点では、高浜、北浦北で水質改善が大きく、COD で見ると、高浜が 1.1mg/L、北浦北で 1.3mg/L の改善が得られる結果となった。

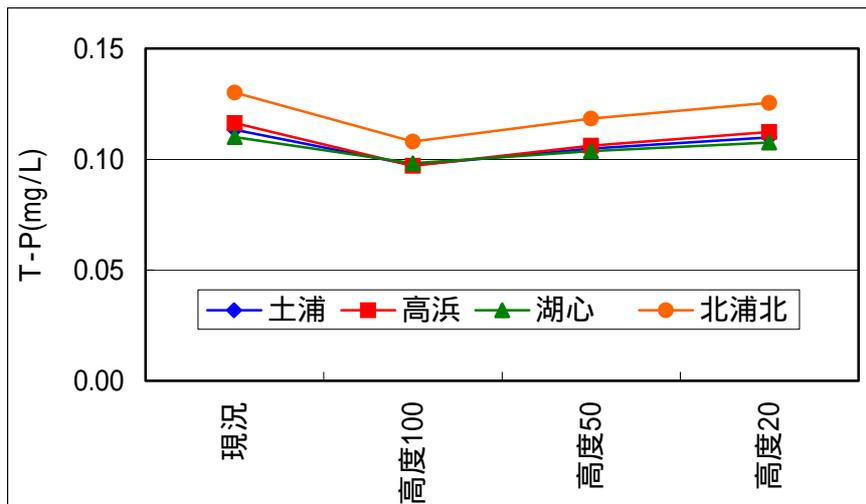
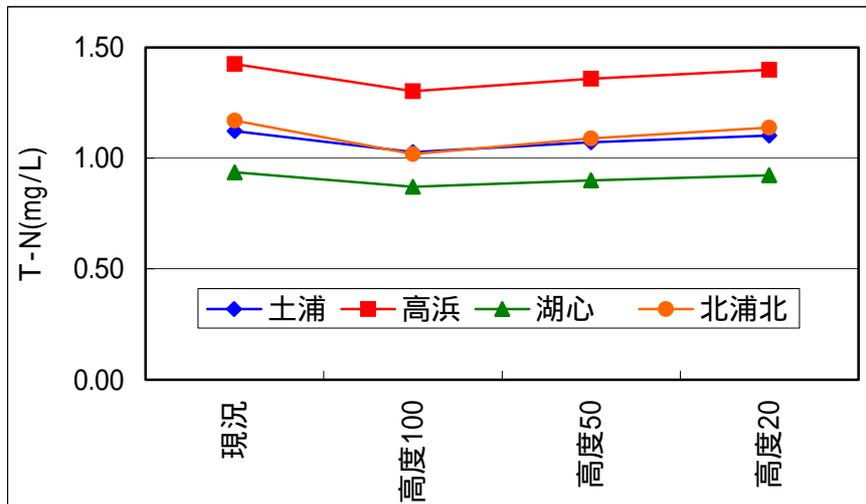
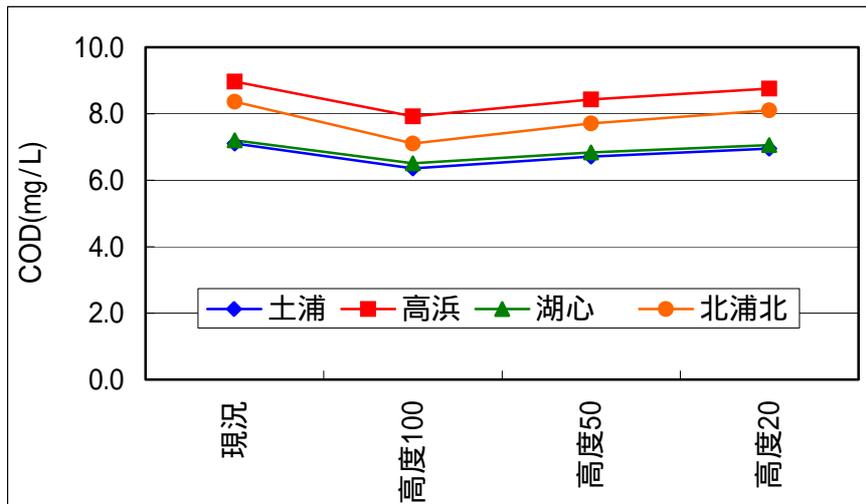


図- 5.5.2.2 高度処理型合併処理浄化槽による霞ヶ浦水質の改善効果

(3) 各戸雨水貯留浸透施設の設置

1) 効果

各戸雨水貯留浸透施設の施策効果を見るために、下表に示すようなケースを設定する。なお、建ぺい率や貯留浸透施設の規模は、第5章で示したインターフェイスで設定しているデフォルト値を用いている。

表- 5.5.2.3 各戸雨水貯留浸透施設 対策ケース

No.	ケース名	内容
9-0	現況	施策前
9-1	浸透 20	全家庭の 20% に各戸貯留浸透施設を設置
9-2	浸透 50	同、50% に設置
9-3	浸透 100	同、100% に設置

霞ヶ浦水質の変化を図- 5.5.2.3に示す。

湖心では、COD で 0.1mg/L 程度改善すると予測される。また、対策ケースによる霞ヶ浦水質の改善効果の違いは小さい。

2) 事例

各戸貯留浸透：台東区雨水貯留槽設置助成制度、一宮市雨水貯留槽設置助成制度、千葉市雨水貯留槽・浸透マス設置補助制度など多数

大規模貯留：六甲アイランド、福岡市下水処理水循環利用モデル事業（住宅・都市整備公団、1995）、今津貯留池（26,000m³）、寝屋川流域都市水防災総合計画（大枝調整池（30,000 m³）、八戸の里雨水貯留施設（8,000 m³）、平野川調整池（140,000 m³）、飛行場地下道雨水貯留施設（13,000 m³））

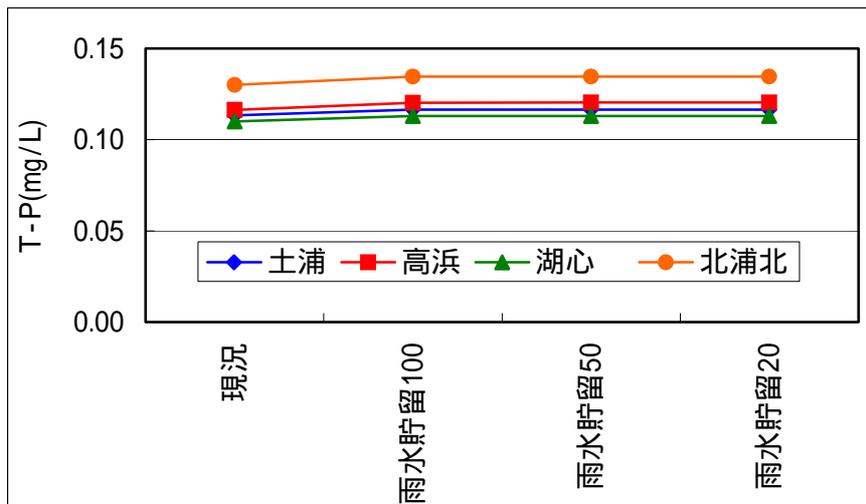
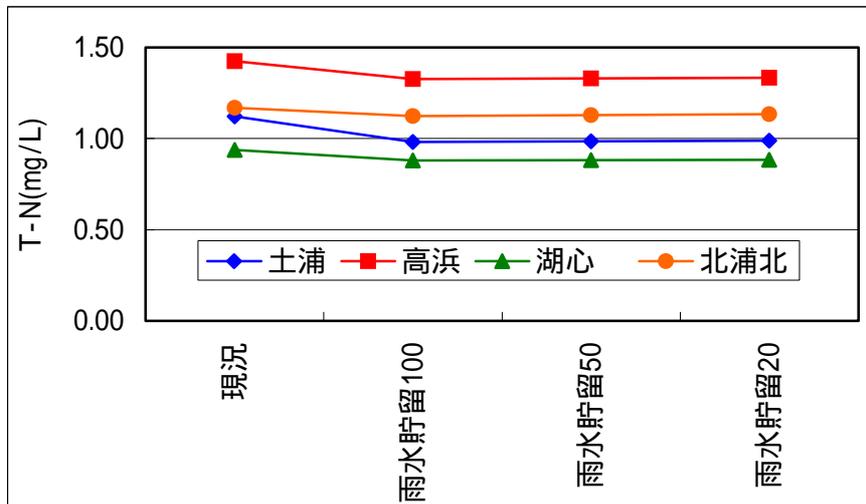
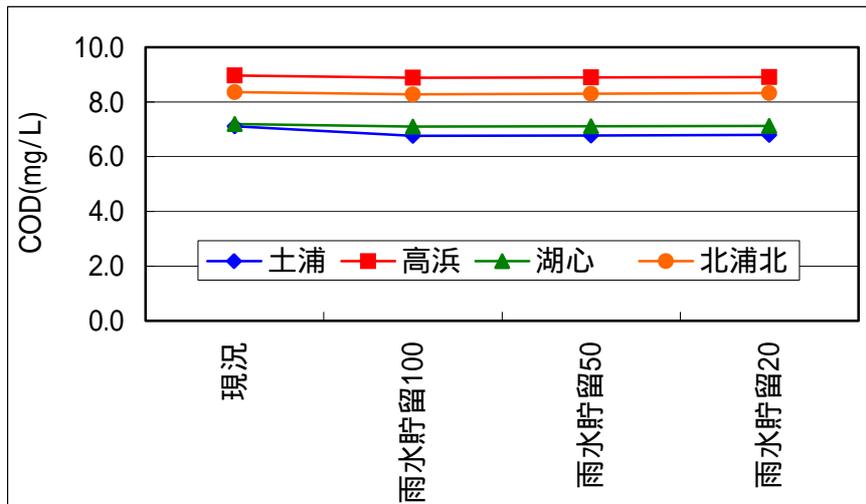


図- 5.5.2.3 各戸雨水貯留浸透施設による霞ヶ浦水質の改善効果

(4) 道路の透水性舗装の整備

1) 効果

透水性舗装による効果を見るため、対策ケースを下表に示すように設定する。

表- 5.5.2.4 透水性舗装 対策ケース

No.	ケース名	内容
10-0	現況	施策前
10-1	舗装 20	流域の全道路の 20% に透水性舗装を整備
10-2	舗装 50	同、50% を整備
10-3	舗装 100	同、100% を整備

透水性舗装による霞ヶ浦水質の変化を図- 5.5.2.4 に示す。

流入負荷の削減量が小さいことから、霞ヶ浦水質の改善も小さい。COD で見ると、湖心で約 0.1mg/L の水質改善効果が得られる計算となった。

全体的に、同系の対策である、前述の各戸貯留浸透施設に比べ、削減量は小さい。これは、霞ヶ浦流域での道路面積が宅地面積に比べ小さく、実際の対策量（面積）としては、市街地・宅地の全体に対策を実行した各戸貯留浸透施設に比べ、透水性舗装は約 10 分 1 程度であるためであると考えられる。

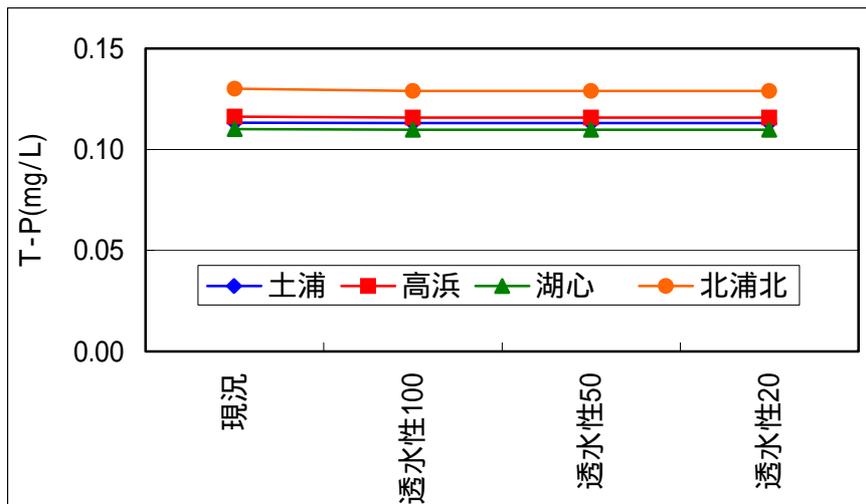
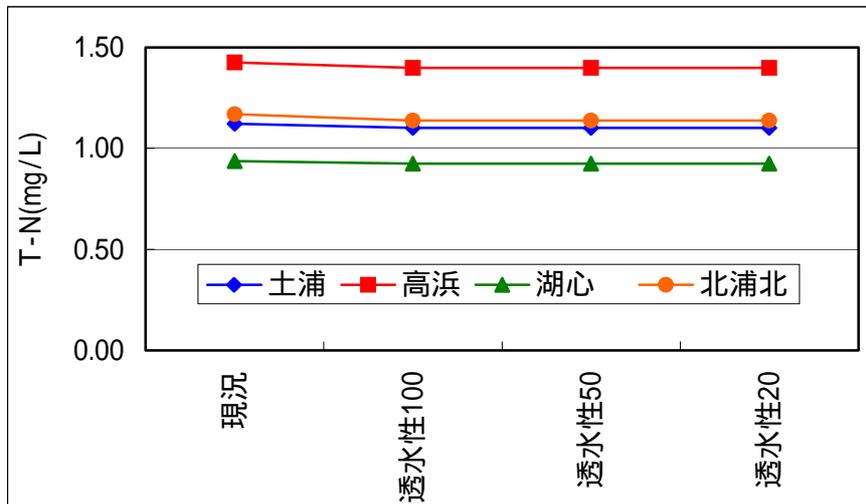
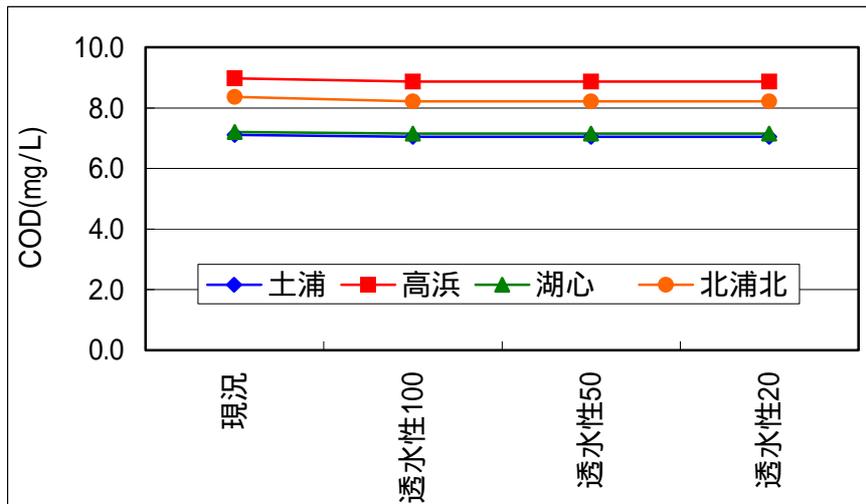


図- 5.5.2.4 透水性舗装による霞ヶ浦水質の改善効果

(5) 下水処理水の再利用（生活用水）

1) 効果

下水処理水の再利用（生活用水）の対策ケースを下表に示す。

表- 5.5.2.5 下水処理水の再利用（生活用水） 対策ケース

No.	ケース名	内容
11-0	現況	施策前
11-1	再利用（生活）20	下水処理水の20%を生活用水として再利用
11-2	再利用（生活）50	同、50%を再利用
11-3	再利用（生活）100	同、100%を再利用

下水処理水の再利用（生活用水）による霞ヶ浦の水質の変化を図- 5.5.2.5に示す。

対策を実施することにより、霞ヶ浦周辺にある下水処理場からの放流量・放流負荷量が減少するため、特に、土浦では最大の霞ヶ浦浄化センターがあることから、水質の改善が見られ、CODで約0.2mg/L、T-N、T-Pはそれぞれ約0.08mg/L、0.002mg/L改善する計算結果となった。

ただし、湖心などの土浦以外のBOXにおいては、全体的に水質改善効果は小さい結果となった。

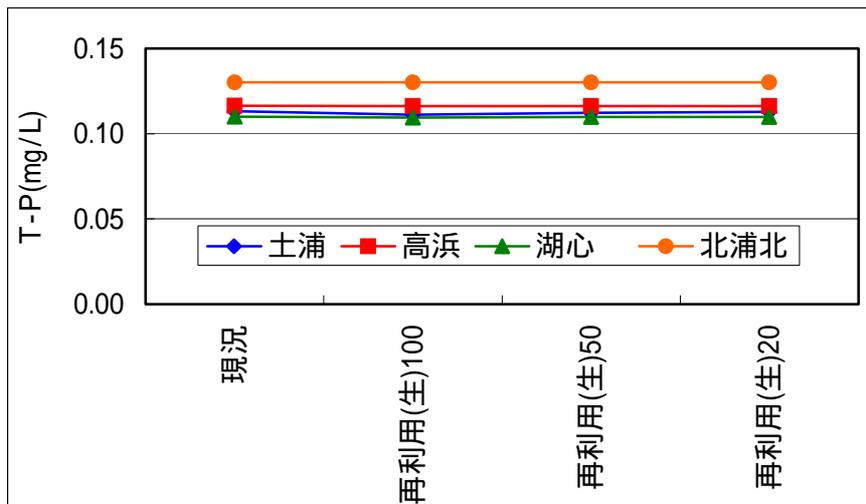
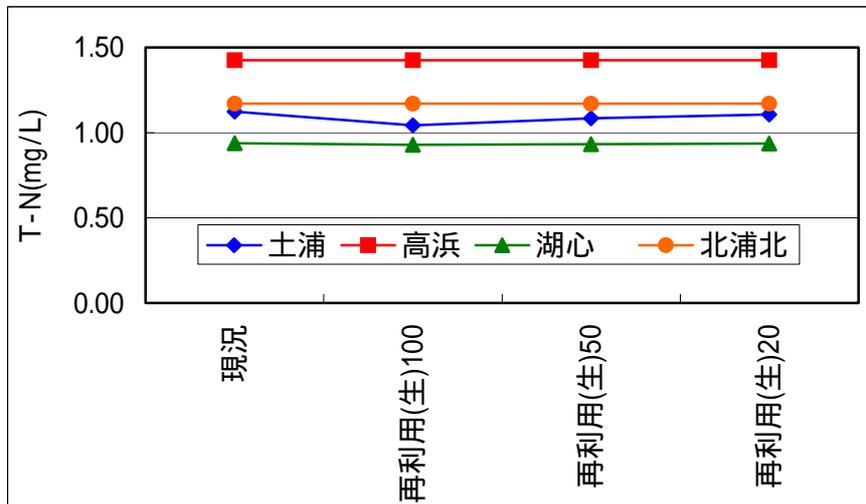
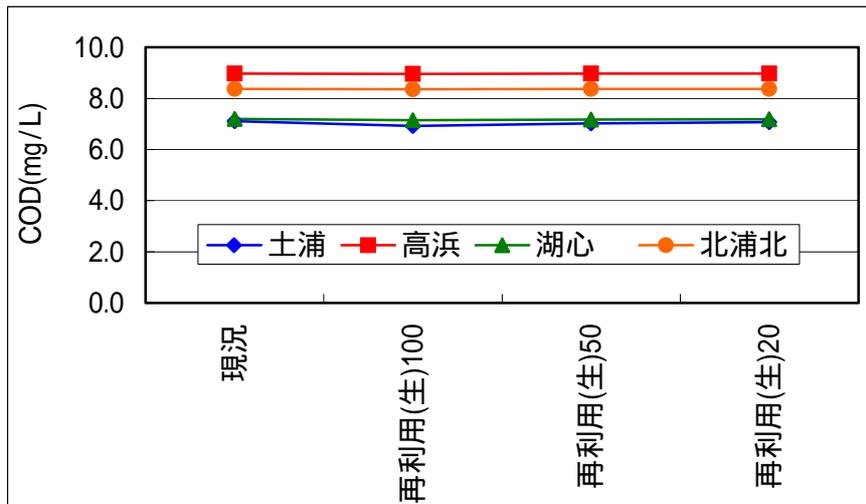


図- 5.5.2.5 下水処理水の再利用（生活用水）による霞ヶ浦水質の改善効果

(6) 下水処理水の再利用（農業用水）

1) 効果

下水処理水の再利用（生活用水）の対策ケースは下表に示すように設定する。

表- 5.5.2.6 下水処理水の再利用（農業用水） 対策ケース

No.	ケース名	内容
12-0	現況	施策前
12-1	再利用（農業）20	下水処理水の20%を農業用水として再利用
12-2	再利用（農業）50	同、50%を再利用
12-3	再利用（農業）100	同、100%を再利用

霞ヶ浦の水質の変化を図- 5.5.2.6に示す。

前述の下水処理水再利用(生活)と同様に、対策を実施することにより、霞ヶ浦周辺にある下水処理場からの放流水量・放流負荷量が減少するため、特に、土浦では最大の霞ヶ浦浄化センターがあることから、水質の改善が見られ、COD で約 0.2mg/L、T-N、T-P はそれぞれ約 0.08mg/L、0.002mg/L 改善する計算結果となった。

ただし、湖心などの土浦以外の BOX においては、全体的に水質改善効果は小さい結果となった。

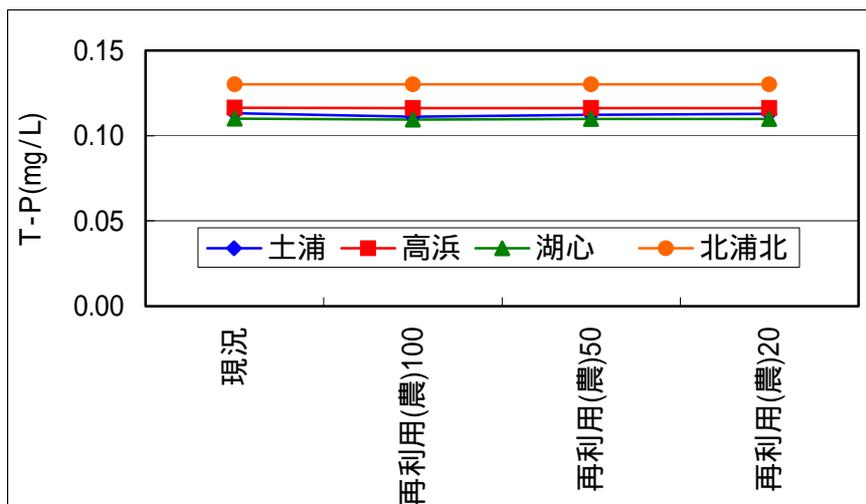
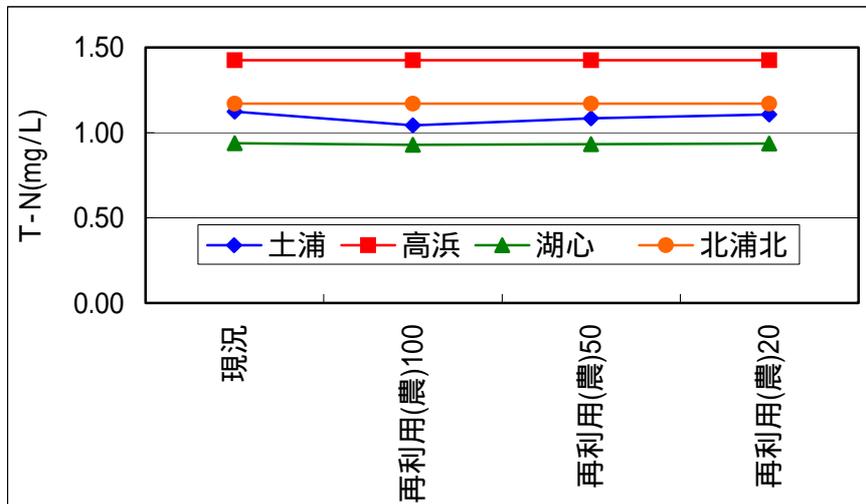
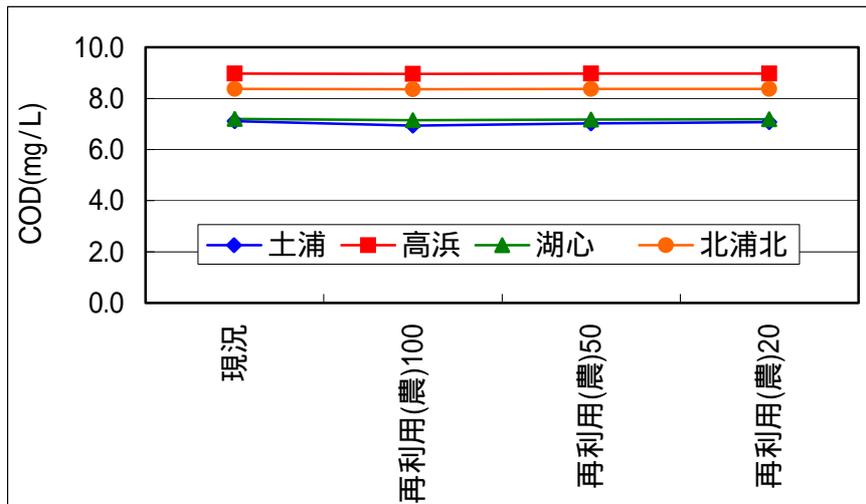


図- 5.5.2.6 下水処理水の再利用（農業用水）による霞ヶ浦水質の改善効果

(7) 湿地による河川水質の浄化

1) 効果

湿地浄化による対策効果を把握するため、下表の対策ケースを設定した。

代表 10 河川での対策実施を想定した。最大対策量は、全 10 河川において、1km×1km の面積で湿地帯を設けることとし、湿地 50、湿地 10 などのケースでは、湿地帯の面積をそれぞれ 0.5km²、0.1km² と小さくすることを想定した対策ケースとした。

表- 5.5.2.7 湿地浄化 対策ケース

No.	ケース名	内容	モデル計算方法
13-1	湿地 100	代表 10 河川の河口部付近で 1,000m×1,000m (1km ²) の湿地帯を設け、最大 10 万 m ³ /日を対象に浄化する。	各河川の河口部に相当する(合流する場合はその合流部)河道メッシュに湿地を設ける。湿地面積 1km ² 、浄化水量 10 万 m ³ /日とする。
13-2	湿地 50	ケース 13-1 の湿地面積、浄化対象流量をそれぞれ半分にする。	湿地面積、浄化水量をケース 13-1 の 50% とする。
13-3	湿地 20	ケース 13-1 の湿地面積、浄化対象流量をそれぞれ 20% にする。	湿地面積、浄化水量をケース 13-1 の 20% とする。

湿地浄化による霞ヶ浦の水質の変化を図- 5.5.2.7に示す。

最大の対策量である湿地 100 のケースについて、湖心での改善は 0.3mg/L であるが、高浜、北浦北では COD で 0.7～0.8mg/L の改善が見られる。これは、高浜、北浦北では、汚濁した流入河川で湿地浄化を実施しているため、水質の改善効果が大きくなっていると考えられる。しかし、土浦では、あまり汚濁されていない流入河川(桜川)での実施であり、改善効果が小さかったと考えられる。

2) 事例

琵琶湖、霞ヶ浦(川尻川)など

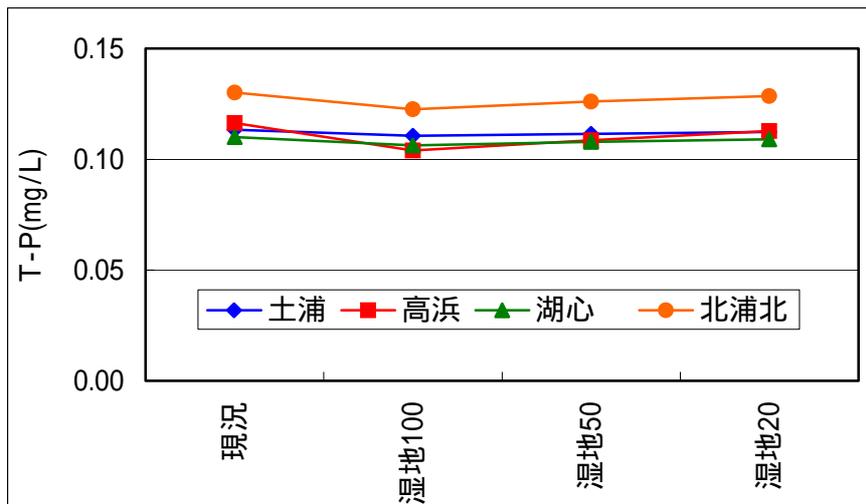
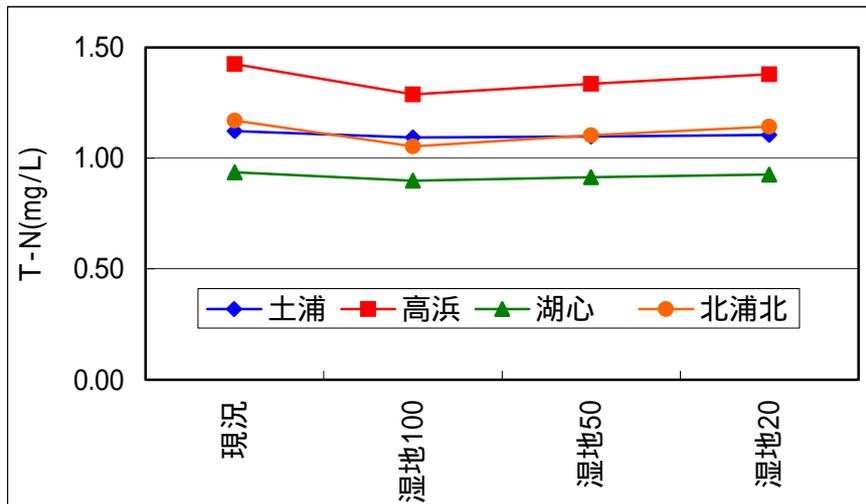
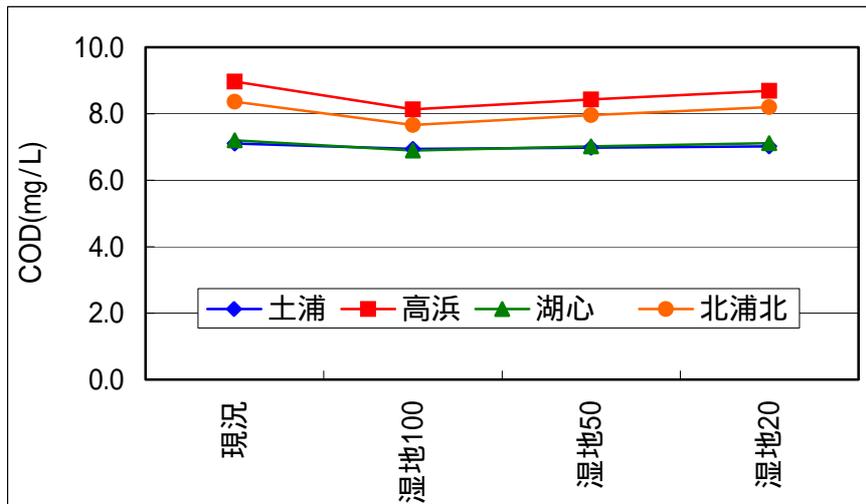


図- 5.5.2.7 湿地浄化による霞ヶ浦水質の改善効果

(8) 環境保全型ライフスタイルの実行

1) 効果

環境保全型ライフスタイルの実行による効果を把握するため、下表に示すケースを設定する。

表- 5.5.2.8 環境保全型ライフスタイル 対策ケース

No.	ケース名	内容	モデル計算方法
14-0	現況	施策前	-
14-1	ライフスタイル 20	環境保全型ライフスタイルを流域住民の 20% が実行	対象となる人口分の排出原単位を減じる。
14-2	ライフスタイル 50	同、50% が実行	同上
14-3	ライフスタイル 100	同、100% が実行	同上

ここで流域住民には、汚水処理形態が合併・単独浄化槽、し尿処理場、自家処理である人が含まれる。

霞ヶ浦の水質の変化を図- 5.5.2.8に示す。

最大の対策量のケースであるライフスタイル 100 でも、西浦湖心で現況 COD7.2mg/L に対して、7.1mg/L まで 0.1mg/L しか改善しない。T-N、T-P についても、それぞれ現況 0.94mg/L が 0.93mg/L、0.110mg/L が 0.109mg/L に改善する程度である。

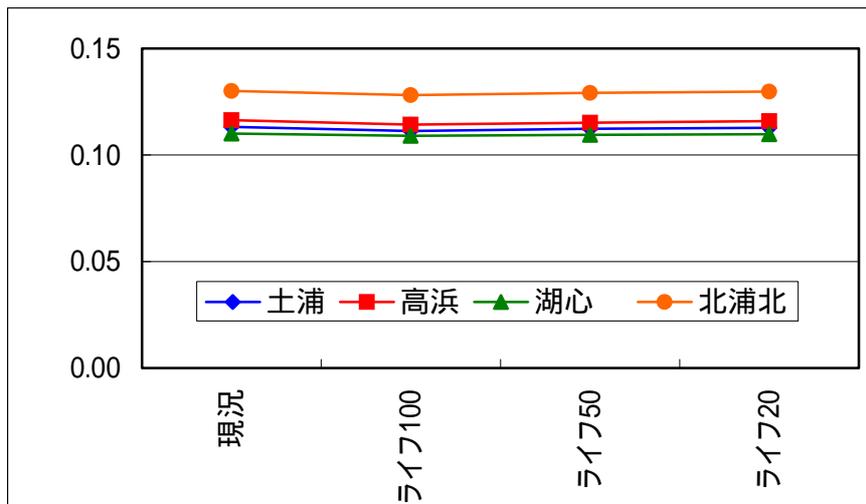
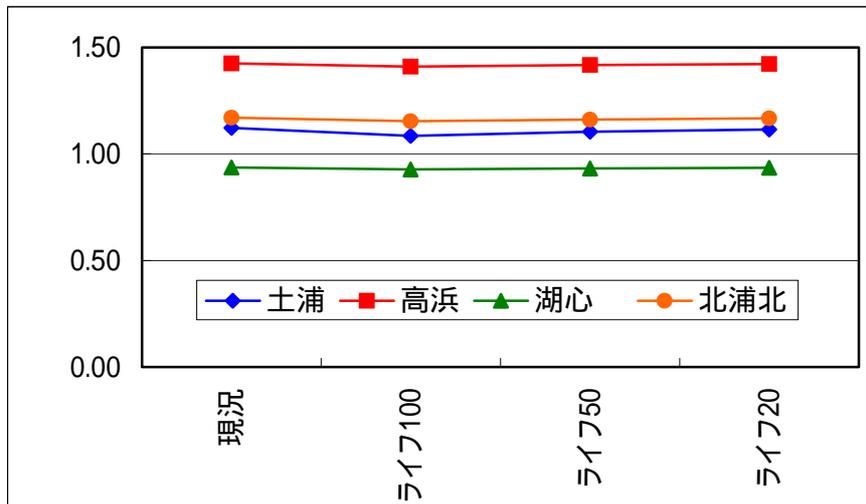
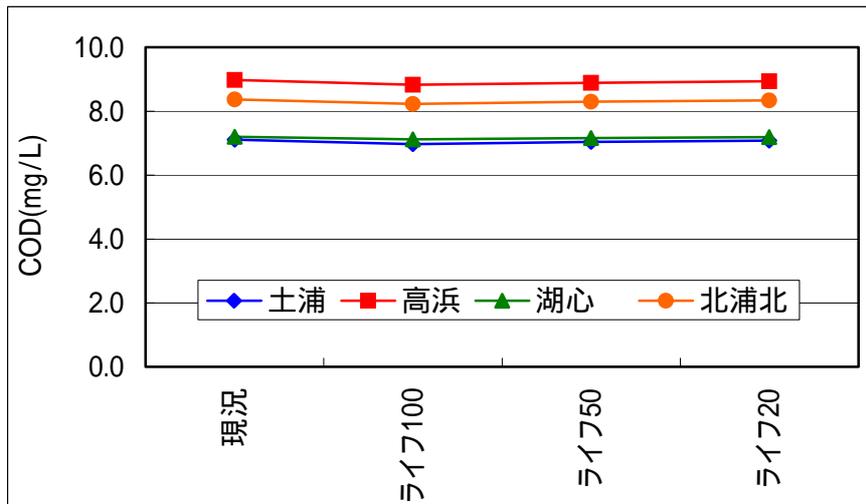


図- 5.5.2.8 環境保全型ライフスタイルへの変換による霞ヶ浦水質の改善効果

(9) 環境保全型農業の実施

1) 効果

環境保全型農業の実施による効果を把握するため、下表に示すケースを設定する。。なお、ここでは、全ての農業従事者が対策を実施すると仮定し、用いている施肥量の削減割合で対策量を決定することとする。

表- 5.5.2.9 環境保全型農業 対策ケース

No.	ケース名	内容	モデル計算方法
15-0	現況	施策前	-
15-1	環境保全型農業 20	環境保全型農業を推進することによる水田及び畑の施肥量を 20% 削減	水田、畑への施肥量の入力値を減じる。
15-2	環境保全型農業 50	同、50% 削減	同上
15-3	環境保全型農業 100	同、100% 削減	同上

霞ヶ浦水質の変化を図- 5.5.2.9に示す。

改善効果は、最大の環境保全型農業 100 のケースで、湖心で COD0.1mg/L、T-N0.02mg/L、T-P で 0.002mg/L、北浦北で COD0.4mg/L、T-N0.06mg/L、T-P で 0.01mg/L であると予測される。

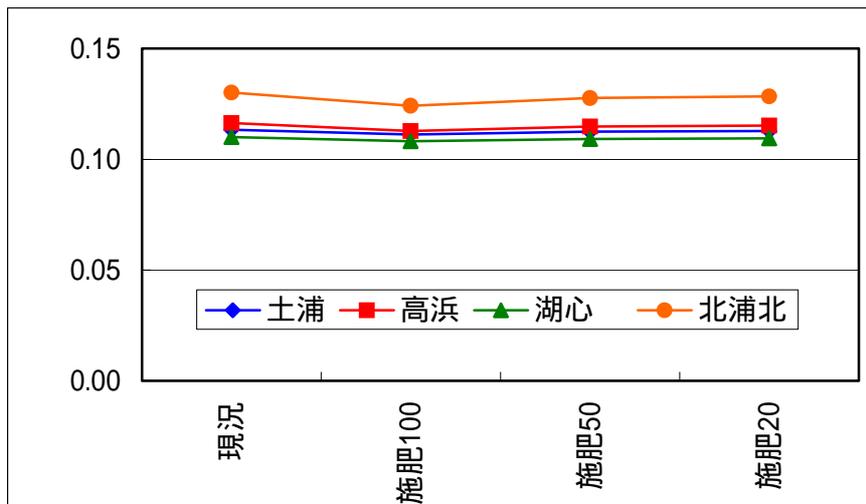
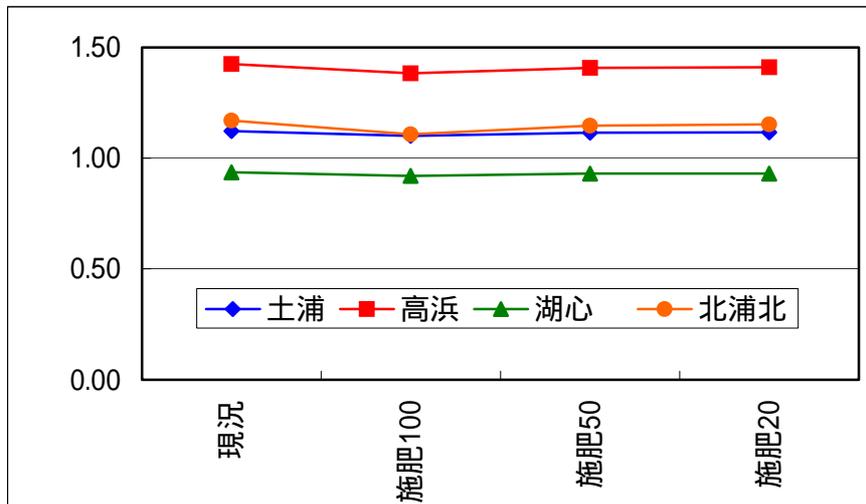
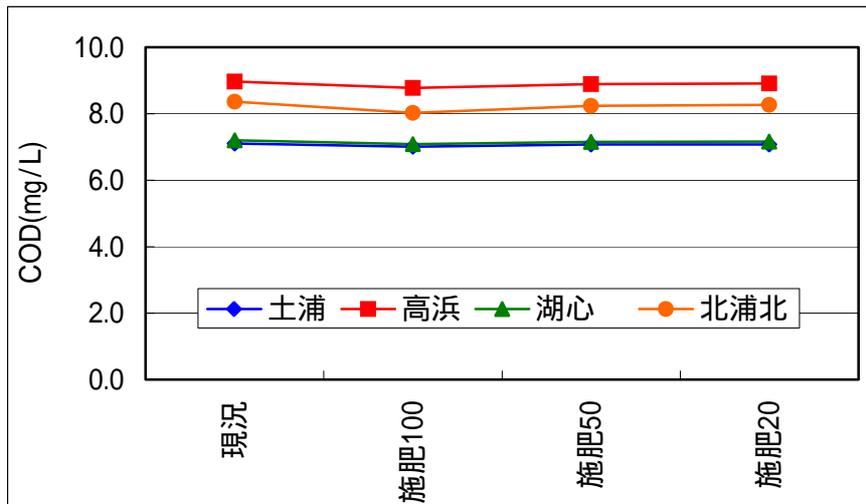


図- 5.5.2.9 環境保全型農業による霞ヶ浦水質の改善効果

(10) 家畜し尿の農地への還元

1) 効果

家畜し尿の農地還元対策ケースを、下表に示すように設定する。

表- 5.5.2.10 家畜し尿の農地還元

No.	ケース名	内容	モデル計算方法
16-0	現況	施策前	-
16-1	家畜し尿 20	家畜し尿のうち 20%を農地に還元する。	家畜の原単位を減じる。
16-2	家畜し尿 50	同、50%を還元する。	同上
16-3	家畜し尿 100	同、100%を還元する。	同上

霞ヶ浦の水質の変化を図- 5.5.2.10に示す。

湖心、土浦、高浜では現況とほぼ同じ水質である。北浦北では、COD0.1mg/L、T-N0.01mg/L改善される。

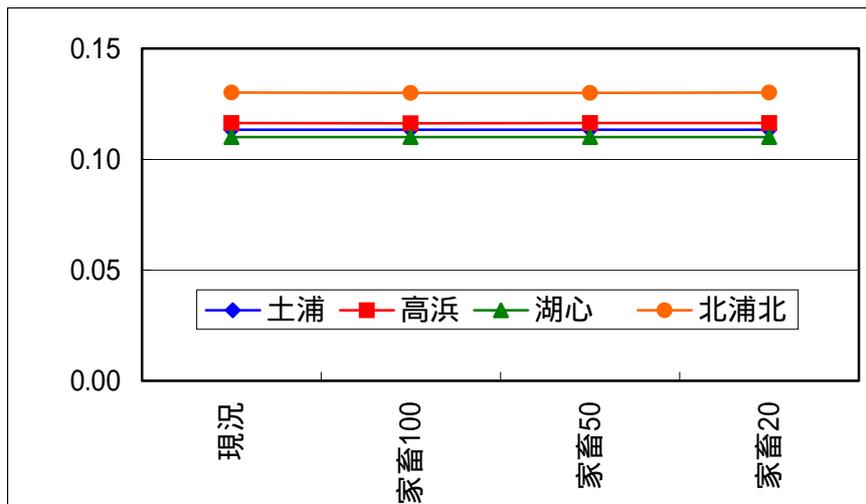
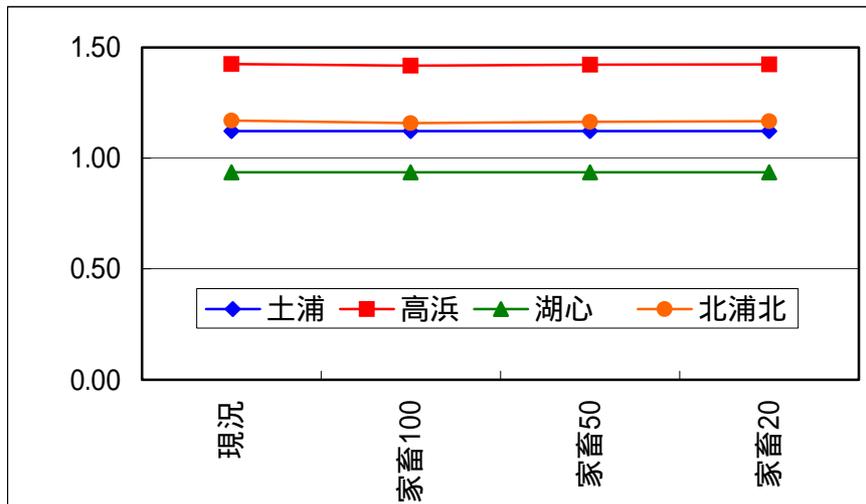
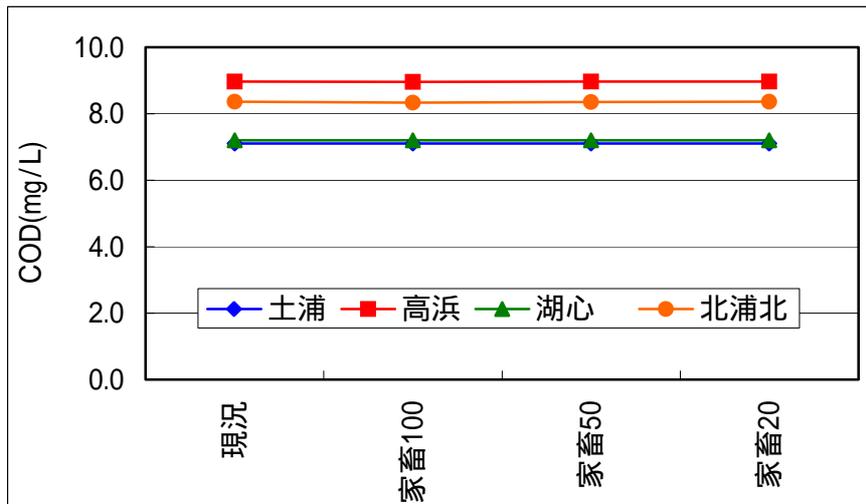


図- 5.5.2.10 家畜し尿の農地還元による霞ヶ浦水質の改善効果

(11) 調節池の設置

1) 効果

調節池による対策効果を把握するため、下表の対策ケースを設定した。

代表 10 河川での対策実施を想定し、各河川に 2～3 個の調節池を設定した。

また、調節池の貯留容量としては、「防災調節池等技術基準（案）」に記載されている調節池の実績から、単位集水域面積当たりの貯留量が $780\text{m}^3/\text{ha}$ であることから、これに 1 メッシュの面積(25ha)を乗じることで設定する。よって、全ての調節池の貯留量を $20,000\text{m}^3$ (底面積 $10,000\text{m}^2$ 、堤防高さ 2m) と設定した。

なお、調節池における浄化効果(負荷のうち懸濁態成分の沈殿)として、沈降速度を 1m/日(粒径 0.2mm に相当)として設定した。

表- 5.5.2.11 調節池 対策ケース

No.	ケース名	内容
17-1	調節池 100	代表 10 河川で、1 河川につき 2～3 箇所で計 24 箇所、貯留量 $20,000\text{m}^3$ の調節池を設定
17-2	調節池 50	「調節池 100」の半分の貯留量とする。

霞ヶ浦水質の変化を図- 5.5.2.11に示す。

湖心では、COD で 0.1mg/L 程度改善すると予測される。また、高浜、北浦北では COD で 0.4mg/L 程度の改善が見られるとの結果が得られた。なお、対策ケースによる霞ヶ浦水質の改善効果の違いは小さい。

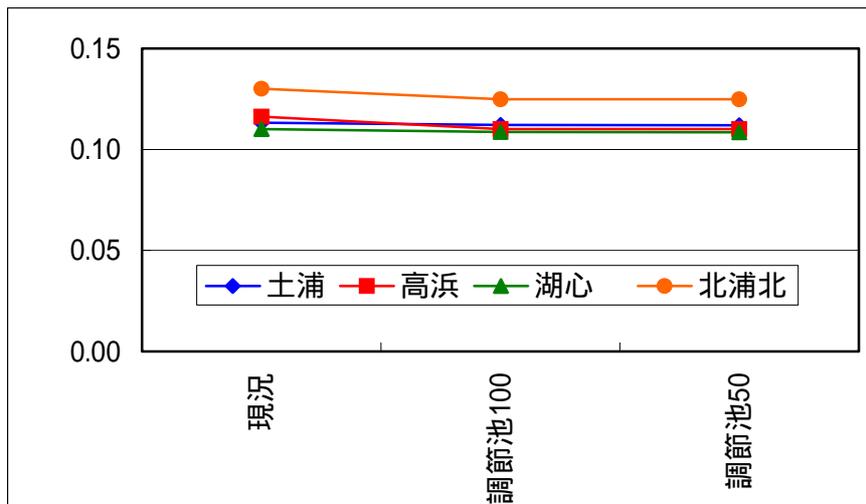
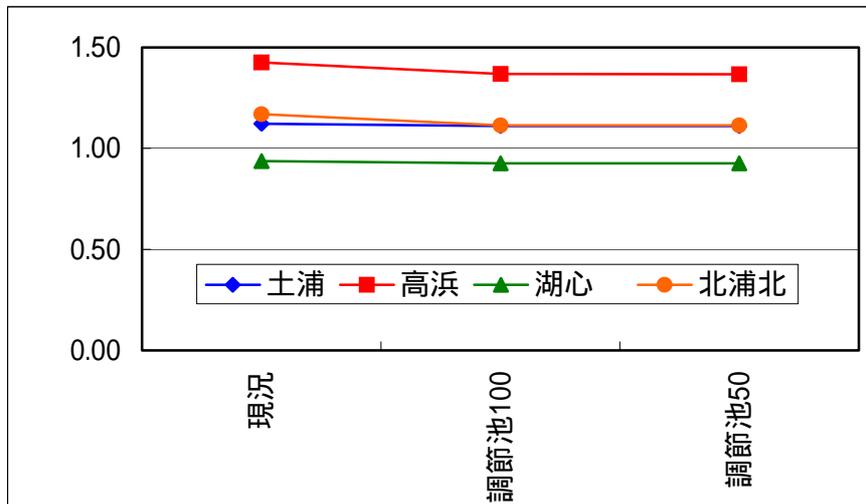
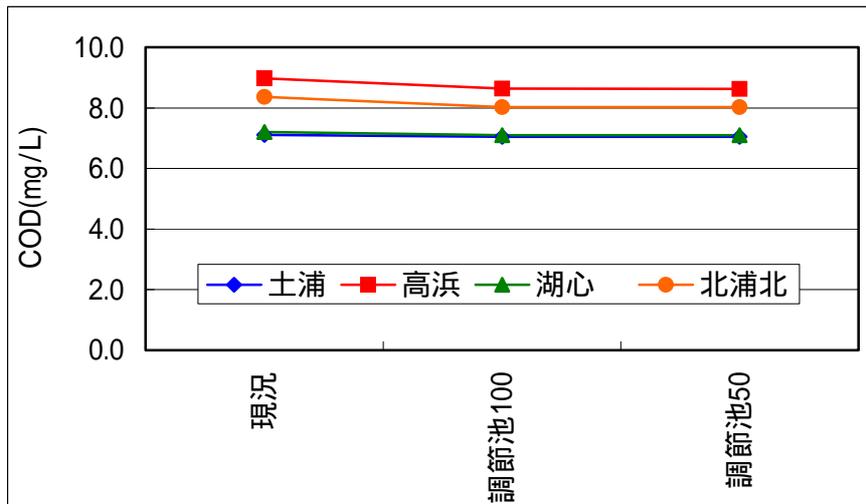


図- 5.5.2.11 調節池による霞ヶ浦水質の改善効果

5.6 流域再生シナリオの評価

5.6.1 流域再生シナリオの設定

本検討においては、5.1.3のシナリオ検討の基本方針に示した通り、インフラ整備を主体とした「施策群1」、流域住民参加型の「施策群2」、自然浄化機能回復型の「施策群3」、の3つの施策群と、さらにその施策群を組み合わせたケースについてモデルによる評価を行う。各施策群に含まれる施策メニューについて表-5.6.1.1に示す。

表-5.6.1.1 各施策群の概要と施策メニュー

	施策群の概要	施策メニュー
施策群0	-	(2030年人口)
施策群1 (インフラ整備主体)	下水道の整備や浄化用水の導入など、公共事業を中心とした汚濁負荷削減のためのハード的な施策を集中的に組み合わせたもの。	下水道整備率 100% 透水性舗装の整備 100% 下水処理水の再生利用 100% 浚渫の実施(湖内全域) 浄化導水の導入 (那珂導水 15m ³ /s を土浦へ)
施策群2 (流域住民参加)	各戸雨水貯留浸透施設の整備、環境保全型ライフスタイルの推進等、住民の生活スタイルの転換をはかるソフト的な施策を組み合わせたもの。	各戸雨水貯留浸透 100% 環境保全型農業による施肥削減 100% 環境保全型ライフスタイル実行者 100% 家畜し尿の農地還元 100% 下水処理水の再利用 100%
施策群3 (自然浄化機能回復型)	湖岸植生帯の再生、湿地浄化等、自然の浄化機能を回復することで汚濁負荷を削減する施策を組み合わせたもの。	昭和35年当時の植生帯面積(14.9km ²) シジミ漁獲高 3,000 トン(最盛時漁獲高) 主要10河川での湿地浄化(面積 1km ² 、浄化水量 5万トン/日)
その他	水産負荷対策 重点再生エリア	コイ養殖からの水産負荷を0にする 透過堤によって、土浦エリアに 0.09km ² を囲い込み、那珂川から 0.1m ³ /s を導水する

5.6.2 流域再生シナリオの予測結果

(1) 霞ヶ浦流入負荷量の変化

図- 5.6.2.1に、陸域からの流入負荷の削減率を示す。ここでは、河道等から流入する水量・負荷量と、下水処理場等から直接流入する水量・負荷量を合計し、それぞれ現況からの削減率で評価している。まず、施策群 0、すなわち人口に 2030 年推計値を用いたこと以外、現況と変わらない条件では、陸域から流入する水量・負荷量が現況とほとんど差が出ていないことが分かる。これは、この圏域の現況から 2030 年にかけての人口が約 1%の増加とほとんど変化しないため、施策(群)の効果に比べ、人口変化の影響が大幅に小さいと計算されるためである。このことを踏まえ、以後は、施策(群)の実施効果を現況値との比較でみていく。なお、施策 0 において、人口が増加しているにもかかわらず流入負荷量が削減しているのは、下水道整備区域の人口が増加し、未整備区域の人口が減少していることによると考えられる。

次に、各施策群の実施による削減効果をみると、施策群 1 および 2 については、COD、T-N の負荷量を 40%近く削減している。その一方で、T-P の削減率をみると、施策群 1 では 60%以上を削減しているのに対して、施策群 2 では 10%程度の削減にとどまっている。これは、図-4.3.2.6 の現況を見ると分かる通り、霞ヶ浦流域における負荷の発生が、COD、T-N については面源由来が占める割合が大きいのに対して、T-P については生活系の割合が大きいことによると考えられる。また、施策群 3 は、湖沼内での施策が多く、陸域での施策が湿地浄化の 1 項目のみであるため、負荷量の削減率は 10～15%程度である。さらに、複数のシナリオを組み合わせることで、流入負荷量の削減率がさらに高くなっており、施策群 1、2、3 の全てを組み合わせると流入負荷が 70%以上削減できる。

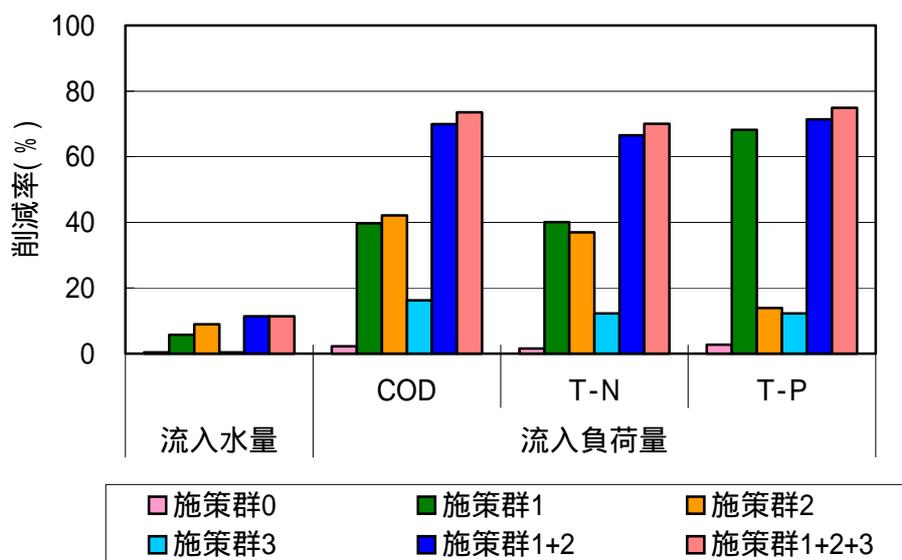


図- 5.6.2.1 陸域からの流入負荷量に関する施策群の実施効果(現況からの削減率)

(2) 霞ヶ浦流入河川流量・水質の変化

施策群実施による霞ヶ浦流入河川の水質変化を、図- 5.6.2.2に示す。施策群 1+2+3 の実施前後について、流入河川の水質が高い傾向を示す 8月のうち、降雨の影響を受けていない日時(2001年 8月 1日 0時)の気象条件における流入河川水質(COD、T-N、T-P)を整理した。これを見ると、施策群 1+2+3 を実施することによって、霞ヶ浦の流入河川の水質が COD、T-N、T-P とともに改善していることが分かる。一方で、西浦の高浜入りに流入する山王川等では、施策群の実施後においても他の河川ほどの改善がみられていない。その理由としては、これらの河川においては、今回設定した施策で削減されない工場・事業所系の負荷が平水時の河川水質に及ぼす影響が、他の河川と比較して大きいことが考えられる。

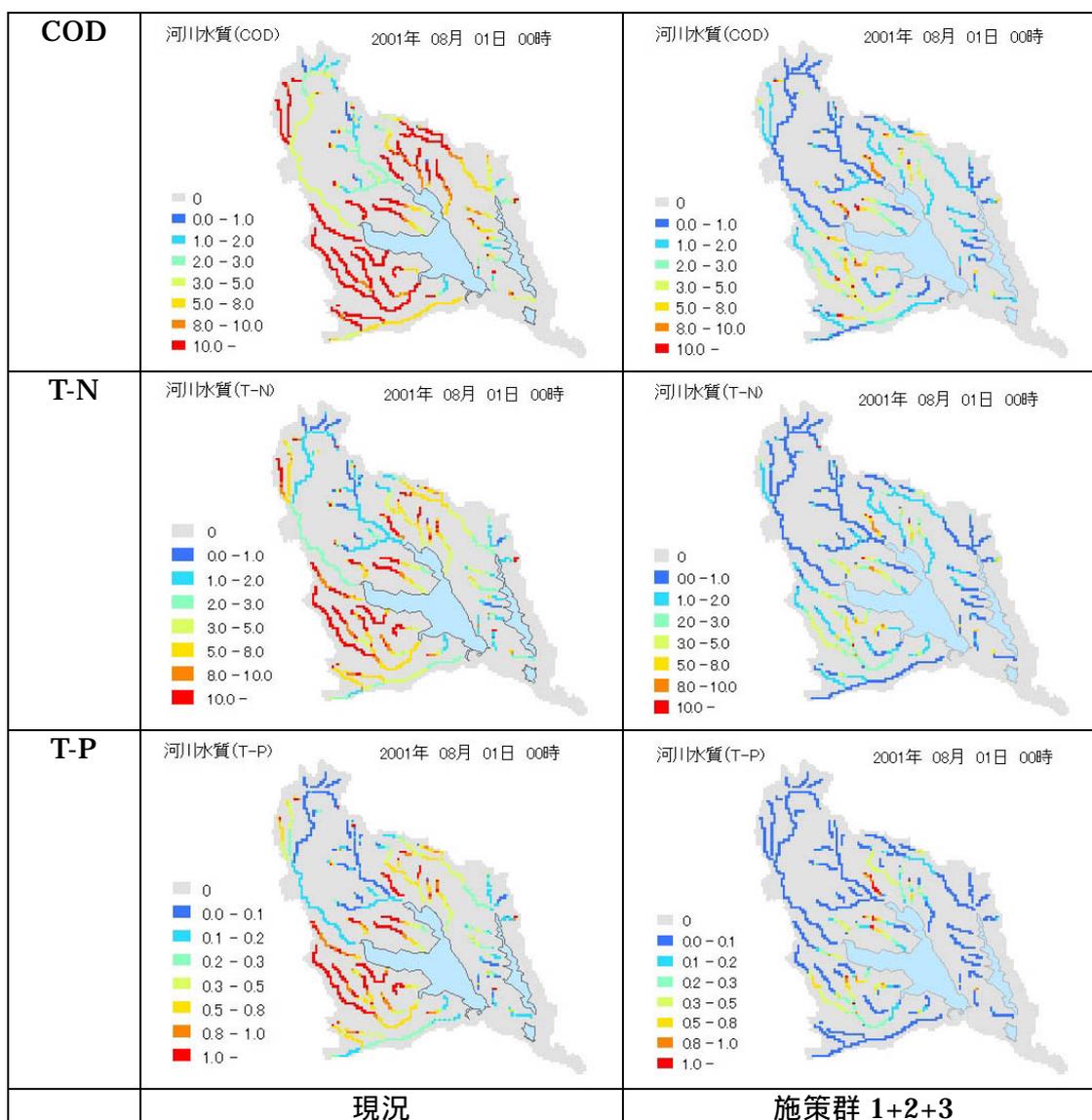


図- 5.6.2.2 再生シナリオによる流入河川流量・水質の変化(8月1日0時)
(左：施策実施前、右：施策群 1+2+3 実践後：ともに 2030 年人口)

(3) 霞ヶ浦水質の変化

霞ヶ浦湖心における年平均水質の変化を図- 5.6.2.3に示す。ここでは、COD、T-N、T-Pのそれぞれについて、現況の水質と施策(群)実施後の水質の差分を求め、棒グラフとして図示した。図から、流域対策(黒棒)、湖内対策(青棒)のそれぞれが、一定の水質改善の効果を示しており、流域対策、湖内対策を総合的に行っていくことの重要性がうかがえる。さらに図- 5.6.2.3には、施策の組合せ効果についても示している(各施策を包含する施策群単位の棒グラフにより表示)。ハード的な施策の集中実施、ソフト的施策を含めた循環型社会の構築、自然機能の回復のいずれについても、各施策単独よりも相当程度効果が増大すること、また、さらに施策群を組み合わせることで効果が増大することがわかる。このことは、複数の施策群を融合させることの重要性を示している。その際には、各組合せの効果やコスト(初期と維持管理段階)の比較とともに、数字だけでは表現できない質の違いにも留意すべきであろう。これには、施策実行面での確実性・信頼性・迅速性、地域住民への波及・浸透効果と好循環創出効果、自然とのふれ合い増進や教育の効果、地域づくりにかわる効果など様々なものが考えられ、これらを含めた多面的な評価も施策やその組合せの選択において欠かすことができない。

なお、雨水貯留を行った際の T-P については施策の実施によって湖心の水質が悪化している(施策群 2 の場合についても同様)。これは、施策の実施によって COD、T-N が大幅に削減されるのに対して、T-P が少ししか削減されないため窒素制限となり、植物プランクトンが減少し、無機態リンが増加する。その結果、流入負荷量の減少よりも無機態リンの増加の影響が大きいため T-P が増加すると考えられる。本モデルは植物プランクトンやデトリタスの沈降により底泥に堆積し、系外に除去されるためにこのような現象が起こると考えられ、今後も低次生態系モデルの研究を進める必要がある。

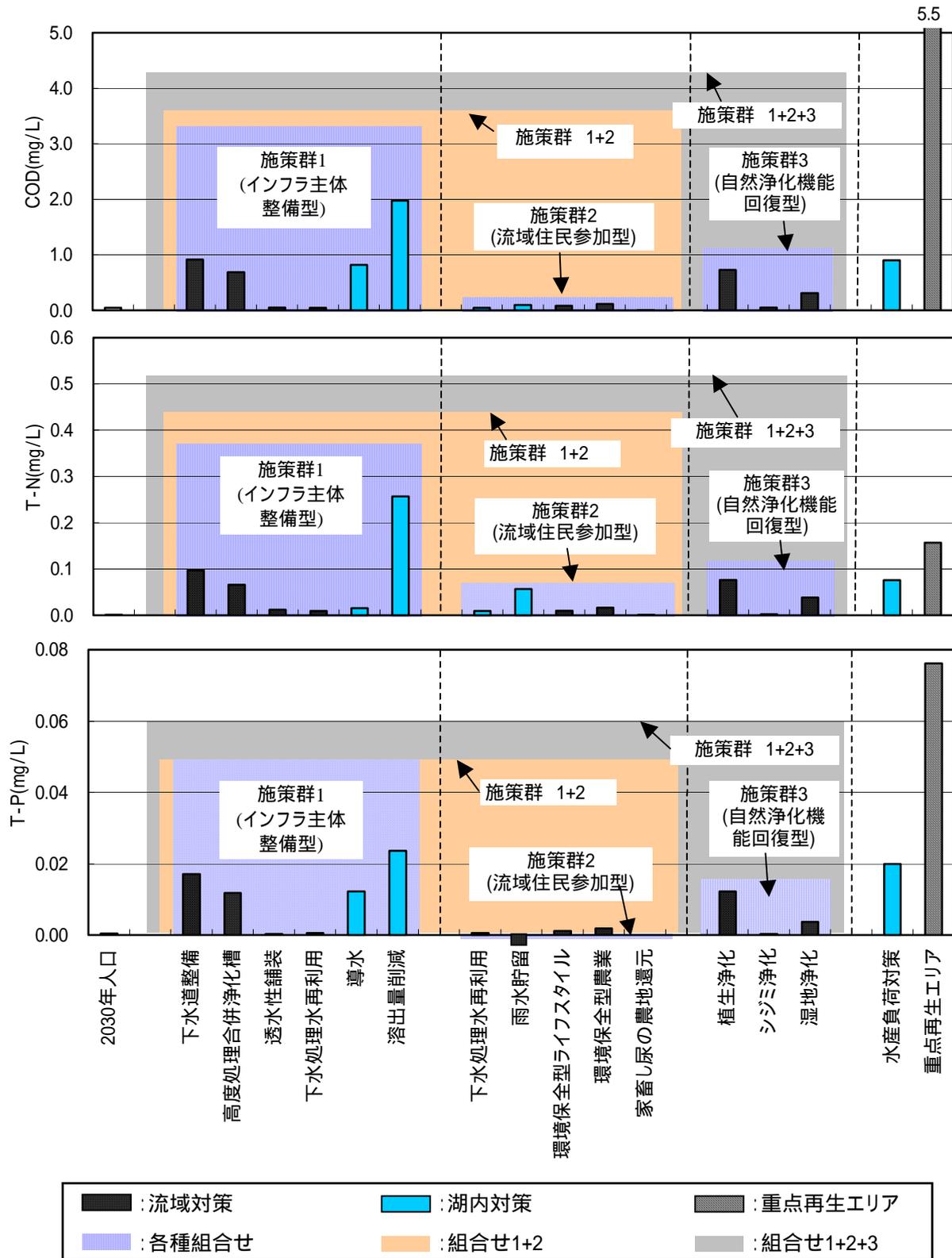


図- 5.6.2.3 霞ヶ浦湖心の年平均水質に関する施策(群)の実施効果(現況との差分)
(COD : 7.2mg/l、 T-N : 0.94mg/l、 T-P : 0.11mg/l)

5.6.3 流域再生シナリオの総合評価

(1) 流域再生シナリオに係わるコスト

施策群ごとのコストと、施策群の実施による霞ヶ浦水質の改善効果との比較を図-5.6.3.1に示す。施策群ごとのコストは、表-5.6.3.1に示す各施策のコストを積算して求めた。各施策のコストの算出根拠については後述するが、既往資料や事業計画をもとに単純に算出したものが多いため、今後コストを踏まえた施策検討を行う際には費用概算の制度を高める必要がある。また、霞ヶ浦水質の改善効果については、霞ヶ浦湖心における年平均水質の計算値を施策群実施の前後で比較し、その改善割合を図示する。

施策群1はハード的な対策を行うことから、コストについても他の施策群より高くなるが、透水性・保水性舗装の整備以外の施策については水物質循環の健全化に目的を特化しているため、水質改善の効果は相対的に高い。また、これらの施策は水質を改善に寄与するだけでなく、下水道による内水排除といった安全面や、下水道や透水性舗装による快適な生活といった役割も持っており、環境だけが目的ではないことに留意する必要がある。

施策群3は、生態系の対策が主であるため、施策群1ほど水質改善効果が大きくはない。しかしながら、目に見える生態系の改善効果により環境行動の実践に結びつくという相乗効果が期待されることから、生態系の改善に繋がる自然再生事業の必要性は小さくないと言える。また、コストが最も安いのが、例えば植生帯の再生においては植栽のコストのみを考慮しており、整備に必要な土地の造成費等については考慮されていないことから、実際はこの積算値よりもコストが高くなると考えられる。

また、ソフト的な対策を主としている施策群2は、水質改善効果は大きくないものの、金銭的成本が極めて小さいものになると考えられる。その一方で、流域住民などが環境行動を実践するような仕掛けをどのようにして作っていくかが大きな課題となる。

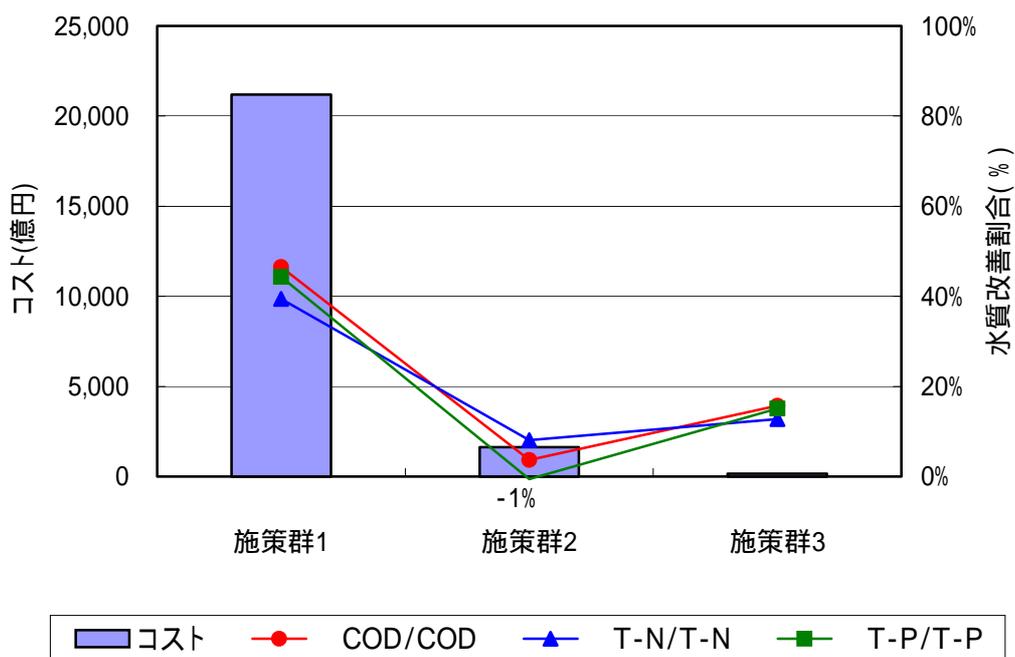


図-5.6.3.1 施策群の実践による霞ヶ浦水質(西浦湖心)と実践に必要なコスト

表- 5.6.3.1 施策群の実施に係わるコスト

(既往資料や事業計画から単純に算出したものが多く、今後さらに精査が必要である)

	対策	コスト	備考
施策群 1	下水道整備 (整備率 100%)	現在 46% 100%(54%の増加) 120 万円/人 × 52.4 万人=6,300 億円 (H12 流域人口 : 97 万人 × 54% = 52.4 万人)	単価は、茨城県における下水道に関する事業費と処理人口の推移から推定したものである。
	透水性舗装整備 (道路面積の 100%に整備)	流域の道路面積の 100% : 11.16km ² 、 9,000 円/m ² とすると、 11.16km ² × 9,000 円/m ² =1,004.4 億円	
	下水処理水の 再利用 (再利用率 100%)	他事例から 170 万円/m ³ 、H12 の下水処理量 75,000m ³ 全てを再利用 170 万円/m ³ × 75,000m ³ =1,275 億円	
	浚渫(全域 : 6,600 万 m ³)	事業費から 16,250 円/m ³ 16,250 円 × (6,600-576)万 m ³ =9,789 億円	事業費は、約 1,300 億円 (浚渫量 : 約 800 万 m ³)
	浄化用水(那珂導水 15m ³ /s)	総事業費 1,900 億円	事業費は利根導水路も含んだ値である。
合計		20,268 億円	
施策群 2	各戸雨水貯留浸透(設置率 : 全家庭の 100%)	家庭用約 6 万円/基、流域内の住居数を 30 万戸、1 戸あたり 1 基の設置とすると、 6 万円/基 × 30 万戸=180 億円	
	環境保全型農業 (施肥削減率 100%)	-	環境保全型作物の認定制度や不作時の補償制度等の仕組みの整備が必要
	環境保全型 ライフスタイル (100%の人が実行)	-	流域住民の協力が必要
	家畜尿の 農地還元 (還元率 100%)	家畜頭数 40 万頭、1 頭あたりの排泄量 5kg/day と仮定すると、 初期投資費用 : 約 180 億円	施設購入費(円)=128.76 × 1,000,000 × 設計処理量(t/日) ^{0.6528} 32)
	下水処理水の 再利用 (再利用率 100%)	他事例から 170 万円/m ³ 、H12 の下水処理量 75,000m ³ 全てを再利用 170 万円/m ³ × 75,000m ³ =1,275 億円	
合計		1,635 億円	
施策群 3	植生帯の再生 (14.9km ²)	植生 50 万円/ha とすると、 5000 万円/km ² × (14.9 km ² -0.12km ²) =7.4 億円	
	シジミ漁獲量 (3,000 トン)	-	漁業として成り立てばコストは生じないとした。
	湿地浄化 (10 河川各 1km ²)	事例から中間値をとって約 1,500 万円/ha とすると、 1,500 万円/ha × 1km ² × 10=150 億円	
合計		157 億円	

1) 霞ヶ浦湖内施策

a) 浄化用水の導入

霞ヶ浦導水工事事務所による公表資料³³⁾によると、総事業費の概算額は約 1900 億円である。

b) 浚渫の実施

霞ヶ浦の底泥浚渫事業について、茨城県の資料³⁴⁾によると計画浚渫量は約 800 万 m^3 、全体事業費は約 1,300 億円 (16,250 円/ m^3) である。なお、諏訪湖の底泥の浚渫においては、浚渫量 681 万 m^3 に対し、事業費は 275 億円 (4,038 円/ m^3) であった³⁵⁾。

c) 植生浄化

参考文献³⁶⁾によれば、ヨシ原浄化法のコストは、 $1m^3/s$ の浄化あたり建設費が 9 億円、管理費が 5.8 円/ m^3 とされている。

一方 FWS 湿地*における例ではあるが、以下のような例が示されている¹²⁾。

- ・ 植生 (60cm 当たり) について : 1 エーカー (約 0.405ha) 、1000 塊茎当たり 1800 \$ (約 21.6 万円)
- ・ 植栽について : 1 エーカー当たり 2000 \$ (約 24 万円)

*注 : 人工湿地には 2 つの型がある。第一のものは表面流 (FWS) 湿地と呼ばれ、水面は大気に接しており、水底には抽水性の植物及び根が生えるための土層がある。第二のものは伏流 (SF) 湿地と呼ばれ、掘削された池は担体 (通常砂礫) で満たされており、水位は砂礫層の上よりも低く維持されている。

2) 霞ヶ浦流域施策

a) 下水道の整備

霞ヶ浦流域での下水道の拡張に要する費用は、これまでの過去の茨城県での下水道整備実績をベースに推定する。

過去の茨城県における下水道に関する事業費と処理人口の推移³⁷⁾から、処理人口一人あたりの下水道の事業費を求めると、約 120 万円/人となる。

ここで、流域人口を 97 万とした場合、平成 12 年の下水道整備率 46%を 100%にするためには、新たに 52.4 万人に対して今後下水道投資をしていく必要がある。単純な掛け算では、以下の式から約 6,300 億円が下水道整備事業に必要となる。

$$120 \text{ 万円/人} \times 52.4 \text{ 万人} = 6,300 \text{ 億円}$$

b) 高度処理型合併処理浄化槽の設置

茨城県では、平成 15 年度から高度処理合併浄化槽に対する補助制度を始め、あらたに建設される住宅などをターゲットに、浄化槽として高度処理浄化槽の設置を進めている。下水道整備地域及び農業集落排水整備地域以外の処理区域以外が対象となる。高度処理合併浄化槽のコストは 5 人槽で約 130 万円（設置工事費を含む）であり、このうち約 64 万円の補助金を定めている。従って、個人負担は 66 万円となる。なお、単独浄化槽からの転換の場合は、撤去費用として 20 万円が新たに加わる。茨城県での高度処理合併浄化槽の実績は、補助金の拠出から H15 年度で 15 基となっている。湖沼計画では 5 年間で 6000 基の浄化槽（この場合、合併浄化槽をさしている）の設置を目標としている。また、メンテナンス費用として、通常の合併浄化槽で 6 万円/年が保守管理に必要で、高度処理合併浄化槽ではさらにこれに 6 万円程度が加算され、12 万円/年が保守管理費用として、個人負担となる。

c) 各戸雨水貯留浸透施設の設置

各戸雨水貯留浸透施設は、基本的に雑用水利用も含めた中水道システムとして構築されることが多い。住宅・都市整備公団³⁸⁾によれば、貯留槽などの建設や維持にかかる費用は以下のように示されている。ただし、施設の規模や形態によって大きく異なると思われる。一般家庭に設置する場合には、およそ 6 万円/基である。

表- 5.6.3.2 雨水貯留施設にかかるコスト

	項目	平均単価等	耐用年限	備考
建設費	槽建設費 ・貯留槽建設費 ・沈殿槽建設費	RC造: 7.5万円 / t	70年	貯留槽、沈殿槽ともに平均7.5万円 / t とする
	集水管渠整備費	250: 2.5万円 / m	30年	・口径平均 250とする
	給水設備関係費	一式	20年	・利用形態毎に一括概算
維持管理費	水道水補給料金	東京23区内月別水道料金(平成6年改訂)に基づき算定		・基本料金は除外する
	運転費(電気)	(2.0円 / t)		・(親水設備に利用時) ・他の利用形態については、各ケースで設定

d) 道路の透水性舗装の整備

「雨水技術資料 36 号」に透水性平板舗装（歩道）の概略コストとして、平成 11 年単価として 1m² あたり 8,000 円～10,000 円と示されている。

e) 下水処理水の再利用（生活用水）

多摩ニュータウンで行われた広域循環型中水道事業³⁹⁾では、供給計画水量は 3,500m³/日、事業費は 60 億円であった。これを参考に、コストは約 170 万円/m³/日とする。

霞ヶ浦に流入する下水処理水は約 75,000m³（H12）であり、これを全て再生すると考えれば、総コストは 170 万円×75,000m³ = 1,300 億円となる。

f) 下水処理水の再利用（農業用水）

下水処理水を農業用水として利用することは、構想段階、研究段階にあることから、まだ実用化されていない。

想定されるコストとしては、下水処理場から農業用水ポンプ場までの送水施設（送水路、送水ポンプ等）が挙げられる。

g) 湿地による河川水質の浄化

FWS（表面流方式）湿地について、土地代や植生、配管などを含んだ主要な費用が文献 12) にまとめられている。アメリカのデータであるため費用の原単位は参考でしかないが、これによれば、FWS 湿地の費用は 1ha 当たり 900 万～2,040 万円になる。

h) 家畜し尿の農地への還元

コンポスト化には、わらを混ぜて放置しておくだけの方法から、コンポスト化施設を用いて処理する方法など様々である。那須³²⁾は、施設を用いたコンポスト化プロセスにかかる費用を以下のように計算している。

$$\text{施設購入費（円）} = 128.76 \times 1,000,000 \times \text{設計処理量(t/day)}^{0.6528}$$

$$\text{初期投資費（円/day）} = \text{施設購入費(円)} \times 0.9 / \text{償却年数(year)} / 365$$

$$\text{運用費（円/day）} = 1.978 \times 1,000,000 \times \text{処理量(t/day)}^{0.9117} / 365$$

$$\text{再資源化費用（円/day）} = \text{初期投資費} + \text{運用費}$$

(2) 強度を変えた施策群の感度分析

本節では、施策群 1+2+3 を最終的な目標に設定し、施策群の各施策について段階的に強度を変えることにより、現況からの水質の変化を 3 段階のステップごとにとらえることとする。

各施策とも、Step3 において 100%実施されることとして強度を設定した。浄化水の導入については、現在の計画において最短で平成 23 年からの通水が可能であることから比較的早い段階で実施が可能と考え、Step2 では 100%完了するとした。環境保全型農業、環境保全型ライフスタイル、家畜し尿の農地還元については、住民への啓蒙によって徐々に普及をはかることが出来ると考え、Step1 までに 50%、Step2 までには 100%完了するとした。また、透水性舗装は、現状の技術では強度の問題から車道への適用が困難なことから、強度を高める開発を進めつつ、歩道・駐車場といった車の通行量が少ない箇所から普及をはかり、その後、車道へと適用することとした。その他の施策については段階を踏んで約 1/3 ずつ進捗し、Step3 で 100%完了するとした。Step ごとの各施策の実施強度を表- 5.6.3.3に示す。

表- 5.6.3.3 各施策の実施強度

		現況	Step1	Step2	Step3
流域 施策	下水道の整備	現 況	60%	80%	100%
	道路の透水性舗装の整備		20%	60%	100%
	下水処理水の再利用(生活用水)		30%	70%	100%
	各戸雨水貯留浸透施設の設置		30%	70%	100%
	環境保全型農業の実施		50%	100%	100%
	環境保全型ライフスタイルの実行		50%	100%	100%
	家畜し尿の農地への還元		50%	100%	100%
	湿地浄化		30%	70%	100%
湖 沼 内 施 策	浚渫の実施	30%	70%	100%	
	浄化水の導入	0m ³ /s	15m ³ /s	15m ³ /s	
	植生浄化	30%	70%	100%	
	シジミ浄化	1,000t	2,000t	3,000t	

表- 5.6.3.3に示す施策条件を設定し、各ステップについて計算を行った。計算は、3.2.1で構築したモデルを用いて行い、陸域モデルは平成 13 年の 1 年間の気象条件での単年計算を、それをうけた湖沼モデルは平成 13 年の 1 年間の気象条件で 5 年分の繰り返し計算を行い、5 年目の計算値を用いて評価した。流域人口については、市町村毎に算定された国立社会保障・人口問題研究所による中位推計人口を用いて求めた。また、その他のパラメータ等については、現況と同様に与えることで計算を行った。計画に従って再生シナリオを実施した際の霞ヶ浦の水質変化を土浦入り(BOX1)、高浜入り(BOX2)、湖心 (BOX3)、北浦北(BOX5)について図- 5.6.3.2に示す。強度を強めるにともなって、湖沼内の水質が良くなる過程を示すことが出来た。

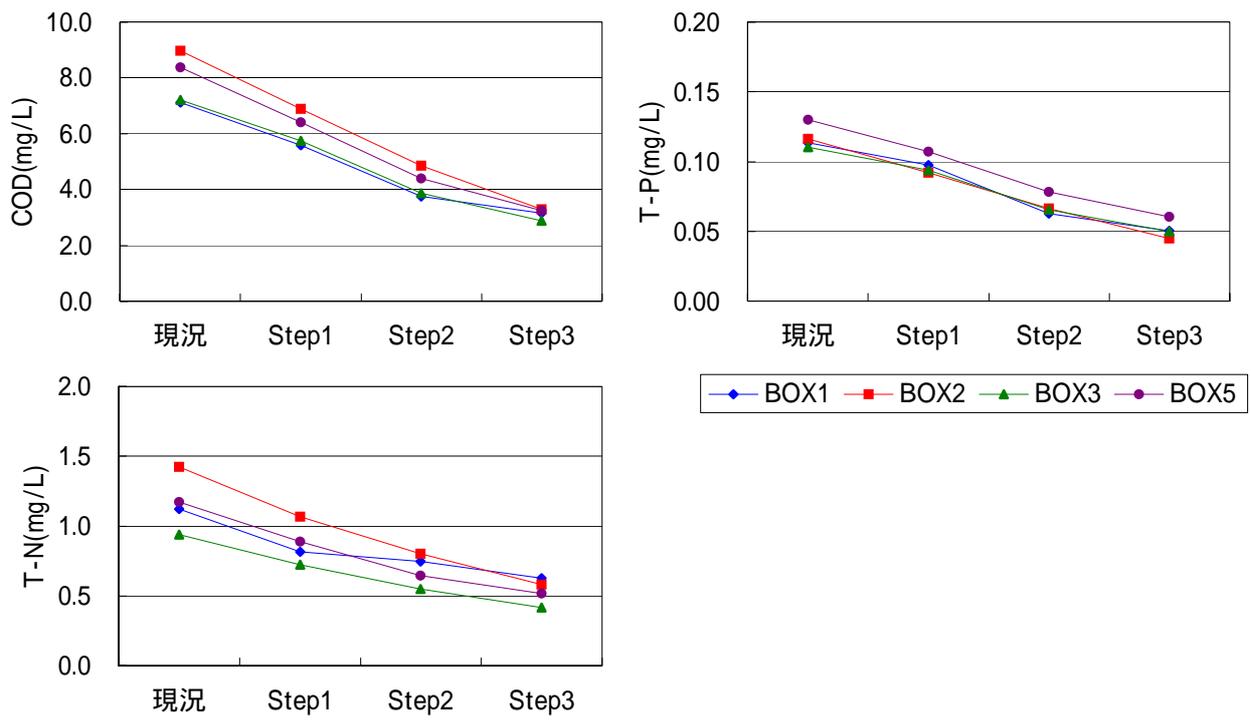


図- 5.6.3.2 再生シナリオの実施による霞ヶ浦の水質変化

5章 参考文献

- 1) 国土交通省霞ヶ浦導水工事事務所 HP：事業の概要，<http://www.ktr.mlit.go.jp/dousui/>
- 2) 国土交通省霞ヶ浦河川事務所：事業のあらまし，2003.
- 3) 飛田忠一：霞ヶ浦大規模底泥浚渫事業 - 泳げる霞ヶ浦をめざして -、土木技術、56(1)、pp.43-49、2001.
- 4) 島谷幸宏、細見正明、中村圭吾編：エコテクノロジーによる河川・湖沼の水質浄化、ソフトサイエンス社、p37、2003
- 5) 茨城県 HP：茨城県記者提供資料 養殖コイの処分完了について，http://www.pref.ibaraki.jp/news/04news/n040330_01.htm，2004.
- 6) 環境省 HP：中央環境審議会水環境部会湖沼環境保全専門委員会(第3回)議事録，<http://www.env.go.jp/council/09water/y098-03a.html>，2004.
- 7) 茨城県生活環境部霞ヶ浦対策課：第4期の霞ヶ浦に係る湖沼水質保全計画策定関係資料集，2004.
- 8) 和田安彦：ノンポイント汚染源のモデル解析，技報堂出版，pp161，1990.
- 9) 茨城県：茨城県環境白書(平成15年度版)，2003.
- 10) 霞ヶ浦導水工事事務所：霞ヶ浦導水事業水質予測検討業務 報告書，1995.
- 11) 国土地理院：水環境 GIS に関する研究作業(霞ヶ浦地区)報告書、2001.
- 12) Sherwood C. Reed et al.著・石崎勝義ら訳：自然システムを利用した水質浄化，技報堂出版，2001.
- 13) 大垣眞一郎・吉川秀夫：流域マネジメント，技報堂出版，2002.
- 14) 吉良竜夫：ヨシの生態おぼえがき，滋賀県琵琶湖研究所所報，9，pp.29-37，1991.
- 15) 桜井善雄：内湖の植物群落がもつ水質浄化能力とその利用 - コメント - ，第7回琵琶湖研究シンポジウム 水界生態系における浄化機能，pp.49-58，1989.
- 16) 田畑真佐子ら：ヨシ植栽水路における河川水中の窒素・リンの除去効果 水環境学会誌，19(4)，pp331-338，1996.
- 17) 細見正明・須藤隆一：湿地による生活排水の浄化，水質汚濁研究，14(10)，pp674-681，1991.
- 18) 日本水産資源保護協会：1995.
- 19) 田中弥太郎：内湾底泥をめぐる物質収支の動態解明に関する研究：5年間の研究成果、東海区水研、南西海区水研、養殖研、水産大学校、pp299、1983.
- 20) 松岡譲：霞ヶ浦の富栄養化モデル，国立公害研究所報告，54，1984.
- 21) 相崎守弘・大槻晃・海老瀬潜一・阿部喜也・岩熊敏夫・福島武彦：霞ヶ浦高浜入における栄養塩収支，国立公害研究所報告，22，pp281-307，1981.
- 22) 宗宮功編著：自然の浄化機構，技報堂出版，p90，1990.
- 23) 下水道統計
- 24) 日本地下水学会編：雨水浸透・地下水涵養，理工図書，2001.
- 25) 榊原隆：雨水貯留施設に関する実態調査、第32回下水道研究発表会講演集，1995.

- 26)東京都千代田区：千代田区環境配慮指針，2000.
<http://www.city.chiyoda.tokyo.jp/service/sumai/kankyo/hairyo/hairyo.htm>
- 27)環境庁水質保全局水質規制課：生活雑排水対策マニュアル，1985.
- 28)江戸川河川事務所：北千葉導水路事業の概要，2004.
<http://www.ktr.mlit.go.jp/edogawa/works/risui/cyousetu/kitatiba.html>
- 29)佐賀県土木部：佐賀導水，2004.
http://www.pref.saga.lg.jp/at-contents/kurashi_anken/machizukuri/damu/sagadousui.htm
- 30)霞ヶ浦河川事務所資料
- 31)茨城県 HP：知事定例記者会見における発言要旨，2004
<http://www.pref.ibaraki.jp/press/04press/p040402.htm>
- 32)那須良：有機残渣の循環系構築に向けた再資源化技術と収集システムの最適設計手法，京都大学修士学位論文，2001.
- 33)霞ヶ浦導水工事事務所 HP：事業の概要 - 霞ヶ浦導水事業計画変更 - 事業計画変更について，<http://www.ktr.mlit.go.jp/dousui/>.
- 34)茨城県：平成 15 年度予算の特色，<http://www.pref.ibaraki.jp/yosan/200301/2.pdf>，2003.
- 35)諏訪湖法人会：諏訪湖の浄化 - 諏訪湖の浚渫，<http://www.suwahojinkai.jp/>
- 36)国土開発技術センター：河川直接浄化の手引き，1997.
- 37)茨城県：よみがえる水 茨城県の下水道，2003.
- 38)住宅・都市整備公団 建築部：都市型総合水循環システムの実用化に関する研究 報告書，1995.
- 39)東京都：事務事業評価票（広域中水道事業（多摩ニュータウン））
<http://www.metro.tokyo.jp/INET/CHOUSA/2000/01/DATA/60A1JS00.PDF>，2004.