

堤防の一部開削による汽水域水質・生態系への影響評価

(Effects of partial removal of dike on water quality and
ecosystem of a brackish lake)

江角敏明

目次

第1章 序章

- 1-1 はじめに
- 1-2 研究の背景
- 1-3 水域
- 1-4 中海・宍道湖に飛来する潜水性カモ類
- 1-5 研究の目的
- 1-6 論文の構成

第2章 中海・宍道湖で越冬する潜水性カモ類の羽数変化

- 2-1 はじめに
- 2-2 方法
 - 1) 水域
 - 2) 方法
- 2-3 結果と考察
 - 1) 月別の羽数変化
 - 2) 潜水性カモ類の越冬数の長期的な増減傾向
 - 3) 各水域における餌環境の変化と羽数の比較
 - 4) 全国で確認される潜水性カモ類の推移
 - 5) 本庄水域における現在の傾向
 - 6) まとめ

第3章 森山堤防開削が夏季の中海本庄水域の水質に与えた影響

- 3-1 はじめに
- 3-2 方法
 - 1) 水域
 - 2) 方法
- 3-3 結果と考察
 - 1) 塩分と DO の推移
 - 2) 各水質の開削前後の変化

- 3) 窒素・リンの時間変化
- 4) 重回帰分析による開削影響時期の抽出
- 5) 3D シミュレーションによる開削直後の塩水侵入の挙動解析
- 6) まとめ

第4章 中海本庄水域における堤防開削後10年間の水質変動について

- 4-1 はじめに
- 4-2 方法
 - 1) 水域
 - 2) 方法
- 4-3 結果と考察
 - 1) 各水質の傾向
 - 2) DOが増加した要因
 - 3) 本庄水域及び周辺水域の水塊構造の変化
 - 4) まとめ

第5章 終章

- 5-1 結論
- 5-2 今後の展望

参考文献

謝辞

第1章 序章

1-1 はじめに

終戦後の食糧不足の問題を解決するため、日本の各地では湖や内湾の大規模な干拓事業・淡水化事業が進められ、農地の拡大を目的とした公共事業が進められてきた。秋田県の八郎潟ではほとんどの水域が農地利用のため干拓され、霞ヶ浦、児島湾などでも農業用水確保のため水門や堤防により淡水化された。ところが、農業の技術向上や食生活の変化により米の生産が過剰になり、1970年代以降は生産量の調整を行うようになったことから、干拓事業・淡水化事業の見直しが行われるようになった。

一方、高度経済成長により工業化した日本各地の沿岸部では、工場排水による河川への流入負荷が増大し、閉鎖性水域では赤潮の発生、下層の貧酸素化、底質のヘドロ化などの問題が発生した。当時、深刻化した水環境や大気環境などの公害問題に対応するため、1970年の国会では公害関係の法体制の抜本的整備が必要であるとし、公害関係14法案が可決され、水質汚濁防止法は翌年施行された。水質汚濁防止法では、化学的酸素要求量（COD）による環境基準値が定められた。また、1997年の河川法の改正、2002年の自然再生促進法など、高度経済成長で失われた自然環境を取り戻すための法整備が進められた（山室ら、2012）。

社会問題としてしばしば取り上げられる例として、有明海の諫早湾の堤防の開門問題が挙げられる。もともと食糧問題を解決するために干拓事業が始まったが、工事の影響により底生生物の斃死や漁獲量の減少などの問題が起こった。漁業者らは開門を求める訴訟を起こし、農業者らは開門を反対する訴訟を起こしたが、それぞれが確定したため相反する判決が確定した状態となり、今もこの問題はねじれた状態のまま解決していない（長崎県）。

このように、日本の各地において干拓事業の推進のために大規模な建設工事が推進されたが、一部では事業が凍結され以降の取り扱いが問題になるケースが存在する。島根県の東部、鳥取県の西部に位置する中海では、淡水化・干拓事業の中止になり、閉鎖的水域となった本庄工区が存在する。

工事以前の状態に戻すことが自然環境を再生させる上で重要であると主張される場合が多いが、単に元の状態に戻すだけでは自然は再生されるとは限らない。時間の経過により、例えば流入負荷の変化など、他の要因により自然環境も変わっていることが考えられ、実はその水域にとっては元の状態に近づけるた

めの工事をしない方が自然環境にとってより良い状態であることもあるとの報告もある(山室ら, 2012)。

堤防の開削などの水域の改変に際して、それまでの水質や生物相などの調査が行われ、部分的実験的に塩水を導入し評価を行い、シミュレーションなどにより人為的改変による影響を評価した上で実施されるが、その評価については意見が分かれることが多い。

すでに改変された水域から知見を得て今後の開発にフィードバックする必要があるが、本研究では中海における本庄水域を例に、堤防の開削が水質及び生態系に与えた影響について評価した。また、生態系についても水中の魚介類やベントスに関しての評価はこれまでも報告があるが、水域における生態系の頂点である鳥類を含めた水域の評価の報告はない。

1-2 研究の背景

水域の水質や生態系保全にとって、地形の改変等の開発影響の定量的把握や、その対策手法の提案は重要である。

影響評価の例として、貧酸素水塊の発生に関する評価が挙げられる。閉鎖性水域における貧酸素水塊に関する研究は多々あり、ダム、河川、湖沼、内湾などにおいて発生している(たとえば山室ら, 2013)。貧酸素水塊は細菌による有機物の分解により消費される酸素の量が、底層に供給される量より多いことにより形成される。貧酸素水塊を解消するには潮汐や風の影響による鉛直混合が必要である。また、水温や塩分による密度差により躍層が生じ、塩分躍層のほうが強固であるため、夏季における汽水域は貧酸素水塊の解消が困難である。

酸素が豊富にある状態であれば堆積物表面では呼吸に酸素を用いる好気性細菌により有機物が分解されるが、貧酸素状態になると酸素以外の物質を呼吸に用いる嫌気性細菌により有機物が分解され、リンや窒素などの栄養塩が堆積物から水中へ溶出するが、酸化還元電位が還元電位になった場合硝酸が窒素に還元される反応よりもアンモニアに還元される反応のほうが卓越し、アンモニアの溶出が顕著になる(山室ら, 2013)。また、神谷ら(1996)の宍道湖における溶出実験によると、リン酸態リンは堆積物からの溶出によるものであったのに対して、アンモニアは底層水中での分解によるものであると見積もられている。本水域では夏季に貧酸素化が発生するため冬季に比較すると夏季のリン濃度はその年の貧酸素の状況にもよるが数倍程度になる。それほど貧酸素化の影響は大

きい。

次の例として、生態系に関する評価である。貧酸素化は酸素を必要とする底生生物にとっては生存を困難にする重要な環境因子であり、溶存酸素の欠乏は生存に直接影響を与える。中村ら(1997)は宍道湖・中海における二枚貝4種(ヤマトシジミ、サルボウ、アサリ、ホトトギスガイ)を用いて貧酸素耐性実験を行った。この結果、無酸素状態での半数死亡時間は2~13日であり、夏季に恒常的・長期的に無酸素状態に近くなる宍道湖・中海中心部の湖底ではこれらは生息していない。よって分布および生息密度に強く影響するのは湖水の溶存酸素濃度であるとしている。これらの二枚貝については植物プランクトンなどの懸濁物を食すことから水質保全上重要な役割を持っている(山室ら, 2000; 神谷ら, 2018)。つまり水質の保全に役立っていることから、貧酸素化による二枚貝の斃死や減少は湖水環境の悪化につながると考えられる。

本庄水域における二枚貝についての既往の研究について、篠原ら(2016)は2006年・2010年・2010年の8月における主要二枚貝3種(ホトトギスガイ、アサリ、ヒメシラトリガイ)の分布を示している。2006年では本庄水域西側と大根島北岸部の一部に、2010年は本庄水域西側に確認され、それらは水深4.1m以浅の一部の地点に分布し、水深4.1m以深では出現していなかった。また2014年には本庄水域西側と大根島北岸部の水深4.1m以浅の一部に、4.1m以深ではホトトギスガイ、アサリ、ヒメシラトリガイ、シズクガイが森山堤防開削部近傍から北側にかけて分布した。浅場においては塩分の上昇、海藻の枯死に伴う貧酸素化、含泥率の減少によりホトトギスガイの減少とアサリの増加を引き起こし、深場においては、森山堤防開削部に近い地点では開削に伴い酸素を含んだ海水が導入されることにより底質の有機物濃度が減少したため、開削から5年経った2014年には本地点にて二枚貝が見られるようになったと推察している。また、深場においては開削後のアサリ仔貝の分布が増えている。

中海及び宍道湖に生息する鳥類について、冬季に飛来する潜水性カモ類が圧倒的に多く、東アジア最大の越冬地であった(Oka et al., 1999)。この水域に飛来する潜水性カモ類は主に3種で、キンクロハジロ(*Aythya fuligula*)、ホシハジロ(*Aythya ferina*)、スズガモ(*Aythya marila*)が多く、1986年から1995年における冬季の潜水性カモ類の飛来数の平均値は約50,000羽であった(Yamamuro et al., 1998)。これらは水中に潜ることで貝類などを採餌するが、潜れる深さは種によって差があり、ホシハジロは1~2.5mの水域での潜水が多

いが、キンクロハジロ、スズガモは水深 5~6m 程度まで潜水可能である（岡・関谷, 1997）。食性も種により異なり、キンクロハジロ、スズガモは動物質である昆虫、甲殻類、軟体動物（二枚貝も含む）、魚類やその卵などを選択的に食べるがホシハジロは水草や藻類なども食すものの、3 種とも幅広い食性を示す。これらの潜水性カモ類は中海ではホトトギスガイを、宍道湖においてはヤマトシジミを主要な餌としている（Yamamuro et al., 1998; Oka et al., 1999; Sekiya et al., 2000）。数万羽を養うためには相当量の餌が必要になるため、宍道湖・中海水系ではヤマトシジミとホトトギスガイが重要になる。Yamamuro et al. (1998) による調査では、本庄水域に生息しているホトトギスガイのバイオマスが、潜水性カモ類の越冬中にほとんどのサンプリングポイント（42 地点）で著しく減少し、冬の間に潜水性カモ類が食べたホトトギスガイは窒素 52 トン、リンは 3.8 トンと推定している。よって潜水性カモ類がいない場合にはこれらが夏季まで水中に残るため、貧酸素化が発生した場合ホトトギスガイの死滅によって同水域に同等の窒素とリンの負荷を追加することとなる。また、水の上下混合が弱いことホトトギスガイの分解により底層における酸素消費を加速する。山室ら（2000）によると、中海においてホトトギスガイを採餌したカモの糞中の殻には年間 1.48t の窒素及び 1.07t のリン保持される。したがって、越冬する潜水性カモ類によるホトトギスガイの捕食は、厄介な植物プランクトンの異常発生や底層における貧酸素化等の悪影響を軽減する。リンの捕食量 3.8 トンは宍道湖・中海へ流入する負荷量の約 10% に達する量である。本庄水域では水深 5m 以上（本庄水域の約 80% を占める）でも多くのホトトギスガイ等の二枚貝が生息していた。山室ら（2012）によると本庄水域を外海から隔てていた森山堤の一部開削（2009 年 5 月）によって本庄水域の底層の貧酸素化が進行したようである。貧酸素化の進行によって本庄水域の生態系がどのように変化したのかを明らかにする必要がある。このことによって冬季に飛来する潜水性カモ類（深いところまで潜って二枚貝を主に捕食する）が影響を受けているかどうかを明らかにできればその水域の生態系が維持されているかどうかの判断材料になると考えられる。つまり潜水性カモ類の集団を維持できる餌があるかどうかの判断が飛来数を元に推測できる。

また、先に述べたように本水域は東アジア最大の潜水性カモ類の越冬地でありかつラムサール条約登録湿地である。世界的に非常に重要な水域であるため水鳥の飛来数の計測は重要である。

1－3 水域

島根県の東側，鳥取県の西側に位置する斐伊川水系である中海（Fig. 1-1）でも同様，農地等の造成を目的に 1973 年から干拓事業が始まり，一部は干拓化が進められた。最大の干拓予定地であった本庄工区は中海の北西部に位置し，1978 年に完成した大海崎堤防及び 1981 年に完成した森山堤防により閉鎖的な環境となった（Fig. 1-2）。ところが自然環境の再生が事業として推進される時代の流れにより，2000 年には干拓事業は中止となり，本庄工区は堤防を残した状態となった。

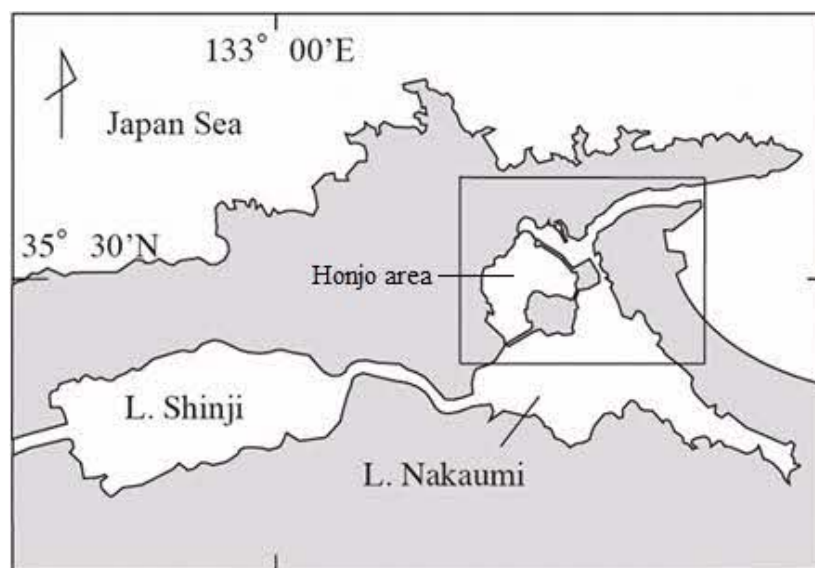


Fig. 1-1 宍道湖及び中海の位置図
囲いは Fig. 1-2 において拡大

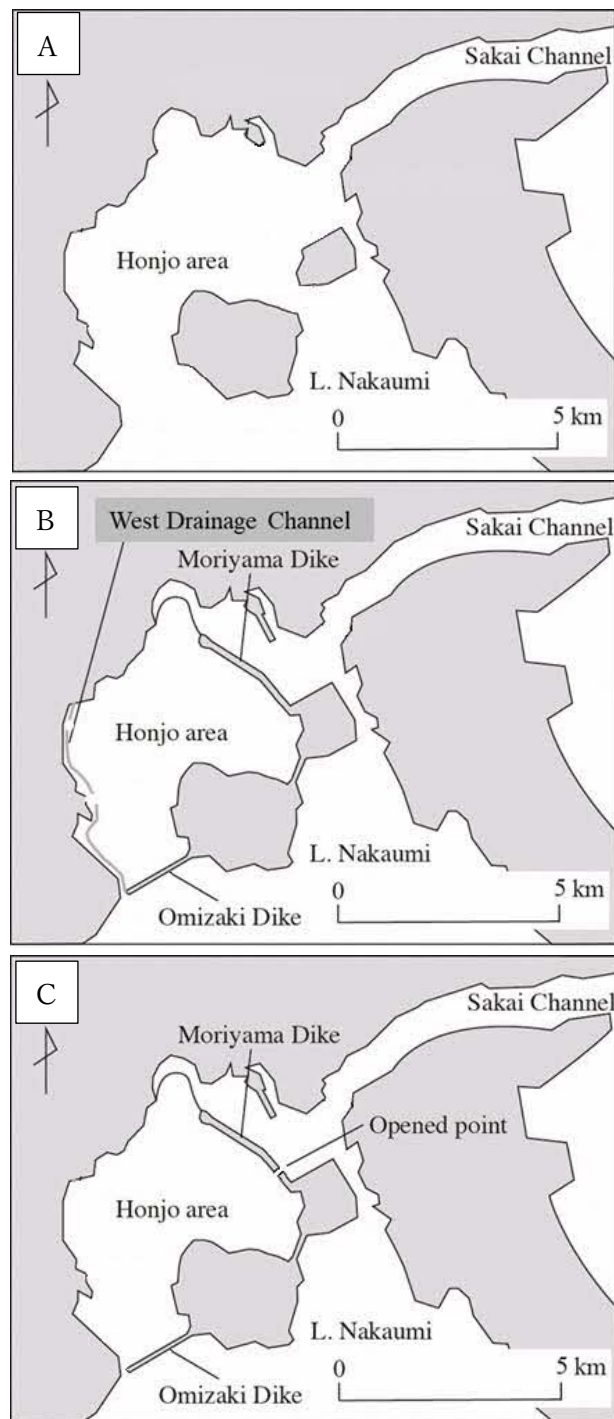


Fig. 1-2 本庄水域の変遷

- A) 堤防建設前（1981 年まで）
- B) 堤防建設後，撤去工事以前（2007 年まで）
- C) 西部承水路撤去・森山堤防開削後（現在）

1981 年以降、本庄水域では幅約 100m の西部承水路を 2km と 4km 入ったところに約 200m の開口部があり、そこから中海と水交換が行われていたが、水深が 2m から 3.5m と浅かったため、中海上層の低塩分水が本庄水域に流入していた。そのため、本庄水域は塩分濃度が高くなることはなく、中海のように成層せず、低層が貧酸素状態になっても風による拡散により混合がよく起きるため貧酸素状態が長期間になることはなかった。

本庄工区では干拓事業の中止後に建設された堤防を開削するか否かの議論の末、2009 年までに一部堤防が撤去・開削されることになったが、その後期待されたとおり自然が回復されず、むしろ貧酸素化が進んだとの報告もある。

Table1-1 に斐伊川水系に関する政策の時系列を示す。

Table 1-1 斐伊川水系に関する政策の時系列

1954 年 6 月	斐伊川・宍道湖・中海総合開発計画
1963 年 4 月	宍道湖・中海淡水化計画，中海干拓事業着工
(1971 年	水質汚濁防止法施行)
1974 年	中浦水門完成
1978 年	大海崎堤防完成
1981 年	森山堤防完成
1988 年	淡水化計画凍結
2000 年 9 月	本庄工区干拓事業中止
2002 年 12 月	宍道湖・中海淡水化中止
2005 年	森山堤防一部開削決定
2007 年 7 月	西部承水路撤去工事開始
2009 年 5 月	森山堤防開削

1－4 中海・宍道湖に飛来する潜水性カモ類

中海・宍道湖には多数の渡り鳥が飛来するが、コハクチョウやマガンなどの貴重種が注目されやすい。その中で圧倒的に多いのは潜水性カモ類のホシハジロ、キンクロハジロ、スズガモである。それらについて下記に詳細に記す（日本鳥類保護連盟，1988；中村，1986；桐原，2009）。なお，写真は平塚博士に提供いただいた。

1) ホシハジロ

○学名 *Aythya ferina*

○英名 Common Pochard

○分類 カモ目カモ科

○特徴

雄は赤褐色の頭と頸，胸は赤みがかった黒色，背と腹は淡い灰褐色，上下尾筒は黒い。

雌は全体的に褐色で背とわきは淡色

嘴は黒く，青灰色の帯があり，足は黒っぽい。

クルッ，クルッ または クルル，クルル と鳴く。

○分布

ヨーロッパ中東部からバイカル湖周辺にかけて繁殖。

冬季はヨーロッパ，北アフリカ，中近東，インド，中国東部に渡る。

日本では冬鳥として渡来し，全国で越冬する。

北海道東部で繁殖例がある。

○生息場所

湖沼，河川，内湾

○習性

群性が強く，飛んだ時に隊列を組む

○食性

貝類，無脊椎動物，水生植物など



ホシハジロ♂

2) キンクロハジロ

○学名 *Aythya fuligula*

○英名 Tuffed Duck

○分類 カモ目カモ科

○特徴

雄は頭から背、尾、胸、翼の上面が黒色で、腹、わきは白色、足は灰黒色。

雌は全体が黒褐色で背とわきは淡色。

嘴は灰青色で先端は黒色、つけ根に白い斑点を持つ個体もいる。

頭の後ろに垂れ下がった小冠羽がある。

黄色い虹彩の目を持つ。

クッ、クッ と鳴く。

○分布

ユーラシア大陸北部で繁殖し、ヨーロッパ、北アフリカ、中近東、インド、東南アジア、中国東部で越冬する。

日本では冬鳥として渡来し、全国で越冬する。

北海道での繁殖例あり。

○生息場所

湖沼、河川、内湾、港内

○食性

貝類、無脊椎動物、水生植物など



キンクロハジロ♂



キンクロハジロ♀

3) スズガモ

○学名 *Aythya marila*

○英名 Greater Scaup

○分類 カモ目カモ科

○特徴

雄は頭が緑色光沢のある黒色，頸，胸，上下尾筒は黒色，背は白地に小さな黒い線が多数あり，遠くからは灰色に見える。腹，わきは白色。嘴は青灰色，足は灰黒色。

雌は全体が黒褐色で腹は淡い。嘴の周囲に白い斑点がある。

目の光彩は黄色。

ククー あるいは クルル，クルル と鳴く。

○分布

ユーラシア大陸北部，北アメリカ北部で繁殖し，ヨーロッパ，カスピ海，ペルシャ湾，ウスリー，中国東北部，北アメリカ西海岸及び東海岸で越冬する。日本には冬鳥として全国に渡来し，越夏する個体もいる。

北海道での繁殖例あり。

○生息場所

湖沼，河川，内湾，特に底が泥地の海に集まる。

○食性

貝類，無脊椎動物，水生植物など



1-5 研究の目的

西部承水路の撤去及び森山堤防の開削は、もともと日本海からの酸素を豊富に含んだ塩水が侵入することにより水交換が促進され、水質が改善し、さらには堤防建設前の豊富な生態系が回復するという流れのシナリオを想定して実施された。一方、塩水が侵入することにより塩分躍層が発達し、湖底水の貧酸素化を引き起こし、底生生物の減少という流れの水質及び生態系の劣化シナリオにつながる危険性も指摘されていた。本研究は、開削前後の中海本庄工区及び周辺水域の水質・ベントス・高次捕食者である潜水性カモ類の連続観測データを用いて、堤防開削という地形改変が及ぼす水質・生態系へのインパクトについて、先述の2つのシナリオのどちらを辿ったかについて、Fig. 1-3 に示す作業仮説に従い、時系列的・定量的に示すことを目標とした。また既往の研究結果も用い、どのような現象が本水域において進行したかを明確にし、今後研究・調査が必要となる項目を抽出することを目標とした。

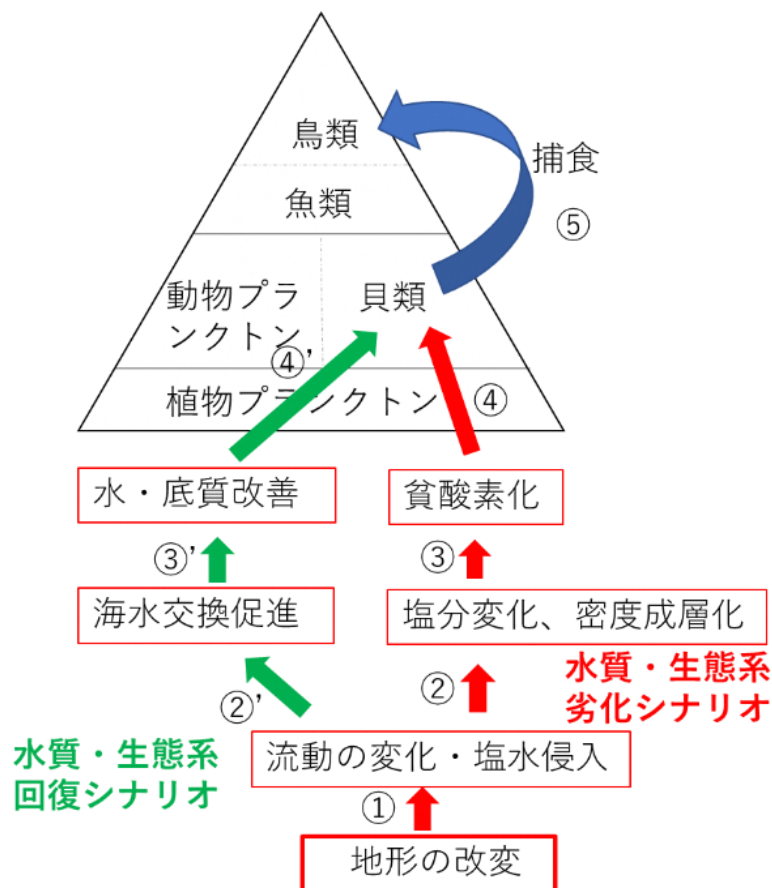


Fig. 1-3 地形改変が水質や生態系に与える影響の連鎖解明に係る作業仮説

1－6 論文の構成

本論文は全5章で構成されている。以下に各章の概略を示す。

第1章 序論

本研究の背景，目的について示す。

第2章 中海・宍道湖で越冬する潜水性カモ類の羽数変化

中海，本庄水域に宍道湖を加えたの3水域において，冬季に飛来する潜水性カモ類の羽数を貧酸素化が影響を受けやすい，餌となる懸濁物食二枚貝と比較し，堤防開削及びその他の環境要因が与えた影響について示す。

第3章 森山堤防開削が夏季の中海本庄水域の水質に与えた短期的影響

堤防開削前後の夏季の水質変化を比較し，開削直後でどのような変化があったかについて示す

第4章 中海本庄水域における堤防開削後10年間の水質変動について

開削後10年経過して，開削直後から水質がどのように推移したかについて示す。

第5章 終章

本研究の結論及び今後の展望について示す。

第2章 中海・宍道湖で越冬する潜水性カモ類の羽数変化

2-1 はじめに

日本本州の西部，山陰地方の沿岸部に位置する中海と宍道湖には多種類の渡り鳥が晩秋に飛来し早春まで滞在する。草食性のコハクチョウ (*Cygnus columbianus bewickii*)，マガモ (*Anas platyrhynchos*) なども飛来するが，潜水し湖底の貝類などを餌とする肉食性の潜水性カモ類が圧倒的に多い。中海と宍道湖で1990年代前半の1月中旬に行われた7回の観測による年平均値は，ホシハジロ (*Aythya ferina*) 21,000羽，キンクロハジロ (*Aythya fuligula*) 33,500羽，スズガモ (*Aythya marila*) 8,500羽の3種63,000羽で，この水域は潜水性カモ類の東アジア最大の越冬地であった (Oka et al., 1999)。

河川の下流部に位置する汽水域は上流からの栄養塩が集積するため生物生産性が高く，中海と宍道湖の好氣的な湖底上には大量の懸濁物食二枚貝が生息している。中海で優占していたホトトギスガイ (*Musculista senhousia*) は冬季に飛来する多数の潜水性カモ類の餌となっており，渡りの時期が終わる頃までにはほぼ食いつくされていた (Yamamuro et al., 2000)。宍道湖で優占し水深4m以浅に生息する大量のヤマトシジミ (*Corbicula japonica*) もまた，潜水性カモ類の餌となっていた (Yamamuro et al., 1998)。

中海の沿岸部では2008年頃から沈水植物が繁茂するようになった (福田, 2009)。中海の干拓予定地であった本庄水域では，2009年5月に行われた森山堤防の開削で強固な塩分成層が形成され，暖候期に下層が貧酸素化するようになった (山室ら, 2012)。また，宍道湖では2010年から2012年の間にヤマトシジミ資源量が一時的に大きく減少した (島根県内水面水産試験場, 2001-2007; 島根県水産技術センター, 2008-2016)。

この水域に飛来する潜水性カモ類は湖底上に生息する大量の懸濁物食二枚貝を主要な餌として越冬する (Yamamuro et al., 1998; Oka et al., 1999; Sekiya et al., 2000)。これらの餌の減少を引き起こす本庄水域の開削をはじめとする環境変化やヤマトシジミ資源量の減少は，この水域で越冬する潜水性カモ類の滞在羽数に何らかの影響を及ぼすと考えられる。本研究では1999年から2015年の16越冬季に中海本湖，本庄水域，宍道湖に飛来滞りする潜水性カモ類の羽数の長期的な変動を把握し，それぞれの水域における餌環境の変化と対比して検討した。

2-2 方法

1) 水域

島根県東部と鳥取県西部に位置する中海は、境水道を通して日本海とつながる面積約 88 km²、平均水深 5.4 m の高鹹性汽水湖である (Fig. 3-1)。流入する海水は中海の下層に広がり、宍道湖から流入する低塩分水や淡水と混合された海水の 1/3 程度の高塩分水が上層に位置する安定した二層構造の湖である。このため上下混合が起きにくく水深 3~4 m の塩分躍層以深の下層は暖候期に貧酸素化し (Godo et al., 2001)、生物の生息に適さない。

二つの干拓堤防によって中海から切り離された島根県に位置する本庄水域は、面積約 17 km²で 2007 年までは西部承水路堤防の開口部を通して中海本湖とつながっていた。西部承水路は浅いところで水深が 2.5 m のため中海の上層水のみが流入し、本庄水域の水塊はほぼ均一で混合が起きやすく下層が貧酸素化しにくかった。しかし、2007 年から 2009 年にかけ西部承水路堤防が水深 3.5 m まで撤去され、中海本湖の塩分躍層付近の水が入りやすくなった。また、2009 年 5 月には森山堤防の一部が水深 5.5 m まで開削され境水道から本庄水域に海水が侵入し、中海本湖と同様に成層構造が形成され暖候期に下層が貧酸素化するようになった (山室ら, 2012)。

大橋川を通して中海につながる宍道湖は島根県東部に位置し、面積約 80 km²、平均水深 4.5 m のスプ皿状の湖盆形状を持つ低鹹性汽水湖である (Fig. 1)。斐伊川の低流量時における低気圧の日本海通過などによる海水位上昇期と日潮不等が重なる特殊な潮汐条件下で、大量の中海水が流入し湖底に薄く滞留する (Ishitobi et al., 1999)。滞留した底層水は暖候期に貧酸素化するため、湖盆部は生物の生息に適さない。

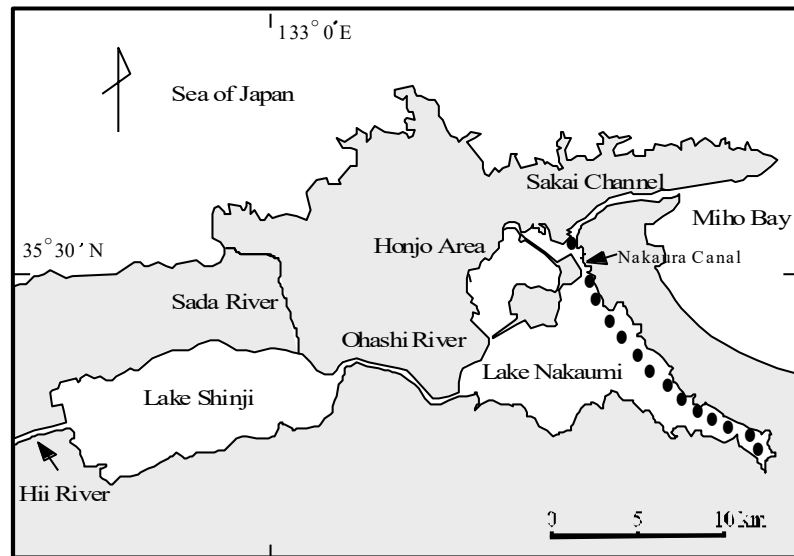


Fig. 2-1 中海本湖，本庄水域，宍道湖の位置図。点線で示した中海の東側と西側の観測は異なった担当部局が実施。

2) 方法

中海と宍道湖で越冬する水鳥について，種類と羽数の観測が10月から（中海の鳥取県側では11月から）3月にかけて毎月行われている。島根県と鳥取県による1月の一斉観測は1月15日に近い日曜日（以前は成人の日の15日）に行われ，調査結果は環境省のガンカモ類の生息調査の一環として公表されている（環境省自然環境局生物多様性センター，2000-2015）。それ以外の月は中海の鳥取県側水域が鳥取県，島根県側水域がホシザキグリーン財団，宍道湖が島根県により，通常，第3日曜日に行われている（日本野鳥の会島根県支部，2018）。中海における観測は，県境を目安として鳥取県側と島根県側の水域に分けて行われる（Fig. 2-1）。鳥取島根両県の日本野鳥の会の観測員などが移動しながらブロック別の観測定点から望遠鏡により1～2 hr以内で調査する。岸近くの計測は1羽ずつ種類を確認・計測するが，沖合の群れは望遠鏡の1視野毎に概数を確認し，種類については岸に近い群れの種数構成を考慮して按分する。観測終了後に確認地点を地図上に記して照合し，2重カウントを防ぐ。観測員の交代は少なく，本庄水域の観測は同一の観測員により続けられていた。

中海と宍道湖で越冬数の多い潜水性カモ類ホシハジロ，キンクロハジロ，スズガモについて，1999年から2014年の10月から翌年3月まで16越冬季の毎

月のデータを使用し長期変化を検討した。潜水性カモ類は採餌と休息がいずれも湖で、潜水採餌中でも潜ったままではなく、群れの個体の大半が水に潜って姿が見えにくいことはないため、湖水上の観測で羽数が把握可能と思われる。なお、本庄水域では 2000 年 1 月と 2005 年 1 月の観測はされていない。

これらの潜水性カモ類は、越冬の期間中は中海と宍道湖の間の移動が少ないので (Oka et al., 1999) 中海と宍道湖では異なる水域の越冬群とした。中海の本庄水域は、観測期間中に堤防開削による湖底の環境変化が起きたため (山室ら, 2012) 中海と異なる水域とした。これより中海は中海本湖と本庄水域の 2 水域、宍道湖は 1 水域として、それぞれの越冬数の長期変化を検討した。観測が行われた 16 越冬季の 10 月から 3 月までの月毎の羽数変化を概観し、12 月から 1 月の羽数変化が比較的小さかったため、両月の観測平均値を越冬数として長期的な増減傾向を検討した。増減傾向と有意差は Theil-Sen's slope 及び Mann-Kendall 検定により求めた。計算は ProUCL version 5.1 (United States Environmental Protection Agency) を用いた。

ホトトギスガイの個体数調査は島根県松江市にある本庄水域の入江地区で、水深 1m~5m まで水深 1m 毎に行った (Fig. 2-2)。調査地点は大海崎堤防と森山堤防のほぼ中間に位置し、比較的砂分の多い底質の水域である。森山堤防開削後の下層の貧酸素化は、酸素を含んだ海水の流入する森山堤防に近い水域は弱く、奥側の大海崎堤防に近い水域は強い。このことから調査地点の貧酸素化の状況はその中間程度にあると考えられた為、開削前後を通しての本庄水域における大型底生動物群集の代表地点として選定した。大根島から沖合に向かって測線を設定し、各水深についてスミスマッキンタイヤ採泥器で 1 回

(0.11m²) サンプリングを行い、採取した堆積物を目合い 0.5mm の篩いでふるい、篩い上に残ったものをローズベンガルをいれた中性ホルマリンで固定して大型底生動物を染色した。固定した試料は実体顕微鏡下で大型底生動物の選別を行い、後日、同定と計数を行った。個体数は頭部の数でカウントした。サンプリングは 2006 年 4 月から 2011 年 12 月まで行った。

DO については島根県保健環境科学研究所が行っている本庄水域の環境基準点である NH-1 (水深 5.8m) 及び NH-2 (水深 5.8m) (Fig. 2-2) で行われる月 1 回の定期調査のデータを使用した。センサー (HACH Hydrolab MS5 デンバー) を用いて測定されている。水面から 1m 間隔の測定値を使用した。

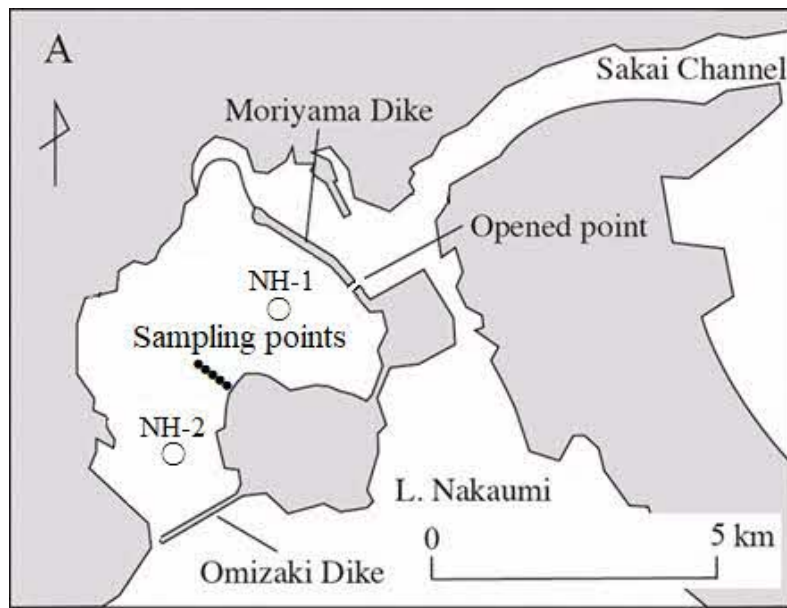


Fig. 2-2 本庄水域におけるホトトギスガイ採取場所の位置図と DO 測定地点 NH-1 及び NH-2。ホトトギスガイ採取地点である入江地区を●で示し、DO 測定地点を○で示した。

2-3 結果と考察

1) 月別の羽数変化

中海本湖・本庄水域・穴道湖におけるホシハジロ、キンクロハジロ、スズガモの10月から翌年3月までの月別の羽数の箱ひげ図を示す (Fig. 2-3)。16越冬の間に飛来滞在数が大きく変化した水域が見られた。本庄工区における森山堤防の開削をはじめ2008年から2010年にかけて餌に影響する環境変動やヤマトシジミの減少が起きたので、任意に2009年を境とする前期 (1999年10月から2009年3月までの10季) と後期 (2009年10月から2015年3月までの6季) に分けて示した。なお、中海本湖の鳥取県側では10月の観測は行われていない。

箱ひげ図の平均値から、ホシハジロは中海本湖では前期後期とも11月に増加し12月に減少して1月は変わらず、2月に減少した。11月から2月まで羽数は前期のほうが多かった。本庄水域では前期は12月に羽数が大きく増加し1月以降は減少した。しかし、後期は各月とも僅かな羽数しか観測されず月毎の変化は明白でなかった。穴道湖では前期後期ともに11月から12月にかけて時として羽数が増加し、2月以降はほとんど認められず、月毎の変化は明白でなか

った。なお、本庄水域で 2000 年 12 月に 29,051 羽、宍道湖で 2003 年 12 月に 10,495 羽の大きな羽数が観測されている。

キンクロハジロは中海本湖では 11 月の羽数は前期後期とも同程度で、前期は 3 月まで羽数が保たれ、後期は 12 月に減少したが、それ以降 3 月まで羽数が保たれた。本庄水域では前期の 11 月から 1 月の羽数は同程度で、2 月に減少傾向を示したが、後期は各月とも僅かな羽数しか観測されていない。宍道湖では、11 月の羽数は前期後期とも同程度で、前期は減少傾向がみられるものの 3 月まで約 20,000 羽程度の羽数が保たれ、後期は 12 月に減少したが、それ以降 3 月まで約 10,000 羽程度の羽数が保たれた。

スズガモは中海本湖では前期は 11 月から 12 月に減少して 1 月は変わらず、3 月へと減少し、後期は 11 月から 12 月に前期より大きく減少し 3 月まで同程度の羽数が保たれた。2 期とも 12 月から 1 月の羽数は同程度で、前期が多かった。本庄水域では前期は 11 月から 1 月へと徐々に減少し、後期は 10 月に多数観測されたが 12 月にかけて減少した。宍道湖では前期は 1 月に向けて増加し 3 月へと徐々に減少、後期は 11 月から 3 月に向けて徐々に減少した。12 月から 1 月の羽数は 2 期とも同程度で、後期が多かった。

それぞれの潜水性カモ類の 3 水域における月別の羽数変化を比較すると、ホシハジロや本庄水域など、種類と水域により例外があるものの、中頃の 12 月と 1 月は概ね同程度の羽数であった。これより 12 月と 1 月の羽数の観測平均値を越冬数とした。

(a)

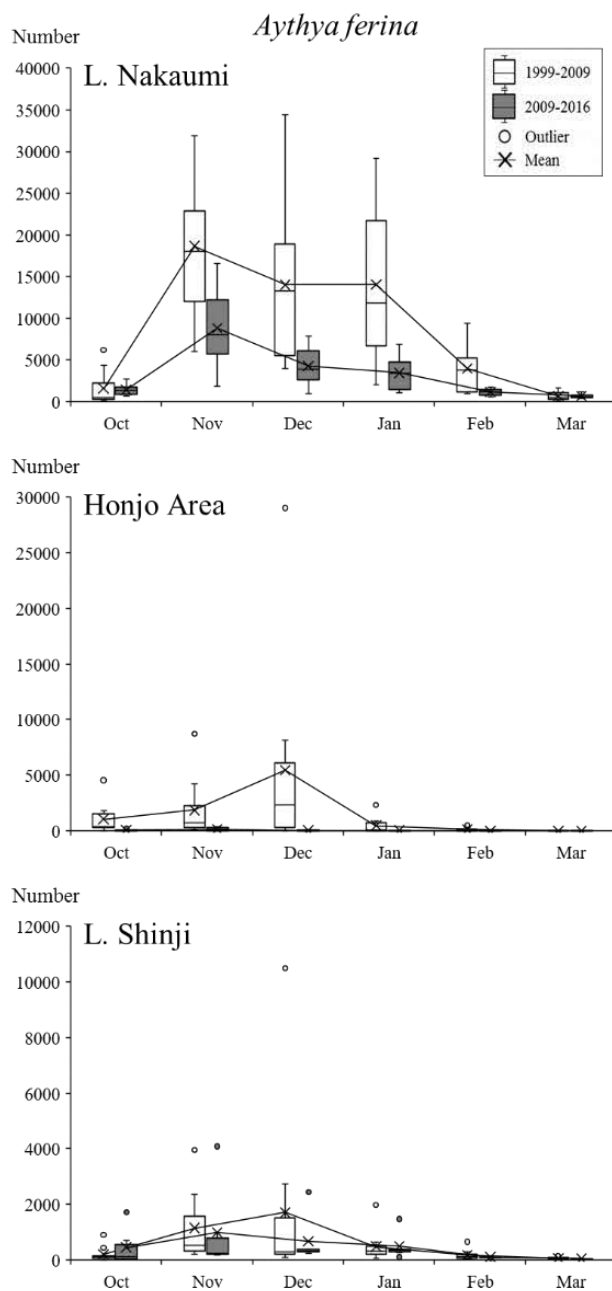


Fig. 2-3 中海本湖，本庄水域，宍道湖における 16 越冬期の前期（1999-2009 年：10 季）と後期（2009-2015 年：6 季）の 10 月から 3 月におけるホシハジロ(a)，キンクロハジロ(b)，スズガモ(c)の観測値を表す箱ひげ図。箱中の横線が中央値，箱の上端及び下端がそれぞれ第一四分位及び第三四分位，ひげの両端が四分位範囲（箱の長さ）の 1.5 倍の内にある最大値及び最小値，ひげの外側の“○”は外れ値，“×”は平均値を表す。

(b)

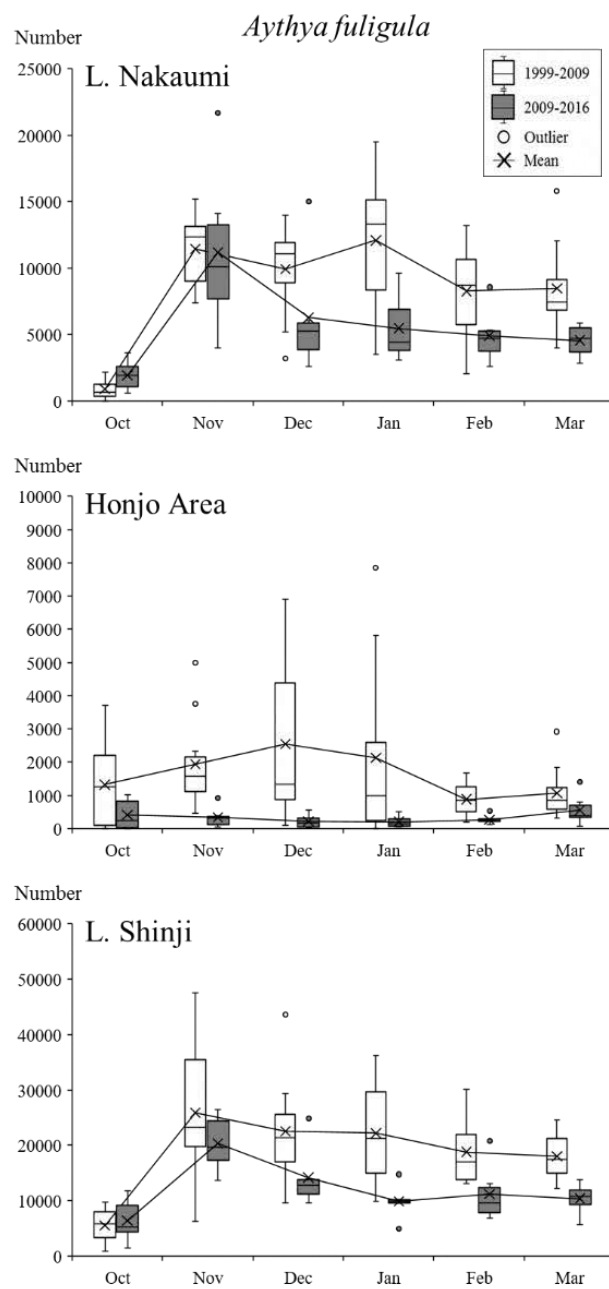


Fig. 2-3 続き

(c)

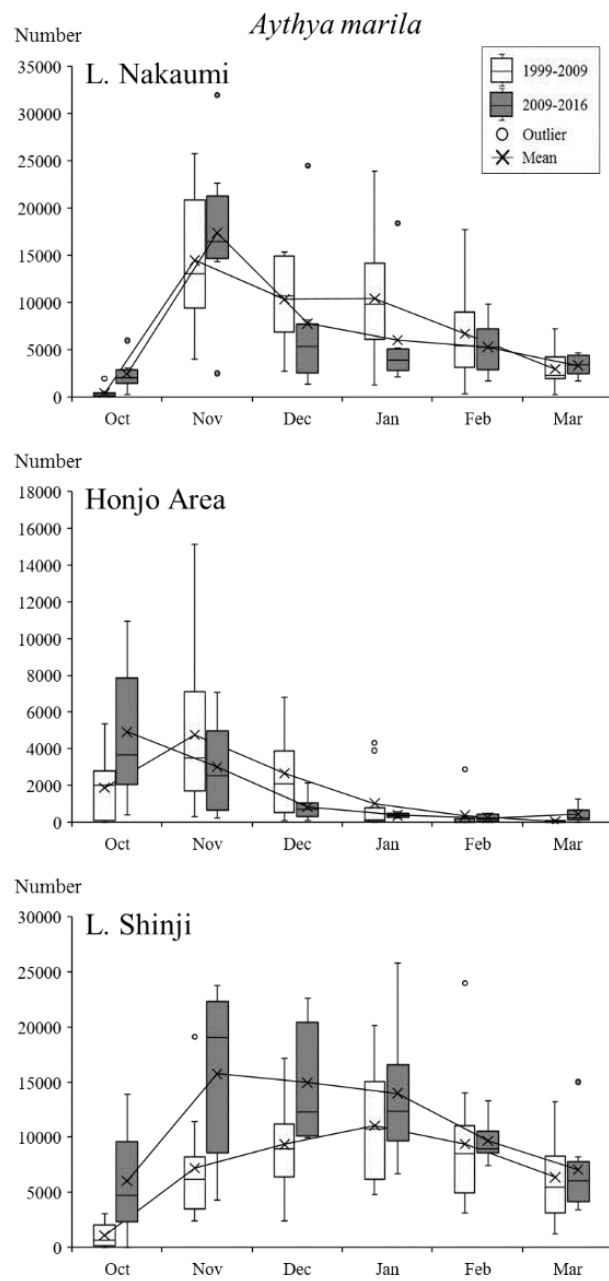


Fig. 2-3 続き

2) 潜水性カモ類の越冬数の増減傾向

各水域における 16 越冬季の 3 種の潜水性カモ類について、越冬数とした 12 月と 1 月の観測平均値と変動幅を示す (Fig. 2-4)。いずれの種も季毎の越冬数の変化は大きい、それぞれの季の 12 月と 1 月の変動幅は比較的小さい。Oka et al. (1999) によれば、キンクロハジロとスズガモは冬季に中海と宍道湖の間をほとんど移動せず、1995 年 12 月から 1996 年 2 月の中海で発信機を付けた 8 羽の観測では、7 羽のキンクロハジロは中海から動かず、1 羽のスズガモは 1 回だけ宍道湖を往復した。これ以外の周辺水域との往来は知られていない。12 月と 1 月の小さい変動幅はこの移動状況を反映していると考えられた。

潜水性カモ類 3 種の水域別の越冬数から、それぞれの越冬数 ($N=16$) の増減傾向と有意差を求めた。また、3 種合計の水域別の越冬数から同様の検討を行った (Table 2-1)。

この 16 季の間にホシハジロは中海本湖では大きく減少し ($p<0.01$)、本庄水域でも減少した ($p<0.01$)。宍道湖では羽数が少ないうえに変動が大きく、減少傾向にあるものの検定結果は有意ではなかった ($p=0.31$)。中海本湖、本庄水域、宍道湖の全水域では減少 ($p<0.01$) した。キンクロハジロは中海本湖では徐々に減少し ($p<0.01$)、本庄水域でも減少した ($p<0.01$)。宍道湖では 2009 年頃を境とする段階的な羽数変化により減少した ($p=0.03$)。全水域では減少 ($p<0.01$) した。スズガモは中海本湖と本庄水域では減少傾向にあるものの有意ではなかった (それぞれ $p=0.08$, $p=0.06$)。他方、宍道湖では増加した ($p=0.02$)。全水域では減少傾向にあるものの有意ではなかった ($p=0.41$)。

水域別に見たホシハジロ、キンクロハジロ、スズガモ全種の越冬数は中海本湖では減少した ($p<0.01$)。本庄水域では大きく減少し ($p<0.01$)、Fig. 3-4 に示されるように 2006 年頃から 3 種類ともに僅かの羽数しか観測されていない。宍道湖では全体の羽数は減少傾向だが有意ではなかった ($p=0.28$)。これら 3 種の潜水性カモ類はいずれも、中海本湖と本庄水域ではこの水域で優占する懸濁物食二枚貝ホトトギスガイを (Yamamuro et al., 1998; Oka et al., 1999; Sekiya et al., 2000)、宍道湖では同じくヤマトシジミを主要な餌としている

(Yamamuro et al., 1998; Oka et al., 1999; Sekiya et al., 2000)。これら 3 種は潜水し底泥中の生物を掘り取るのに適した嘴で採食する。ホシハジロは水深 1~2.5 m の水域で多く潜水し、キンクロハジロは時には 5 m、概ね 0.6~3 m、スズガモは 6 m 以浅、0.5~3.5 m で多く潜水し、いずれも昼間だけでなく夜間も

(a)

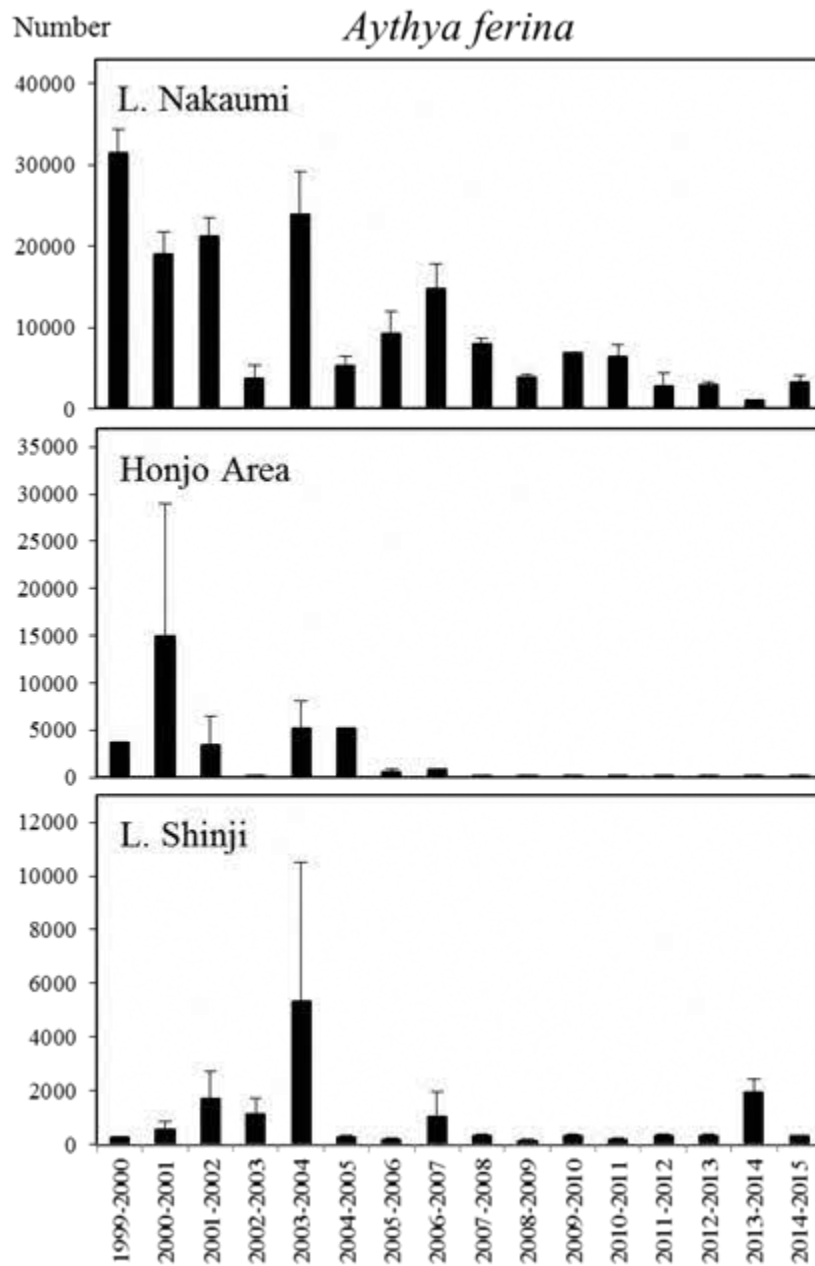


Fig. 2-4 中海本湖，本庄水域，宍道湖で1999～2015年の16越冬季の12月と1月に観測されたホシハジロ (a)，キンクロハジロ (b)，スズガモ (c) の平均羽数の長期変化。変動幅の上半分を棒グラフに示した。本庄水域では2000年と2005年の1月の観測は行われていない。

(b)

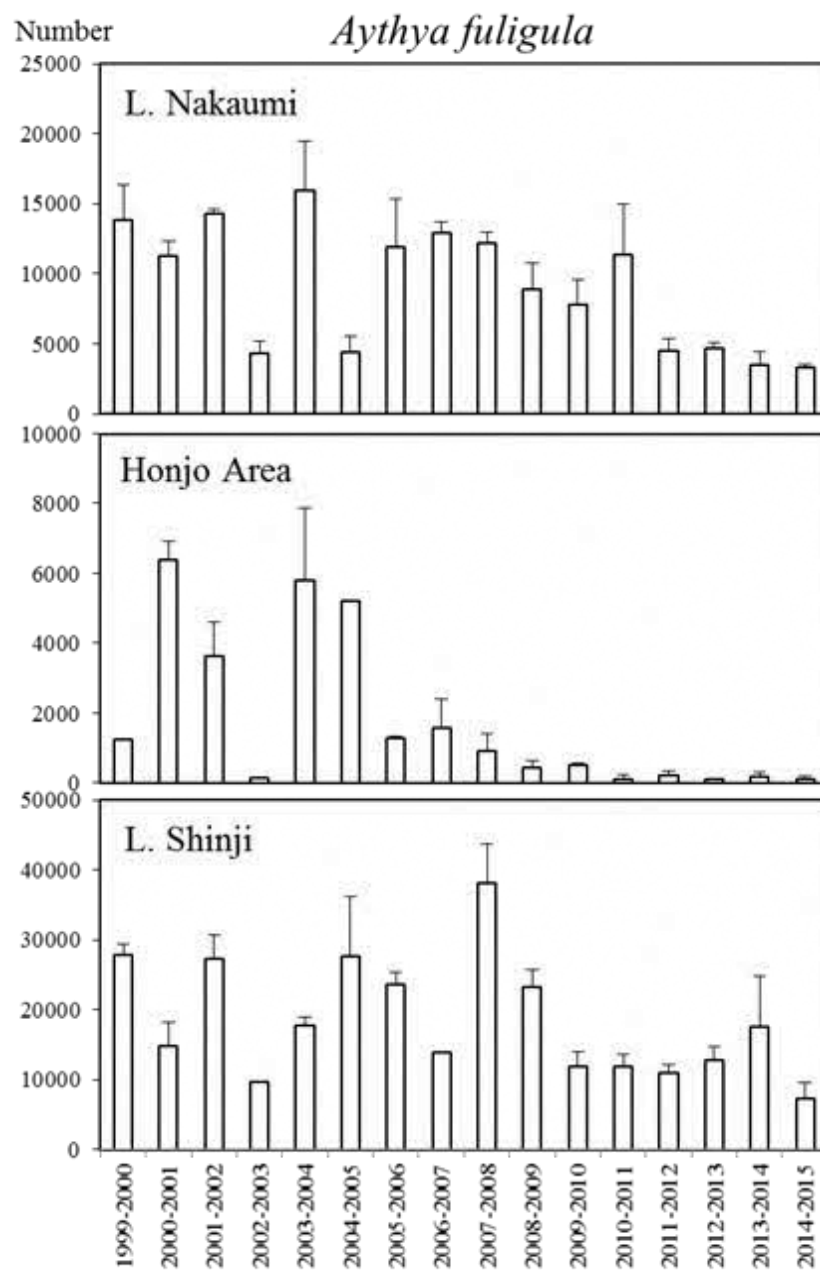


Fig. 2-4 続き

(c)

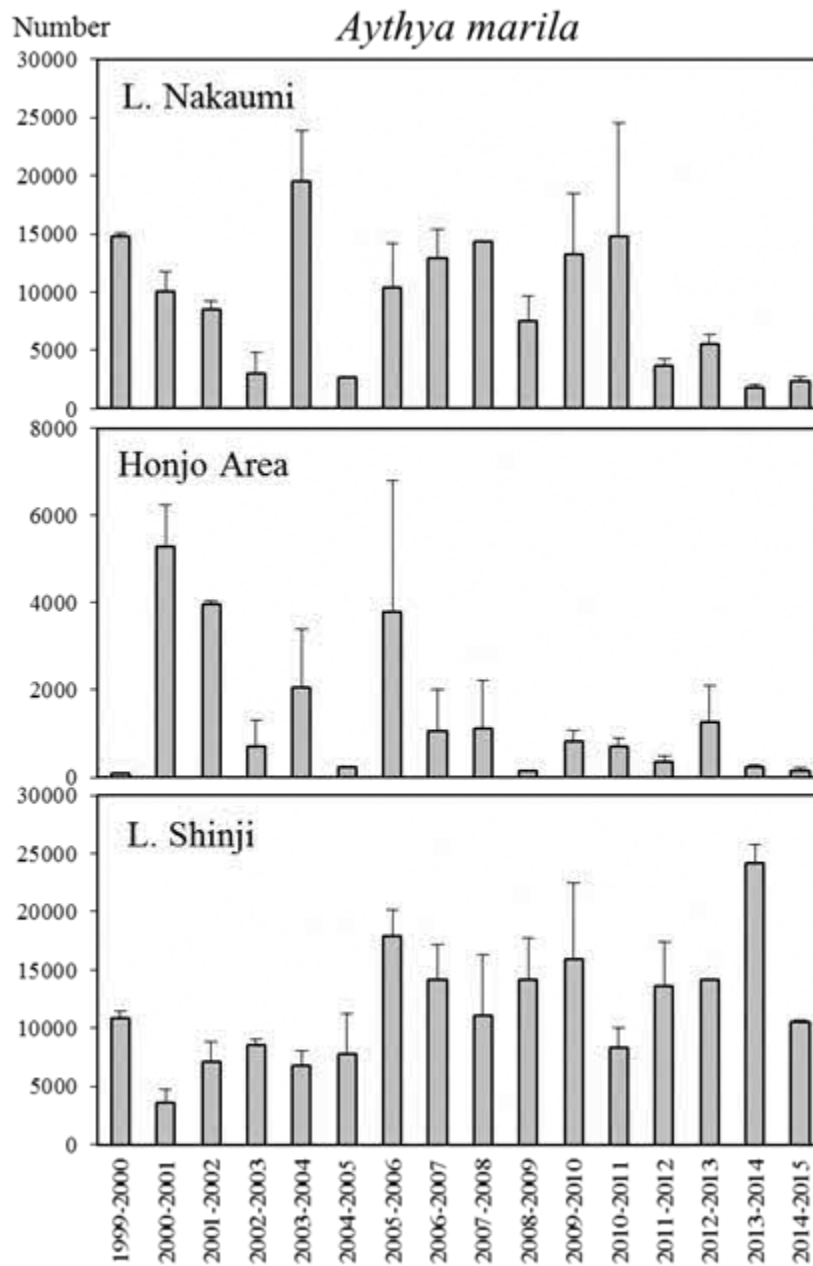


Fig. 2-4 続き

Table 2-1 中海本湖，本庄水域，宍道湖の各水域と全水域における 16 越冬季のホシハジロ，キンクロハジロ，スズガモについて Theil-Sen's slope による増減傾向と Mann-Kendall 法による有意差検定結果。各 3 水域における潜水性カモ類ホシハジロ，キンクロハジロ，スズガモの全越冬数について同様の検定を行った。各季の越冬数は 12 月と 1 月の観測平均値としている。

Species	Lake area	Theil-Sen Slope Number/year	Mann-Kendall test <i>p</i> -value
<i>Aythya ferina</i>	L. Nakaumi	-1376	<0.01
	Honjo Area	-199	<0.01
	L. Shinji	-6	0.31
	Total Area	-1714	<0.01
<i>Aythya fuligula</i>	L. Nakaumi	-685	<0.01
	Honjo Area	-190	<0.01
	L. Shinji	-781	0.03
	Total Area	-1905	<0.01
<i>Aythya marila</i>	L. Nakaumi	-497	0.08
	Honjo Area	-136	0.06
	L. Shinji	+592	0.02
	Total Area	-137	0.41
Total	L. Nakaumi	-2753	<0.01
	Honjo Area	-548	<0.01
	L. Shinji	-298	0.28

採餌を行う。また，キンクロハジロは，中海では平均殻長 16 mm，平均殻高 8 mm のホトトギスガイ（貝殻が極めて薄く細長い）を，宍道湖では平均殻長 10 mm，平均殻高 9 mm のヤマトシジミを寡占的に採食していた（岡・関谷，1997）。

各水域における潜水性カモ類の増減傾向と餌環境の関係を考察するため，水域別の 3 種の合計越冬数の変動を示した。中海本湖と本庄水域については餌資源に関係する環境変化が始まった時期を，宍道湖については飛来の始まる 10 月のヤマトシジミ資源量の変動を併せ示した（Fig. 2-5）。

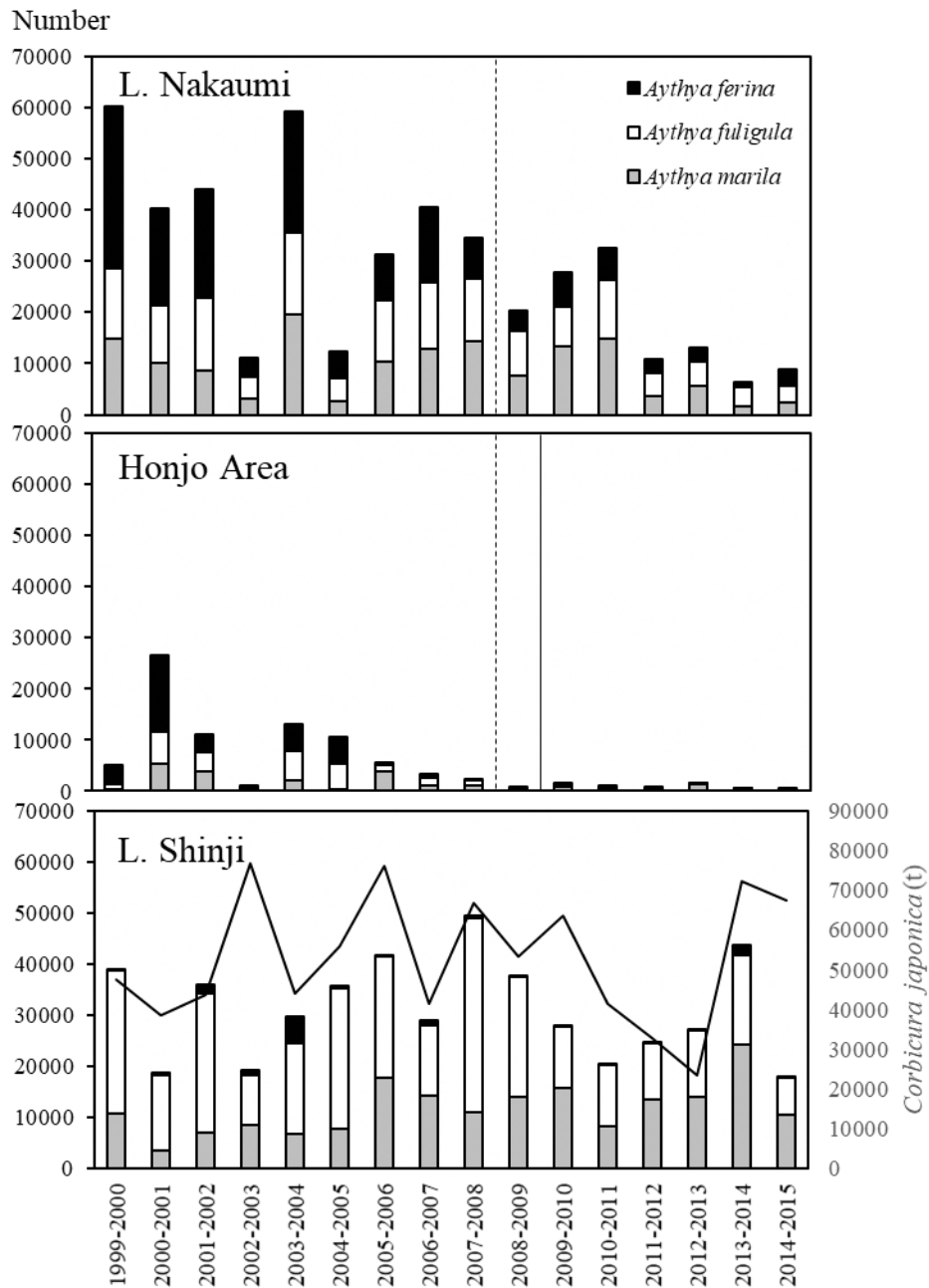


Fig. 2-5 中海本湖，本庄水域，穴道湖における1999～2015年の16越冬季の12月と1月に観測された潜水性カモ類の全平均羽数の長期変化。ホシハジロ（黒色），キンクロハジロ（白色），スズガモ（灰色）は棒グラフの中で分けて示した。本庄水域では2000年と2005年の1月の観測は行われていない。中海で海藻の繁茂が始まった年と本庄水域で森山堤防が開削された年を点線と実線で示し，穴道湖におけるヤマトシジミの10月の資源量の変動を示した。

3) 各水域における餌環境の変化と羽数の比較

中海本湖と本庄水域における 1996 年 11 月と 1997 年 3 月の調査によれば (Yamamuro et al., 1998; Yamamuro et al., 2000), ホトトギスガイは 11 月には中海本湖では水深 2 m 以浅, 本庄水域では水深 5 m までの多くの地点でマット状に生息し (例えば, 平塚ら, 2006), 42 地点の平均現存量は $1,126 \text{ g/m}^2$ であったが, 潜水性カモ類の捕食により 3 月には 24 g/m^2 へと減少した。本庄水域では森山堤防開削直後の 2009 年 6 月から 11 月の毎月に調査が行われ

(Yamada et al., 2013), 水深 3m 以深の湖底では 6 月から 11 月までホトトギスガイはほとんど見られなかった。水深 2m 以浅では 8 月から 10 月にかけて約 1/2 は漂着したシオグサ (*Cladophorales*) とオゴノリ類に覆われ, 一部ではマット状のホトトギスガイも見られたが, 11 月にはホトトギスガイはほとんど見られなかった。

本庄水域では 2009 年 5 月に森山堤防が開削され, 塩分成層が形成されて暖候期に下層が貧酸素化するようになった (山室ら, 2012)。開削後の 7 月 12 日にこの水域の沿岸部で採泥を行い, 水深 4 m 以深で硫化水素臭と底生生物の死滅を確認されている (田中ら, 2010)。塩分成層の形成以前に湖底近くの水深 5 m まで生息していたホトトギスガイなどの底生生物は, 中海本湖と同様に塩分躍層 (水深約 3 m) より浅い水域でしか生息できなくなる。開削による水理構造の変化から導かれる下層のホトトギスガイの減少は開削後の Yamada et al. (2013) の調査結果と一致している。

中海本湖と本庄水域の浅場では 2008 年頃から海藻類オゴノリ (*Gracilaria vermiculophylla*) の増加が見られるようになった (福田, 2009)。島根県水産技術センターは 2011 年夏季に中海沿岸部で調査を行い, オゴノリ類 (*Gracilaria spp.*) の広範囲な分布と中海北部での濃密な分布を確認している (清川ら, 2013)。オゴノリ類などの海藻類が漂着した湖底面は貧酸素化するので

(Yamada et al., 2013), 本庄水域と同様に中海本湖の浅場でもホトトギスガイの減少が起きたと考えられる。

中海本湖と本庄水域における 2008 年頃からの上層の海藻類の繁茂と, 2009 年 5 月の森山堤防の開削による本庄水域下層の貧酸素化の環境変化が, この 2 水域におけるホトトギスガイの減少を引き起こした可能性が極めて高い。主要な餌であったホトトギスガイの減少がこれらの水域における潜水性カモ類の越冬数減少の一要因と推察される。

本庄水域では、中海本湖と異なり 2006 年頃から 3 種の合計越冬数が減少した (Fig. 2-4)。2006 年 7 月 19 日に松江市街地の一部が浸水する大水害が起き、中海の上層塩分は大きく低下した。比重の小さい低塩分水が本庄水域に流入したため、島根県保健環境科学研究所による 2006 年 8 月 1 日の観測では、通常は見られない塩分成層が水深 4 m 付近に形成され、下層の酸素濃度は約 0.5 mg/L であった。同年 8 月 20~29 日に行われた底生生物調査では下層が貧酸素化しており、水深 4.1 m 以深の湖底ではホトトギスガイなど二枚貝は出現せず、中海本湖と同様に湖盆部の広い範囲で二枚貝の生息が見られなかった (山口ら, 2013; 篠原ら, 2016)。2007 年からは西部承水路の撤去が始まった。これにより中海本湖の塩分躍層付近の比重の大きい水塊が湖底に侵入しやすくなり、塩分成層が形成され、暖候期の湖底の貧酸素化が進んだ。特殊な気象条件と西部承水路撤去に伴う成層形成による下層の貧酸素化がホトトギスガイなどの減少をもたらし、2006 年頃からの潜水性カモ類の減少につながった可能性も考えられる。

水質の影響を直接受ける湖底のベントスについて、本庄水域入江地区におけるホトトギスガイの個体数調査結果を Fig. 2-6 に示す。期間は 2006 年から 2011 年まで、水深 1m から 5m まで、1m 間隔で行った。平均値は、開削前は 1m : 389 ± 256 個/m² (n=15), 2m : 403 ± 630 個/m² (n=17), 3m : 174 ± 247 個/m² (n=17), 4m : 47 ± 60 個/m² (n=17), 5m : 41 ± 53 個/m² (n=17) であった。一方、開削後は 1m : 210 ± 360 個/m² (n=7), 2m : 47 ± 77 個/m² (n=8), 3m : 17 ± 26 個/m² (n=8), 4m : 28 ± 44 個/m² (n=8), 5m : 0.3 ± 1.1 個/m² (n=8) であった。特に水深 5m では開削後ほとんど確認されず、平均値として約 1% まで減少した。2006 年からの調査であることから、前述のとおり 2006 年 8 月には低塩分水の流入により躍層が形成され、貧酸素化していたことから、2005 年より前には本調査より多く生存していたことが予想される。Yamamuro et al. (2000) では同様に大根島北岸部における採取を行っているが、1996 年 11 月の 1m : 1756 個/m², 2m : 9917 個/m², 3m : 8967 個/m², 4m : 9421 個/m², 5m : 0 個/m² であり、5 地点の平均値は 6012 個であるが、本調査における 2006 年 12 月の平均値は 124 個で、最大でも 2008 年 8 月の 780 個であった。

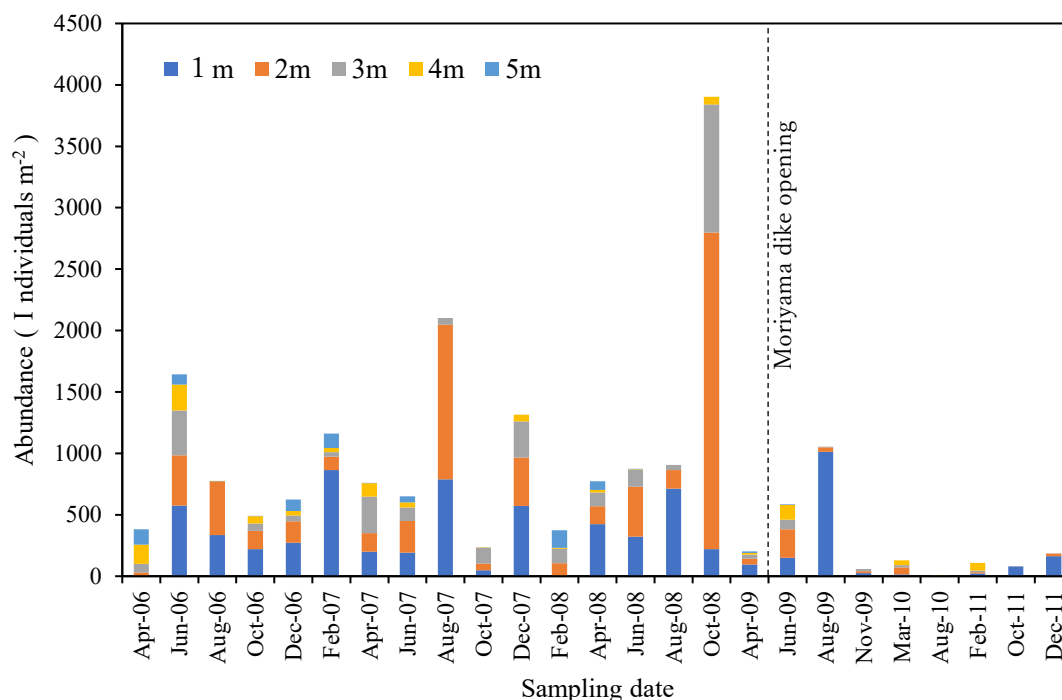


Fig. 2-6 本庄水域入江地区における水深毎のホトトギスガイ個体数の推移

DO とホトトギスガイ個体数の関係を Fig. 2-7 に示す。DO については、ホトトギスガイサンプリングの行われた月に実施された NH-1 及び NH-2 における定期調査の値の平均値を用いた。本調査の期間においては、およそ 3mg/L 以下ではホトトギスガイがほとんど観測されなかった。開削工事の以前から貧酸素状態は観測されていたが、開削後は塩分躍層が発達し、貧酸素化が長期化したため湖底においてホトトギスガイが生息できなかったことが考えられる。中村ら（1997）によるホトトギスガイの貧酸素耐性の実験によると、20 個体中半数以上が 2 日で死亡し、全数が 3 日目に死亡したと報告されている。本調査期間においても開削後の 2009 年 8 月には水深 5m において無酸素状態が確認されている。キンクロハジロとスズガモは 5, 6 m 潜水するため、本庄水域の湖底まで潜水できる。森山堤防開削の影響により貧酸素化が進行し、5m におけるホトトギスガイの個体数が顕著に減少した。本庄水域全体における 5m 以深の面積の割合は約 70%であるため、5m 以深で定着が困難となった影響は大きい。

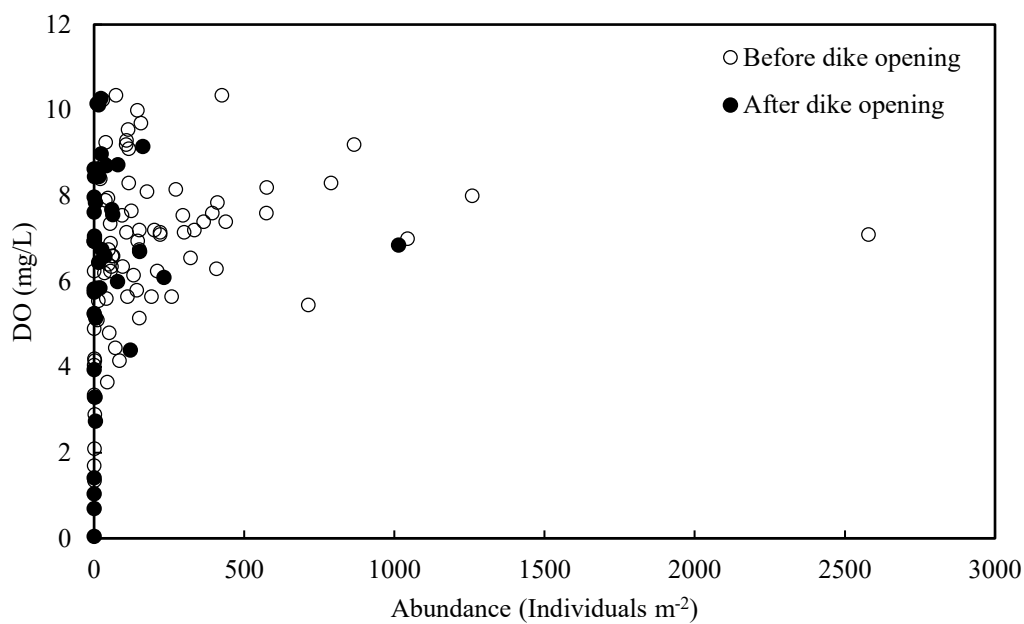


Fig. 2-7 ホトトギスガイ個体数に対する DO

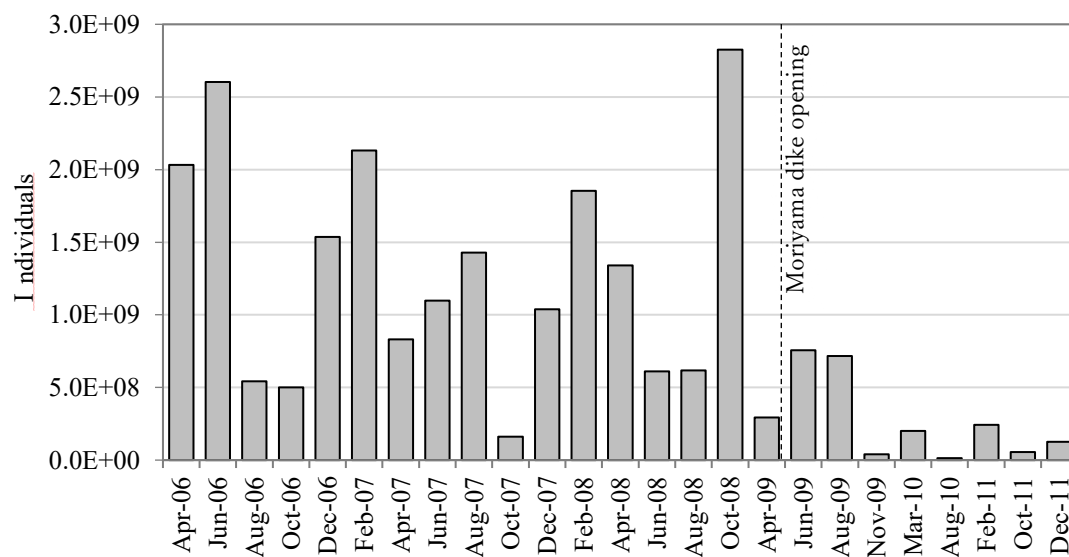


Fig. 2-8 本庄水域全体におけるホトトギスガイ現存量

本庄水域において、水深 5m 以深の割合は約 68%、4~5m は約 20% である（水深図(相崎・秋葉, 1998)を切り取り重量比から求めた)。1~3m はそれぞれ 4% としてホトトギスガイ個体数調査の結果から本庄水域 17km² における現存量を推定した (Fig. 2-8)。Yamamuro et al. (1998) は約 50,000 羽の潜水性カモ類が中海全体で越冬中に消費するホトトギスガイは 3.5×10^{10} 個体と試算している。本調査では最大でも 2.8×10^9 個体 (2008 年 10 月) であった。2008 年 10 月における個体数から滞在可能な潜水性カモ類を試算すると約 4000 羽であり、2011 年 10 月の 5.6×10^7 個体だとわずか 80 羽となるが、実際には 2011 年 12 月~2012 年 1 月の本庄水域における潜水性カモ類 3 種は約 600 羽であった。

山口ら (2013) では中海本湖及び本庄水域におけるホトトギスガイ、アサリ及びヒメシラトリガイの調査を 1997 年と 2006 年に行っている。1997 年におけるホトトギスガイの分布は主に本庄水域の広範囲に分布しているが、中海本湖は沿岸部に限られていた。一方、2006 年は本庄水域においても沿岸部に限られていた。前述のとおり、2006 年における環境は夏季に松江市市街地が浸水するほどの豪雨災害が発生したため、上層水の塩分低下による塩分成層が形成されたことにより貧酸素化していたことから、減少していた年であったと考えられる。また、Yamamuro et al. (1998) の調査においても本庄水域と中海西岸の一部でのみ 4m 以深にてホトトギスガイの分布が確認されており、中海本湖における分布は水深 2m 以浅に限られることから、中海全体のホトトギスガイの大部分が本庄水域に集中していたことが予想される。また、ガンカモ類のつがい形成は越冬地で行われる傾向があり、ハジロ属は同じ越冬地を毎年利用する傾向があるとの報告がある (関谷, 2003)。つまり、越冬地での採餌環境は繁殖を左右することとなるため、Fig. 2-7 の結果から、中海全体の潜水性カモ類の越冬数は前の年の夏季の本庄水域の DO の傾向との関係が考えられた。Fig. 2-9 にそのプロットを示すが、本調査期間では相関関係が確認された。

上記ベントス調査ではホトトギスガイ以外のベントスも調べている。個体数の第一優占種の変化を Table 2-2 に示す。調査回数 22 回、欠測を除く合計 108 回の調査において第一優占種になった種はホトトギスガイの 30 回、次いでアサリ及びニッポンドロゾコエビの 14 回であった。これら 3 種のうちニッポンドロゾコエビ (体長 7 mm 程度) が個体の大きさから考えると相当の個体数が必要であれば潜水性カモ類を維持することは難しいと考えられた。ホトトギスガイとアサ

リについてであるが、ホトトギスガイが優占していたのは2008年までで、その後はアサリの優占度が高くなっている。これも本庄水域の工事が影響したものと考えられる。いずれにしても種の大きさから考えて、大量に飛来する潜水性カモ類の生存を維持するのに必用と思われる量は回復していないようである。

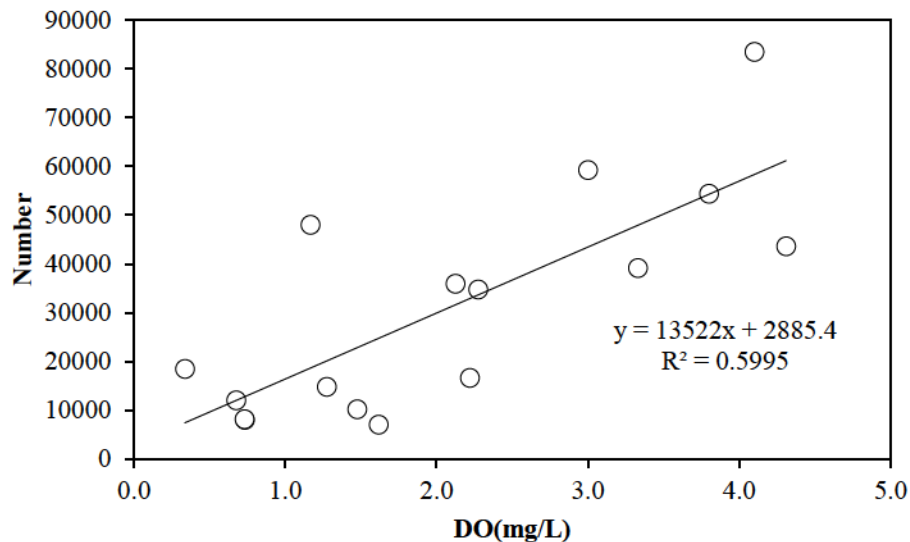


Fig. 2-9 夏季における本庄水域底層 DO と本庄水域を含む中海におけるホシハジロ・キンクロハジロ・スズガモの合計越冬数

Table 2-2 本庄水域における第一優占種の変化

採集年	採集月	水深1m	水深2m	水深3m	水深4m	水深5m
2006年	4月	—	コケゴカイ	アサリ	ホトトギスガイ	ホトトギスガイ
	6月	ホトトギスガイ	ホトトギスガイ	ホトトギスガイ	ホトトギスガイ	ホトトギスガイ
	8月	イトゴカイ	ホトトギスガイ	イソギンチャク目	出現ベントス無し	出現ベントス無し
	10月	カワグチツボ	カワグチツボ	ニッポンドロソコエビ	ニッポンドロソコエビ	ヤマトスピオ
	12月	ニッポンドロソコエビ	ニッポンドロソコエビ	ニッポンドロソコエビ	ニッポンドロソコエビ	ニッポンドロソコエビ
2007年	2月	ホトトギスガイ	ニッポンドロソコエビ	ニッポンドロソコエビ	ニッポンドロソコエビ	ニッポンドロソコエビ
	4月	カワグチツボ	カワグチツボ	ホトトギスガイ	ニッポンドロソコエビ	ヤマトスピオ
	6月	アリアケドロクダムシ	カワグチツボ	ホトトギスガイ	システニデス属	システニデス属
	8月	ホトトギスガイ	ホトトギスガイ	ホトトギスガイ	クシカギゴカイ	クシカギゴカイ
	10月	ホトトギスガイ	シミズメリタヨコエ	ホトトギスガイ	ヤマトスピオ	ヤマトスピオ
	12月	ホトトギスガイ	ホトトギスガイ	ホトトギスガイ	ニッポンドロソコエビ	ヨツバネスピオ
2008年	2月	—	カワグチツボ	アサリ	アリアケドロクダムシ	ホトトギスガイ
	4月	アサリ	アサリ	アサリ	システニデス属	ホトトギスガイ
	6月	アサリ	カワグチツボ	ホトトギスガイ	クシカギゴカイ	ヤマトスピオ
	8月	ホトトギスガイ	ホトトギスガイ	クシカギゴカイ	クシカギゴカイ	出現ベントス無し
	10月	ホトトギスガイ	ホトトギスガイ	ホトトギスガイ	ホトトギスガイ	イトエラスピオ
	12月					
2009年	2月					
	4月	アサリ	アサリ	アサリ	アサリ	システニデス属
	6月	アサリ	アサリ	クシカギゴカイ	ホトトギスガイ	ヒメシラトリガイ
	8月	ホトトギスガイ	アサリ	クシカギゴカイ	クシカギゴカイ	出現ベントス無し
	11月	コケゴカイ	アルマンディア属	コケゴカイ	アリアケドロクダムシ	アリアケドロクダムシ
2010年	3月	アサリ	ニッポンドロソコエビ	ホソミサシバ	アルマンディア属	システニデス属
	8月	出現ベントス無し	イトゴカイ	出現ベントス無し	クシカギゴカイ	出現ベントス無し

宍道湖で越冬する 3 種の潜水性カモ類の主要な餌は、ここに生息する懸濁物食二枚貝のヤマトシジミである (Yamamuro et al., 1998; Oka et al., 1999; Sekiya et al., 2000)。ヤマトシジミ資源量の調査は毎年 6 月と 10 月に行われている (島根県内水面水産試験場, 2001-2007: 島根県水産技術センター, 2008-2016)。越冬の始まる 10 月の資源量の年毎の変動は大きく、2010 年には 41,400 トン、2011 年は 33,000 トン、2012 年は 23,500 トンに低下し、2013 年は 72,200 トンに回復した (Fig. 2-4)。Theil-Sen's slope 及び Mann-Kendall 検定による 16 季の 10 月の資源量の増減傾向と有意差はそれぞれ -103 ton/year と $p>0.05$ であり、後半の一時的な減少にもかかわらず長期的な増減傾向は認められなかった。宍道湖のヤマトシジミは、通常、5 月から 9 月にかけて大きく成長し冬季はほとんど成長しない (石飛ら, 2016)。10 月以降の漁獲や冬季のカモ類の捕食を経た翌年 6 月の資源量は最低の 2012 年でも 15,400 トンであった。これより餌となるヤマトシジミは越冬期間中にも相当量が残存していたことは明らかである。

このような宍道湖の餌環境から、3 種の潜水性カモ類の合計越冬数は、本庄水域などと異なり、長期的な減少傾向を示さなかったと考えられる。しかし、キンクロハジロは減少傾向を示した (Fig. 2-3, Table 2-1)。宍道湖のキンクロハジロの筋胃は、ホトトギスガイを餌として中海で越冬するキンクロハジロの筋胃の約 2 倍あり、餌環境に合わせ体型を変化させている (関谷, 2003)。他方、宍道湖のスズガモの筋胃は中海のそれと比べて 2 倍以上で、更に、中海で調査されたスズガモの食性はキンクロハジロに比べより多くアサリを食べている (Yamamuro et al., 1998)。2010 年からの一時的な資源量の減少が、競合するスズガモがより広い採餌能力により羽数を維持する中で、キンクロハジロにとっては厳しい餌環境となり、羽数の減少を引き起こした可能性が考えられる。なお、10 月のヤマトシジミ資源量と 3 種の潜水性カモ類の合計越冬数の間に相関は認められなかった ($r=0.32$, $p=0.23$)。

4) 全国で確認される潜水性カモ類の推移

中海・宍道湖水域に飛来越冬する潜水性カモ類の羽数は長期的に大きく変動し、その変動は水域の餌環境の変化に関連していることが推察された。しかしながら、環境変化に伴う餌となる懸濁物食性二枚貝の変動は部分的にしか把握されていない。中海本湖と本庄水域での餌の状況や、そこで越冬する潜水性カ

モ類の採餌実態を再度把握し、より詳しく変動要因を探求する必要があると思われる。加えて、これらの羽数は、水域の餌環境のみならず、本来の生息地での繁殖、日本全国に点在する越冬適地への分散など様々な要因にも影響されると考えられる。

Kasahara and Koyama (2010) は 1996 年から 2009 年までの 1 月中旬に実施された 14 年間の水鳥の全国一斉観測結果から、湖水表面で採餌する水鳥と潜水して採餌する水鳥の全国の変動傾向を解析し、後者に属するホシハジロの減少、キンクロハジロとスズガモの増加の傾向を示している。ホシハジロの減少は 2000 年から 2009 年にかけて徐々に起きており、中海水域での減少傾向と一致しているように見える。同じく水鳥の全国一斉観測結果（環境省自然環境局生物多様性センター, 2000-2015）から、本研究と同期間の 2000～2015 年の全国におけるホシハジロ、キンクロハジロ、スズガモの観測総数の変化を示した（Fig. 2-10）。ホシハジロの羽数は 2009 年頃まで徐々に減少しているが、それ以降は同程度で、キンクロハジロは中期に多少の増加が見られるものの、2000～2015 年の 16 季は同程度の羽数が維持されている。スズガモは 2004～2006 年の増加ピーク以降は大きく減少している。これらの全国的な傾向と異なり、中海本湖と本庄水域では 2008 年頃以降にキンクロハジロの羽数が減少し、宍道湖では 2006 年頃以降もスズガモの羽数が維持されている。全国的な変動と異なるこれらの羽数変動は、餌となるホトトギスガイやヤマトシジミの資源量の推移に影響されたと考えられる。中海・宍道湖水域は日本に飛来する潜水性カモ類の越冬地の一部なので、日本全体への飛来数の変化、各水域への分散の変化なども考慮し、より幅広い観点から本水域の越冬数に及ぼす餌環境の影響を推察する必要がある。

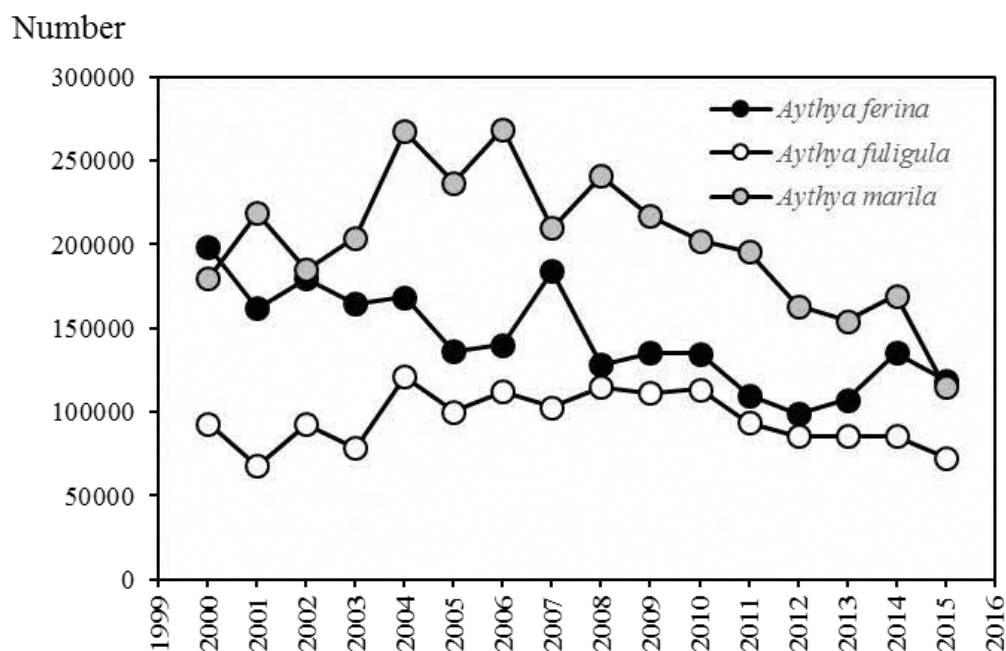


Fig. 2-10 日本全国で2000年から2015年の各1月に観測された潜水性カモ類。ホシハジロ（黒色）、キンクロハジロ（白色）、スズガモ（灰色）の全羽数の長期変化。

5) 本庄水域における現在の傾向

第4章で取り扱うが、本庄水域における湖底の溶存酸素は森山堤防開削部付近においては2014年以降で溶存酸素が平均3.5mg/L程度まで回復している。しかし、中海全体における潜水性カモ類の飛来数は減少したままである（島根県農林水産総務課鳥獣対策室）。ホトトギスガイは高塩分域である境水道付近では確認されない（山口ら，2013）。また、ホトトギスガイはマットを形成し定着するが、塩分、溶存酸素濃度、堆積物の種類によっては定着できない（Yamamuro et al., 2010）。森山堤防開削以降は、溶存酸素以外の要因で本庄水域においてホトトギスガイが生育するのに向かない環境となったことが考えられる。一方、篠原ら（2016）は森山堤防開削部付近において2014年の調査で

アサリの仔貝の増加を確認しているが、アサリの仔貝は成貝より貧酸素耐性が高いことから仔貝のみ確認され、生活環を回せる環境ではなかったとしている。また、西部承水路側の測定地点では湖底の溶存酸素量は低いままである(1.7mg/L, 第4章)。ホトトギスガイの生存状況だけでなく、アサリの生育状態、潜水性カモ類の飛来傾向については今後も確認が必要である。

6) まとめ

中海・本庄水域・宍道湖における潜水性カモ類ホシハジロ、キンクロハジロ、スズガモの1999～2015年16越冬季の観測羽数を集計した。10月から3月までの月毎の羽数変動より12月と1月の平均羽数を越冬数とし、それぞれの水域における3種の潜水性カモ類の16季の越冬数を求めた。この16季の間に、中海本湖と本庄水域ではホシハジロとキンクロハジロが減少傾向を示した。宍道湖ではキンクロハジロは減少傾向だったが、スズガモは増加傾向を示した。これらの3種は、中海本湖と本庄水域ではホトトギスガイを、宍道湖ではヤマトシジミを主要な餌としている。ホトトギスガイの調査では貧酸素化の影響を受け、開削後個体数が減少した。本庄水域の夏季における溶存酸素は翌年の潜水性カモ類の越冬数と比例関係にあったが、開削後数年経ち溶存酸素が上昇したが飛来数は戻っていない。

ホトトギスガイやヤマトシジミなどの懸濁物食二枚貝は植物プランクトンなどの懸濁物を食べることで水をろ過していることから水質保全上重要な役割を持っている(山室ら, 2000; 神谷ら, 2018)。一方で貧酸素化による二枚貝の斃死や減少は湖水環境の悪化につながる。ホトトギスガイのように水産資源としては価値がなくても水環境にとっては必要な存在である。森山堤防開削前には本庄水域における水深5m地点においてもホトトギスガイが確認されていたが、開削後はほとんど確認されなかった。5m以深の面積は本庄水域全体の約80%であることから、この影響は大きいと考えられる。

これらのことから、ホトトギスガイの減少はFig. 1-3において改善シナリオ④'より劣化シナリオ④が進行したことになり、それにより潜水性カモ類が減少した。一方で、篠原ら(2016)での報告の通り、アサリ仔貝の確認については改善シナリオ④'に該当する可能性があるため、現時点では両方のシナリオが進行していると言える。今後アサリの生存が継続し、漁獲につながるようになるのか、注目が必要である。

中海・宍道湖は 2005 年にラムサール条約の湿地に登録され、水鳥とそれが生息する重要な湿地として保全されることとなった。優雅な姿のコハクチョウや日本国内の南限集団越冬地とするマガン (*Anser albifrons*) など貴重種に目が向きやすい。しかし、大量の懸濁物食二枚貝が生息しているこの汽水域は、減ったとは言え、依然として 3 万羽を超える潜水性カモ類の越冬地である。また、近年の水草繁茂により草食性のオオバン (*Fulica atra*) が見られるようになった。この水草繁茂水域の拡大は、宍道湖におけるヤマトシジミ資源量の減少につながると懸念されている。水鳥と湿地の保全のため、引き続き生息環境と水鳥の観測を継続し、水草繁茂などの水域の環境変化が潜水性カモ類を含めた水鳥の越冬などにどのような影響を与えるか、周辺水域との関係などを含めて長期的観点から明らかにする必要がある。

第3章 森山堤防開削が夏季の中海本庄水域の水質に与えた影響

3-1 はじめに

島根県東部に位置する宍道湖と中海は国内最大規模の連結汽水湖である。中海へ供給される塩分は境水道を経由して日本海からもたらされている。中海においては上層部では 20psu 前後の塩水が存在し、下層部では海水に近い濃い塩分の水が存在する。このため、中海では水深 4m 付近に塩分躍層が発達する。このように中海には塩分の異なる 2 つの大きな水塊が存在しており (Ishitobi et al., 1993), 水塊どうしの混合が起こりにくいため、下層水は春から秋にかけて貧酸素化している (伊達ら, 1989)。

中海の北西部に位置する本庄水域は 1978 年完成の大海崎堤防と、1981 年完成の森山堤防に囲まれた極度に閉鎖的な水域である。この水域は島根県が 1954 年に計画した斐伊川・宍道湖・中海総合開発計画における最大の干拓予定地であった。その後、農業政策の変更等により、干拓事業そのものが見直され、2000 年に事業の中止が決定された。中止に伴い、地元からの要望により 2007 年 7 月から西部承水路の撤去工事が始まり、2009 年 5 月には森山堤防の 60m が開削され、境水道から直接海水が流入するようになった。

開削以前の本庄水域で中海本体と通じていたのは幅約 100m の西部承水路を 2km と 4km 入った地点にある 2 カ所の承水路堤防開口部(幅 200m)のみであった。西部承水路は水深が約 2~3.5m と浅かったため、本庄水域にはもっぱら中海上層の低塩分水が流入し、中海下層の高塩分水はほとんど入らなかった(橋谷ら, 1992)。このため、本庄水域は比較的塩分の均一な水塊で構成されていた。1993 年度の本庄水域における塩分観測結果によると、年間平均は上層が 20‰であり、下層が 21‰であった(神谷ら, 1996)。このように、堤防内の閉鎖水域となった本庄水域は、水理構造や水質が中海本体と大きく異なっていた (Kamiya et al., 2011)。加えて、本庄水域の水質は、均一な水塊であったため水平方向にも鉛直方向にもよく混合し、貧酸素水塊を形成しにくい構造であった (Ishitobi et al., 2000 ; 藤岡ら, 2000)。

このような状況の中で 2009 年 5 月の森山堤防の開削によって本庄水域に再度境水道から直接海水が流入することとなった。山室ら (2012) は森山堤防が開削された 2009 年 5 月以降は塩分成層が恒常的に形成されることで、溶存酸素濃度 1 mg/L 未満の無酸素状態が長期的に続くようになり、特に本庄工区南西部に

ある測点では、中海本湖よりも貧酸素化しやすくなったことを指摘している。

本章では、この人為的な改変が本庄水域の水理構造や水質に対してどのような変化をもたらしたのか明らかにするため、2004 年から 2014 年までの開削前後の計 11 年にわたって、代表的な水質に関して解析を行った。

3-2 方法

1) 水域

中海 (Fig. 3-1) は湖面積約 88 km²、平均水深 5.4m で、強固な塩分成層により上下 2 層に分かれており、2004 年 1 月から 2014 年 12 月までの平均塩分は上層 (水深 3m まで) が 19.1psu、下層 (水深 4m 以深) が 29.4psu の比較的塩分の高い汽水湖である。塩分成層は強固であり、強風発生 of 初期に躍層界面が大きく混合されるものの、風による完全混合は起きにくい (Godo et al., 2001)。西側から東側に向かって次第に水深が深くなっており、中海出口付近の水深は約 10m 程度である。日本海の潮位変動は太平洋側に比較して小さく、中海の潮位変動は潮汐の変化と気圧変化に影響を受けている (日比野ら, 1997)。中海の海水交換は典型的な弱混合型であり、潮汐流と密度流による海水交換が起きている。我々の行った ADCP を用いた中浦水門における流動調査 (未発表) では、下層は平均で 10cm s⁻¹ 程度の日本海から中海へ向かう流速が観測されている。天文潮のみでは海水の流入は少ないが、低気圧接近時の日本海の潮位上昇により大量の海水流入が発生する (福岡ら, 1998)。

本庄水域は面積 17 km²、平均水深約 5.6m の水域である。中海に見られるような東西方向の水深差はほとんどない。前述のように、開削以前、本庄水域は西部承水路のみで中海本体と通じていたため、本庄水域は比較的塩分の均一な水塊で構成されていた。しかし、森山堤防開削後は塩分成層のある森山堤防の外側から塩分成層した水塊が本庄水域内部へ流入するようになり、本庄水域内部においても塩分成層が発達するようになったと考えられる。

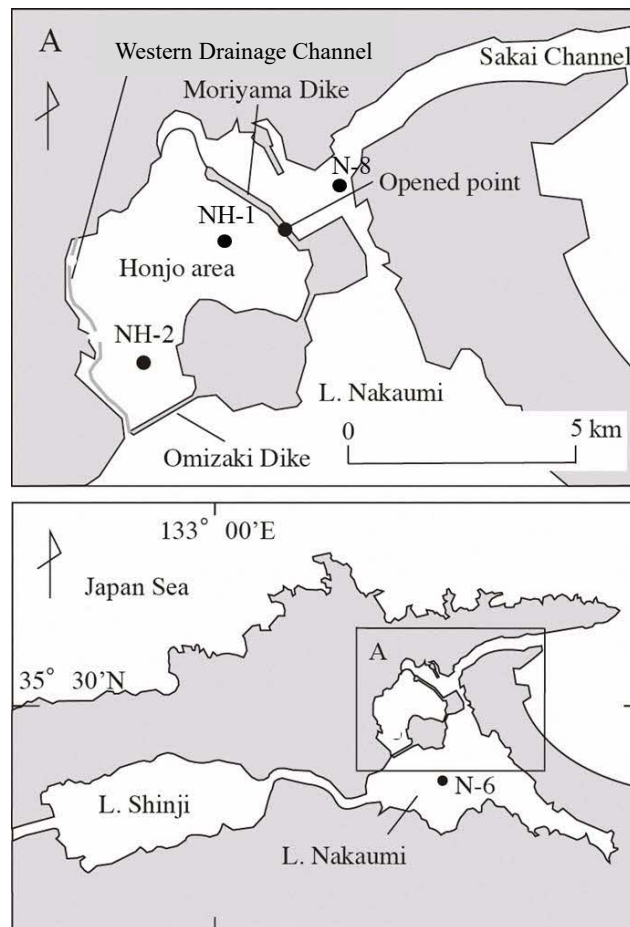


Fig. 3-1 中海と本庄水域及び調査地点

2) 方法

森山堤防の開削は 2009 年 5 月に行われた。開削の短期的影響を把握するため、開削の行われた 2009 年を挟んだ前後 5 年ずつである 2004 年から 2014 年までの 11 年間のデータを使用した。水質は島根県保健環境科学研究所が行っている本庄水域の環境基準点である NH-1 (水深 5.8m), NH-2 (水深 5.8m) 及び中海湖心の N-6 (Fig. 3-1, 水深 6.8m) の月 1 回の定期調査を使用した。水温 (WT)・塩分 (電気伝導度から換算)・溶存酸素濃度 (DO) は現場でセンサー (HACH Hydrolab MS5 デンバー) を用いて測定されている。水面, 水面から 0.5m 下層, それより下層は 1m 間隔, さらに湖底から 0.5m 上層及び湖底直上の測定値を使用した。採水は水面から 0.5m 下 (上層) 及び湖底から 0.5m 上 (下

層)で行われている。なお、2010年4月からは下層は湖底から1.0m上に変更になっている。水質測定項目は化学的酸素要求量(COD)、全窒素(TN)、アンモニア態窒素($\text{NH}_4\text{-N}$)、全リン(TP)、リン酸態リン($\text{PO}_4\text{-P}$)の5項目である。5項目ともJIS K0102に準拠して分析を行った。TNは熱分解化学発光法で行っており、分析装置は、三菱TN-2100Wである。 $\text{NH}_4\text{-N}$ はWhatman GF/Cでろ過後口液をオートアナライザー(BLTEC QuAAtro 39)でインドフェノール吸光光度法により分析した。TPはサンプル50 mLに4%ペルオキソ二硫酸カリウム溶液10 mLを加えて120°Cで30分オートクレーブにかけて分解した後、アスコルビン酸還元モリブデン青法でオートアナライザーを用いて測定した。測定装置は上述のオートアナライザーを使用した。 $\text{PO}_4\text{-P}$ も $\text{NH}_4\text{-N}$ と同様に上述のオートアナライザーを使用した。

堤防開削前後の水温、塩分、DO、TN、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 、TP及び $\text{PO}_4\text{-P}$ のMann-WhitneyのU検定及びステップワイズ法を用いた重回帰分析には統計解析ソフトウェアIBM SPSS Statisticsを用いた。

水質変動の計算モデルには、田中ら(2010, 2011)により開発された三次元数値解析モデルである、伊勢湾シミュレーターを用い、宍道湖・中海水系への適用が進められた池田(2017)の方法を用いて本庄水域における流動計算を行った。

3-3 結果と考察

1) 塩分とDOの推移

Fig. 3-2及び3-3にN-6、NH-1、NH-2における塩分とDOの推移を示す。N-6の塩分(Fig. 3-2a)は開削以前とほぼ同様である。一方、NH-1及びNH-2の塩分は、西部承水路堤防の撤去工事開始後及び森山堤防開削後において下層の濃度が上昇している(Fig. 3-2b,c)。DOの図から、N-6では2004年1月から2014年12月まで、暖候期における貧酸素の発生状況にはほとんど変化が見られない。本庄水域では開削以前より夏季に若干の貧酸素化が観測されていたが、NH-1では2007年の西部承水路撤去工事開始以降、貧酸素層の層厚が大きくなり、発生期間が長くなっている。NH-2では、2004年1月から2009年5月までは極度の貧酸素化は見られていないが、森山堤防の開削がおこなわれた2009年5月以降から夏季を中心に貧酸素層の発達及び長期化が見られている(Fig. 3-3)。

森山堤防の一部開削のあった2009年を境にして、本庄水域の下層の塩分が上

昇し DO が低下した。変化が見られた水深を正確に把握するため、NH-2 地点における 2004-2008 年と 2010-2014 年のそれぞれ 5 年間の毎月の塩分と DO のデータから水深毎に平均値を求め、Mann-Whitney の U 検定を行った (Table 3-1)。この結果から NH-2 地点において、堤防開削によって水深 1m 以深の塩分が有意に上昇し、水深 4 及び 5m の DO が低下していることがわかる。

なお、NH-2 下層では西部承水路堤防の撤去作業の始まった 2007 年 7 月以降から塩分の上昇が見られ、森山堤防が開削された 2009 年 5 月以降更に高くなっている (Fig. 3-2)。本庄水域下層の塩分の上昇は森山堤防開削のみならず西部承水路堤防撤去工事も影響していると考えられた。

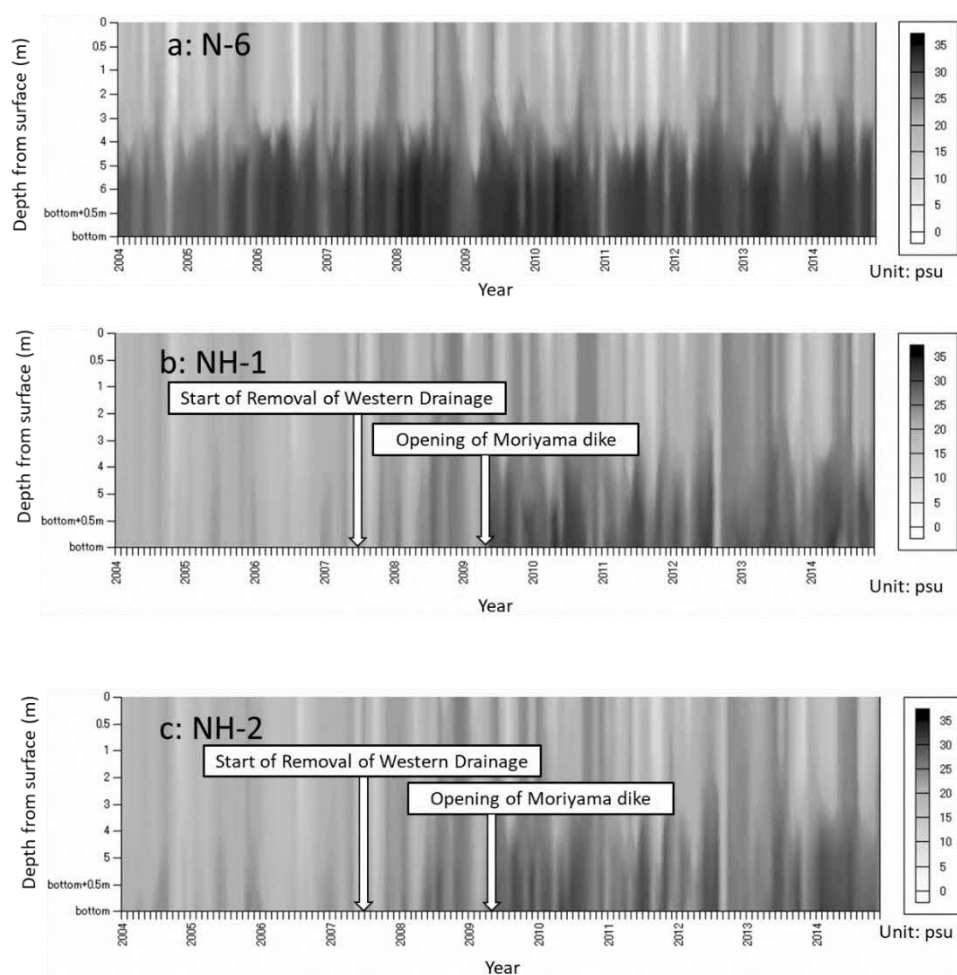


Fig. 3-2 2004-2014 にかけての塩分のコンター図

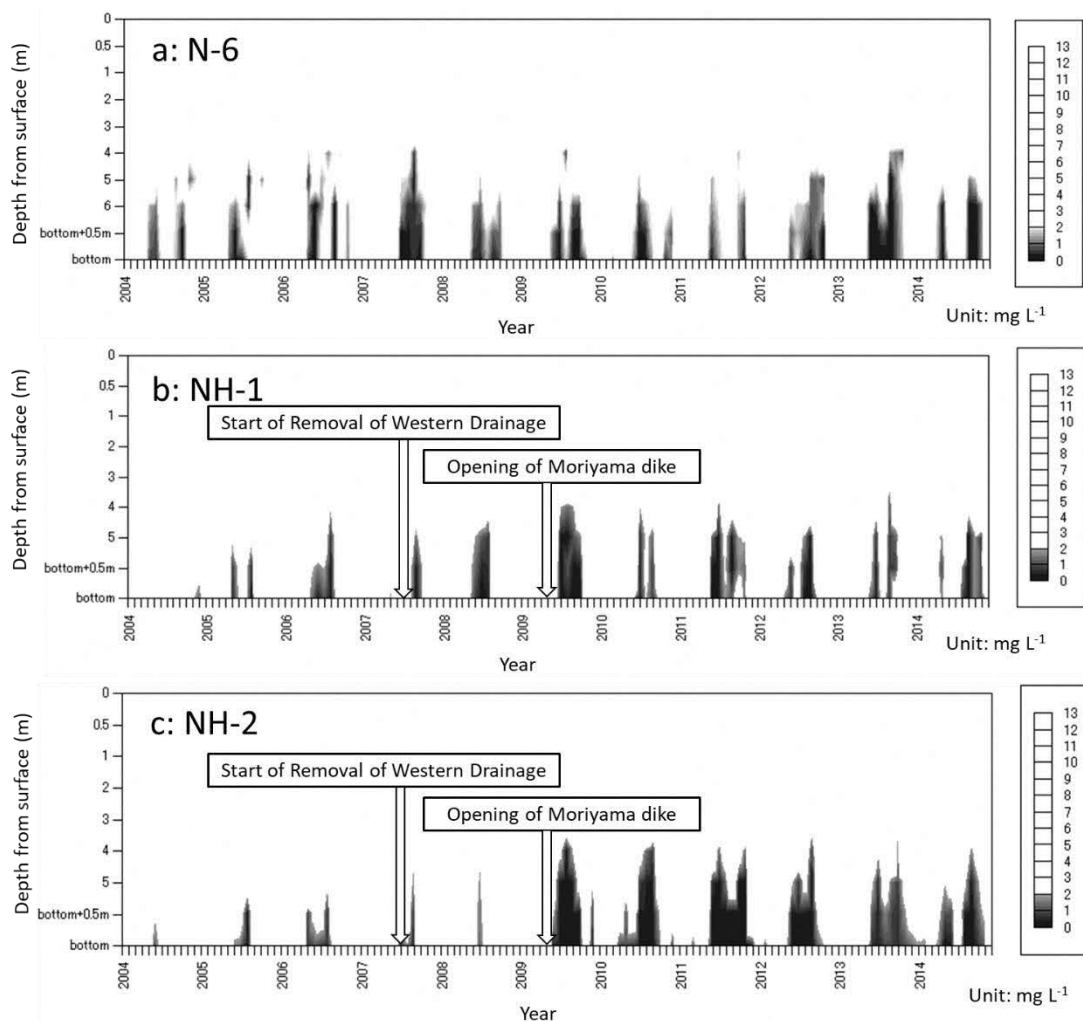


Fig. 3-3 2004-2014 にかけての DO のコンター図

2) 各水質の開削前後の変化

森山堤防の開削は2009年5月11日であった。下層のDOが減少するのは生物活性の上昇する夏季（水温20℃以上と定義）であるため、Table 3-2 に中海湖心 N-6、本庄水域 NH-1 及び NH-2 の上層及び下層の2004年から2008年までの6月～10月までと2010年から2014年までの6月～10月までの水温、塩分、DO、COD、TN、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 、TP 及び $\text{PO}_4\text{-P}$ の測定結果によって行った Mann-Whitney の U 検定の結果を示す。水温に関しては3地点の上層下層とも有意差は見られない。塩分については NH-1 及び NH-2 の下層について有意な上昇が

見られた。DO については NH-2 の下層において有意な減少が見られた。TN については N-6 の上層及び NH-2 の下層で有意な上昇が見られた。TP は N-6 の上層及び下層と NH-2 の下層で有意な上昇が見られた。2004 年から 2008 年にかけての NH-1 及び NH-2 下層における夏季（6 月～10 月）の DO の平均値はどちらも 3.3mg/L であった。2010 年から 2014 年にかけての NH-1 及び NH-2 における夏季の平均値はそれぞれ 2.5 mg/L 及び 1.2 mg/L であった。NH-2 の減少が大きく、そのため NH-2 が有意な減少と判定されたものと考えられる。中海下層の水質データを用いた解析(Kamiya et al. 2011)から、堆積物からのリンの溶出が下層の DO が 2.5mg/L を下回ると活発になると指摘されている。また、宍道湖湖心で採取した未かく乱底泥コアを用いたリンの溶出実験(中村ら、1996)では DO が 2mg/L を下回ると溶出が活発になるとの指摘もあり、これら結果から堆積物上の DO が 2 mg/L 前後で堆積物からの溶出が大きくなると考えられる。NH-1 では DO の減少が少なく、堆積物からの溶出にあまり影響しなかったものと考えられる。これらの結果から、NH-1 の下層では塩分が有意に上昇したが、DO の低下は堆積物からの溶出を促すほどのものではなかったと考えられた。しかし、NH-2 の下層では塩分の上昇による貧酸素化の進行と、それに伴う窒素・リンの溶出が起きたと考えられた。

COD に関しては、3 地点の上層及び下層とも有意に減少した。本庄水域へは高塩分水が流入しやすくなった。森山堤防を通過して流入する中海側の最も近い地点：N-8 の 2014 年の 12 データの平均値、中央値、最小値、最大値は 2.0, 1.9, 1.1, 2.8mg/L であることから、COD 濃度の低い海水による希釈によって COD が低下したと考えられた。しかし、海水流入量の変化が見られないと考えられる N-6 でも COD も減少していることから、中海及び本庄水域に共通する何らかの事象によって全体的な COD の低下も起きていた可能性も排除できない。この間、上流にあたる宍道湖の COD は増加傾向にあったので（神谷ら、2018）、中海水域における水処理の高度化による負荷量の減少による可能性が考えられる。

COD75%値は環境基準点の採水層すべての平均値を用いることから、上層及び下層の 2 層で採水を行っている本庄水域ではこの 2 層の平均値から COD75%値を算出する。このため、海水が流入するようになり開削前に比べると下層の COD が減少した本庄工区では、環境基準点の COD75%値を減少させる結果となった。

Table 3-1 2004-2008 年までと 2010-2014 年までの NH-2 における毎月のデータから計算した各水深における塩分と DO の平均値，最大値，最小値及び標準偏差。右端の数値は有意水準を表す。

Salinity (psu)

Water depth (m)	2004-2008				2010-2014				Significant level
	Average	Maximum	Minimum	S. D.	Average	Maximum	Minimum	S. D.	
0	19.2	26.0	11.0	3.1	19.5	25.5	9.9	4.3	0.338
0.5	19.4	26.0	11.2	3.1	19.9	25.6	10.1	4.1	0.209
1	19.4	26.0	11.5	3.1	20.4	25.7	10.4	4.0	<i>0.036</i>
2	19.6	26.0	12.0	3.0	21.2	26.1	10.8	3.5	<i>0.003</i>
3	19.8	26.0	13.2	3.0	22.4	26.4	11.3	3.0	<i>< 0.001</i>
4	20.0	26.0	13.7	3.0	24.3	28.0	15.0	2.7	<i>< 0.001</i>
5	20.6	26.6	14.1	3.0	26.0	30.2	17.5	2.5	<i>< 0.001</i>

DO (mg/L)

Water depth (m)	2004-2008				2010-2014				Significant level
	Average	Maximum	Minimum	S. D.	Average	Maximum	Minimum	S. D.	
0	8.9	14.4	4.4	2.0	9.0	13.3	5.3	1.7	0.757
0.5	8.8	14.1	4.6	2.0	9.0	13.6	6.3	1.8	0.519
1	8.8	14.2	4.6	2.1	9.1	14.0	6.2	1.8	0.31
2	8.6	14.2	4.0	2.1	9.0	14.8	6.0	1.9	0.174
3	8.3	14.3	3.4	2.3	8.3	13.9	2.5	2.2	0.783
4	7.7	13.3	2.2	2.5	6.5	13.0	0.7	3.0	<i>0.031</i>
5	6.8	11.8	1.6	2.6	4.4	10.5	0.1	3.2	<i>< 0.001</i>

3) 窒素・リンの時間変化

N-6 及び NH-2 下層における TN と $\text{NH}_4\text{-N}$ の時間変化を Fig. 3-4 に示す。図中の縦の直線は森山堤防の開削時期を示している。2004 年 1 月から 2009 年 5 月までの分布から計算された近似直線及び 2009 年 6 月～2014 年 12 月までの分布から計算された近似直線も図示した。2004 年 1 月から 2009 年 5 月までと 2009 年 6 月～2014 年 12 月までの 2 つのデータ群に関する Mann-Whitney の U 検定結果は、Table 3-1 に示した結果と傾向は同じであった。すなわち、

N-6 下層では森山堤防開削前後で有意な変化は見られず、NH-2 では有意な増加が見られた。NH₄-N も NH-2 で増加していることから TN の増加は堆積物からの NH₄-N の溶出が大きくなった為と考えられる。近似直線についてはすべて有意な上昇または下降が確認されなかったことから、森山堤防開削以外に分布を変化させるような要因はなかったと考えられ、NH-2 下層における森山堤防開削前後の分布の有意な変化は森山堤防開削の影響と考えられる。TP 及び PO₄-P の時間変化を Fig. 3-5 に示す。N-6 については TP の有意な上昇が観測されたが、PO₄-P は観測されなかった。N-6 上層についても TP の有意な上昇が観測されており、中海本体では TP の上昇傾向が見られる。NH-2 についても TP 及び PO₄-P の有意な上昇が観測された。しかし、NH-2 における濃度上昇は N-6 に比較すると明らかに大きい。窒素と同様に TP の上昇は PO₄-P の増加によってもたらされたもので、その原因は堆積物からの溶出と考えられる。

Table 3-2 2004-2008 年までと 2010-2014 年までの 2 つの期間における夏季データを用いた 3 地点での水温、塩分、DO、TN、NH₄-N、TP、PO₄-P 及び COD の有意水準、平均値、標準偏差。

濃度単位 WT:°C, salinity:psu,DO,TN,NH₄-N,TP,PO₄-P 及び COD:mg/L

		Periods	Water Temp.	Salinity	DO	TN	NH ₄ -N	TP	PO ₄ -P	COD
Surface	N6	Significant level	0.46	0.15	0.058	<i>0.041</i>	<i>0.047</i>	<i>0.003</i>	0.13	<i>0.007</i>
		Average	2004-2008	24.8	17.5	8.8	0.39	0.012	0.048	5.5
			2010-2014	25.6	17.0	8.2	0.46	0.007	0.067	5.2
		Standard deviation	2004-2008	2.9	4.8	1.0	0.12	0.026	0.019	1.2
	NH-1		2010-2014	3.4	6.0	1.1	0.15	0.008	0.013	1.2
		Significant level	0.48	0.51	0.29	0.33	<i>0.030</i>	0.56	0.082	< <i>0.001</i>
		Average	2004-2008	25.0	20.1	7.3	0.33	0.014	0.054	4.7
			2010-2014	25.6	19.9	7.9	0.38	0.007	0.054	4.3
		Standard deviation	2004-2008	2.9	2.7	1.4	0.087	0.003	0.027	0.85
			2010-2014	3.6	4.7	1.1	0.10	0.006	0.023	0.83
	NH-2	Significant level	0.51	0.40	0.47	0.26	< <i>0.001</i>	0.43	0.50	< <i>0.001</i>
		Average	2004-2008	25.1	19.0	7.5	0.34	0.011	0.060	4.9
			2010-2014	25.6	19.6	8.2	0.40	0.007	0.058	4.5
		Standard deviation	2004-2008	2.6	3.2	1.4	0.074	0.026	0.042	0.93
			2010-2014	3.5	4.9	1.2	0.11	0.010	0.021	0.95
Bottom	N6	Significant level	0.52	0.50	0.76	0.28	0.58	<i>0.028</i>	0.23	< <i>0.001</i>
		Average	2004-2008	22.9	29.0	1.6	0.34	0.067	0.074	3.0
			2010-2014	23.5	29.1	1.9	0.37	0.068	0.094	2.6
		Standard deviation	2004-2008	3.1	1.8	1.3	0.10	0.062	0.029	0.48
	NH-1		2010-2014	3.6	2.4	1.6	0.12	0.087	0.053	0.75
		Significant level	0.34	< <i>0.001</i>	0.26	0.48	<i>0.045</i>	0.76	0.073	< <i>0.001</i>
		Average	2004-2008	24.3	21.5	3.3	0.41	0.085	0.086	4.3
			2010-2014	24.2	26.3	2.5	0.45	0.11	0.10	3.2
		Standard deviation	2004-2008	2.6	2.5	2.3	0.15	0.17	0.088	0.84
			2010-2014	3.2	2.4	2.2	0.16	0.12	0.054	0.62
	NH-2	Significant level	0.49	< <i>0.001</i>	<i>0.001</i>	<i>0.001</i>	<i>0.001</i>	<i>0.003</i>	<i>0.006</i>	< <i>0.001</i>
		Average	2004-2008	24.4	21.6	3.3	0.38	0.076	0.068	4.2
			2010-2014	23.6	28.0	1.2	0.55	0.17	0.14	3.6
		Standard deviation	2004-2008	2.6	3.5	1.6	0.13	0.12	0.046	0.60
			2010-2014	3.2	2.6	1.1	0.22	0.21	0.073	0.86

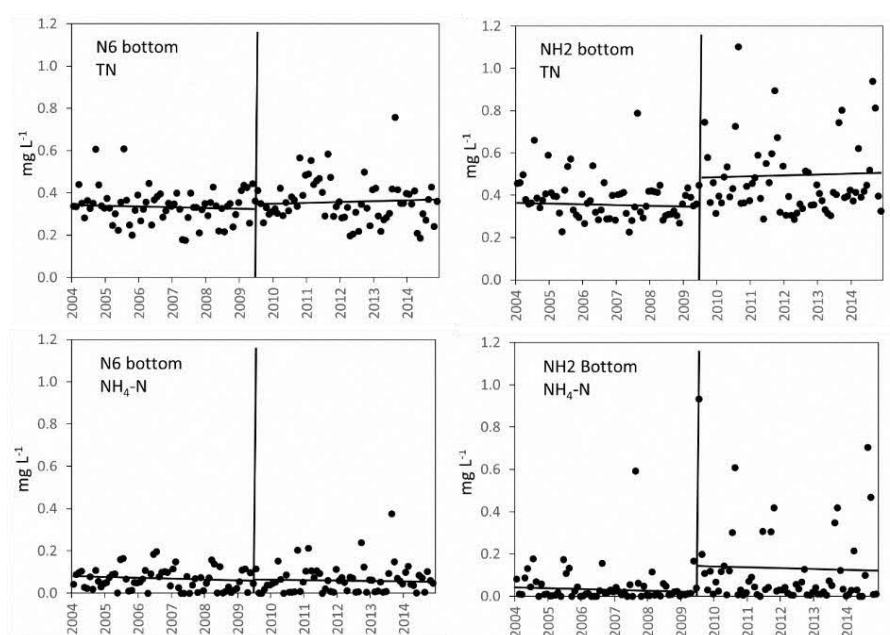


Fig. 3-4 2004-2014 年にかけての N6 及び NH-2 下層における TN 及び $\text{NH}_4\text{-N}$ の時間変化。各図の縦線は森山堤防の開削時期を示す。各図の 2 本の横線はそれぞれの期間のデータ群の近似直線を表す。

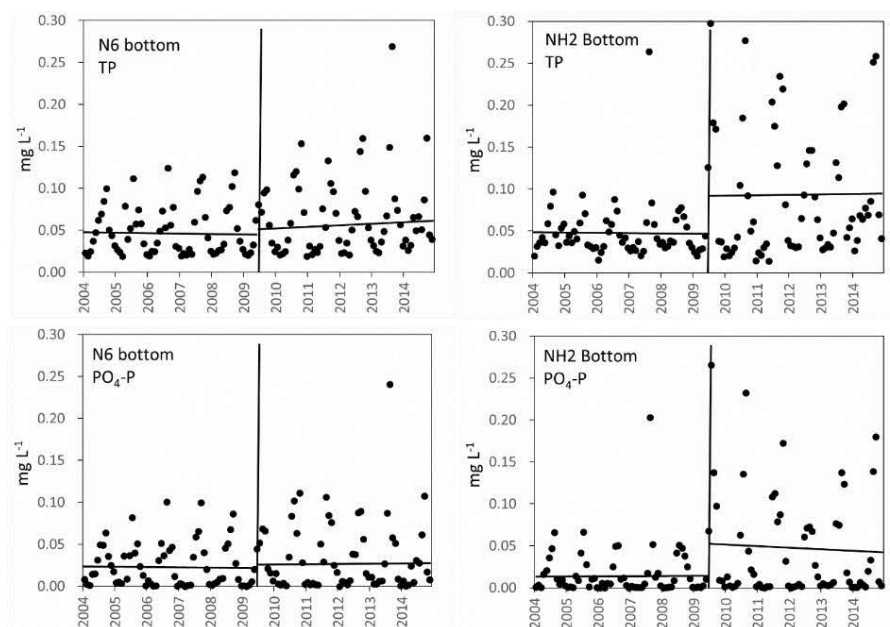


Fig. 3-5 2004-2014 年にかけての N-6 及び NH-2 下層における TP 及び $\text{PO}_4\text{-P}$ の時間変化。各図の縦線は森山堤防の開削時期を示す。各図の 2 本の横線はそれぞれの期間のデータ群の近似直線を表す。

4) 重回帰分析による開削影響時期の抽出

ベントスの生存に最も関係すると考えられる水温、塩分、DO に対して西部承水路撤去作業と森山堤防の一部開削がどのような影響を与えたのかをさらに詳しく探る必要がある。どの時期から影響が見られたかを抽出するため、NH-1、NH-2 の下層水温、EC、DO に関して、移動平均比率法を用いて 12 か月周期の季節成分を求め季節性の変動を除去した値を従属変数とし、変化のあった時期を 0, 1 で表すダミー変数を独立変数に用いた重回帰分析を行った。変数選択はステップワイズ法を用いた。結果、下記のような結果が得られた。

まず、水温であるが、海水は基本的に冬季において湖よりも水温が高く、夏季は湖よりも水温が低い。そのため、海水が多く流入するようになると本庄水域の下層は現状よりも冬季は温かく、夏季は冷たくなると考えられる。Fig. 3-6 を見ると、NH-1 について、2010 年の冬に水温が高い傾向があったことから、その影響で一時上昇したが、その後減少した。NH-2 については工事開始以前に上昇したため、開削の影響は不明である。

次に塩分 (EC で計算) であるが、Fig. 3-7 に示すとおり、2 地点とも西部承水路撤去工事に伴う影響と森山堤防の開削の影響が段階的に見られた。NH-1 については、2007 年 11 月以降で 29.7 mS/cm から 35.8 mS/cm に上昇し、さらに 2009 年 6 月には 42.1 mS/cm に上昇した。一方、NH-2 でも同様、2007 年 11 月以降で 30.4 mS/cm から 36.0 mS/cm に上昇し、2009 年 6 月からは 40.5 mS/cm であった。両地点において同時期に上昇が確認されたことから、西部承水路の撤去、森山堤防の開削それぞれが本庄水域全面に影響を与えたといえる。また、西部承水路の撤去による上昇値は両地点とも約 6 mS/cm であったが、森山堤防の開削は NH-1 では約 6 mS/cm、NH-2 では約 4.5 mS/cm の上昇値であった。NH-1 のほうがより境水道に近いことから上昇したと考えられる。

DO の結果を Fig. 3-8 に示す。NH-1 では 2007 年 9 月で影響が見られた。一方、NH-2 では 2009 年 6 月で影響が見られた。NH-1 では西部承水路撤去のタイミングで、NH-2 では森山堤防開削のタイミングで影響が表れたことになる。NH-1 では西部承水路の撤去工事が始まる 2007 年 7 月以前から夏季に貧酸素状態が確認されていた。NH-2 では森山堤防開削前は NH-1 と比較すると DO 値は高かったが、開削後は貧酸素状態となる期間が長くなっている。NH-2 では森山堤防開削により本庄工区の開口部が 1 か所から 2 か所になったこと

が起因となり中海本湖からの流入が増えたことが考えられ、中海底層の貧酸素水が撤去後の西部承水路から導入され、NH-2 における貧酸素化の原因になったと考えられる。また、NH-1 より NH-2 の方が開削後の値が低い（NH-1：4.0mg/L；NH-2：2.4mg/L）。森山堤防開口部からは境水道からの DO 値の高い海水が流入することからこのような結果となったと考えられる。

以上の西部承水路撤去から森山堤防開削までの水塊構造の変遷を模式図に表す（Fig. 3-9）。

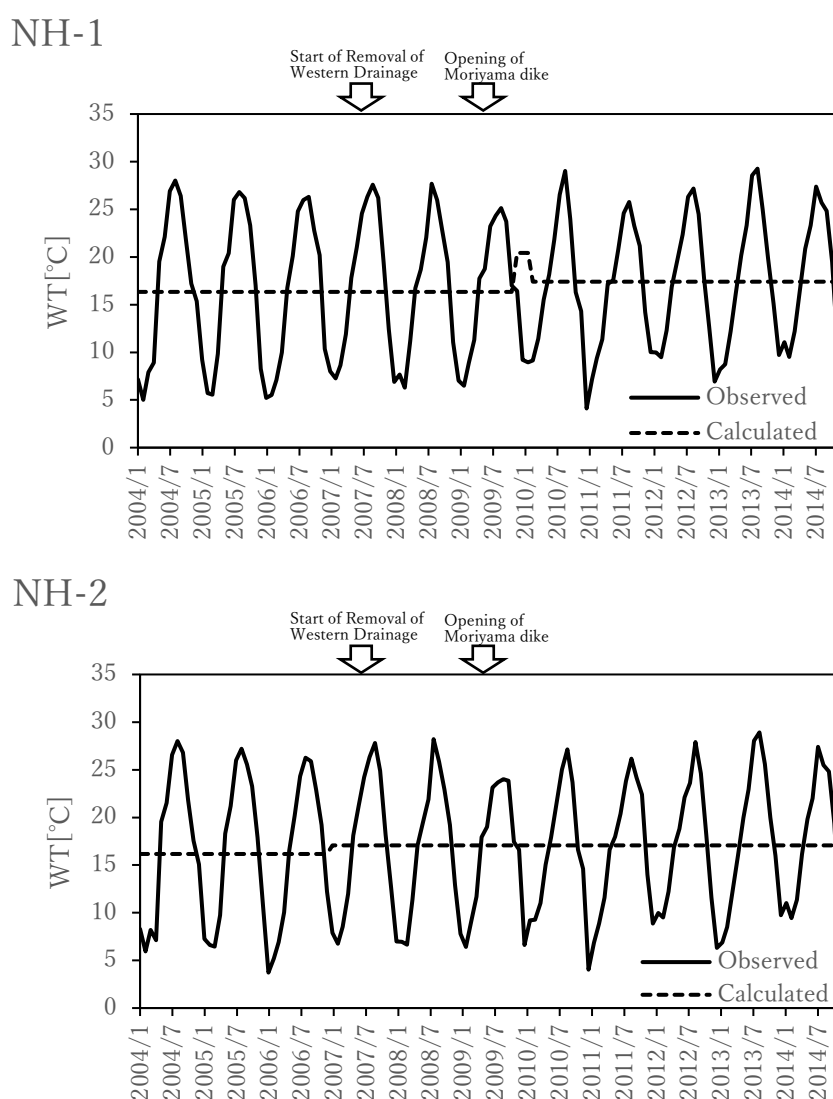
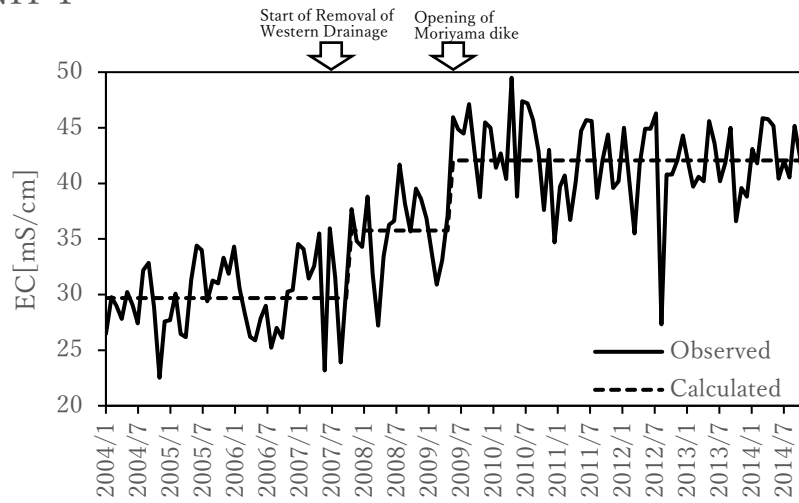


Fig. 3-6 NH-1 及び NH-2 底層における水温の実測値（実線）と重回帰分析による回帰式（破線）

NH-1



NH-2

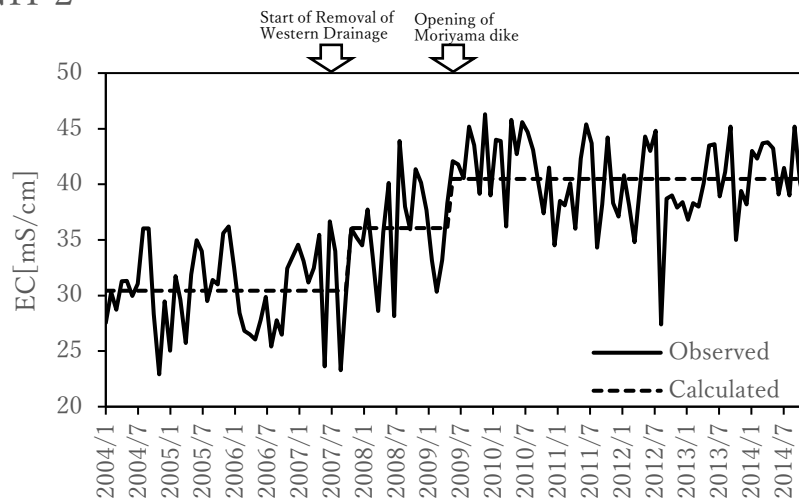
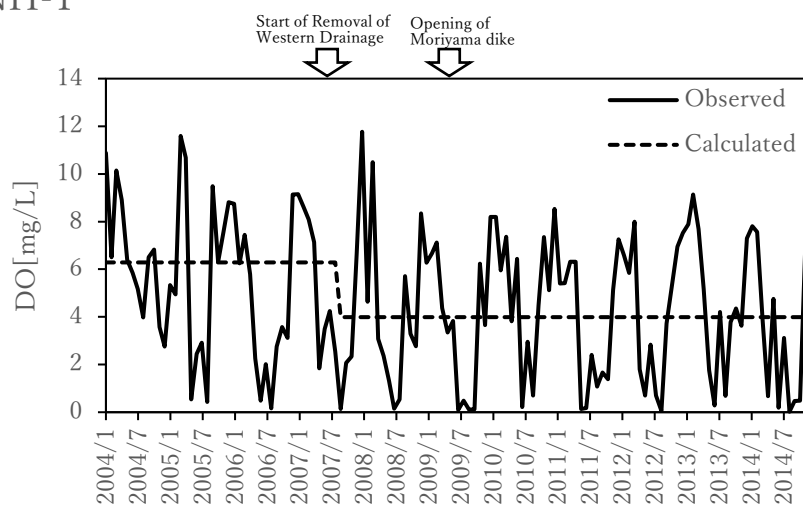


Fig. 3-7 NH-1 及び NH-2 における EC の実測値（実線）と重回帰分析による回帰式（破線）

NH-1



NH-2

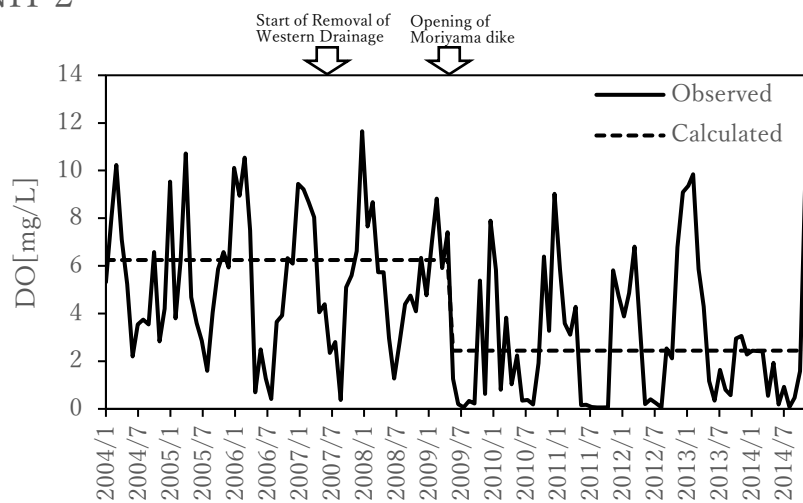


Fig. 3-8 NH-1 及び NH-2 における DO の実測値（実線）と重回帰分析による回帰式（破線）

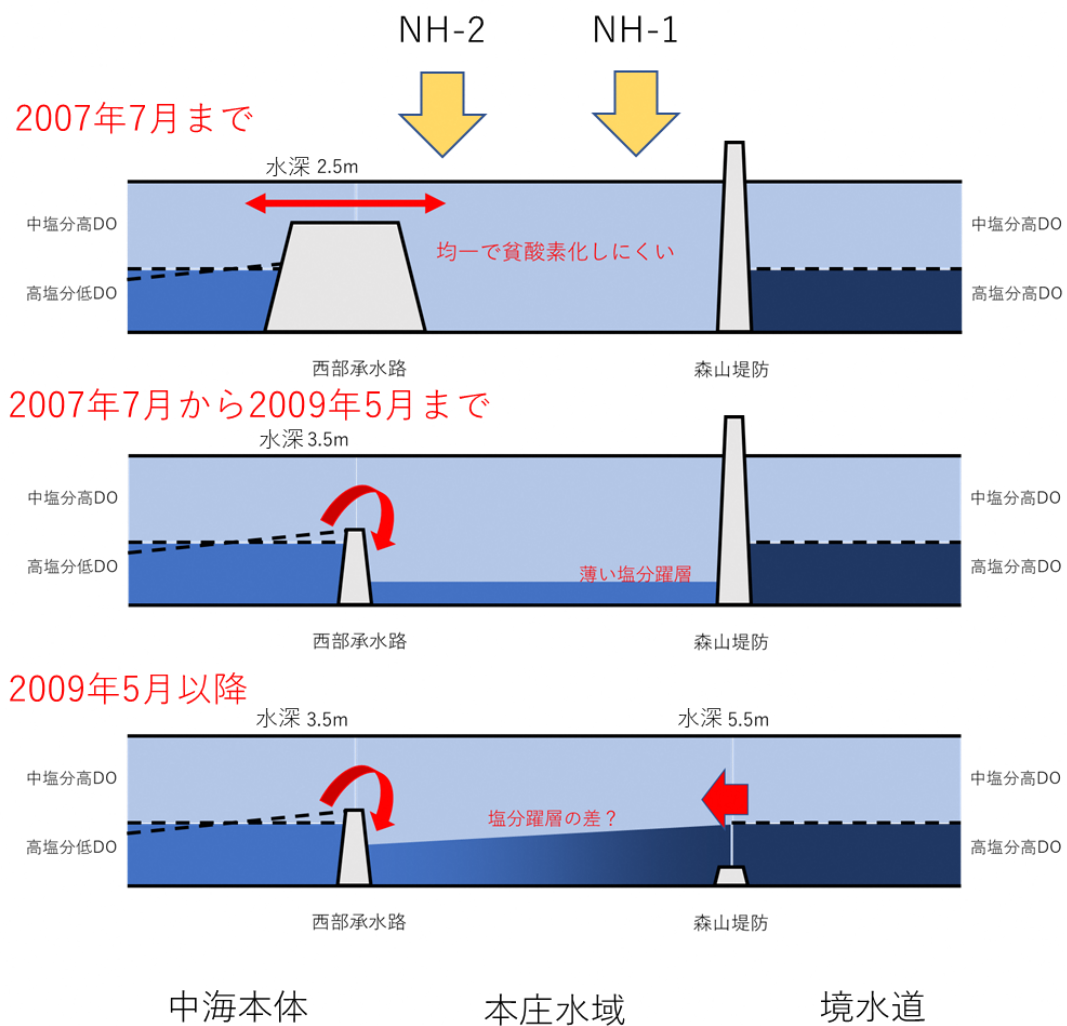


Fig. 3-9 水塊構造変化の模式図

5) 3D シミュレーションによる開削直後の塩水侵入の挙動解析

開削直後に本庄水域に塩水が流入する様子をとらえるため、伊勢湾シミュレータを用いた解析を行った。中海と本庄水域の開削前後の塩分挙動を再現するため、開削の条件は下記の通りとした。水平方向のメッシュサイズは 200m で行った。

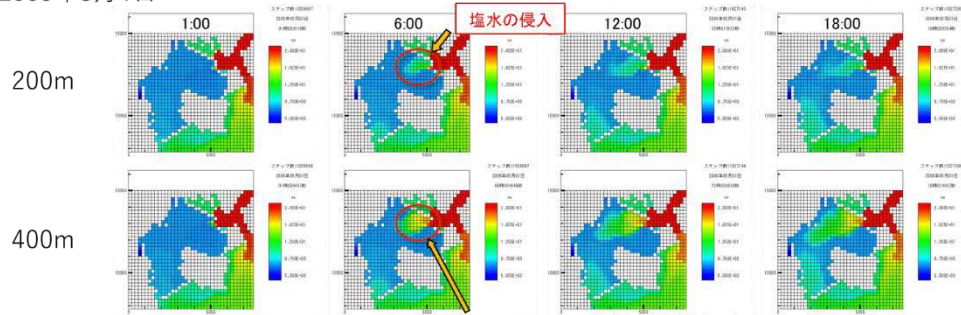
計算 1) 2006.1~2007.6 西部承水路の水深 2m

計算 2) 2007.7~2009.4 西部承水路の水深 3.5m

計算 3) 2009.5~ 森山堤堤防の水深 5.5m

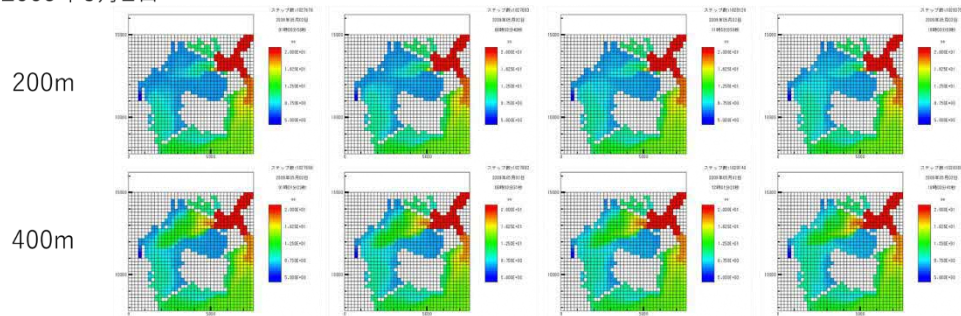
Fig. 3-9 に湖底における塩分の流動シミュレーション結果について、開削後 5 日間の示す。なお、開削幅を 1 メッシュ (200m) から 2 メッシュ (400m) に増やした場合の図も併せて示す。2009 年 5 月 1 日 0:00 に森山堤防を開削したとしたとき、6 時間後にはすでに森山堤防開削部から約 20psu の塩水が侵入しはじめ、次第に全体に拡散する様子が確認された。一方、開削前までは西部承水路付近からの塩水は少なかったが、開削に伴い、中海本湖からの塩水の侵入が確認された。これにより、NH-2 のほうが貧酸素化が顕著であった原因が、大海崎堤防開口部から侵入する中海本湖の湖水の侵入によるものであることが示唆された。この結果から本庄水域における水交換日数を求めたところ、森山堤防開削幅が 200m の場合 6.8 日、400m の場合 3.2 日となり、開削幅を広げれば本庄水域内の水交換率は上がる結果となった。水交換日数は本庄水域の容積に本庄水域に森山堤防開削部及び西部承水路撤去部から入ってくる水量 (流速*断面積) を割り、計算期間を掛けることで求めた。計算期間は塩分交換が落ち着いたと思われる 2010 年 5 月からの 2 か月のデータを用いた。一方、中海本体における交換日数は 200m の場合 13.2 日、400m の場合 13.1 日となり、森山堤防の開削幅を変えても大きく変わらない (大橋川と境水道から入ってくる水量で計算)。このことから、森山堤防開削幅を広くしても中海本湖には影響しない可能性が示唆された。ただし、塩分のみの挙動を解析した結果である。溶存酸素濃度などの水質や植物プランクトン等については解析を行っていない。今回は開削幅を 2 段階で示したが、このような試算はシミュレーションにより可能であるため、今後水質やベントスなどどのような挙動を示すかを示した上で、開削の効果など総合的に評価する必要があると考えられる。

2009年5月1日

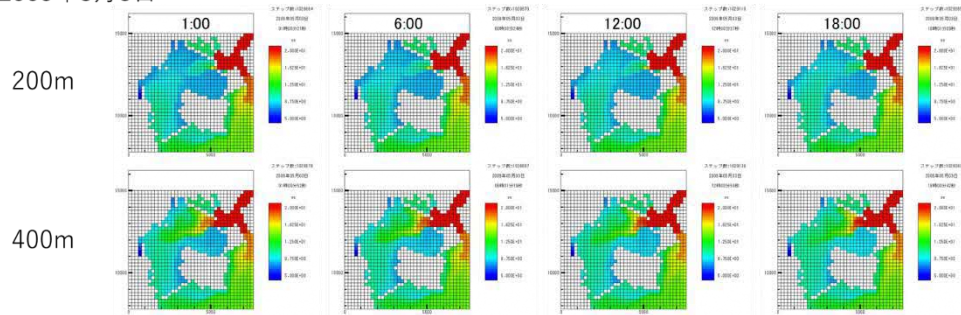


2009年5月2日

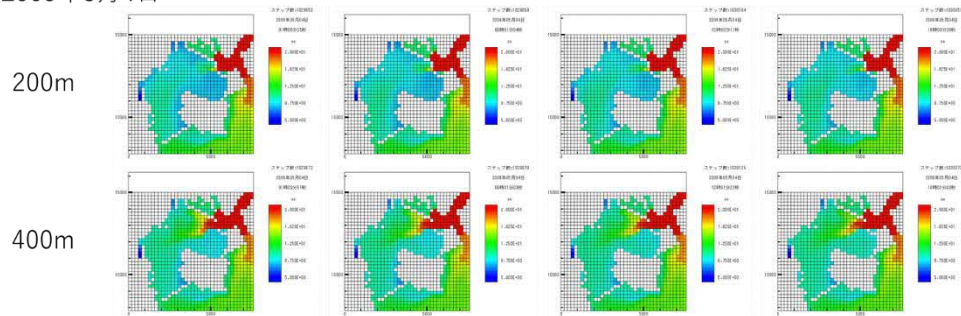
200mに比べ、400mにした場合同時刻でも広がる範囲が広い



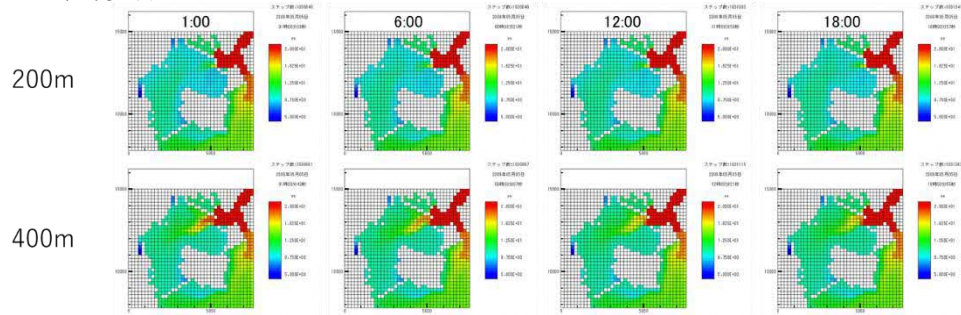
2009年5月3日

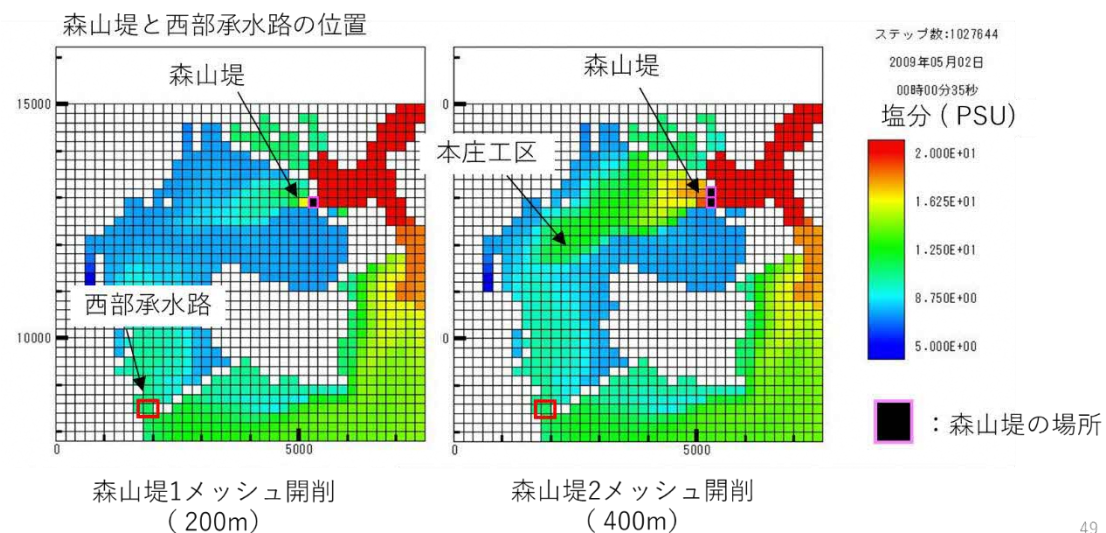


2009年5月4日



2009年5月5日





49

Fig. 3-9 森山堤防開削直後の塩分の流動シミュレーション結果

6) まとめ

堤防開削によって水深 1m 以深の塩分が有意に上昇し、水深 4 及び 5m の DO が低下していた。山室ら (2012) が指摘した開削による本庄工区の貧酸素化は一時的な現象ではなく、少なくとも本研究で確認した 2014 年まで継続していることが確認された。本庄水域における下層の高塩分化はほぼ全域で起きたものとする。その影響で下層の貧酸素化は進行したが、海から離れた地点である NH-2 での影響は大きく、貧酸素化の進行に伴う溶出量増加によって栄養塩濃度が有意に上昇した。COD については中海全体が浄化傾向にあるが、本庄水域下層の高塩分化の影響で COD が減少しており、上層下層の平均で算出する COD75%値は開削によって低くなった。

シミュレーション解析の結果、森山堤防開削直後に開削部および西部承水路開口部から塩水が侵入を始めた。そのため NH-2 ではより貧酸素の傾向となったことが考えられた。水交換日数は開削幅を広げることで短くなるが、中海全体ではほぼ同じ日数であった。

森山堤防をすべて撤去すると中海湖底付近の貧酸素が解消されるとの意見があるが、境水道から逆流する海水量は基本的には日本海の潮位変動の大きさにより規定されるので潮位変動が大きくならなければ増加しない。現状での一潮汐による水の交換量は中海の体積の数%程度であると考えられるため、森山堤防を開削しても中海全体へ流入する海水量には変化がなく、単に貧酸素化した底層の面積を大きくするだけと考えられる。

以上のことから、本庄水域には2回の工事で段階的に高塩分水が入り込み、それに伴い貧酸素化が進行したことから Fig. 1-3 のシナリオ図において劣化シナリオ②③が進行した。森山堤防側より西部承水路側のほうがより悪化したと考えられる。

第4章 中海本庄水域における堤防開削後10年間の水質変動について

4-1 はじめに

終戦後の食糧難から日本の各地では人為的な湖や内湾の干拓が進められた。その水域の一つである中海では、1973年から干拓事業が始まり、一部は干拓化が進められたが、最大の干拓予定地であった本庄工区は、1981年に干拓のための堤防が完成した後、その後事業が停止し閉鎖的なままの環境で放置された。ところが自然環境の再生が事業として推進される時代の流れにより、2000年には干拓事業は中止となり、本庄工区は堤防を残した状態となった。

工事以前の状態に戻すことが自然環境を再生させる上で重要であると主張される場合が多いが、その間で他の要因により単に元の状態に戻すだけでは自然は再生されるとは限らない。むしろ、元に戻すための工事をしない方が自然環境にとってより良い状態であることもある。

本庄工区では干拓事業の中止後に建設された堤防を開削するか否かの議論の末、2009年までに一部堤防が撤去・開削されることになったが、その後期待されたとおり自然が回復されず、むしろ貧酸素化が進んだとの報告もある(山室ら2012)。これらの報告は堤防開削後5年程度の変化から確認されたものである。さらに時間が経過し、本水域がその後どのように変化したのか調査を行った。

4-2 方法

1) 水域

中海は島根県東部と鳥取県西部に位置する湖面積約88km²、平均水深5.4mの汽水湖である。上流に宍道湖があり、境水道を通して日本海とつながっている。宍道湖も含めた流域面積は2080km²である(国土交通省出雲河川事務所)。中海の上層水は海水の約1/3の塩分濃度、下層水はほぼ海水と同程度の2層構造を示す。そのため水深4m付近に安定した塩分躍層が存在する。この2層構造はかなり安定なため上層と下層の混合が起きにくく(Godo et al., 2001)、下層では特に夏季の貧酸素化が激しい。

本庄水域は中海の島根県側に位置し、面積17km²、平均水深5.6mの水域であり、干拓事業後は堤防で区切られた水域であった。干拓事業が始まるまでは中海には主に本庄水域を通して海水が流入していた。干拓事業開始により本庄水域は境水道に近い部分が堤防により締め切られたため、中海への海水の流入は中

浦水門を通して行われることになった。よって本庄水域への海水流入は西部承水路を通して中海から行われるようになった。西部承水路の開口部は約 2m の水深であったため、中海の塩分が良く混合された上層水のみが流入していたことから、下層の塩分成層が生じにくく、下層における貧酸素化は比較的小さいものであった。しかし、2007 年から 2008 年にかけ西部承水路の堤防は撤去され、開口部の水深は約 3.5m となり、中海本湖の塩分躍層付近の水が入りやすくなった。また、2009 年 5 月には森山堤防の一部が 5.5m まで開削され、境水道から本庄水域に海水が侵入したことから、中海と同様に成層構造が形成され暖候期に下層の貧酸素化が激しくなったとの報告がある（山室ら, 2012）。

2) 方法

水質データは島根県保健環境科学研究所が行っている月 1 回の定期調査により得られたデータを用いた。期間は本庄水域での測定を開始した 2003 年 1 月から 2019 年 12 月まで、地点は本庄水域の環境基準点である NH-1, NH-2 及び中海湖心の N-6 (Fig. 4-1) のデータを使用した。水深はそれぞれ 5.8m, 5.8m 及び 6.8m である。現場では、水面から下に 0, 0.5, 1.0m, 湖底から上に 0, 0.5, 1.0m, 水温 (WT)・電気伝導度 (EC)・溶存酸素濃度 (DO) についてセンサー (HACH Hydrolab MS5 デンバー) を用いて測定されている。採水は、上層水は水面から 0.5m 下、下層水は湖底から 0.5m 上で行われており、研究室に持ち帰り水質測定を行っている。なお、2010 年 4 月からは下層は湖底から 1.0m 上に変更になっている。水質測定項目は化学的酸素要求量 (COD), 全窒素 (TN), アンモニア態窒素 ($\text{NH}_4\text{-N}$), 全リン (TP), リン酸態リン ($\text{PO}_4\text{-P}$) の 5 項目である。分析方法について、5 項目とも JIS K0102 に準拠して分析を行った。なお、懸濁性 COD の測定は、原液の COD と Whatman GF/C でろ過したろ液の COD の差により求めた。TN は熱分解化学発光法で行っており、分析装置は、三菱 TN-2100W である。 $\text{NH}_4\text{-N}$ は Whatman GF/C でろ過したろ液をオートアナライザー (BLTEC QuAAtro 39) でインドフェノール吸光光度法により分析した。TP はサンプル 50 mL に 4 %ペルオキシ二硫酸カリウム溶液 10 mL を加えて 120°C で 30 分オートクレーブにかけて分解した後、アスコルビン酸還元モリブデン青法でオートアナライザーを用いて測定した。測定装置は上述のオートアナライザーを使用した。 $\text{PO}_4\text{-P}$ も $\text{NH}_4\text{-N}$ と同様に上述のオートアナライザーを使用し、ろ液をアスコルビン酸還元モリブデン青法を用いて分析した。ク

ロロフィル a は 2011 年 3 月までは Lorenzen の方法, それ以降は Strickland and Parsons の方法を用いて測定した。

トレンド解析と有意差検定は ProUCL version 5.1 (United States Environmental Protection Agency) を用いて計算した。

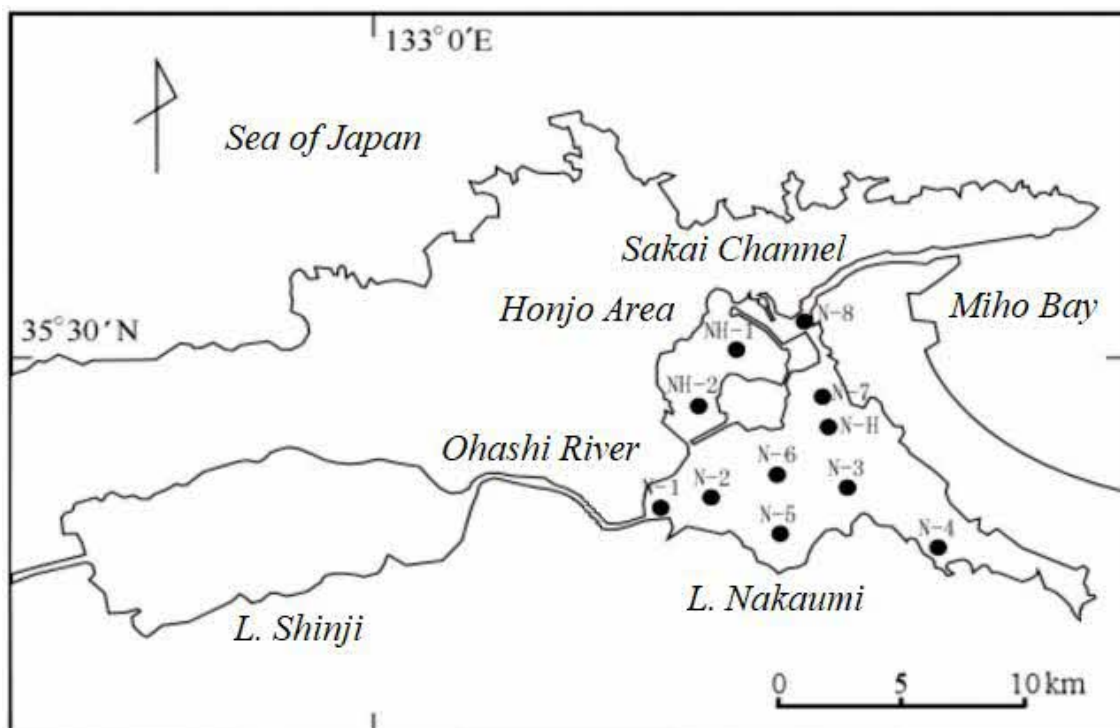


Fig. 4-1 中海と本庄水域及び調査地点

4-3 結果と考察

1) 各水質の傾向

Fig. 4-2 に地点 NH-1, NH-2, N-6 の上層・下層における WT, EC, DO, COD, TN, $\text{NH}_4\text{-N}$, TP 及び $\text{PO}_4\text{-P}$ の分析結果を示す。また,トレンド解析(Theil-Sen's Slope)の結果を Table 4-1 に示す。

WT について, NH-1, NH-2, N-6 の上層・下層において 2003 年から 2019 年までのトレンド解析(Theil-Sen's Slope)の結果 $0.103\sim 0.147^\circ\text{C}/\text{year}$ で上昇しているが, 有意な傾向は示さなかった($p>0.05$)。水温に関しては開削による影響

は確認されなかった。

EC について、桑原ら（2021）によると NH-2 下層の EC は西部承水路堤防の撤去作業の始まった 2007 年 7 月過ぎから上昇が見られ、森山堤防が開削された 2009 年 5 月以降更に高くなったとしている。Fig. 4-3 に下層と上層の EC の差を示す。森山堤防開削前の下層と上層の差の平均値は NH-1, NH-2 それぞれ 1.8 mS/cm, 2.5mS/cm であったのに対し、開削後は 7.6 mS/cm, 8.3 mS/cm であり、ともに 5.8mS/cm の上昇が見られた。一方、N-6 は開削前後でそれぞれ 16.3, 17.6mS/cm であり、その差は 1.3mS/cm と本庄水域と比較すると顕著な差ではなかった。なお、開削後のトレンドについては、NH-1, NH-2, N-6 それぞれ有意な傾向はなかった(Theil-Sen's Slope ; $p>0.05$)。

DO については、NH-1 下層において 2009 年の森山堤防開削以降 2013 年までの 5 年間温暖期における貧酸素化が進行した後 2014 年以降上昇した。NH-2 下層では NH-1 ほどの貧酸素化の上昇は見られない。Fig. 4-4 に貧酸素状態が顕著になる 7 月から 9 月の平均値を示した。なお、エラーバーは標準偏差を示している。より日本海に近い NH-1 は 2009 年で最も低い 0.5mg/L を示し、2009～2013 年の平均値は 1.1mg/L であったが、2014～2019 年は平均 3.5mg/L と貧酸素状態になることが少なくなった。NH-2 でも同様、2009～2013 年の平均値は 0.5mg/L であったが、2014～2019 年は平均 1.7mg/L であり、NH-1 より低い。開削前の 2003～2008 年の平均は NH-1 では 2.7 mg/L, NH-2 では 2.5mg/L であり、NH-1 においては 2014 年以降は開削前より上昇した。一方、N-6 は開削に関わらず依然として貧酸素状態になる頻度は高い。同期間の平均値は 2003～2008 年は 1.5mg/L, 2009～2013 年は 1.7mg/L, 2014～2019 年は 0.8mg/L であった。

TP 及び $\text{PO}_4\text{-P}$ について、NH-1 では開削に関わらず夏季に溶出する傾向があったが、一転して 2015 年以降は継続して溶出が減少している。NH-2 においては開削の影響が大きく表れていて、2009 年以降の $\text{PO}_4\text{-P}$ 溶出が長期化していることが分かる。また、3 地点に共通して、2014 年以降で上層の $\text{PO}_4\text{-P}$ が減少している。中村ら（1996）の宍道湖堆積物を用いた室内実験では DO 2mg/L が溶出の閾値であるとしている。Kamiya et al. （2012）による中海の現場観測の解析によって DO が 2.5mg/L で $\text{PO}_4\text{-P}$ の溶出が発生すると結論されている。これら 2 つの結果から $\text{PO}_4\text{-P}$ の溶出には DO 2mg/L 前後を超すかどうかが大きな問題といえる。2014 年以降の下層の NH-1 と NH-2 の $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度の違い

は DO が大きく影響していると考えられる。

TN 及び $\text{NH}_4\text{-N}$ について、TN は特徴的な傾向は確認できなかった。 $\text{NH}_4\text{-N}$ については NH-2 の下層の濃度が開削後で顕著に高くなっていることが分かる。両地点の下層とも近年は濃度が低下しているように見える。N-6 については明確な変化は見られなかった。

COD について、調査期間において、3 地点の上下層すべてで減少傾向が示された(Theil-Sen's Slope, $p<0.05$)。本庄水域においては、開削後から徐々に減少し始め、2012 年ごろからは継続して低い状態を保っている。N-6 では継続して減少傾向にある。特に、2003 年ごろに比べ、2015 年以降は上向きのスパイクが現れなくなっている。これらは主に植物プランクトンの大量発生が原因となることが多いが、富栄養化の傾向がなくなり、特定のプランクトン種が優占することが少なくなっていることが考えられる。

Table 4-1 1993 年から 2019 年までにおける各水質のトレンド解析結果

		WT	DO	EC	COD	TN	$\text{NH}_4\text{-N}$	$\text{NO}_2\text{-N}$	$\text{NO}_3\text{-N}$	TP	$\text{PO}_4\text{-P}$
NH-1 Upper		0.15	0.05	<0.01	<0.01	<0.01	0.24	0.07	0.32	<0.01	<0.01
NH-2 Upper		0.18	0.08	<0.01	<0.01	<0.01	0.32	0.13	0.16	<0.01	<0.01
N-6 Upper	Significant level	0.17	0.13	0.26	<0.01	0.02	0.17	0.02	0.11	0.13	0.09
NH-1 Bottom		0.06	0.49	<0.01	<0.01	<0.01	0.15	0.13	0.03	<0.01	0.16
NH-2 Bottom		0.08	<0.01	<0.01	<0.01	0.29	0.15	0.13	0.11	0.19	0.32
N-6 Bottom		0.10	0.08	0.12	<0.01	0.06	0.17	0.13	0.15	0.21	0.34
NH-1 Upper	Theil-Sen's Slope	0.11	0.043	0.28	-0.10	-4.16	-0.028	-0.013	0.012	-0.82	-0.075
NH-2 Upper	Unit:	0.10	0.035	0.23	-0.10	-3.71	0.013	-0.01	0.035	-0.71	-0.10
N-6 Upper	WT °C/year	0.11	-0.029	0.061	-0.072	-2.90	-0.036	-0.029	-0.073	-0.23	-0.015
NH-1 Bottom	DO mg/L/year	0.15	-0.0019	0.67	-0.14	-7.20	-0.24	0.022	0.10	-0.92	-0.041
NH-2 Bottom	EC mS/cm/year	0.14	-0.14	0.60	-0.092	-0.78	0.34	-0.025	-0.10	0.28	0.034
N-6 Bottom	Nutrients μ	0.10	-0.044	0.056	-0.043	-1.8	-0.49	-0.12	-0.22	0.26	0.069

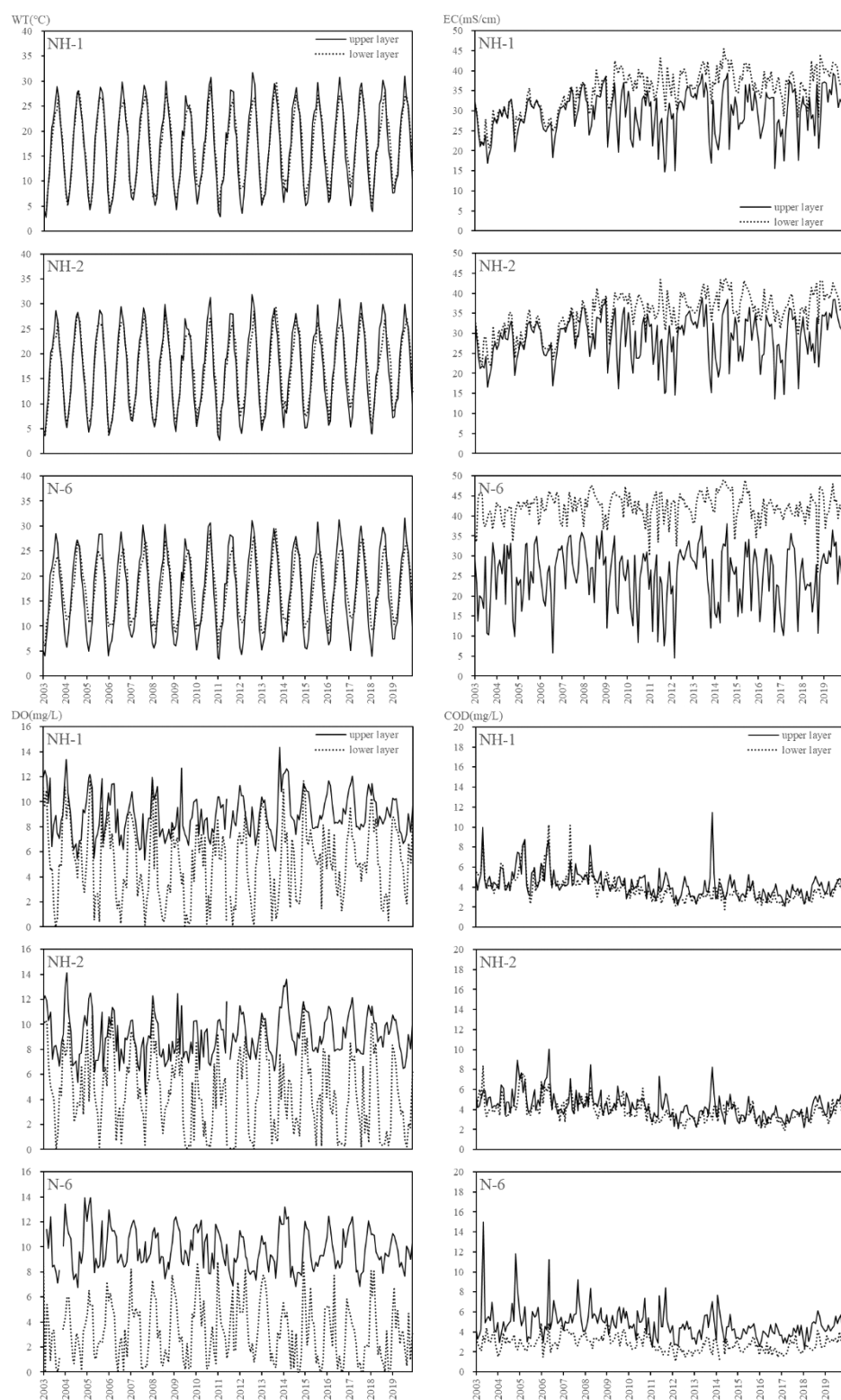


Fig. 4-2 2003 年から 2019 年までの地点 NH-1, NH-2, N-6 の上層・下層における WT, EC, DO, COD, TN, $\text{NH}_4\text{-N}$, TP 及び $\text{PO}_4\text{-P}$ の推移

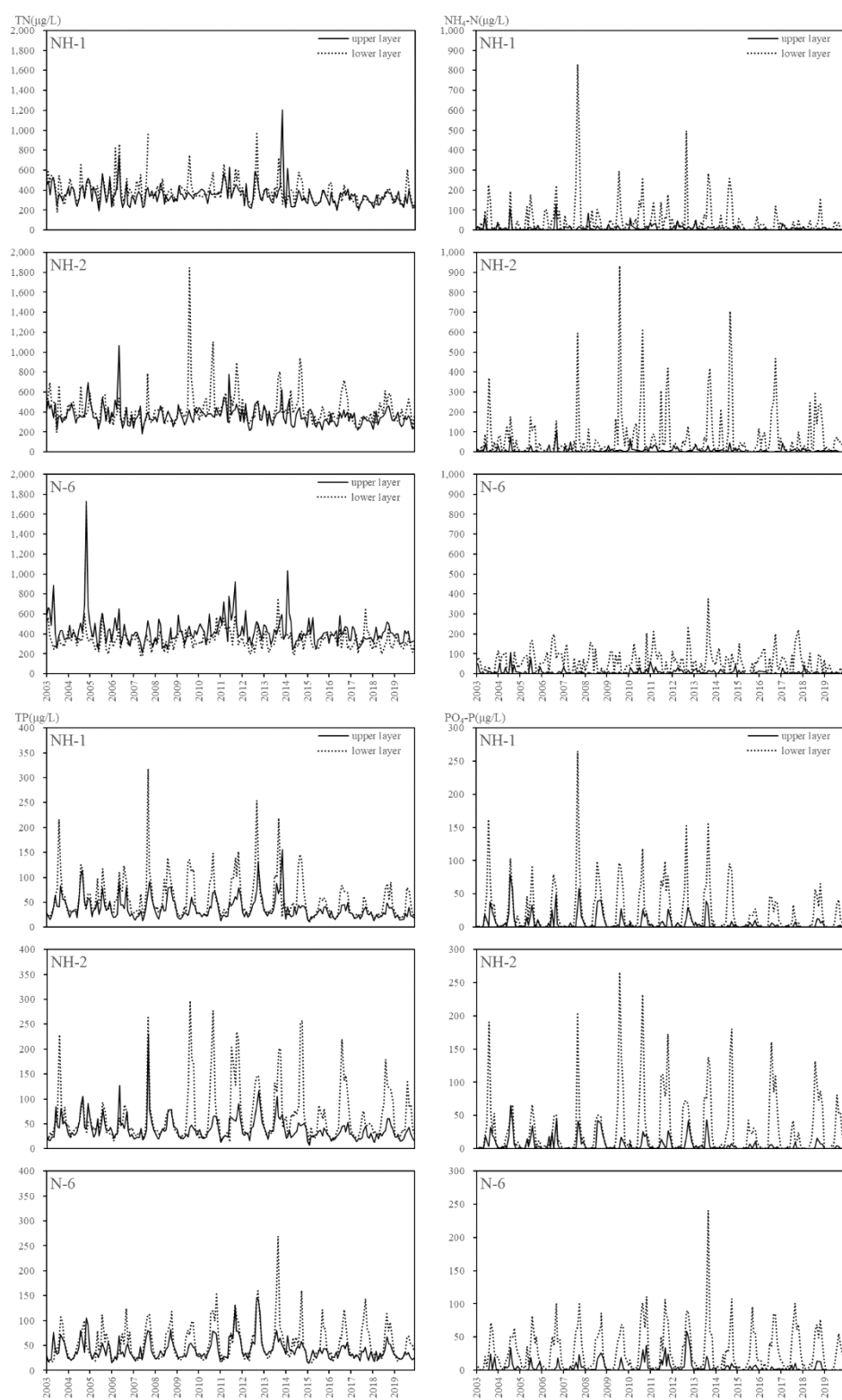


Fig. 4-2 続き

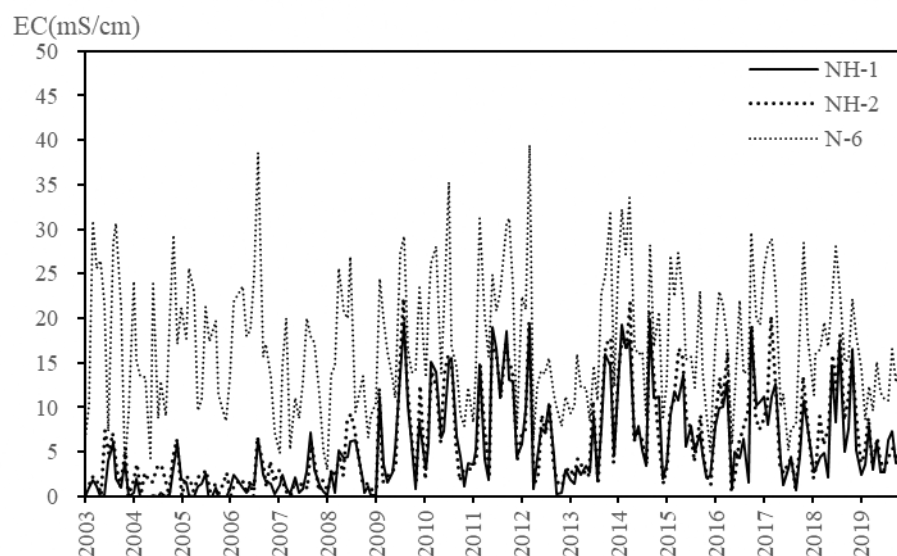


Fig. 4-3 地点 NH-1, NH-2, N-6 における上層と下層の EC の差

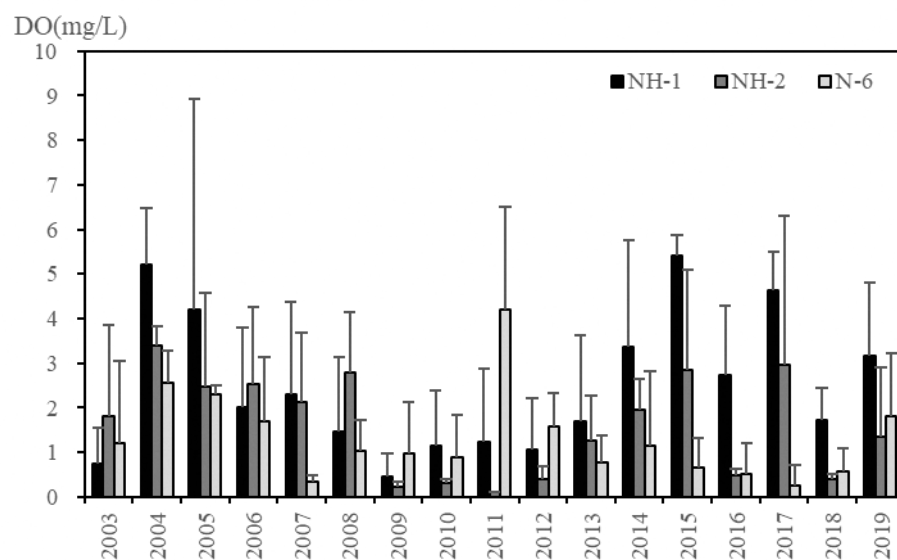


Fig. 4-4 地点 NH-1, NH-2, N-6 における 7～9 月の DO 平均値。エラーバーは標準偏差を示す。

2) DOが増加した要因

第3章において森山堤防開削の2004年から2014年まで計11年における開削前後の水質について有意差検定を行ったが、DO、TP、 $\text{PO}_4\text{-P}$ においてNH-1下層では有意差なし、NH-2下層では有意差ありとなっており、また、NH-2では塩分上昇による貧酸素化の進行とそれに伴うリンの溶出が起きたと考えられた。Fig. 4-5にNH-1及びNH-2の下層におけるDOと $\text{PO}_4\text{-P}$ のそれぞれ3か月移動平均値の推移を示す。ただし、 $\text{PO}_4\text{-P}$ については上下を逆転して示している。貧酸素化が $\text{PO}_4\text{-P}$ の溶出の原因であることが確認できる。NH-1においては開削前後では変化は見られないが、NH-2において、開削直後においてはDO減少に伴い $\text{PO}_4\text{-P}$ の溶出が増大している。また、2015年以降ではNH-1ではDOが上昇したことにより $\text{PO}_4\text{-P}$ の溶出も減少し、NH-2においても同様にDOが上昇し $\text{PO}_4\text{-P}$ の溶出が少ない年も観測されている。

DOが上昇した原因としてまず考えられるのが、開削場所から新鮮な海水が高頻度に浸入するようになったことによりDOが上昇したこと、および底泥の酸素消費速度SODの減少が考えられる。SOD減少に至る過程として、①海水の侵入に従い、酸素量の高い海水により底泥の酸化が促進され、底泥表層の有機物量や還元物質が減少したこと、②底質への有機物沈降フラックスの減少が考えられる。また②については1)一次生産の減少、2)海水交換促進による沈降フラックスの減少、3)開削場所の近傍で流速が増加し、表層の微細泥が懸濁して流された可能性が考えられる。①については、実際に底泥の溶出速度などの分析が必要になるが、底質調査の結果開削部付近の有機物及び硫化物濃度が年々減少しているとの報告もある(篠原ら, 2016)。今後調査が必要であると考えられるが、本研究では②について考察を行った。

1)一次生産の減少についてはクロロフィルaにより説明できる。NH-1における上層水中のクロロフィルaの濃度の開削前の平均値は2003年1月から2009年5月までの平均値は $10.3 \pm 8.5 \mu\text{g/L}$ であり、開削後2009年6月から2019年12月までの平均値 $9.1 \pm 17.4 \mu\text{g/L}$ であり、有意に減少した($p=0.02$; Mann-WhitneyのU検定)。なお、2011年3月まではLorenzenの方法、4月以降はStrickland&Parsonsの方法を用いているが、後者の方法はクロロフィルaの分解物を分離できないことから一般的に値が高くなる(西條, 1975)。つまり実際の差はさらに大きかったことが予想されるが、平均値として1割程度の減少であったため、一次生産の減少が沈降フラックスに影響を及ぼした影響は少ないと

思われる。

2)海水交換促進による沈降フラックスについては、懸濁性 COD により確認できる (Fig. 4-6)。開削前は $1.6 \pm 1.1 \text{ mg/L}$ であったのに対し、開削後は $1.0 \pm 0.8 \text{ mg/L}$ と約 4 割減少した ($p < 0.01$; Mann-Whitney の U 検定)。また、前述のとおり Fig. 4-2 の COD において上向きスパイクが減少していることが示されている。

3)流速の増加については、ごく近傍では考えられる。しかし、森山堤防開削部から約 1.5km 離れた NH-1 では考えにくい。懸濁物が流速の増加により巻き上がった場合、開削後 NH-1 の下層 COD が一時的に増加することが考えられるが、そのような現象は確認されない (Fig. 4-2)。

以上のことから、②については主に沈降フラックスの減少が原因で有機物の堆積が減少し、SOD が減少したことで DO が増加し、 $\text{PO}_4\text{-P}$ の溶出が減少したことが考えられる。湖の浄化対策を考える場合、堆積物を考慮しなければならない。今回明らかになったように堆積物からの栄養塩回帰は数年～10 年程度のスパンで考える必要がある。

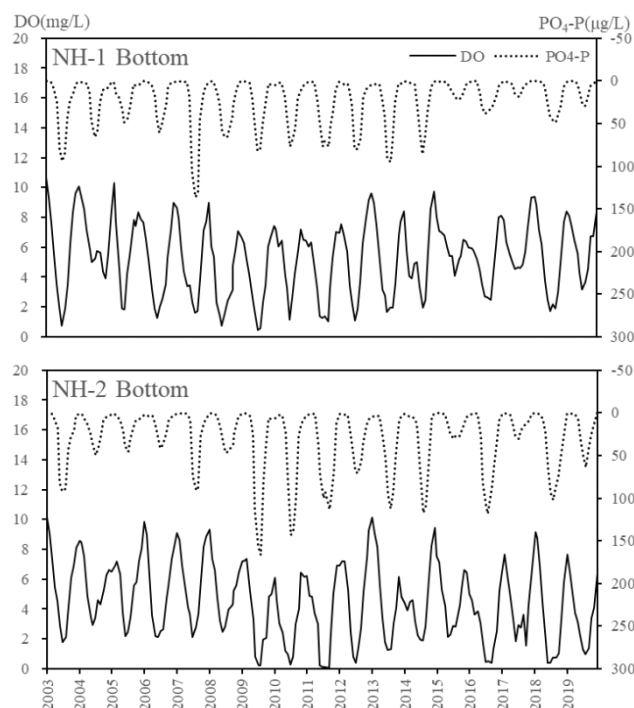


Fig. 4-5 NH-1 及び NH-2 の下層における DO (左軸, 実線) と $\text{PO}_4\text{-P}$ (右軸, 点線) の 3 か月移動平均値の推移。 $\text{PO}_4\text{-P}$ は上下を逆転して示す。

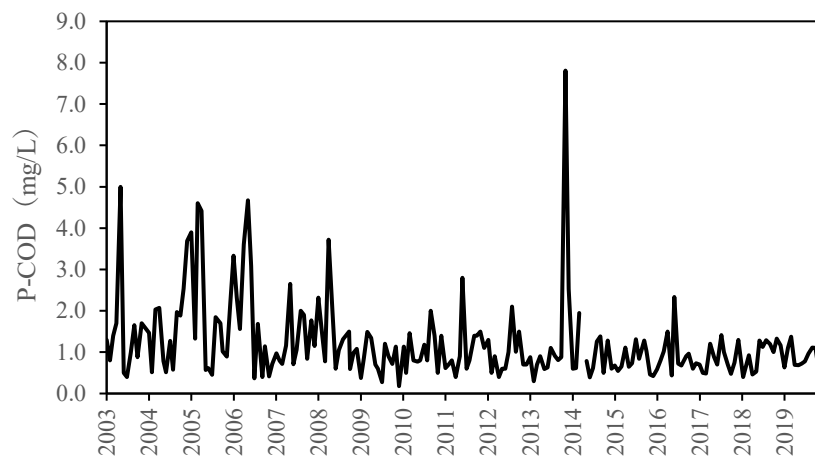
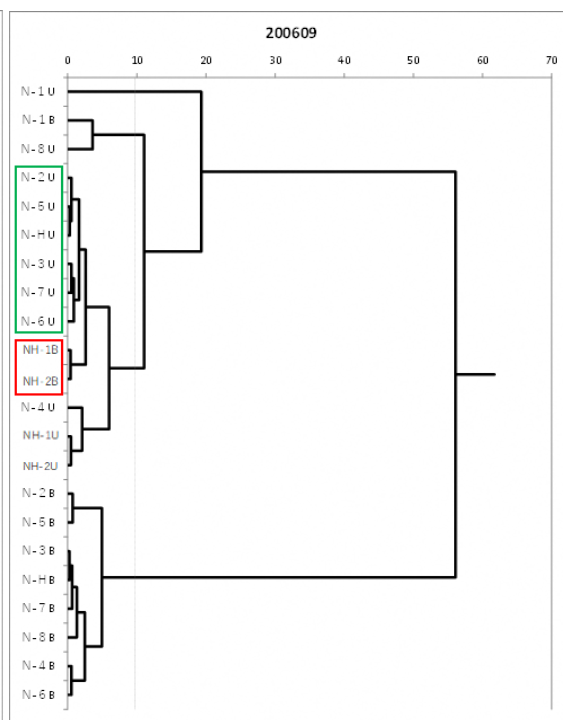
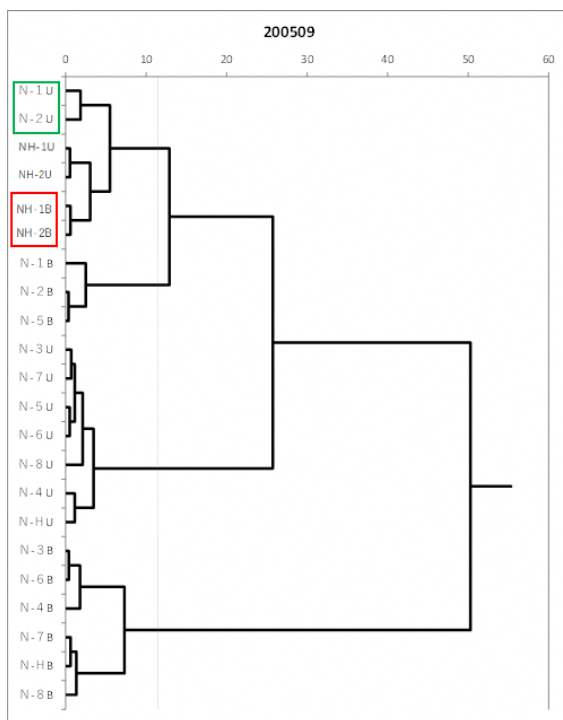
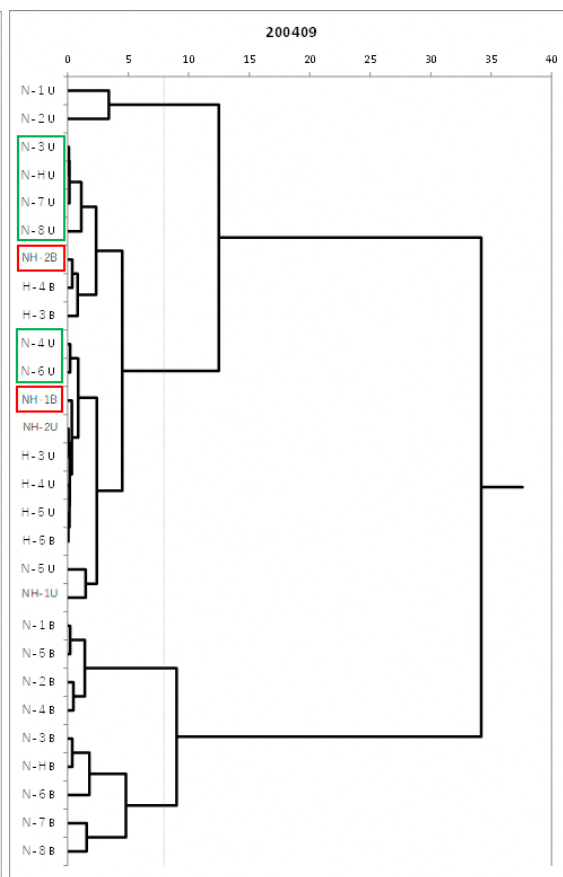
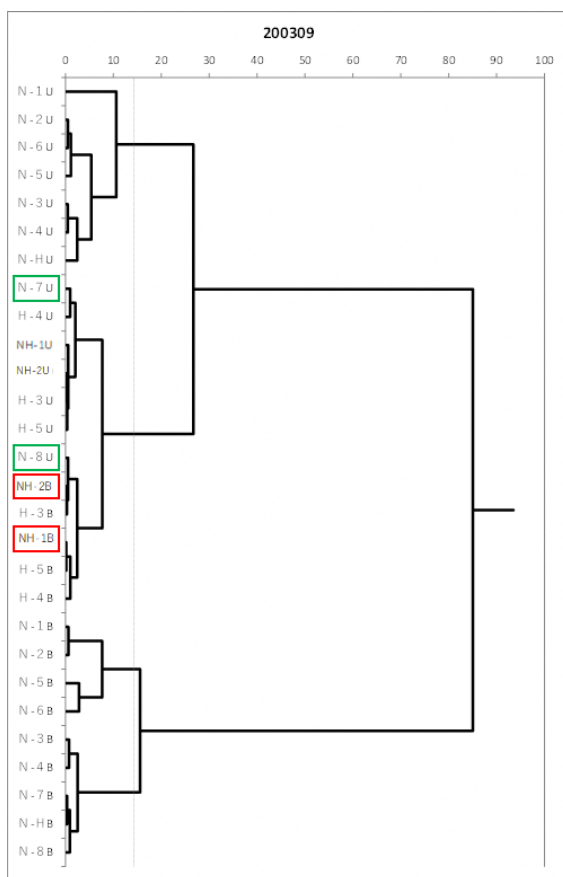
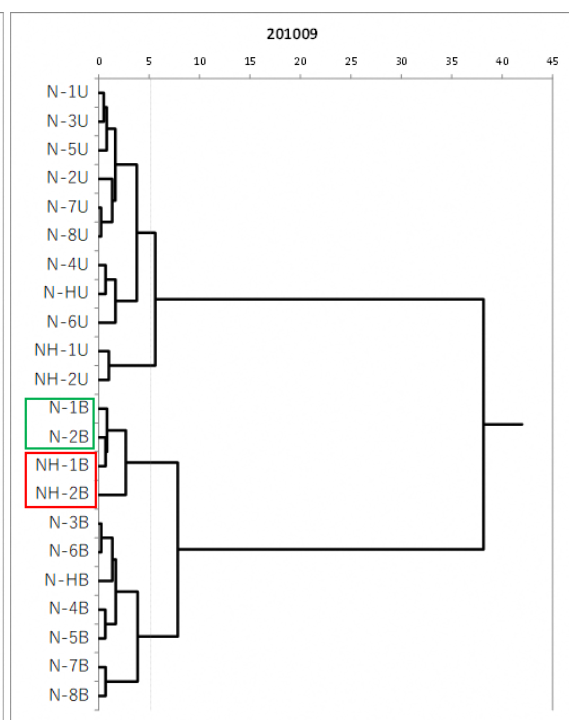
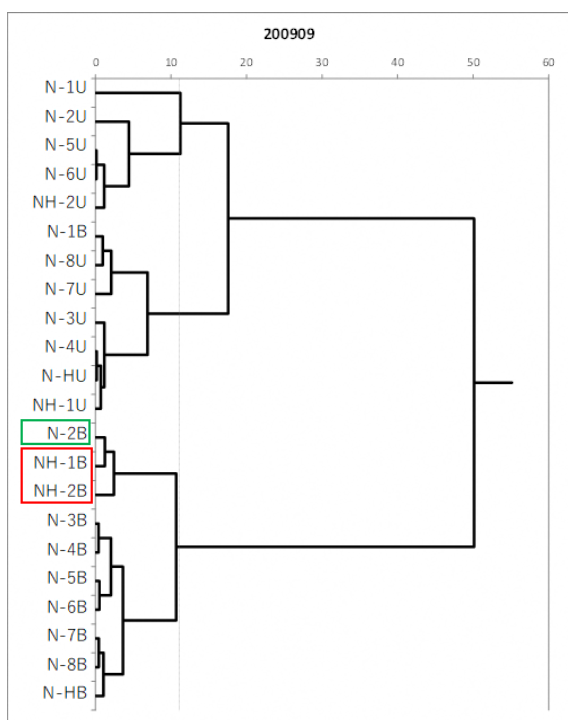
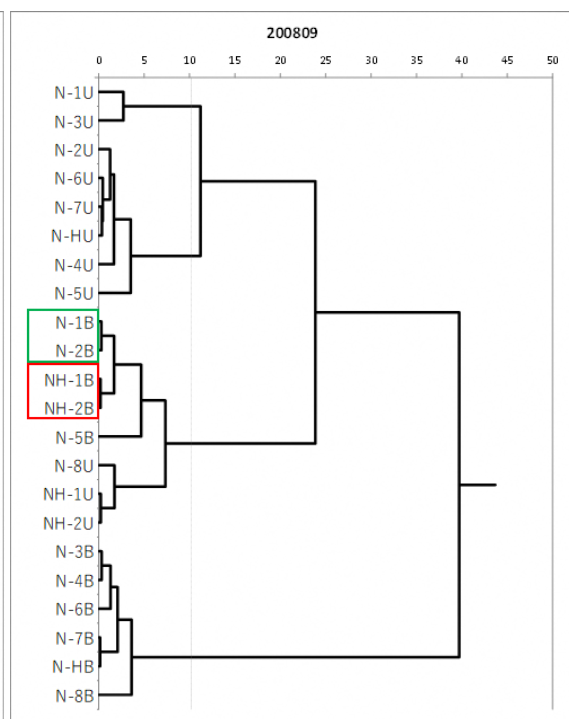
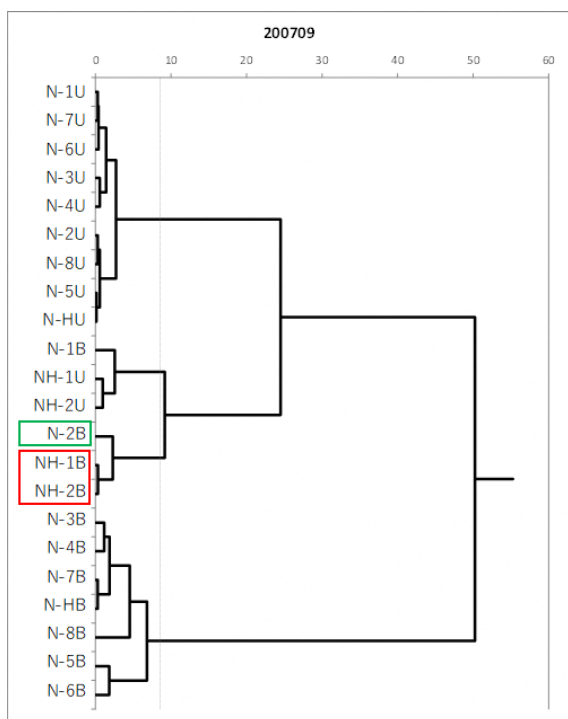


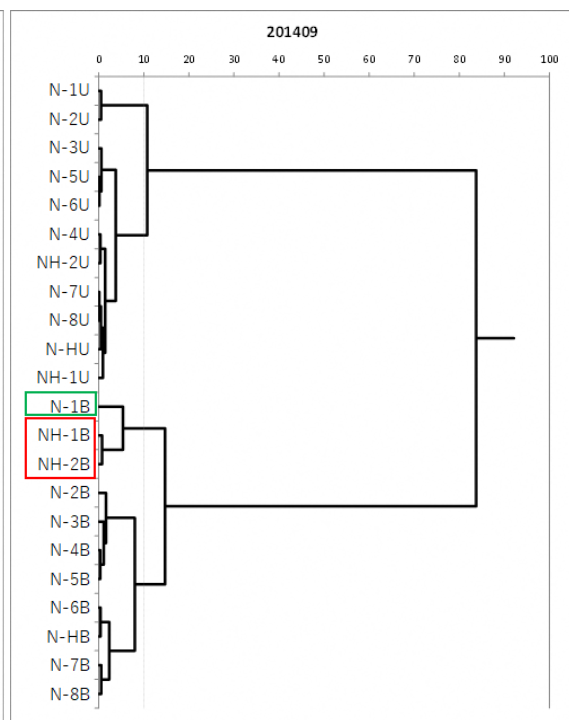
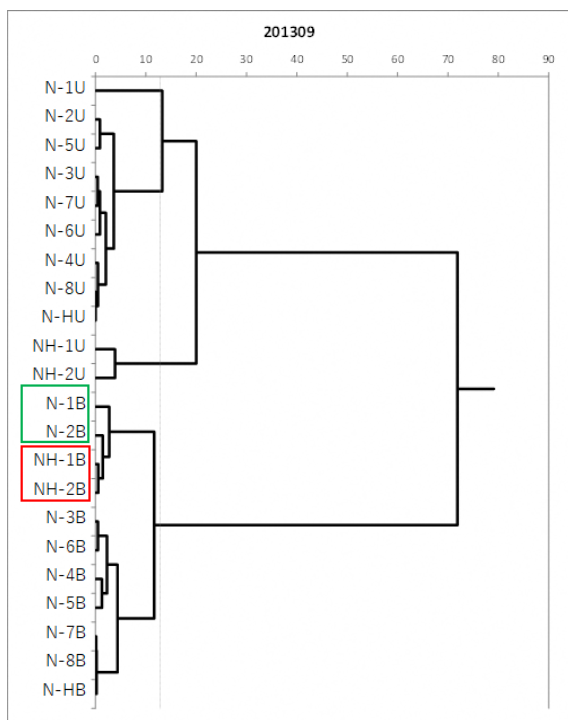
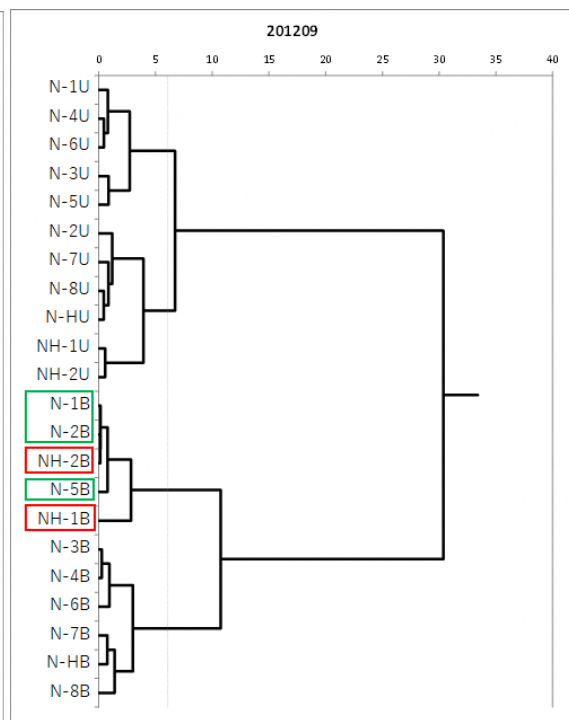
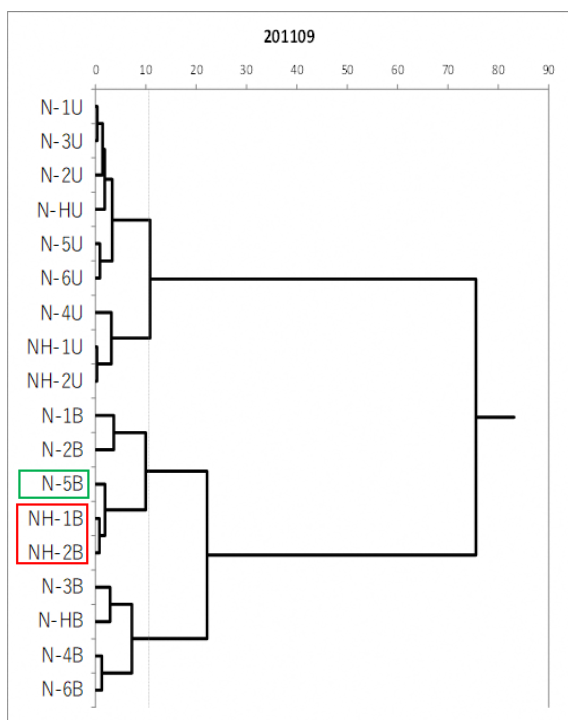
Fig. 4-6 NH-1 上層における懸濁性 COD の推移

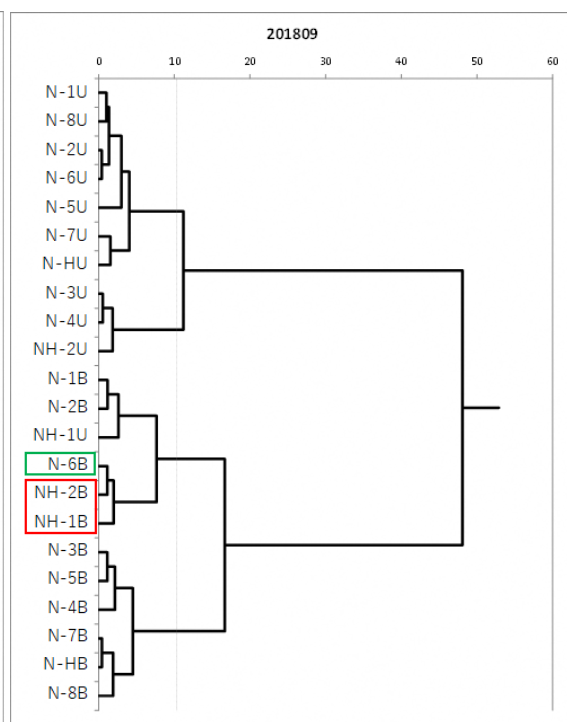
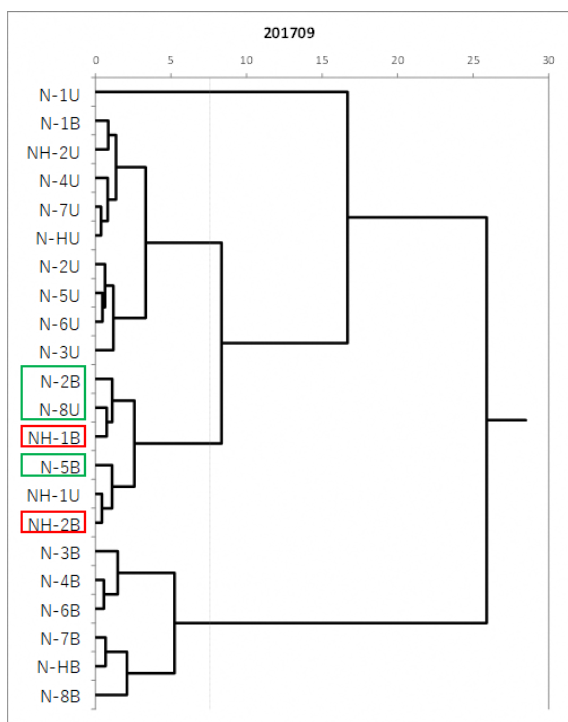
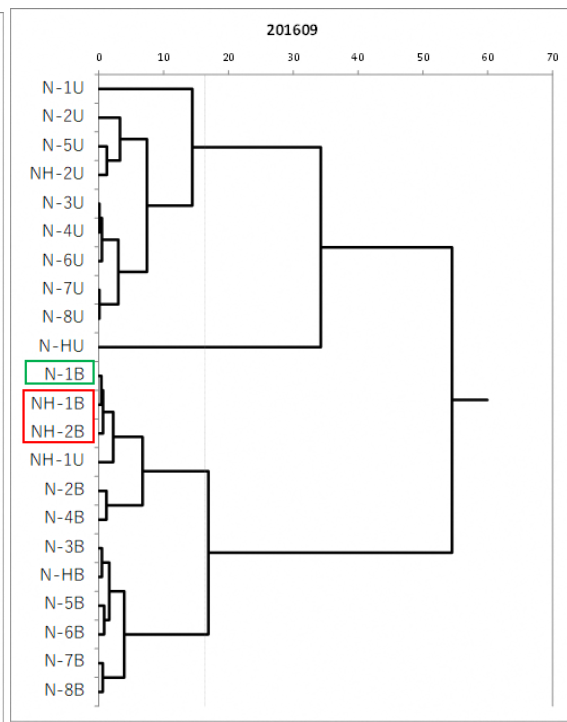
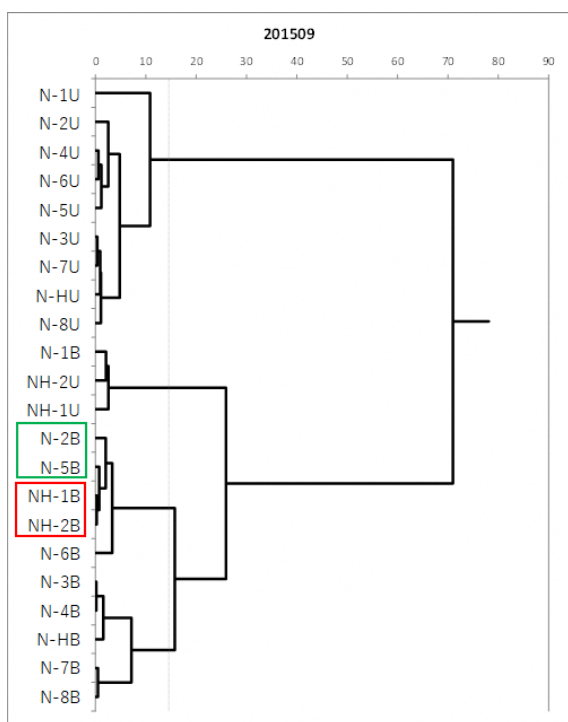
3) 本庄水域及び周辺水域の水塊構造の変化

本庄水域下層水が中海のどの地点からの貧酸素化に係る影響を受けているかを確認するため、本庄水域及び中海本湖の各年 9 月における水温及び EC を用いてクラスター分析を行った (Fig. 4-7)。2003 年から 2007 年までは本庄水域の下層に近いクラスターに分類されたのは中海本湖の上層にあったのに対し、それ以降は中海本湖の下層が本庄水域の下層に検出されるようになった。2010 年から 2014 年は本庄水域及び中海本湖含め全体的に上層と下層に分離していたが、2015 年以降は NH-1 の表層が中海本湖の下層のクラスターと同じクラスターに分類される頻度が高くなった (2016, 2017, 2018 年)。一方、NH-2 の表層は中海本湖の上層と同じクラスターに分類されていたことから、NH-2 は大海崎堤防開口部から中海本湖の水の影響を直接受けていると思われる。









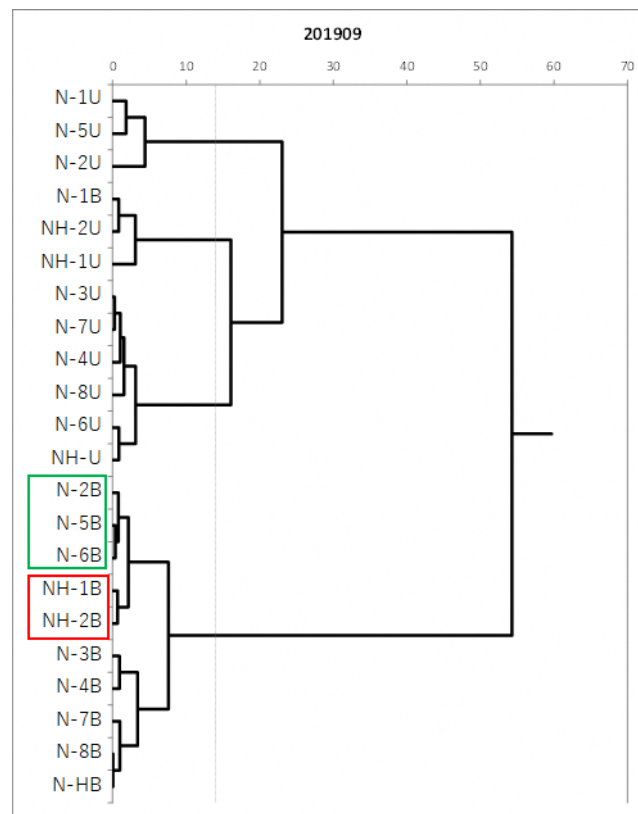


Fig. 4-7 本庄水域および中海の上層下層の水温と EC を用いたクラスター解析。地点名のあとの U は Upper, B は Bottom を示す。赤枠は本庄水域下層, 緑枠は近いクラスターに分類された地点。

さらに、本庄水域底層に関係する水塊が周辺水域のどの地点から流入しているのかを詳細に調べるため、2002 年 9 月、2007 年 9 月及び 2016 年 9 月の水深ごとの水温及び EC を用いてクラスター分析を行った。それぞれ Fig. 4-8, Fig. 4-9 及び Fig. 4-10 に示す。

工事が始まる前の 2002 年 9 月の結果では (Fig. 4-8)、本庄水域各層が N-6 上層 0~1m と同じクラスター①に分類された。②は中海本湖の上層、③は中海本湖の躍層付近、④は中海本湖の下層であった。開削前は西部承水路の開削部のみで水交換が行われていたことが原因である。

西部承水路撤去が行われた後である 2007 年 9 月の結果では (Fig. 4-9)、本庄下層と同じクラスター①に分類されたのは中海本湖上層の 4m より浅い地点(青枠)であった。また、クラスター②は本庄水域の水深 0~5m のみであった。中海本湖とも異なる水塊であったことが伺える。2002 年と異なり、本庄水域は上下層でクラスターが分かれ、底層は中海本湖の上層~中層付近から影響を受けていることが分かる。クラスター③は中海本湖の 3~5m、④はそれ以深であった。

一方、森山堤防開削後の 2016 年における分類については (Fig. 4-10)、本庄下層と同じクラスター②に分類されたのは N-2 の 4m (緑枠)、N-6 の 4m (緑枠) 及び N-8 の 4m (赤枠) であった。このことから、本庄水域の下層水が影響を受ける水塊は周辺水域の水深 4m 付近であった。開口部の高さ付近の塩水が本庄水域に侵入し、湖底に広がっていることが示された。①に分類されるクラスターは中海本湖の上層であるが、NH-2 の 1m も含まれている。③のクラスターは NH-2 の上層及び NH-1, NH-2 の底層を除く地点であった。また、N-8 の 2,3m も同じクラスターに分類された。クラスター④は中海本湖の下層が分類された。

2016 年 9 月の DO の鉛直分布 (Fig. 4-11) は、N-8 の 4.5m 付近は DO が最も低かったが、これは中海本体湖底の貧酸素水塊による影響であると考えられる。NH-1 の分布は水深 0~3m は約 8mg/L で水深 6m まで徐々に減少し、湖底では約 1mg/L であったが、NH-2 湖底ではほぼ無酸素状態であった。また、EC の鉛直分布 (Fig. 4-12) は表層では NH-1 は N-8 及び他の地点の表層より高く、NH-1 は躍層の発生がみられない。このことが NH-1 において DO が高くなった一因であることが推察された。今後シミュレーションによる詳細な流動解析が必要である。

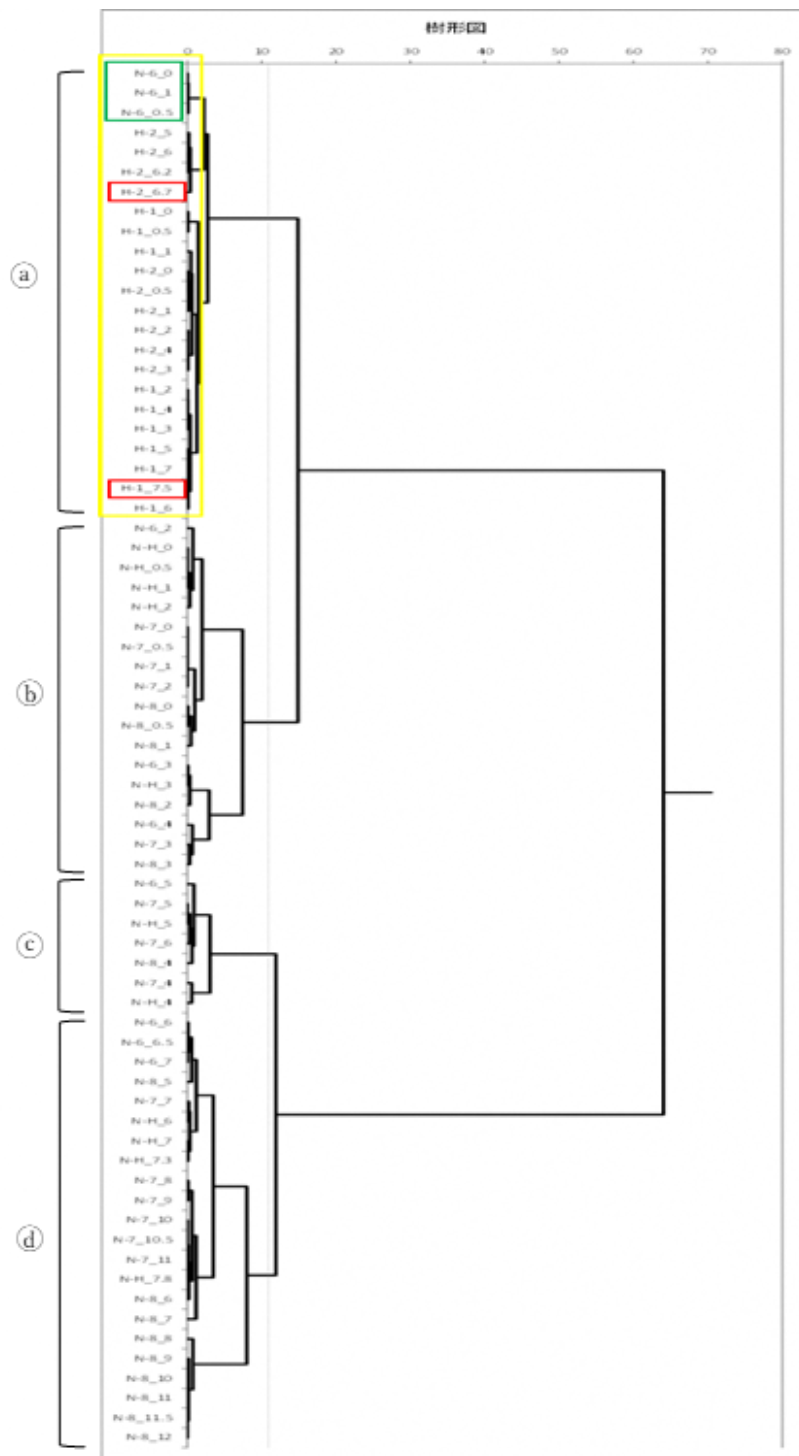


Fig. 4-8 2002 年における本庄水域および中海の各水深の水温と EC を用いたクラスター解析結果。地点名_水深で表示した。赤枠は本庄水域下層，緑枠は近いクラスターに分類された地点，黄色枠は本庄水域に関するクラスター。

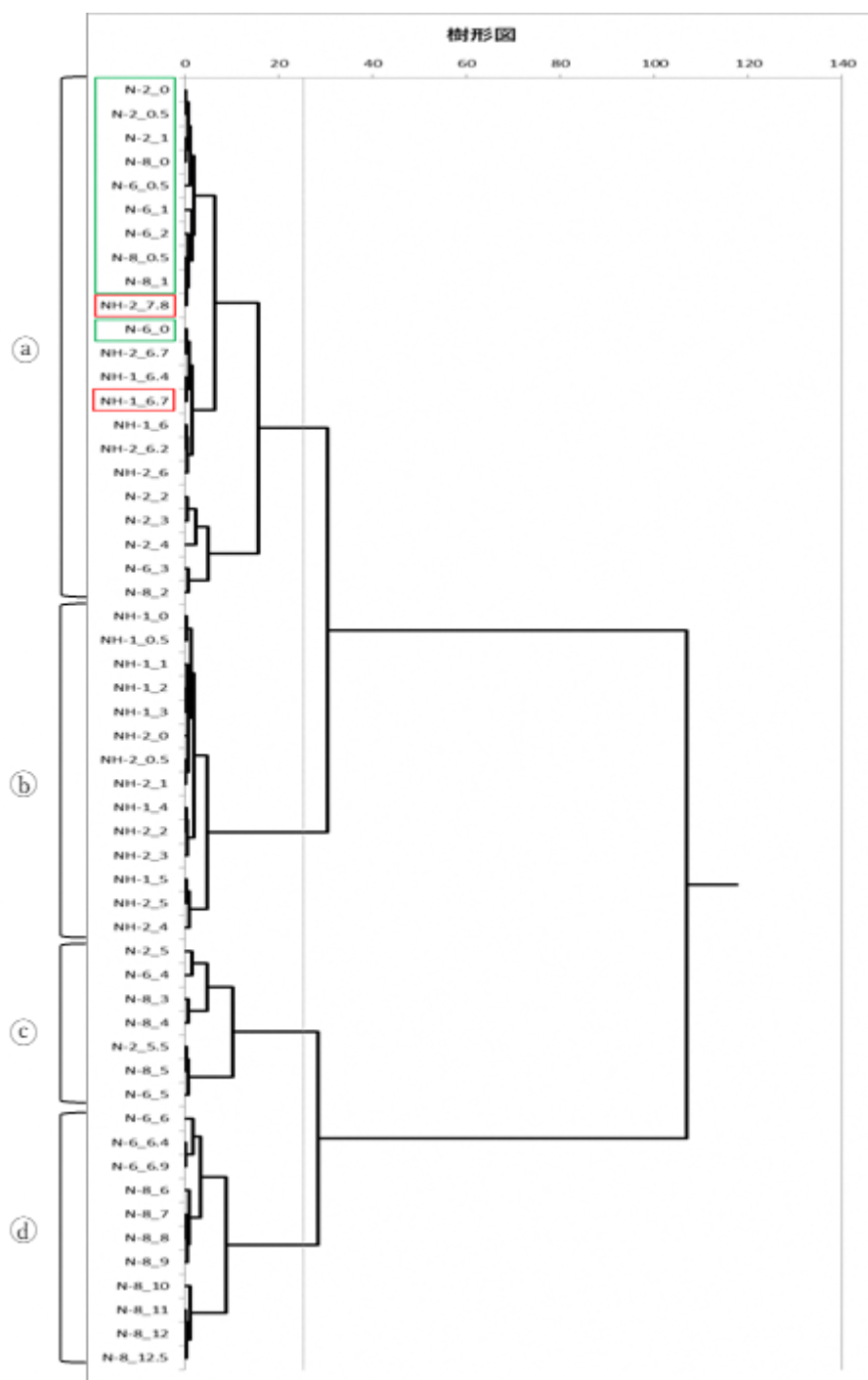


Fig. 4-9 2007 年 9 月における本庄水域および中海の各水深の水温と EC を用いたクラスター解析結果。地点名_水深で表示した。赤枠は本庄水域下層，緑枠は本庄水域下層に近いクラスターに分類された地点。

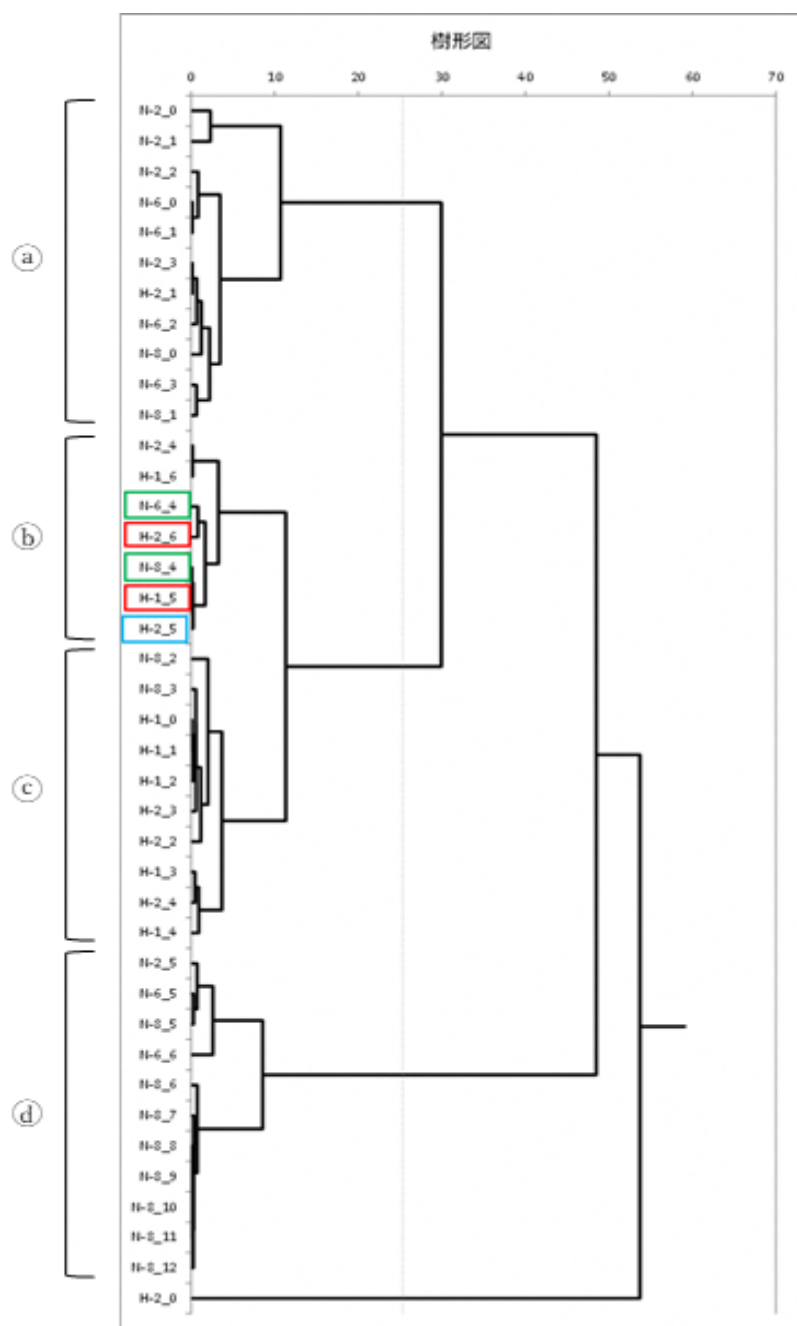


Fig. 4-10 2016 年 9 月における本庄水域および中海の各水深の水温と EC を用いたクラスター解析結果。赤枠は本庄水域下層、緑枠は本庄水域下層に近いクラスターに分類された地点、青枠は本庄水域下層に近いクラスターに分類された地点で境水道に近い地点。

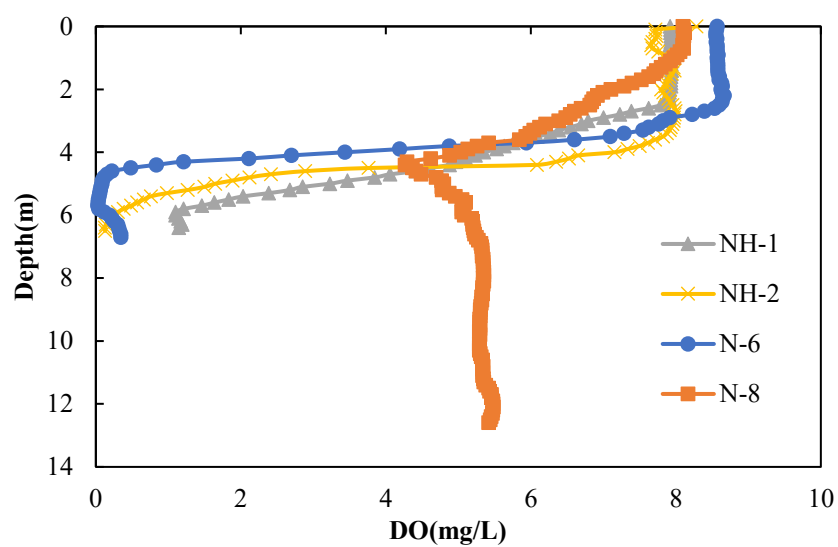


Fig. 4-11 2016 年 9 月における DO の鉛直分布

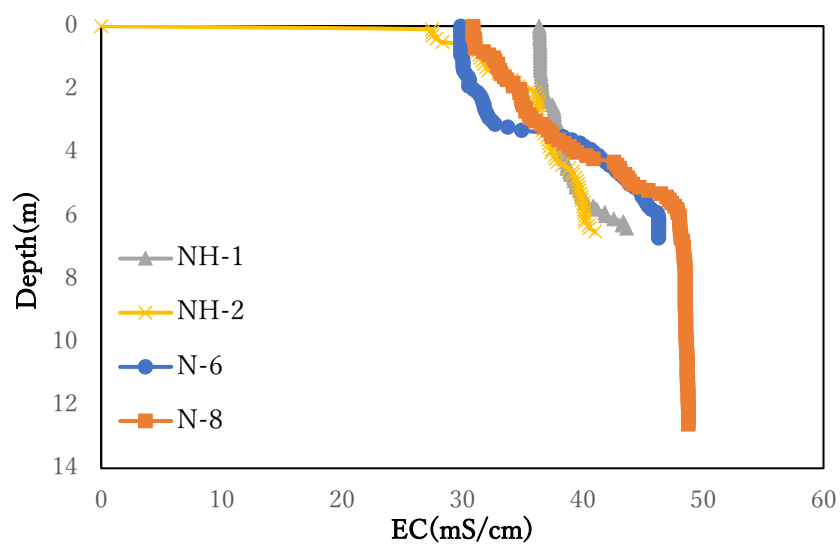


Fig. 4-12 2016 年 9 月における EC の鉛直分布

4) まとめ

2003 年から 2019 年までの本庄水域及び中海における水質について、森山堤防開削前と開削後 10 年間の比較を行った。

EC について、森山堤防開削により上層と下層の差が顕著になり、下層 DO については、NH-1 下層において森山堤防開削以降 5 年間は貧酸素化が進行したのがその後上昇した。貧酸素化に伴い、開削後溶出が顕著になっていた $\text{PO}_4\text{-P}$ についても 5 年経過し溶出が減少した。下層 DO が上昇した原因として、直接高 DO である海水が流入すること、及び懸濁性 COD の開削後の減少したことから、有機物沈降フラックスの減少したことで堆積物が減り、このことが下層 DO の上昇の一因であったと推察された。

Fig. 1-3 におけるシナリオについては、場所による違いが表れたと言える。NH-2 では開削前の DO には戻っていないが、NH-1 では時間の経過につれ開削前よりも DO が増加してきた。NH-2 では劣化シナリオ②③が継続し、NH-1 では回復シナリオ②'③'となったと言える。

本庄水域下層 DO 増加の傾向があるが、島根県及び鳥取県によるガンカモ類生息調査の結果(島根県農林水産総務課鳥獣対策室、鳥取県生活環境部 緑豊かな自然課)、依然として中海への飛来数は開削前ほどではない。ホトトギスガイなどの底生生物が未だ増加していないことが考えられるが、今後も調査が必要であろう。

また、この結果を受けてさらに森山堤防を開削すれば水質がよくなるのではないかと考えられるが、本庄水域はよくなる可能性は高いが中海本体への影響を考える必要がある。本庄水域も含めた中海への流入海水量は開削を行っても増えない。それは境水道が流量を規定しているからである。中浦水道の水深は 7.5m である。開削の水深次第であるが森山堤防を開削すれば海水の多くは本庄水域に流入する。そうすると中浦水道から中海へ直接流入していた海水は少なくなり、中海の滞留日数(約 15 日、海水を考慮しない場合 30 日;神谷ら, 1988, 2011)、水質構造、プランクトン構造等への影響(神谷ら, 2015)により中海の水質は悪化する可能性が考えられる。

第5章 終章

5-1 結論

干拓地にするため、一旦は閉鎖的水域となった中海本庄水域であるが、2007年からの西部承水路撤去及び2009年5月の森山堤防開削により一部解放され、外部から高塩分水が流入するようになった。本研究では高塩分水が流入し始めたことにより本水域で確認された影響が元々想定されていた回復シナリオを辿ったか、それとも懸念されていた劣化シナリオであるかを整理するために水質、ベントス、潜水性カモ類について調査した。

本研究により得られた成果は下記の通りである。

1) 冬季に飛来する潜水性カモ類3種、ホシハジロ、キンクロハジロ、スズガモの羽数の比較を行った。中海及び本庄水域においては全体的に減少傾向にあった。中海及び本庄水域においては、本庄水域開削による貧酸素化をはじめとする環境影響によりカモ類が寡占的に採餌するホトトギスガイが減少したことが原因と考えられ、本庄水域入江地区におけるホトトギスガイ個体数調査の結果、開削後の個体数の減少が確認された。開削まではカモ類の飛来数は前年の下層DOと相関があったが、開削後は下層DOの上昇にも関わらず飛来数は増加していなかった。

2) 森山堤防開削前後5年を比較したところ、開削により本庄水域では水深1m以深の塩分が有意に上昇し、4m以深のDOが低下していた。開削による本庄水域の貧酸素化は2014年まで継続していた。海から離れた地点であるNH-2での影響は大きく、貧酸素化の進行に伴う溶出量増加によって栄養塩濃度が有意に上昇した。貧酸素化の影響は西部承水路撤去工事時にNH-1に、森山堤防開削工事時にNH-2に影響が表れた。シミュレーション解析により森山堤防開削に伴い境水道のほうから流入が増加し、同時に西部承水路開削部からの流入も増加した。本庄水域における水交換日数は開削幅を広げることで短くなるが、中海全体ではほぼ同じ日数であった。

3) 森山堤防開削後は上下層間の塩分濃度の差が顕著になり、約5年間は夏季の下層は貧酸素状態であったが、その後NH-1では貧酸素化が軽減し、それに

伴い $\text{PO}_4\text{-P}$ の溶出も軽減していた。DO が上昇した原因として、開削場所から新鮮な海水が高頻度に浸入するようになったこと、および底泥の酸素消費速度 SOD の減少が考えられ、懸濁性 COD の減少が一因であると考えられた。

これらの結果から、Fig. 1-3 におけるシナリオについては、開削直後 5 年間は塩分上昇により成層し下層 DO の低下が進行したこと、②③の劣化シナリオが進行し、ホトトギスガイの減少、潜水性カモ類の減少となったことから④⑤の劣化シナリオとなった。その後 NH-1 では下層 DO が増加してきたことから回復シナリオ②'③'が進行していた。一方 NH-2 では中海側からの流入により回復シナリオとはならず、②③のままであった。ホトトギスガイの長期調査は行われていないが、カモ類の調査については環境省により毎年行われている（環境省自然環境局生物多様性センター）。中海全体における飛来数は開削以降増加に転じていないことから、④のままであることが予想される。よって最終的には Fig. 5-1 のようなシナリオ図となり、回復シナリオ、劣化シナリオの両方の影響が確認された。

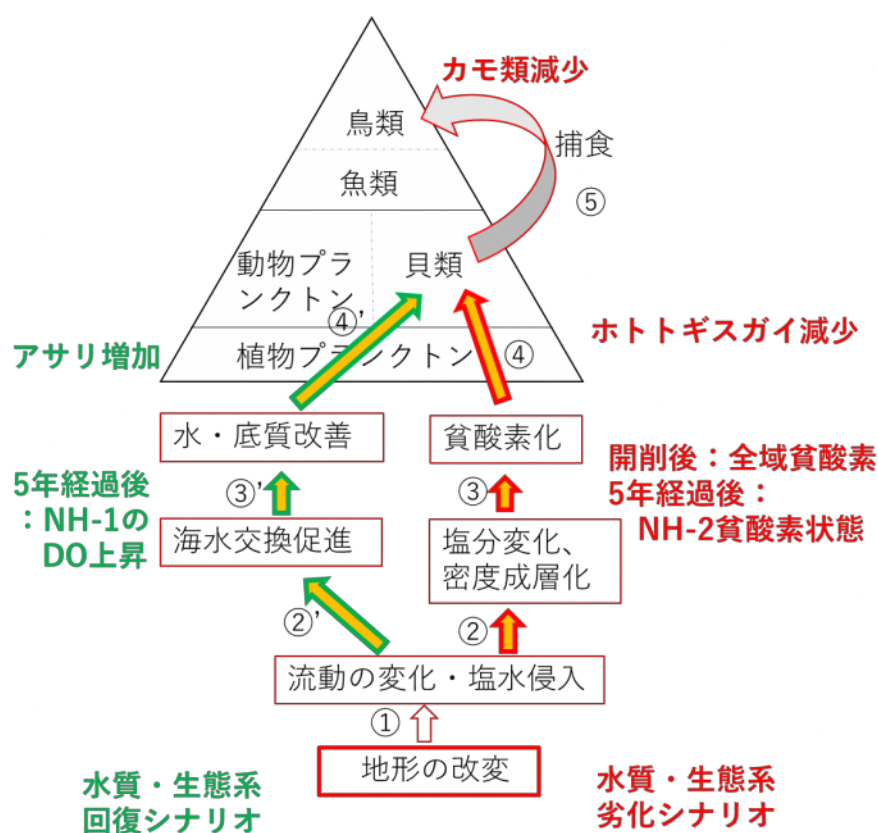


Fig. 5-1 開削後 10 年で本庄水域に起こったシナリオ図

5-2 今後の展望

宍道湖及び中海は 2005 年にラムサール条約（特に水鳥の生息地として国際的に重要な湿地に関する条約）に登録された湿地である。ラムサール条約は、正式名称は「貴重な水鳥の保護及び湿地の機能の保全を目的とした条約」であるが、湿地の保護だけでなく、人類の利益のために湿地を持続的に賢明な利用（ワイズユース）をすることも規定されている。ヤマトシジミの漁獲量が日本一の宍道湖では、操業時間や漁獲量を制限することで資源量が急激に減少しないように調整を行っている。潜水性カモ類の飛来数について第 3 章で扱ったが、越冬数については中海や本庄水域で減少しており、全国で減少している種においても宍道湖では 3 種の合計では減少傾向は見られず、スズガモにおいては増加しているデータが確認された。このことは宍道湖におけるヤマトシジミの漁獲量の制限などの取り組みがこのような結果をもたらしたのではないかと思われる。飛来する潜水性カモ類の羽数を左右する原因がヤマトシジミにより左右すると考えられたが、相関関係は見られていない。一方、中海・本庄水域で生息しているホトトギスガイについては日本では食用として扱うことはないため、宍道湖におけるヤマトシジミとは異なり毎年の資源量調査や保護は行われない。森山堤防開削部付近においては開削後アサリの仔貝が確認されたが、これが今後増えるのか、さらに今後のカモの飛来に影響を及ぼすのか、継続して確認する必要がある。

桑原ら（2021）は本庄水域開削前後の魚介類の漁獲量の変化について報告しているが、下層の貧酸素化により主に底生生物の漁獲量が減少したとしている。ホトトギスガイと異なり、食用として漁獲される生物の減少は漁業者たちを苦しめる結果となり得る。本庄水域を閉鎖的水域から解放することで水質が良くなり漁獲等が堤防設置前のように戻るとの意見が多くなったため森山堤防の開削が行われたわけであるが、少なくとも開削直後 5 年間は第 2 章に示したような結果であった。一方で第 4 章に示したとおり、さらに 5 年経過し、貧酸素状態が改善傾向にあることが示唆された。その後の魚介類に関する調査報告はまだないが、溶存酸素の増加傾向が漁獲量にとってどのような影響を与えるのか、今後も調査の必要がある。

本研究では開削直後の水塊の挙動についてシミュレーションにより解析を行

い、水交換量の試算を行った。開削幅を広げた場合本庄水域の交換量は増加したが中海本体で考えた場合の交換量は大きく変わらなかった。今後は貧酸素水塊やその他の水質の挙動の詳細な解析や、加えて植物プランクトン、ベントス、底質の挙動を考慮したシミュレーションを行うことで本水域に起こった現象について詳細に考察を行うことが必要であろう。また、ベントスについては篠原ら（2013）では本庄水域全体でのホトトギスガイ現存量が減少していることを報告しているが、2006年においても確認されている箇所はある。このような現存できる場所がシミュレーションにより再現できるのであれば、局所的に回復可能な場所、回復が見込めない場所など整理し保護することも可能であると考えられる。

水域の人為的改変を行う際の影響評価には水質のみならず、底質における挙動の重要性が示された。また、それは直後に影響が見られるものではなく、本水域のように5年程度で影響が見られることも考えられるので、時間スケールの設定も重要である。底質に関しては水塊と異なり数年間規模のシミュレーションを行うことが現象の解明において重要である。底質については局所的な気象条件などは考慮する必要はないと考えられるが、ベントスはケースバイケースで考慮する必要がある。西部承水路撤去前の2006年の豪雨災害のように大量の淡水流入が貧酸素化を引き起こした際は、本庄水域は閉鎖的水域であったことから水交換に日数がかかりベントスが減少したと考えられた。いずれにしても底質の状態が貧酸素化とベントスの生育を左右することから、底質の状態を調査すること及びシミュレーションにより底質の状態を再現できるようにすることは重要である。

カモの飛来数が1999年から2016年における調査結果では前年の底層溶存酸素と相関があったが、開削後は溶存酸素の回復傾向にあるにもかかわらず現在（2021年1月）まで羽数の回復は見られない。開削後は塩分や底質の変化により餌となるホトトギスガイが生存できない環境となったことが推察されたが、このことは飛来するカモを観察することで底質の状況を表現できる可能性を示す。底泥やベントスを採取・分析することは手間と費用がかかり容易ではない。地上で毎年定期的に観察されるカモにより水中の状況が表現できればメリットは大きい。

現在の本庄水域の状態が今後も継続するのか、現時点ではわからない。溶存酸素量が改善された場所が広がるのか、それとも現状で安定するのか、そして飛来

し越冬するカモの羽数，その水域に生息しているベントスや魚介類の資源量，漁獲量，魚種がどのように変化するかなど，今後も注視する必要がある。

参考文献

- 伊達善夫・橋谷博・清家泰・近藤邦男・奥村稔・藤永薫(1989)：12年間の定期調査からみた中海・宍道湖の水質．山陰地域研究, 5: 89-102.
- 藤岡克己・青井亜矢子・前田伊佐武・相崎守弘 (2000)：中海本庄水域の水質特性と潮通しの影響．LAGUNA, 6: 43-48.
- 福岡捷二・鈴木 篤・黒川岳司・中村 剛・上原 浩 (1998)：中海における流れと貧酸素水塊の消長．海岸工学論文集, 45: 976-980.
- Godo T., K. Kato, H. Kamiya, Y. Ishitobi. (2001): Observation of wind-induced two-layer dynamics in Lake Nakaumi, a coastal lagoon in Japan. *Limnology*, 2: 137-143.
- 橋谷博・奥村稔・藤永薫・近藤邦男・清家泰(1992)：宍道湖・中海の水質変動に与える気象・海象の影響一(その2)．山陰地域研究, 8: 69-86.
- 日比野忠史・福岡捷二・池内幸司 (1997)：季節および日々の気圧配置の変化に伴う閉鎖性汽水湖内部での流れ場の特性．土木学会論文集, No. 579/II-41, pp. 93-103.
- Ishitobi Y., H. Kamiya, H. Itogawa (1993): Tidal, meteorological and hydrological effects on the water level variation in a lagoon, Lake Shinji. *Japanese Journal of Limnology*, 54: 69-79.
- Ishitobi Y., J. Hiratsuka, K. Kuwabara, M. Yamamuro (2000): Comparison of fish fauna in three areas of adjacent eutrophic estuarine lagoons with different salinities. *Journal of Marine Systems*, 26: 171-181.
- Kamiya H., H. Ohshiro, Y. Tabayashi, Y. Kano, K. Mishima, T. Godo, M. Yamamuro, O. Mitamura, Y. Ishitobi (2011): Phosphorus release and

sedimentation in three contiguous shallow brackish lakes, as estimated from changes in phosphorus stock and loading from catchment. Landscape and Ecological Engineering, 7: 53-64.

神谷 宏・江角敏明・加藤季晋・勢村 均・管原庄吾・田林 雄・山室真澄(2018): 宍道湖における二枚貝漁獲量の減少が湖沼水 COD に与える影響. 応用生態工学, 20(2): 167-177.

神谷宏・神門利之・和久利浩幸・嘉藤健二・芦矢亮・石飛裕(1996): 宍道湖・中海水質調査結果(平成 6 年度). 島根県衛生公害研究所報. 36: 101-103.

桑原正樹・桑原弘道・桑原崇・江角敏明・田林雄・神谷宏・管原庄吾・石飛裕(2021): 森山堤防開削が中海本庄水域の水質及び水生動物相へ与えた影響. 陸水学雑誌, (ページ未定).

長崎県諫早湾干拓課:

<https://www.pref.nagasaki.jp/bunrui/shigoto-sangyo/nogyo/isakan/>

中村幹雄・品川明・戸田顕史・中尾繁(1997): 宍道湖および中海産二枚貝 4 種の環境耐性. 水産増殖, 45: 179-185.

中村登流(1986): 野鳥の図鑑 水の鳥①. 保育社, 212pp: 87-104.

中村由行・井上徹教・山室真澄・神谷宏・石飛裕(1996): 未攪乱底泥コアを用いた連続培養系での酸素消費・溶出実験. 海岸工学論文集. 43: 1091-1095.

山室真澄・神谷宏・石飛裕(2012): 沿岸域における人為的改変と自然再生 - 中海本庄水域の堤防開削を例として. 応用生態工学, 15: 221-231.

福田正明(2009): 平成 21 年 11 月島根県議会一般質問, 島根県.

平塚純一・山室真澄・石飛裕(2006): 中海. 里湖モク採り物語, 141pp: 13-49.

生物研究社, 東京.

Ishitobi Y., H. Kamiya, K. Yokoyama, M. Kumagai and S. Okuda (1999): Physical conditions of high saline water intrusion into a coastal lagoon, Lake Shinji, Japan. *Japanese Journal of Limnology*, 60: 439-452.

石飛裕・向井哲也・南里敬弘・若林英人・勢村均・森脇晋平・山室真澄・神谷宏 (2016): 宍道湖におけるヤマトシジミの幼生加入と成長速度に及ぼす塩分の影響. *水産増殖*, 64: 309-319.

環境省自然環境局生物多様性センター (2000-2015) : ガンカモ類の生息調査 (<http://www.biodic.go.jp>) .

Kasahara S. and K. Koyama (2010): Population trends of common wintering waterfowl in Japan: participatory monitoring data from 1996 to 2009. *Ornithological Science*, 9: 23-36.

桐原政志 (2009) : 日本の鳥 550 水辺の鳥 増補改訂版, 320pp:137-144. 文一総合出版, 東京.

清川智之・佐々木正・開内洋 (2013) : 藻の産業利用に係る調査研究. H23 年度島根県水産技術センター年報, 96.

国土交通省出雲河川事務所 :

<https://www.cgr.mlit.go.jp/izumokasen/jimusho/jigyo/hikwawa-gaiyo/index.html> (2021 年 2 月 11 日確認)

日本鳥類保護連盟 (1988) : 鳥 630 図鑑, 394pp:86-88. 日本鳥類保護連盟, 東京

日本野鳥の会島根県支部 (2018) : 中海 (島根県側) におけるカモ類の年および月変動 (1999~2016 年度調査結果の概要). *ホシザキグリーン財団研究報告*, 21: 157-168.

Oka, N., M. Yamamuro, J. Hiratsuka and H. Sato (1999): Habitat selection by wintering tufted ducks with special reference to their digestive organ and to possible segregation between neighboring populations. *Ecological Research*, 14: 303-315.

岡奈理子・関谷義男 (1997) : ハジロ属鳥類 (キンクロハジロ, ホシハジロ, スズガモ) の採食行動と食性を中心とする生態. ホシザキグリーン財団研究報告, 1: 85-97.

Sekiya, Y., J. Hiratsuka, M. Yamamuro, N. Oka and M. Abe (2000): Direct selectivity and shift of wintering common pochards and tufted ducks in a eutrophic coastal lagoon. *Journal of Marine Systems*, 26: 233-238.

関谷義男 (2003) : 閉鎖性沿岸域の生態系と物質循環 【5】 穴道湖・中海に飛来する潜水ガモ類キンクロハジロの消化器官の可塑性と越冬集団との関係. *海洋と生物*, 25: 210-216.

西條八束 (1975) : クロロフィルの測定法. *陸水学雑誌*, 36 : 103-109.

島根県内水面水産試験場 (2001-2007) : ヤマトシジミ資源量調査. 島根県内水面水産試験場事業報告書. 島根県.

島根県水産技術センター (2008-2016) : ヤマトシジミ資源量調査. 島根県水産技術センター年報, 島根県.

島根県農林水産総務課鳥獣対策室 :

https://www.pref.shimane.lg.jp/industry/norin/choujyu_taisaku/gan-kamo.html (2021 年 2 月 11 日確認)

篠原隆佑・山口啓子・瀬戸浩二・倉田健吾 (2016) : 干拓堤防の一部撤去が中海本庄水域の二枚貝の分布に与えた影響. *日本ベントス学会誌*, 71: 1-10.

田中秀典・戸田顕史・平塚純一・石飛裕 (2010) : 中海本庄水域の堤防撤去と開削による水理構造と底生生物の変化. 日本陸水学会第 75 回大会講演要旨集, 40.

田中陽二, 鈴木高二朗 (2010) : 密度流・湧昇流の計算を目的とした三次元沿岸流動モデルの開発について, 港湾空港技術研究所報告, 第 49 巻, 第 1 号, pp3-25

田中陽二, 中村由行, 鈴木高二朗, 井上徹教, 西村洋子 (2011) : 微生物ループを考慮した浮遊生態系モデルの構築, 港湾空港技術研究所報告, 第 50 巻, 第 2 号, pp3-68

鳥取県生活環境部 緑豊かな自然課 :

<https://www.pref.tottori.lg.jp/292199.htm> (2021 年 2 月 11 日確認)

Yamada, K., Y. Miyamoto, C. Fujii, K. Yamaguchi and M. Hamaguchi (2013): Vertical zonation and aggregated distribution of the Manila clam on subtidal sand flats in a coastal brackish lagoon along the Sea of Japan. *Marine Ecology*, 35: 308-318.

山口啓子・倉田健吾・園田武・瀬戸浩二 (2013) : 中海における二枚貝群集の特徴と干拓堤防建設により隔てられた汽水域の変化. 日本ベントス学会誌, 67: 82-95.

Yamamuro, M., N. Oka and J. Hiratsuka (1998): Predation by diving ducks on the biofouling mussel *Musculista senhousia* in a eutrophic estuarine lagoon. *Marine Ecology Progress Series*, 174: 101-106.

Yamamuro, M., J. Hiratsuka and Y. Ishitobi (2000): Seasonal changes in a filter-feeding bivalve *Musculista senhousia* population of a eutrophic estuarine lagoon. *Journal of Marine Systems*, 26: 117-126.

Yamamuro, M., J. Hiratsuka and Y. Ishitobi (2010):What prevents *Musculista senhousia* from constructing byssal thread mats in estuarine environments? A case study focusing on Lake Shinji and nearby estuarine waters. *Landscape and Ecological Engineering*, 6:23–28

山室真澄（2000）：食物連鎖を利用した水質浄化機能の定量化．水環境学会誌，23：710-715

山室真澄・石飛裕・中田喜三郎・中村由行（2013）：貧酸素水塊—現状と対策．東京，生物研究社，29-152 pp.

謝辞

本博士論文に関する研究を遂行するにあたり、多くの方々に支えていただきました。

横浜国立大学大学院都市イノベーション研究院の中村由行教授には今回の博士号取得担当教官として快諾いただき、懇切丁寧な御指導御鞭撻を賜りました。島根県保健環境科学研究所環境科学部の神谷宏博士には同研究所水環境科在籍時から本研究のみならず、様々な業務に関して御指導を賜り、異動後も暖かく御支援していただきました。NPO 法人自然と人間環境研究機構の石飛裕博士には共同研究を行う中で暖かく御支援いただき、数々のアイデアを頂きました。国立研究開発法人海上・港湾・航空技術研究所港湾空港技術研究所海洋環境制御システム研究領域海洋汚染防除研究グループの井上徹教博士及び小室隆博士には本論文の解析やシミュレーションに関して御協力いただき、様々な御意見を頂きました。宍道湖警戒船組合代表の平塚純一博士には本庄水域調査において船の操舵をしていただき、また写真を提供していただきました。島根県環境保健公社の田中秀典博士にはベントスデータを提供いただきました。最後に、島根県保健環境科学研究所環境科学部の神門利之博士はじめ、在籍当時から水環境科の皆様には本研究以外にも御協力と励ましの御言葉をいただきました。皆様の御尽力なしには本論文はできませんでした。厚く御礼申し上げます。