

Afgrænsning af Algeovervågningsområderne i Limfjorden- en modelbaseret metode

Teknisk rapport fra DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug

Vibe Schourup-Kristensen, Janus Larsen, Marie Maar, Christian Mohn og Hans Jakobsen

Institut for Ecoscience, Aarhus Universitet



AARHUS
UNIVERSITET

DCA - NATIONALT CENTER FOR FØDEVARER OG JORDBRUG



Datablad

Titel:	Afgrænsning af algeovervågningsområder i Limfjorden -en modelbaseret metode
Forfatter(e):	Forsker Vibe Schourup-Kristensen, Specialkonsulent Janus Larsen, Professor MSO Marie Maar, Seniorforsker Christian Mohn og Seniorforsker Hans Jakobsen, Institut for Ecoscience, Aarhus Universitet
Fagfællebedømmelse:	Seniorsker Jacob Nabe-Nielsen, Institut for Ecoscience
Kvalitetssikring, DCA:	Cheffkonsulent Susanne Boutrup, DCE og Akademisk medarbejder Anne Mette Poulsen, Institut for Ecoscience, Aarhus Universitet
Rekvirent:	Fødevarestyrelsen
Dato for bestilling/levering:	23.11.2020/ 20.01.2022
Journalnummer:	2020-0182885
Finansiering:	Besvarelsen er udarbejdet som led i "Rammeaftale om forskningsbaseret myndighedsbetjening" indgået mellem Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri (FVM) og Aarhus Universitet under ID nr 21-F1-01-01 "Fødevarekvalitet og forbrugeradfærd 2021-2024".
Ekstern kommentering:	Fødevarestyrelsen. Kommentarakk kan findes via dette LINK: https://bit.ly/324zFea
Eksterne bidrag:	Nej.
Kommentarer til bestilling:	Ingen
Kommentarer til besvarelse:	Notatet præsenterer resultater, som ved notatets udgivelse har været i eksternt peer review og er publiceret som Schourup-Kristensen, V., Maar, M., Larsen, J., Mohn, C., Murawski, J., She, J., & Jakobsen, H. H. (2021). Methodology for defining homogeneous water bodies for management purposes, Mar. Pollut. Bull., 173, Pt. A. doi:10.1016/j.marpolbul.2021.113004.
Citeres som:	Schourup-Kristensen, V., Larsen, J., Maar, M., Mohn, C. og Jakobsen, H. 2021. Inddeling af Limfjorden i homogene vandområder – en modelbaseret metode. 16 s. Rådgivningsrapport fra DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug, Aarhus Universitet.
Foto forside:	Ranum strand, Østlige del af Løgstør Bredning. Foto: Martin Mørk Larsen,
Rådgivning fra DCA:	Læs mere på https://dca.au.dk/raadgivning/

Indhold

Baggrund.....	4
Sammenfatning.....	5
Summary.....	5
Introduktion	6
Metode.....	7
1.1 Model	7
1.2 Minimumsforvaltningsområder.....	7
1.3 Princip for afgrænsning af homogene vandområder	8
Afgrensning af homogene vandområder baseret på volumentransport	8
Afgrensning af homogene vandområder baseret på salinitet og vandstand.....	9
Endelig afgrænsning af algeområder	9
Modelanalyser.....	9
1.4 Homogene vandområder defineret ud fra volumentransport.....	9
1.5 Homogene vandområder defineret ud fra vandstand og salinitet	11
Anbefaling	13
Referencer	15

Baggrund

Nærværende notat er udarbejdet som en del af rammeaftalen mellem Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri og Aarhus Universitet inden for ydelsesaftalen "Fødevarekvalitet og forbrugeradfærd". Fødevarestyrelsen har kommenteret udkast til notatet og har i den forbindelse fremsendt opklarende spørgsmål og kommentarer.

Fødevarestyrelsen har bestilt revision af afgrænsningen af algeområder i Limfjorden. Den nuværende afgrænsning er baseret på et overordnet skøn. I modsætning hertil er algeområder i den resterende del af Danmark baseret på modeller drevet af data fra satellitter. Dette er ikke muligt i Limfjorden pga. områdets lavvandede karakteristika. AU har udviklet en alternativ hydrodynamisk model, "FlexSem," for området, der er baseret på lokale måledata af bl.a. vandføring, vandstand samt forskellige datatyper fra miljøministeriets NOVANA-program. Det er således fødevarestyrelsens ønske at undersøge forholdene i Limfjorden langt mere detaljeret, at inddele Limfjorden i områder med afgrænsede hydrografiske karakteristika og at følge anbefalingerne givet af Reguera et al. (2016).

Sammenfatning

Vi præsenterer her en semikvantitativ metode til at karakterisere algeområder i Limfjorden med henblik på afgrænsning af disse. Metoden er baseret på den hydrodynamiske FlexSem-model. Vi viser, at metoden er pålidelig og tilstrækkelig enkel til at være operationel og anvendelig. Den store variation i Limfjordens kystmorfologi kombineret med lokale hensyn gør det udfordrende at skabe en objektiv afgrænsning i homogene vandområder. Derfor anvender vi flere fysiske deskriptorer til at definere meningsfulde grænser for algeområderne i Limfjorden. Notatet afsluttes med et forslag til afgrænsning af Limfjorden i otte adskilte vandområder, som vi mener, har særlige oceanografiske karakteristika.

Summary

We present a semi-quantitative method for characterising "algae areas" in the Limfjord. The method is based on the hydrodynamic FlexSem model. We show that the method is reliable and sufficiently simple to be operational and applicable. There is considerable variation in the coastal morphology of the Limfjord. Combined with local considerations this makes it challenging to create an objective division into homogeneous water areas. Therefore, we apply several physical descriptors to define meaningful boundaries for the algae areas in the Limfjord. The analysis concludes with a suggestion for dividing the Limfjord into eight separate water areas that we believe have special oceanographic characteristics.

Introduktion

Opblomstring af toksinproducerende alger er et tilbagevendende problem i kystnære farvande (Karlson et al., 2021). Giftige alger kan udgøre et væsentligt problem for muslingefiskeriet (Berdalet et al., 2016), da algernes giftstoffer koncentrerer (bioakkumuleres) i fødekæden med risiko for at forårsage alvorlig forgiftning hos mennesker (Jørgensen & Andersen, 2007; Tangen, 1983; Ayres, 1975). Bioakkumulering i skaldyr kan potentielt forekomme, selv når giftige alger kun findes i moderate koncentrationer (Reguera et al., 2016). For at sikre fødevarerensikkerheden overvåges forekomsten af giftige alger regelmæssigt i alle havområder, hvor der høstes skaldyr (European Community, 2019). Europæisk lovgivning kræver således, at områder med skaldyrsindsamling skal inddeles i forvaltningsenheder for algeovervågning (Serret et al., 2020; European Community, 2019), herefter benævnt "algeovervågningsområder". Algeovervågningsområder er defineret som vandområder, der antages at være rumligt ensartede, altså en homogen vandmasse.

Begrebet "homogen vandmasse" er almindeligt brugt i forvaltningen af marine områder, f.eks. i forbindelse med US Clean Water Act fra 1972 og det europæiske vandrammedirektiv (European Community, 2000). Imidlertid findes der ikke en klar definition af en sådan vandmasse, og definitionen overlades dermed til den enkelte stat (European Community, 2004, Reguera et al., 2016).

Det er udfordrende at inddele vandområder i homogene vandmasser. Især flodmundinger og kystzoner er kendetegnet ved stor og tid, hvilket gør det spredningen af en giftig faktor er kystens blomstring opstår, generelle vandbevægelser derfor nødvendigt at udvikle forvaltningsfokuseret ramme vandområder (Serret et al., klassificeringen af kystnære

FAKTABOX

Definitionen på et ustruktureret beregningsnet er, at modellen er dannet af polygoner i varierende størrelse, hvilket er i modsætning til struktureret beregningsnet, der dækker over modelfirkanter af ens størrelser.

oceanografisk variation i rum udfordrende at vurdere algeopblomstring. Vigtige udformning i det område, hvor vindforhold, årstid samt (Reguera et al., 2016). Det er en overordnet for definitionen af homogene vandmasser baseret på

saltholdighed (Pritchard, 1967), en definition, der kan modificeres med f.eks. lagdeling (Jay og Smith, 1988) og effekten af tidevand (Meire & Vincx, 1993). Administrativt er en afgrænsning efter naturlige grænser, såsom en indsnævring mellem to bassiner, praktisk og enkel (f.eks. Brenner et al., 2006; Wazniak et al., 2004), mens nyere definitioner anvender mere komplekse metoder ved at kombinere fysiske parametre (Da Silva & Rodrigues, 2004) samt fysiske og biologiske faktorer (Ferreira et al., 2006).

Limfjorden er et lavvandet, biologisk produktivt og komplekst fjordsystem, der forbinder Nordsøen i vest med Kattegat i øst. Fjorden spiller en vigtig rolle for den lokale økonomi gennem bl.a. fiskeri, muslingeopdræt og rekreative aktiviteter (Wiethüchter, 2008). Muslingefiskeri er den vigtigste type fiskeri i Limfjorden (Maar et al., 2021), hvilket gør periodiske algeopblomstringer i fjorden til en relevant bekymring (Karlson et al., 2021; Kremp et al., 2019).

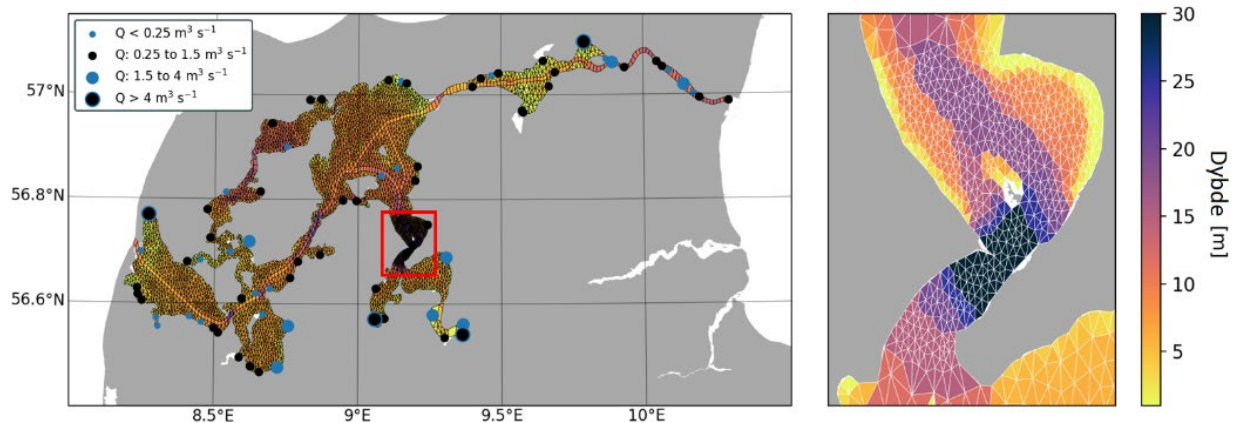
De danske farvande er på nuværende tidspunkt inddelt i algeområder. For de indre danske farvande er afgrænsningen baseret på en advektiv tidsskala baseret på havstrømhastigheder fra den tredimensionelle hydrodynamiske Østersømodel Hiromb-BOOS (Jakobsen & Mohn, 2017; She et al., 2007). På nuværende tidspunkt er Limfjordens algeområder dog baseret på anbefalinger fra lokale interessenter. På trods af at den nuværende afgrænsning af Limfjorden er økonomisk rentabel og praktisk til forvaltning, er den ikke baseret på et videnskabeligt grundlag og bør derfor opdateres for at opnå subjektiv afgrænsning af algeområderne i hele Danmark.

Algeområderne i Limfjorden er afgrænsede ved karakterisering med en semikvantitativ metode baseret på den hydrodynamiske FlexSem-model. Rapporten tager udgangspunkt i et studie udført af Schourup-Kristensen et al. (2021). Metoden er fundet pålidelig og tilstrækkelig enkel til at være operationel og anvendelig til afgrænsningen. Den store variation i Limfjordens kystmorfologi kombineret med lokale hensyn gør det udfordrende at skabe en objektiv afgrænsning i homogene vandområder. Derfor anvender vi i metoden flere fysiske deskriptorer til at definere meningsfulde grænser for algeområderne i Limfjorden.

Metode

1.1 Model

Analysen er baseret på den tredimensionelle hydrodynamiske model FlexSem (Larsen et al., 2020), der f.eks. beskriver Limfjordens saltholdighed, temperatur, vandstand og strømhastigheder over tid. FlexSems beregninger foretages på et ustruktureret beregningsnet (se faktaboks), der har en opløsning, der strækker sig fra 170 m i området ved Hvalpsund til 1 km i dele af Løgstør Bredning (Figur 1). Det ustrukturerede beregningsnet gør FlexSem egnet til at beskrive komplekse vandområder, såsom Limfjorden, da f.eks. smalle stræder kan have flere beregningspunkter i et ustruktureret beregningsnet end i traditionelle strukturerede simulationer. Vertikalt har beregningsnettet en opløsning på 1 m. Randbetingelserne, atmosfærisk forcering og initialbetingelser er hentet fra DMI's Hiromb-BOOS model (Murawski et al., 2021), og fjordens ferskvandstilførsel (Figur 1) er hentet fra output fra oplandsmodellen SWAT (Molina-Navarro, 2017).

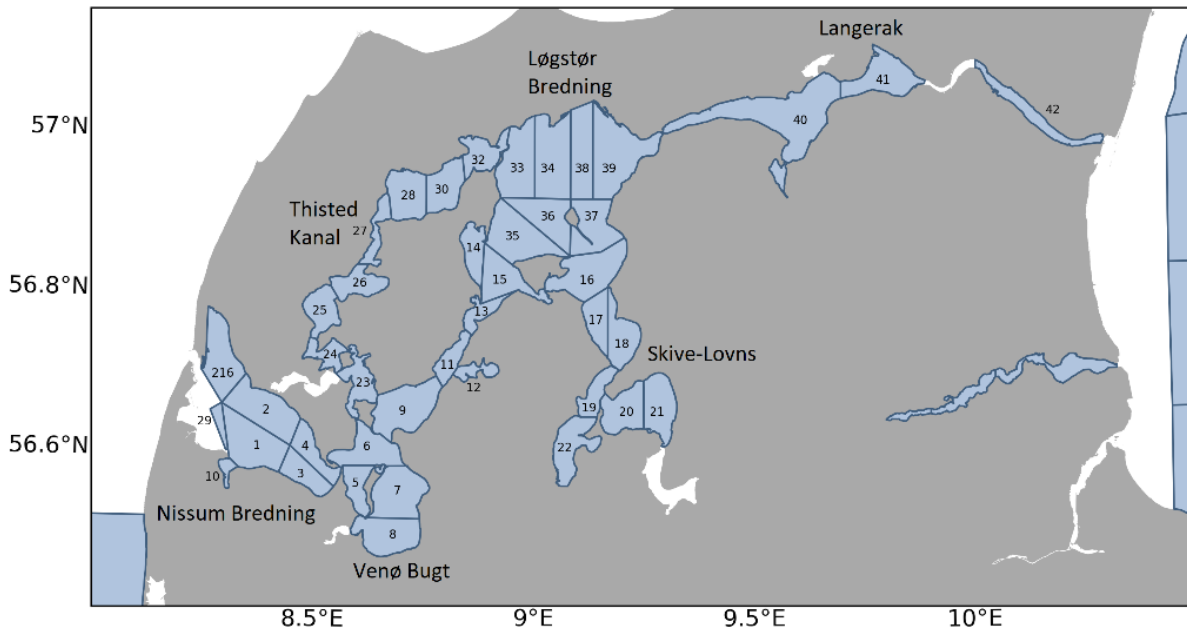


Figur 1. Illustration af FlexSems beregningsnet, der består af trekanter og firkanter i varierende størrelse. Baggrundsfarven viser fjordens vanddybde, og de fyldte cirkler markerer placeringen af de vigtigste ferskvandskilder. Figuren til højre zoomer ind på området ved Hvalpsund, hvor modellens opløsning er højest (den røde firkant på figuren til venstre).

1.2 Minimumsforvaltningsområder

På grund af Limfjordens store rumlige variabilitet introducerer vi produktionsområderne som minimumsforvaltningsområder (Figur 2). Hvis afgrænsningen af Limfjorden i homogene vandområder blev foretaget på baggrund af FlexSems fintmaskede beregningsnet, vil der potentielt kunne opstå et område

for hvert punkt, hvilket ikke er operationelt for forvaltningen af fjorden. Ved at definere produktionsområderne som minimumsforvaltningsområder sikres det, at et homogent vandområde har en tilstrækkelig størrelse, og at flere produktionsområder indgår i hvert homogent område. Denne beslutning er taget på baggrund af Hansen et al. (2021) og Ferreira et al. (2006), der valgte en lignede fremgangsmåde.



Figur 2. Kort, der viser produktionsområderne i Limfjorden, og som bruges som minimumsforvaltningsområder.

1.3 Princip for afgrænsning af homogene vandområder

Definitionen af de homogene vandområder er baseret på oceanografiske karakteristika, som specificeret i det europæiske vandrammedirektiv, system B (Henocque & Andral, 2003) og Reguera et al. (2016). Der anvendes to principper for definitionen af oceanografisk homogene produktionsområder:

Volumentransport: Homogene vandområder defineres baseret på volumentransport mellem de enkelte produktionsområder. Volumentransporten er primær indikator for afgrænsningen af de endelige algeområder, da den er et mål for graden af transport af giftige alger mellem områderne (beskrevet i 1.4). **Oceanografiske karakteristika:** Homogene vandområder defineres baseret på den gennemsnitlige fordeling af salt og vandstand i Limfjorden. Dette anvendes som sekundær indikator for afgrænsningen af algeområder (beskrevet i 1.5). Ud fra disse homogene vandområder udpeges efterfølgende de endelige algeområder.

Afgrænsning af homogene vandområder baseret på volumentransport

Den daglige volumentransport blev beregnet over de 33 sektioner, der udgør grænserne mellem produktionsområderne (Figur 2). Ud fra dette blev den gennemsnitlige volumentransport beregnet samt standardafvigelsen af vandtransporten over tid. Standardafvigelsen er nødvendig, da nogle områder, såsom Nissum Bredning, er karakteriseret ved stor tidslig variation i strømretningen, der gør, at nettotransporten er lav, men standardafvigelsen er høj. Standardafvigelsen er dermed et mål for den tidslige variabilitet.

Afgrænsningen af områderne skete på baggrund af den gennemsnitlige strømretning og hastighed. For at inddele vandmasserne baseret på standardafvigelse af volumentransport anvendtes et similaritetsindeks (SI), som følger principperne fra Ferreira et al. (2006):

$$SI_{i,i+1} = \frac{|\mu_i - \mu_{i+1}|}{0,5 (\mu_i + \mu_{i+1})} \quad \text{formel (1)}$$

Her angiver i nummeret på produktionsområdet, og μ er standardafvigelsen af volumentransporten mellem produktionsområde i og i+1 beregnet over tid. SI er dermed et mål for forskellen i μ mellem produktionsområderne i og i+1 i forhold til den gennemsnitlige værdi. To produktionsområder grupperes som homogene, tilhørende et fælles vandområde, når $SI_{i,i+1} < SI_0$. Her er SI_0 bestemt vha. formel 2:

$$SI_0 = \bar{SI} + \mu_{SI} \quad \text{formel (2)}$$

hvor \bar{SI} er den gennemsnitlige SI over en transekt af sektioner, og μ_{SI} er standardafvigelsen over flere SI'er. Det betyder, at grænsen for, hvornår to produktionsområder defineres som homogene og tilhørende samme vandområde, afhænger af variabiliteten langs transekten, således at grænseværdien er konsistent og eliminerer menneskelig bias.

Afgrænsning af homogene vandområder baseret på salinitet og vandstand

For hvert produktionsområde (Figur 2) beregnes den gennemsnitlige salinitet og vandstand samt den tidslige relative standardafvigelse af salinitet og vandstand. Den relative standardafvigelse angiver standardafvigelsen normaliseret med den gennemsnitlige værdi. Dette mål bruges pga. stor rumlig variabilitet i salinitet og vandstand i Limfjorden. Efter normalisering af de beregnede værdier blev produktionsområderne grupperet:

$$\Delta z = \frac{z_{\max} - z_{\min}}{N} \quad \text{formel (3)}$$

Her angiver z middelsalinitet, standardafvigelse af salinitet, middelvandstand eller standardafvigelsen af vandstanden. Δz angiver spændet for værdier af z i hvert homogent område. Antallet af grupperinger (N) udvælges, så de resulterende homogene vandområder er sammenhængende.

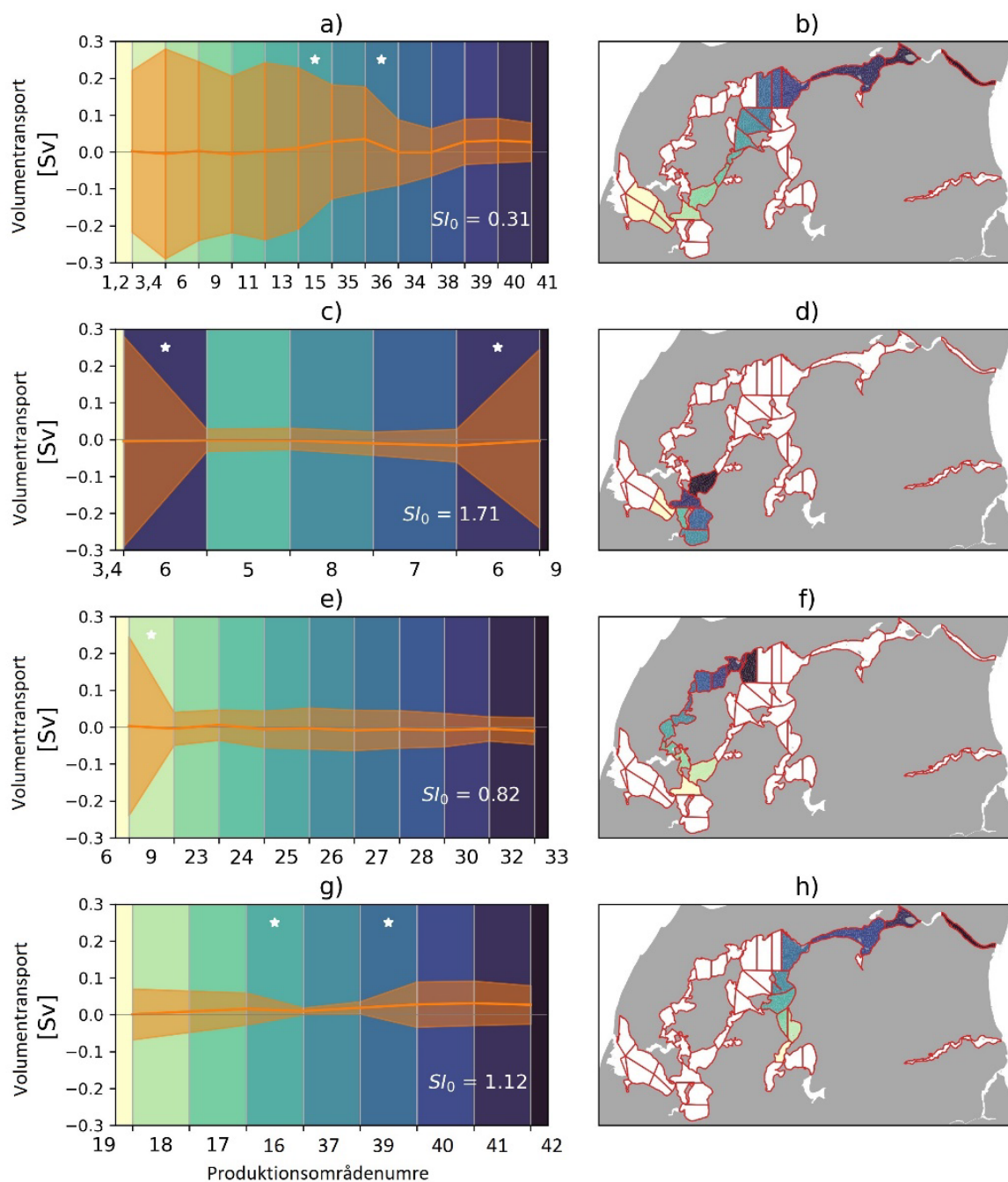
Endelig afgrænsning af algeområder

De homogene vandområder defineret vha. volumentransport (se 1.4) samt salinitet og vandstand (se 1.5) syntetiseres til endelige algeområder. Grænserne mellem de udpegede algeområder lægges først der, hvor metoderne er enige. I områder, hvor grænserne ikke er entydige, tillægges volumentransport størst vægt, da denne giver en direkte indikation af transport af giftige alger mellem produktionsområderne. I områder, hvor mulige grænser er næsten sammenfaldende, vurderes afgrænsningen i forhold til graden af forskellighed under hensyntagen til både volumentransport, salinitet og vandstand.

Modelanalyser

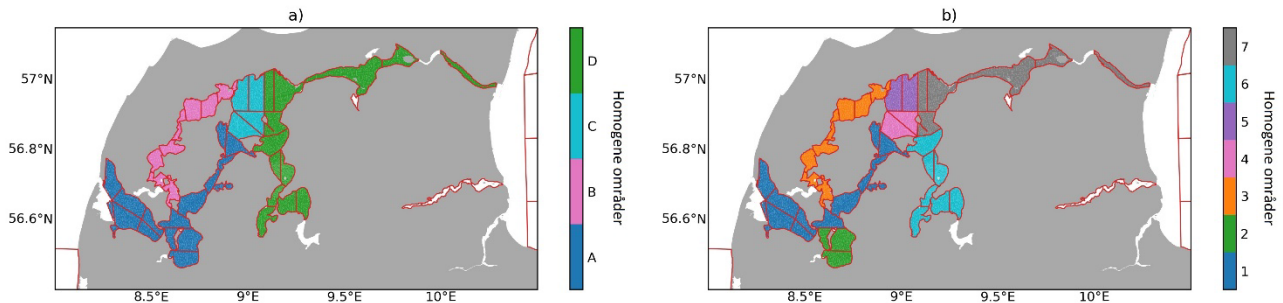
1.4 Homogene vandområder defineret ud fra volumentransport

Volumentransporten blev beregnet langs transekterne markeret i Figur 3b,d,f,h. Den gennemsnitlige transport samt standardafvigelsen er vist i Figur 3 a,c,e,g.



Figur 3. I venstre kolonne markerer den orange linje og det orangefarvede område hhv. den gennemsnitlige volumentransport mellem produktionsområderne og standardafvigelsen af transporten beregnet over tid for fire transekter i Limfjorden. Farven på baggrunden illustrerer placeringen af produktionsområderne i Limfjorden og svarer til de farvede transekter i højre kolonne. Grænseværdien, SI_0 , er angivet for hver transekt, og * markerer grænserne mellem homogene vandområder baseret på $SI_{i,i+1} < SI_0$ (se afsnit 1.3). Placering og nummerering af de enkelte produktionsområder ses også i Figur 2. Plot a og b viser transektet Nordsøen til Kattegat. Plot c og d viser transektet i Venø Bugt. Plot e og f viser transektet nord for Mors. Plot g og h viser transektet fra Skive-Lovns til Kattegat.

Fra Nissum Bredning til Løgstør Bredning er den gennemsnitlige volumentransport lav pga. stor variabilitet i strømretningen (Figur 3a), og områderne er dermed homogent baseret på både den gennemsnitlige transport (og standardafvigelsen (Figur 4a,b)). Venø Bugt udgør et særskilt homogent vandområde (Figur 4b) baseret på standardafvigelsen af transporten (Figur 3c,d). Vandføringen nord for Mors (Thisted Kanal) udgør et homogent område (Figur 4) baseret på både den gennemsnitlige volumentransport og standardafvigelsen (Figur 3e,f). Fra Skive-Lovns fjordarmen løber størstedelen af vandet nordpå og fortsætter gennem Langerak ud i Kattegat (Figur 3g,h). Derfor udgør den østlige Limfjord et enkelt sammenhængende område baseret på den gennemsnitlige vandtransport (Figur 4a), og Løgstør Bredning inddeles i en vestlig og østlig del. Dette understøttes af lav transport mellem de to områder (Figur 3a). Skive-Lovns fjordarmen er en selvstændig homogen vandmasse, baseret på standardafvigelsen af vandtransporten (Figur 4b).

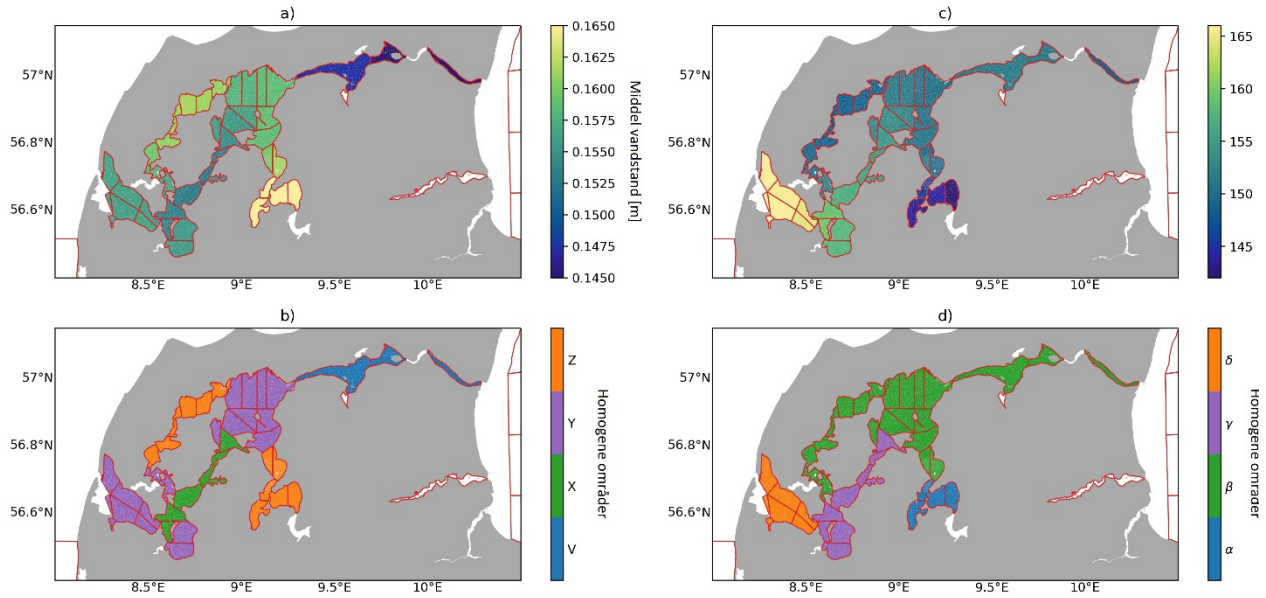


Figur 4. Homogene vandområder baseret på a) gennemsnitlig volumentransport og retning og b) standardafvigelse af volumentransporten. Begge er vist i Figur 3.

1.5 Homogene vandområder defineret ud fra vandstand og salinitet

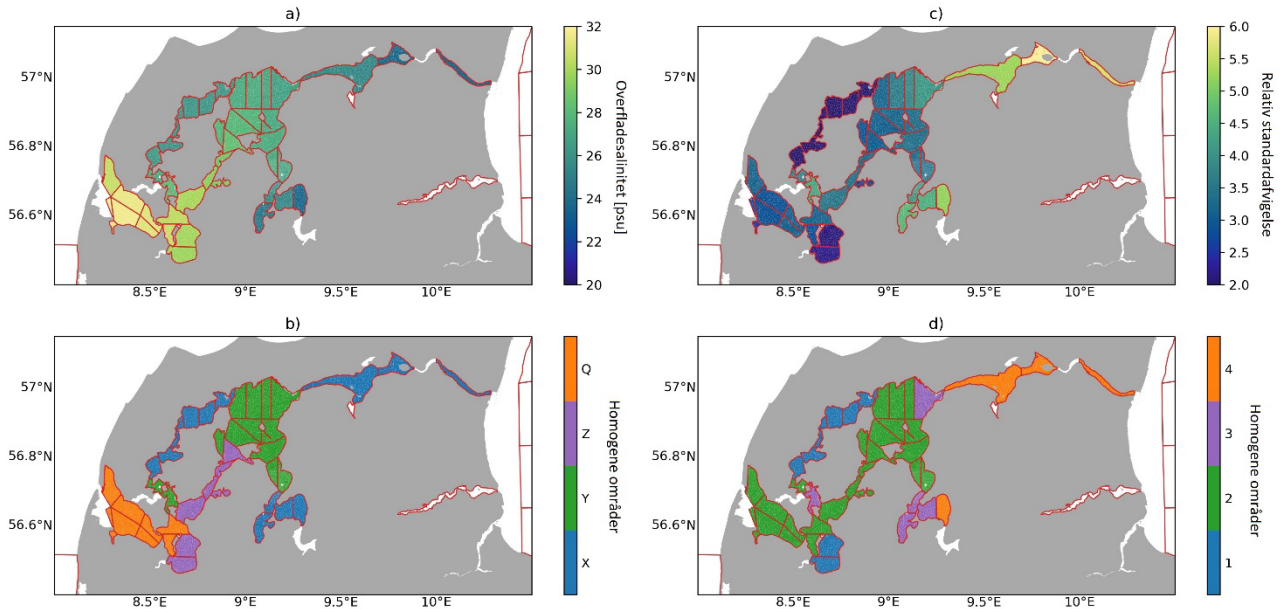
Vandstanden i Limfjorden er hovedsageligt styret af samspillet mellem vandstanden i Nordsøen og Kattegat, herunder tidevandsdynamikken, samt tilførslen af ferskvand fra lokale kilder, hvilket giver en relativ stor rumlig variabilitet i Limfjordens vandstand.

Tidevandet har størst indvirkning på Nissum Bredning, hvor både middelvandstand og standardafvigelsen er højere end i de tilstødende områder (Figur 5a,c), hvilket gør, at Nissum defineres som et homogent vandområde, der er adskilt fra de andre vandområder (Figur 5a,d). På grund af en relativ stor ferskvandstilførsel til Venø Bugt, Thisted Kanal og Skive-Lovns fjordarmen (Figur 2) har disse tre områder en relativ høj middelvandstand (Figur 5a) og udgør dermed hver et homogent område (Figur 5b), mens den lave vandstand i Langerak (Figur 5a) gør, at dette område defineres som et homogent vandområde (Figur 5c). Variabiliteten i vandstanden, illustreret ved den relative standardafvigelse, er generelt faldende fra vest mod øst (Figur 5b), med lavest variabilitet i Skive Lovns fjordarm, som dermed udgør sit eget homogene vandområde (Figur 5d).



Figur 5. a) Den gennemsnitlige vandstand beregnet for hvert produktionsområde. b) Homogene vandområder baseret på den gennemsnitlige vandstand. c) Relativ standardafvigelse af den gennemsnitlige vandstand beregnet for hvert produktionsområde. d) Homogene vandområder baseret på den relative standardafvigelse af vandstanden.

Baseret på salinitetsgennemsnittet udgør Thisted Kanal nord for Mors, Langerak og Skive-Lovns flodarmen hvert sit homogene vandområde pga. relativ lav salinitet, mens området fra Nordsøen til Løgstør Bredning deles op i fire områder (Figur 6a,b). Baseret på standardafvigelsen af overfladesalinitet (Figur 6c) udgør Langerak og Skive-Lovns fjordarmen hvert sit område pga. høj standardafvigelse (Figur 6c,d), mens Thisted Kanal nord for Mors samt Venø Bugt udgør homogene vandområder pga. lav standardafvigelse i saliniteten. Generelt er afgrænsningen baseret på standardafvigelsen af salinitet mindre entydig, men giver alligevel en indikation, der harmonerer med de homogene områder defineret på baggrund af middelsaliniteten (Figur 6b) og vandstand (Figur 5b,d).



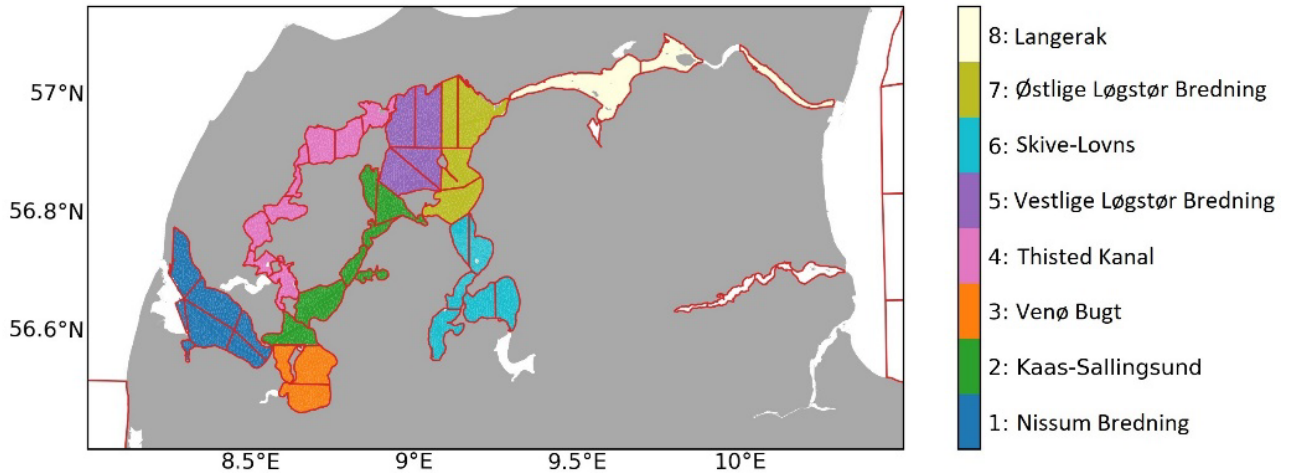
Figur 6. a) Den gennemsnitlige salinitet beregnet for hvert produktionsområde. b) Homogene vandområder baseret på den gennemsnitlige salinitet. c) Relativ standardafvigelse af den gennemsnitlige salinitet beregnet for hvert produktionsområde. d) Homogene vandområder baseret på den relative standardafvigelse af saliniteten.

Anbefaling

Ovenstående analyse af Limfjorden har resulteret i afgrænsningerne vist i Figur 4,5,6. Ud fra disse afgrænsninger forslår vi nedenstående homogene vandområder (Figur 7 og Tabel 1). For hvert område gennemgås baggrunden for afgrænsningen, da afgrænsningen nogle steder ikke er entydig mellem de tre metoder.

Tabel 1: Oversigt over anbefalede algeområder og tilhørende produktionsområder

Anbefalede algeovervågningsområder	Produktionsområder
Nissum Bredning	1,2,3,4,10,29,216
Kaas-Sallingsund	6,9,11,12,13,14,15
Venø Bugt	7,8
Thisted Kanal	23,24,25,26,27,28,30,32
Vestlige Løgstør Bredning	33,34,35,36,
Østlige Løgstør Bredning	16,37,38,39
Skive-Lovns	17,18,19,20,21,22
Langerak	40,41,42



Figur 7. Forslag til reviderede algeområder

Nissum Bredning og Kaas-Sallingsund: Volumentransporten viste, at den vestlige del af Limfjorden er karakteriseret ved en høj grad af sammenhæng og stor variabilitet (Figur 3a). På trods af dette indikerer vandstand og salinitet, at Nissum Bredning adskiller sig fra Kaas-Sallingsundkanalen (Figur 5,6), som derfor anbefales inddelt i to adskilte algeområder.

Venø Bugt: Området er karakteriseret ved markant mindre vandgennemstrømning end den tilgrænsende Kaas-Sallingsund (Figur 3c) samt lavere salinitet (Figur 6) og højere vandstand (Figur 5).

Grænsen mellem Thisted Kanal og Løgstør Bredning er veldefineret baseret på volumentransport (Figur 3a), vandstand (Figur 5a) og salinitet (Figur 6a). Den sydlige grænse er baseret på den tydelige grænse angivet af volumentransporten (Figur 3e), på trods af at vandstand og salinitet indikerer periodisk indstrømning af saltholdigt vand (Figur 5b,d, 6b).

Løgstør Bredning deles vertikalt i en vestlig og en østlig del på baggrund af lille volumentransport mellem de to områder (Figur 3a) samt stor sammenhæng i den østlige del grundet en nordøst gående strømretning med afsæt i Skive-Lovnsområdet.

Skive-Lovnsområdet er adskilt fra resten af fjorden (Figur 5, 6) grundet den store indstrømning af ferskvand, der sker her. Indstrømningen driver en primært nordgående volumentransport og placerer den anbefalede grænse for algeområdet nord for Hvalpsund.

Langerak øst for Løgstør er tydeligt forskellig fra Løgstør Bredning (Figur 5, 6) og danner dermed sit eget algeområde.

Referencer

- Ayres, P. (1975). Mussel poisoning in Britain with special reference to paralytic shellfish poisoning. A review of cases reported 1814-1968. *J. Environ. Health*, 83, 261-265.
- Berdalet, E., Fleming, L. E., Gowen, R., Davidson, K., Hess, P., Backer, L. C., Moore, S. K., Hoagland, P., & Enevoldsen, H. (2016). Marine harmful algal blooms, human health and wellbeing: challenges and opportunities in the 21st century. *J. Mar. Biol. Assoc. U.K.*, 96, 61-91. doi:10.1017/S0025315415001733.
- Brenner, J., Jimenez, J. A., & Sardá, R. (2006). Definition of homogeneous environmental management units for the Catalan coast. *Environ. Manage.*, 38, 993-1005. doi:10.1007/s00267-005-0210-6.
- Da Silva, M. C., & Rodrigues, A. C. (2004). Environmental indicators as tools for the management of estuaries: Methodology and case study of the Tejo estuary. *J. Coast. Conserv.*, 10, 13-24. doi:10.1652/1400-0350(2004)
- European Community (2000). Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. Official journal L 327, (p. 73).
- European Community (2004). Laying down specific rules for the organisation of official controls on products of animal origin intended for human consumption. Commission Regulation (EC) No. 854/2004 of 29 April 2004. Official Journal of the European Union.
- European Community (2019). Commission implementing regulation (EU) No. 627/2019 of 15 March 2019, p. 50. Official Journal of the European Union.
- Ferreira, J.G., Nobre, A.M., Simas, T.C., Silva, M.C., Newton, A., Bricker, S.B., Wolf, W.J., Stacey, P.E., & Sequeira, A. (2006). A methodology for defining homogeneous water bodies in estuaries – application to the transitional systems of the EU water framework directive. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 66, 468-482. doi:10.1016/j.ecss.2005.09.016.
- Hansen, C., van der Meeren, G. I., Loeng, H., & Skogen, M. D. (2021). Assessing state of the Barents Sea using indicators: how, when, and where? *ICES J. Mar. Sci.* doi:10.1093/icesjms/fsab053.
- Henocque, Y., & Andral, B. (2003). The French approach to managing water resources in the Mediterranean and the new European Water Framework Directive. *Mar. Pollut. Bull.*, 47, 155-161. doi:10.1016/S0025-326X(02) 00413-7.
- Jakobsen, H., & Mohn, C. (2017). Forslag til revidering af algeovervågningsområder i muslingebekendtgørelsen.
- Jay, D., & Smith, J. (1988). Residual circulation in and classification of shallow, estuaries. In *Physical processes in estuaries* (pp. 21-41). Springer.
- Jørgensen, K., & Andersen, P. (2007). Relation between the concentration of *Dinophysis acuminata* and diarrhetic shellfish poisoning toxins in blue mussels (*Mytilus edulis*) during a toxic episode in the Limfjord (Denmark), 2006. *J. Shellfish Res.*, 26, 1081-1087. doi:10.2983/07308000(2007)26[1081:RBTCOD]2.0.CO;2.
- Karlson, B., Andersen, P., Arneborg, L., Cembella, A., Eikrem, W., John, U., West, J. J., Klemm, K., Kobos, J., Lehtinen, S., Lundholm, N., Mazur-Marzec, H., Naustvoll, L., Poelman, M., Provoost, P., De Rijcke, M., Suikkanen, S., West, J. J., Klemm, K., Kobos, J., & Lehtinen, S. (2021). Harmful algal blooms and their effects in coastal seas of Northern Europe. *Harmful Algae*, (p. 101989). doi:10.1016/j.hal.2021.101989.
- Kremp, A., Hansen, P. J., Tillmann, U., Savelle, H., Suikkanen, S., Voss, D., Barrera, F., Jakobsen, H. H., & Krock, B. (2019). Distributions of three *Alexandrium* species and their toxins across a salinity gradient suggest an increasing impact of gda producing *A. pseudogonyaulax* in shallow brackish waters of Northern Europe. *Harmful Algae*, 87, 101622. doi:10.1016/j.hal.2019.101622.

Larsen, J., Mohn, C., Pastor, A., & Maar, M. (2020). A versatile marine model tool applied to arctic, temperate and tropical waters. *PLoS one*, 15. doi:10.1371/journal.pone.0231193.

Maar, M., Larsen, J., Saurel, C., Mohn, C., Murawski, J., & Petersen, J. K. (2021). Mussel transplantation as a tool to mitigate hypoxia in eutrophic areas. *Hydrobiologia*, 848, 1553-1573. doi:10.1007/s10750-021-04545-6.

Meire, P., & Vincx, M. (1993). *Marine and Estuarine Gradients: ECSA 21: Proceedings of the 21st Symposium of the Estuarine and Coastal Sciences Association held in Gent, 9-14 September 1991*. Neth. J. Aquat. Ecol.

Molina-Navarro, E., Andersen, H. E., Nielsen, A., Thodsen, H., & Trolle, D. (2017). The impact of the objective function in multi-site and multi-variable calibration of the SWAT model. *Environ. Model. Softw.*, 93, 255-267. doi:10.1016/j.envsoft.2017.03.018.

Murawski, J., She, J., Mohn, C., Frishfelds, V., & Nielsen, J. W. (2021). Ocean Circulation Model Applications for the Estuary-Coastal-Open Sea Continuum. *Front. Mar. Sci.*, 8, 515. doi:10.3389/fmars.2021.657720.

Pritchard, D. W. (1967). What is an estuary: physical viewpoint. *American Association for the Advancement of Science*.

Reguera, B., Alonso, R., Moreira, A., Mendez, S., & Dechraoui Bottein, M.Y. (2016). Guide for designing and implementing a plan to monitor toxin producing microalgae.

Schourup-Kristensen, V., Maar, M., Larsen, J., Mohn, C., Murawski, J., She, J., & Jakobsen, H. H. (2021). Methodology for defining homogeneous water bodies for management purposes, *Mar. Pollut. Bull.*, 173, Pt. A. doi:10.1016/j.marpolbul.2021.113004.

Serret, P., Aligizaki, K., Davidson, K., Coricato, P., Gago, A., Jakobsen, H., Salas, R., & Silva, A. (2020). Monitoring of toxin-producing phytoplankton in bivalve mollusks harvesting areas. *guide to good practice: Technical application*. European Union Reference Laboratory for Marine Biotoxins, (p. 44).

She, J., Hoyer, J. L., & Larsen, J. (2007). Assessment of sea surface temperature observational networks in the Baltic Sea and North Sea. *J. Mar. Sys.*, 65, 314-335. doi:10.1016/j.jmarsys.2005.01.004.

Tangen, K. (1983). Shellfish poisoning and the occurrence of potentially toxic dinoflagellates in Norwegian waters. *Sarsia*, 68, 1-7. doi:10.1080/00364827.1983.10420550.

Wazniak, C., Hall, M., Cain, C., Wilson, D., Jesien, R., Thomas, J., Carruthers, & Dennison, W. (2004). State of the Maryland coastal bays.

Wiethuchter, A. (2008). Assessment of ecosystem goods and services provided by the coastal zone system