



SAMMENHÆNGE I DET MARINE MILJØ

– Betydning af sedimentændringer

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 323

2019



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

[Tom side]

SAMMENHÆNGE I DET MARINE MILJØ

– Betydning af sedimentændringer

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 323

2019

Signe Høgslund
Jacob Carstensen
Dorte Krause-Jensen
Jørgen L.S. Hansen

Aarhus Universitet, Institut for Bioscience



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Datablad

Serietitel og nummer:	Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 323
Titel:	Sammenhænge i det marine miljø
Undertitel:	- Betydning af sedimentændringer
Forfattere:	Signe Høgslund, Jacob Carstensen, Dorte Krause-Jensen & Jørgen L.S. Hansen
Institution:	Aarhus Universitet, Institut for Bioscience
Udgiver:	Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©
URL:	http://dce.au.dk
Udgivelsesår:	April 2019
Redaktion afsluttet:	April 2019
Faglig kommentering:	Henrik Fossing
Kvalitetssikring, DCE:	Anja Skjoldborg Hansen
Sproglig kvalitetssikring:	Else Vihlborg Staalsen
Finansiel støtte:	Miljøstyrelsen
Bedes citeret:	Høgslund, S., Carstensen, J., Krause-Jensen, D. & Hansen, J.L.S. 2019. Sammenhænge i det marine miljø - Betydning af sedimentændringer. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 74 s. - Videnskabelig rapport nr. 323 http://dce2.au.dk/pub/SR323.pdf
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Sammenfatning:	Denne rapport er en del af projektet "Sammenhænge i det marine miljø – andre presfaktorer end kvælstof". Rapporten beskriver hvordan ændringer i sedimentets puljer af C, N og P påvirker centrale biologiske kvalitetselementer i danske kystvande. Rapporten bygger på data indsamlet i forskningsprojekter og i nationale overvågningsprogrammer, på modelberegninger og gennemgang af videnskabelig litteratur. Ændringer i sedimentets C, N og P puljer påvirker de biologiske kvalitetselementer knyttet til bundfauna, og ålegræssets vækstforhold. Her dokumenteres, hvordan ændringer i svovlbrintefrontens dybde direkte indvirker på DKI indekset, der beskriver bundfaunaens økologiske tilstand. Modelberegninger viser hvordan svovlbrinte- og iltforhold reguleres af stofomsætningen i sedimentet, og hvordan ændringer i sedimentet påvirker den interne belastning og dermed næringsstoffiltgængeligheden for vandsøjlels planteplankton. Den væsentligste ændring af den interne belastning sker i løbet af de første 4 år, når sedimentpuljerne ændres.
Emneord:	Sedimentbiogeokemi, Marine sedimenter, Kvalitetselementer, Intern belastning, Bundfauna, DKI-indeks, Ålegræs.
Layout:	Grafisk Værksted, AU Silkeborg
Foto forside:	Peter Bondo Christensen
ISBN:	978-87-7156-407-5
ISSN (elektronisk):	2244-9981
Sideantal:	74
Internetversion:	Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som http://dce2.au.dk/pub/SR323.pdf

Indhold

Sammenfatning	5
Summary	7
1. Indledning	10
1.1 Formål og baggrund	10
1.2 Definitioner og afgrænsning	10
1.3 Rapportens opbygning	11
2. Sedimentændringer i danske kystvande	12
2.1 Årsager til sedimentændringer	12
2.2 Sedimentets C, N og P puljer	15
2.3 Omfang af sedimentændringer i danske kystvande	16
3. Intern næringsstofbelastning	21
3.1 Teoretisk påvirkningsmekanisme	21
3.2 Dokumenteret påvirkning	22
3.3 Betydning af sedimentændringer for primærproduktionen	31
3.4 Videnshuller	33
4. Påvirkninger af ålegræs	34
4.1 Teoretisk påvirkningsmekanisme	34
4.2 Dokumenteret påvirkning og dens relative betydning	36
4.3 Påvirkningens relative betydning	40
4.4 Videnshuller	41
5. Påvirkninger af bundfauna	43
5.1 Teoretisk påvirkning	43
5.2 Dokumenteret påvirkning og dens relative betydning	45
5.3 Resultater	47
5.4 Betydning af svovlbrinte som presfaktor	52
5.5 Videnshuller	54
6. Konklusion	55
7. Litteraturliste	57
Bilag 1	65
Data mining: Sedimentændringer i danske kystsedimenter	65
Bilag 2	69
Oversigt over peer reviewed litteratur og Hav 90 rapporter der indeholder informationer om C, N eller P puljer fordelt på vandområder.	69
Bilag 3	73
Metodebeskrivelse: Statistisk analyse af sedimentkarakteristika.	73

[Tom side]

Sammenfatning

Denne rapport er udarbejdet for miljøstyrelsen og indgår som en del af projektet "Sammenhænge i det marine miljø – andre presfaktorer end næringsstoffer". Rapporten beskriver hvordan ændringer i sedimentets puljer af C, N og P påvirker centrale biologiske kvalitetselementer i danske kystvande. Rapporten bygger på data indsamlet i forskningsprojekter og i nationale overvågningsprogrammer, på modelberegninger og gennemgang af videnskabelig litteratur.

Gennemgang af publicerede målinger af sedimentkarakteristika og overvågningsdata viste, at der ikke er tilstrækkelig data til at kvantificere ændringer i sedimentkarakteristika på vandområdeniveau i danske kystvande. Analyse af overvågningsdata fra de to perioder, 1999-2003 og 2017-2018, viste et signifikant fald i indholdet af organisk materiale og total kvælstof på stationen i det Syd-fynske Øhav. Udover dette var der ingen signifikante ændringer i sedimentkarakteristika på dybdeintegrerede puljer eller i de enkelte sedimentdybder.

Sedimentet modtager næringsstoffer bundet i det organiske stof, der sedimenterer på havbunden. Her omsættes det organiske materiale og nogle næringsstoffer frigives igen til vandsøjlen. Dynamikken i denne "interne belastning" med næringsstoffer afhænger således i høj grad af organisk stoftilførsel til sedimentet og omsætteligheden af det tilførte organiske stof. Modellering af sediment-biogeokemien i Aarhus Bugt viste, at en reduktion i tilførslen af organisk materiale til sedimentet på 38% leder til et fald over 10 år i den interne N belastning på 40 % i sommer- og efterårsperioden. Faldet kan nedsætte væksten af planteplankton i vandsøjlen, da vandsøjlen primærproduktion især er afhængig af interne (recirkulerede) næringsstoffer i denne periode af året.

Den primære kilde til N fra sedimentet er ammonium, og det er ændringerne i frigivelsen af ammonium, der driver de kvantitativt vigtigste ændringer i den interne N belastning. Ammonium frigivelsen er i høj grad bestemt af omsætningen af de labile- og refraktære organiske stofpuljer i sedimentet. Derfor sker den største påvirkning af den interne belastning i løbet af de første 4 år, efter der sker ændringer i sedimentpuljerne.

De omsættelige organiske stofpuljer er også bestemmende for fosfat frigivelsen fra sedimentet, der falder i takt med at puljerne omsættes. Samtidig bevirker de ændrede redoxforhold i sedimentet, at puljen af jernbundet fosfat i sedimentet stiger, og hvis denne pulje reduceres i forbindelse med iltsvind, vil det give anledning til periodevis øget frigivelse af fosfat til bundvandet.

Sedimentets iltoptag og svovlbrintefrontens dybde ændres umiddelbart og i takt med ændring af organisk stofindhold i sedimentet. Et fald i organisk stofindhold leder til et mindre iltoptag og en dybere position af svovlbrintefronten. Ændringer sedimentets puljer af organisk stof ændrer redoxforholdene i sedimentet, og modelberegningerne for Aarhus Bugt viste, at det tager flere årtier (>40 år) før forhold, der væsentligst er styret af redoxkemien, stabiliseres på nye niveauer. Det gælder både iltoptag, der har betydning for iltforsvulningerne i bundvandet, og svovlbrinteindholdet i sedimentet.

Kemiske sedimentparametre som organisk stofindhold, iltforsvulning og svovlbrinteindhold har stor effekt på bundfauna og ålegræs.

Sedimentets svovlbrinteindhold har betydning for bundfaunasamfundet gennem direkte toksiske effekter og indirekte effekter på habitatkvaliteten. Analyse af data fra det nationale overvågningsprogram og målinger foretaget i forbindelse med et omfattende forskningsprojekt dokumenterer her, hvordan ændringer i svovlbrintefrontens dybde direkte indvirker på DKI indekset, der beskriver bundfaunaens økologiske tilstand. Påvirkningen kan dokumenteres både i kystnære sedimenter og i åbne farvande. Relationen kan bedst beskrives med en mætningsfunktion, således at ændringer i svovlbrintefrontens dybde har forholdsvis lille indflydelse på bundfaunaens diversitet, så længe ændringen foregår dybt nede i sedimentet. Eksempelvis vil man forvente en ændring i DKI med 10-20 % ved en ændring i svovlbrintefrontens position fra 5 cm til 3 cm dybde i åbne farvande, mens effekten øges til omkring 50 %, hvis positionen ændres fra 3 cm til 1 cm dybde.

Modellering af sediment-biogeokemien i Aarhus Bugt bekræfter, at sedimentets svovlbrinteindhold påvirkes både af nuværende og forhenværende eutrofieringsforhold, og denne parameter kan være en mere følsom indikator for det eutrofieringsrelaterede pres, der måtte være på bundfaunaen end fx iltsvindshyppighed.

Sedimentændringer kan overordnet drives af ændringer i den organiske stoftilførsel, af ændringer i aflejring og resuspensionsforhold, og ændringer i havbundens flora og fauna. Da havbundens flora og fauna også påvirkes af sedimentforholdene, er der desuden en vigtig vekselvirkning mellem sedimentkarakteristika, faunaaktiviteter og bundvegetation.

Bundfaunaen ilter sedimentet og har en vigtig funktion i stofudvekslingen mellem sedimentets mere eller mindre oxiderede/reducerede zoner. Faunaen bidrager på den måde til at holde svovlbrinte væk fra sedimentoverfladen og pumpe ilt længere ned i sedimentet, end det sker ved diffusion fra bundvandet.

Den gensidige interaktion mellem svovlbrinteindhold og bundfaunaaktivitet bevirker, at presfaktorer, der fx påvirker bundfaunasamfundets evne til at ventilere sedimentet, indirekte kommer til at påvirke sedimentets svovlbrinteforhold og dermed egnethed som habitat både for bundfauna og ålegræs.

Den videnskabelige litteratur dokumenterer en ikke-lineær sammenhæng mellem ålegræssets dybdegrænse og sedimentkarakteristika. Når bestemte tålegrænser overskrides, er der en negativ effekt fra organisk rige sedimenter på ålegræssets dybdegrænse. Det skyldes bl.a. forringede forankringsmuligheder for ålegræsset. Effekter af sedimentkarakteristika på ålegræssets udbredelse underbygges i flere modelstudier i danske fjorde, og modellering af sediment-biogeokemien understreger, at en reduktion i tilførslen af organisk stof til sedimentet kun langsomt forplanter sig til sedimentets samlede organiske stofpulje, der har betydning for sedimentets fysiske karakteristika og ålegræssets forankringsmuligheder.

Ændringer i ekstern næringsstofftilførsel påvirker tilførslen af organisk materiale til sedimentet og leder til ændringer i sedimentets C, N og P puljer. Disse ændringer påvirker direkte de biologiske kvalitetselementer knyttet til bundfauna, herunder DKI indekset, og ålegræssets vækstforhold. Ændringer i sedimentets puljer påvirker også den interne belastning og dermed næringsstofftilgængeligheden og vækstforholdene for vandsøjlenes planteplankton.

Summary

This report has been prepared for the Danish Environmental Protection Agency and is part of the project "Relationships in the marine environment - stress factors other than nutrients". The report describes how changes in sediment pools of C, N and P affect central biological quality elements in Danish coastal waters. The report is based on data collected in research projects and the national monitoring programmes on model calculations and reviews of scientific literature.

A review of published measurements of sediment characteristics and monitoring data showed that there is insufficient data to quantify changes in sediment characteristics in individual water areas in Danish coastal waters. Analysis of monitoring data from the two periods, 1999-2003 and 2017-2018, showed a significant decrease in the content of organic matter and total nitrogen at the station at the South Funen Archipelago. Apart from this, there were no significant changes in sediment characteristics in depth-integrated pools or in the individual sediment depths.

The sediment receives nutrients bound in the organic matter that settles on the seabed. Here, the organic material is converted and some nutrients are released and returned to the water column. The dynamics of this "internal load" with nutrients thus depend largely on organic matter supply to the sediment and turnover of the organic substance. Modelling of sediment-biochemistry in the Bay of Aarhus showed that a reduction in the supply of organic matter to the sediment of 38% over 10 years leads to a decrease in the internal N load of 40% in summer and autumn. This decrease may reduce the growth of phytoplankton in the water column, as the water column's primary production is particularly dependent on internal (recycled) nutrients during this time of year.

The primary source of N from the sediment is ammonium, and it is the changes in the release of ammonium that drive the quantitatively most important changes in the internal N load. Ammonium release is to a great extent determined by the turnover of the labile and refractory organic matter pools in the sediment. Therefore, the largest impact on the internal load takes place during the first four years following changes in the sediment pools.

The exchangeable pools of organic matter also determine the phosphate release from the sediment that decreases as they are turned over. At the same time, the changed redox conditions in the sediment cause the pool of iron bound phosphorus in the sediment to rise, and if this pool is reduced in connection with oxygen depletion, it will give rise to periodically increased release of phosphate to the bottom water.

Sediment oxygen uptake and hydrogen sulphide depth change immediately and in line with the change of organic matter content in the sediment. A decrease in organic matter content results in reduced oxygen uptake and a deeper position of the hydrogen sulphide front.

Changes in the sediment pools of organic matter change the redox conditions in the sediment, and model calculations for the Bay of Aarhus showed that it takes decades (> 40 years) before the conditions that are controlled by the redox chemistry are stabilised at new levels. This applies to both oxygen uptake,

which is important to the oxygen conditions in the bottom water, and hydrogen sulphide content in the sediment.

Chemical sediment parameters such as organic matter content, oxygen conditions and hydrogen sulphide greatly impact the bottom fauna and eelgrass.

The hydrogen sulphide content of the sediment impacts the bottom fauna through direct toxic effects and indirect effects on habitat quality. Analysis of data from the national monitoring programme and measurements made in connection with an extensive research project demonstrate how changes in the depth of the hydrogen sulphide front directly affect the DKI index describing the bottom fauna's ecological status. The impact can be documented both in coastal sediments and in open waters. The relationship is best described by a saturation function, such that changes in the hydrogen sulphide depth have relatively little impact on the bottom fauna diversity, as long as the change takes place deep within the sediment. For example, you might expect a change in DKI of 10-20% through a change in the position of the hydrogen sulphide front from 5 cm to 3 cm depth in open waters, while the effect is increased to about 50% if the position is changed from 3 cm to 1 cm depth.

Modelling of the sediment-biochemistry of the Bay of Aarhus confirms that the content of hydrogen sulphide sediment is affected both by current and former eutrophication conditions, and this parameter may be a more sensitive indicator of the possible eutrophication-related load on the bottom fauna than e.g. frequency of oxygen depletion.

Sediment changes are generally driven by changes in the organic matter supply, changes in deposition and resuspension conditions and changes in seabed flora and fauna. Since seabed flora and fauna are also affected by sediment conditions, there is also an important interaction between sediment characteristics, fauna activities and vegetation.

Bottom fauna oxidises sediment and has an important function in substance exchange between the more or less oxidised/reduced zones in the sediment. In this way, fauna contributes to keeping hydrogen sulphide away from the sediment surface and pumping oxygen deep into the sediment.

The mutual interaction between the content of hydrogen sulphide and seabed fauna activity means that stress factors that e.g. affect the bottom fauna's ability to ventilate the sediment indirectly affect the sediment hydrogen sulphide and, thus, suitability as a habitat for both the seabed fauna and eelgrass.

Scientific literature documents a non-linear correlation between seagrass depth limit and sediment characteristics. When certain critical thresholds are exceeded, there is a negative effect from organic rich sediments on the eelgrass depth limit. This is, among other things, due to impaired anchoring possibilities for eel grass. Effects of sediment characteristics on seagrass distribution are supported in several modelling studies in Danish fjords, and modelling of sediment-biochemistry emphasises that a reduction in the supply of organic matter to the sediment only slowly spreads to the total sediment pool of organic matter, which has an impact on the physical characteristics of the sediment and the anchoring possibilities of the eelgrass.

Changes in external nutrient supply affect the supply of organic matter into the sediment and lead to changes in the sediment's C, N and P pools. These changes

directly affect the biological quality elements linked to the seabed fauna, including the DKI index, and the growth conditions for eelgrass. Changes in sediment pools also affect the internal load and, thus, the availability of nutrients and growth conditions for the water column phytoplankton.

1. Indledning

1.1 Formål og baggrund

Denne rapport beskriver hvordan biogeokemiske- og fysiske ændringer i sedimentet påvirker centrale økologiske kvalitetselementer i danske kystvande. Rapporten er udarbejdet for Miljøstyrelsen og indgår som delelement i projektet: "Sammenhænge i det marine miljø – andre presfaktorer end næringsstoffer". Lokalt afgrænsede presfaktorer, der kan påvirke havbunden, fx klappning og graevaktiviteter, behandles ikke i denne rapport men i andre dele af projektet.

Den økologiske tilstand fastlægges i Vandrammedirektivet (VRD) ved at undersøge biologiske kvalitetselementer, der karakteriserer tilstanden i kystvandene. I vandsøjlen er det fytoplankton; artssammensætning, tæthed og biomasse og ved bunden er det makroalger, havgræsser og invertebratfaunaens artssammensætning og tæthed, der undersøges med kvalitetsindekset, DKI. Desuden indgår hydromorfologiske elementer, der understøtter de biologiske kvalitetselementer, herunder bundforholdenes struktur, i Vandrammedirektivets klassifikation af et områdes økologiske tilstand.

Sedimentets fysiske struktur og biogeokemi er en vigtig komponent af det marine økosystem. Nedbrydningen af organisk stof i havbunden, omsætningen af næringsstoffer og udvekslingen af stoffer mellem havbund og vandsøjle har betydning for den benthiske- og pelagiske primærproduktion. Også bundvandets iltforhold og svovlbrinte koncentrationer reguleres af sedimentets biogeokemi (Jørgensen, 1996). Desuden er havbunden det fysiske substrat, hvortil makroalger og blomsterplanter forankres og hvori benthiske invertebrater har deres levested. Derfor kan ændringer, både i sedimentets biogeokemi og fysiske struktur potentielt påvirke økosystemets biologiske funktioner og biodiversitet og dermed de biologiske kvalitetselementer defineret i VRD.

Formålet med denne rapport er at foretage en vurdering af, om sedimentændringer kan påvirke de biologiske kvalitetselementer og dermed medvirke til at hindre opnåelse af god økologisk tilstand i de danske marine vandområder.

1.2 Definitioner og afgrænsning

Sedimentændringer omfatter i denne rapport ændringer af sedimentets kulstof (C)-, kvælstof (N)- og fosforindhold (P), der kan lede til ændringer i sedimentets fysiske struktur, ændringer i svovlbrinteindhold og ændringer i næringsstofudveksling mellem havbund og vandsøjle.

Ændringer i sedimentets puljer af C, N og P kan fx kvantificeres ved sedimentets totale indhold af disse elementer pr. areal (fx g m⁻²). Ved en arealangivelse integreres mængden af C, N eller P til en fast sedimentdybde. I denne rapport undersøges sedimentets øverste 10-20 cm, idet det er i dette øverste sedimentlag den største stofomsætning foregår, og samtidig er det det lag, der danner habitat for bundfauna og substrat for makrofytter. Sedimentets C, N og P puljer beskrives i afsnit 2.2.

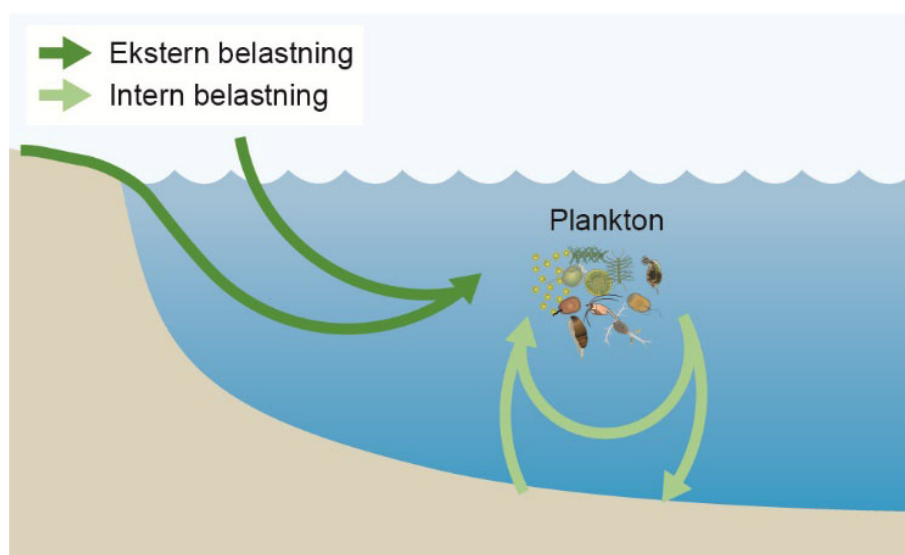
For at fastslå om der er sket *ændringer* i sedimentet er det interessant at sammenholde nuværende sedimentkarakteristika med forholdene i 1980'erne,

hvor reduktionen i tilførslen af næringsstoffer fra land påbegyndtes. Sedimentændringerne i forhold til tilstanden i 1980'erne vil belyse den dynamik, hvormed sedimentet ændrer sig, når næringsstofbelastningen reduceres efter en periode med eutrofierede forhold.

Et alternativt referencepunkt er ændringer i forhold til uberørte - eller næsten uberørte forhold, hvilket beskriver størrelsesordenen af de ændringer, der er introduceret ved menneskelig påvirkning. Der findes dog ikke tilgængelige måledata (se bilag 1), der kan danne grundlag for en analyse, og denne ændring behandles ikke kvantitativt i rapporten.

Frigivelse af næringsstoffer til vandsøjlen benævnes ”den interne næringsstofbelastning”. Nedbrydning af organisk stof frigiver næringsstoffer og i kystzonens sediment, med dets høje tæthed af mikroorganismer og metazoer, kan omsætningen af organisk stof være lige så stor som i den overliggende vandsøjle (Glud, 2008; Soetaert & Middelburg, 2009). Derfor er sedimentet en næringsstof-kilde, og recirkulerede næringsstoffer frigivet fra sedimentet siges at stamme fra denne *interne belastning*, fordi sedimentet er en del af det marine økosystem. Ved *eksterne* næringsstofkilder forstås tilførsel af næringsstoffer fra land og afsætning fra atmosfæren.

Figur 1.2.1. Eksterne og interne kilder til næringsstoffer i vandsøjlen.



1.3 Rapportens opbygning

Rapporten giver først en gennemgang af den eksisterende viden om sedimentændringer i danske kystvande og perspektiverer ændringerne til andre sammenlignelige kystvande, hvor der foreligger publicerede (peer reviewed) litteratur, der dokumenterer sedimentændringer. I afsnittet fokuseres der på årsager til sedimentændringer samt *omfanget* i danske kystvande og beskrivelse af sedimentets C, N, og P puljer.

I de følgende tre afsnit behandles *effekter* af sedimentændringer på hhv. den interne næringsstofbelastning og fytoplankton, ålegræs og bundfauna.

Evaluering af effekter af sedimentændringer på den interne næringsstofbelastning kan anskueliggøres gennem modellering af de biogeokemiske processer i havbunden. Afsnittet om sedimentændringernes effekter på den interne næringsstofbelastning indeholder derfor modelberegninger, der supplerer gennemgangen af publicerede data.

2. Sedimentændringer i danske kystvande

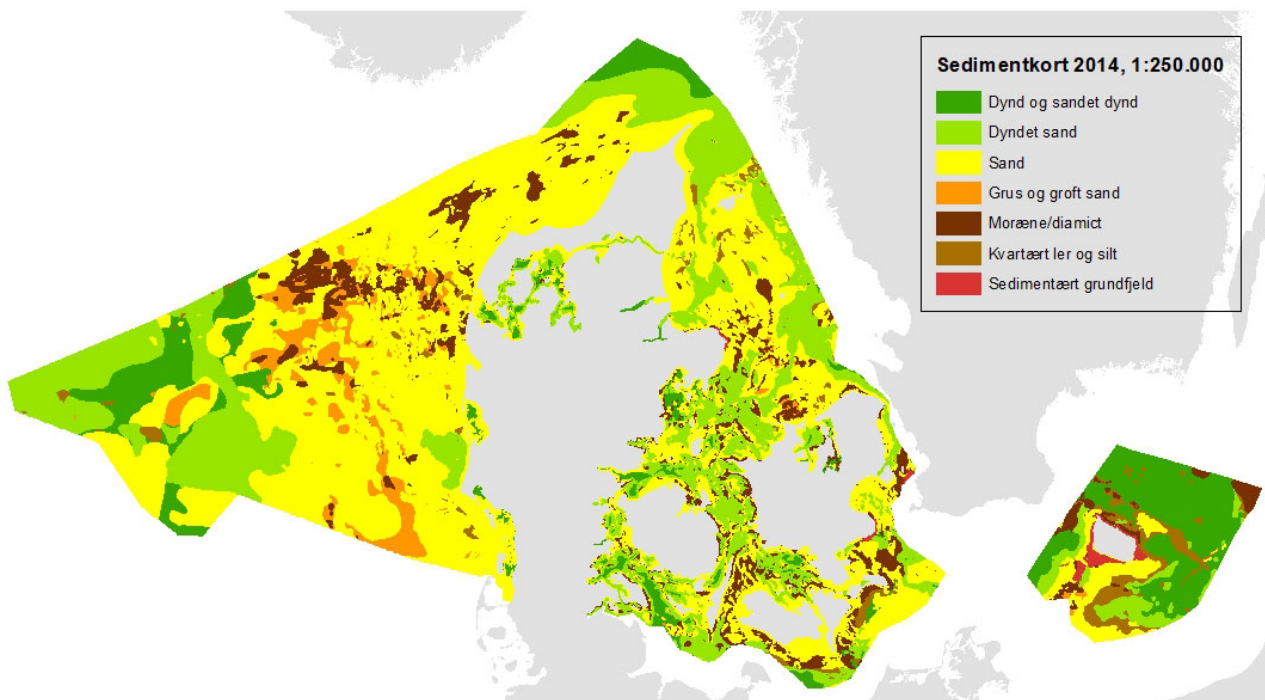
2.1 Årsager til sedimentændringer

Ændringer i sedimentets C, N, og P puljer sker som følge af ændret tilførsel af organisk stof, nedbrydningshastighed, og transport og omlejring af havbundens sediment. Nedbrydningshastigheden påvirkes af sammensætningen af det tilførte organiske stof, den frekvens og mængde hvormed det organiske stof tilføres sedimentet og den lokale stoftransport forårsaget af bioturbation og fysisk opblanding. Sedimentændringer opstår derfor som konsekvens af ændrede hydrologiske forhold, der leder til ændringer i *sedimenttransport, sedimentation og resuspension*, som konsekvens af ændrede *tilførsler af organisk stof* og som konsekvens af ændringer i *havbundens flora og fauna*. I de følgende afsnit beskrives de tre mekanismer bag sedimentændringer.

2.1.1 Sedimenttransport, sedimentation og resuspension

Mængden og sammensætningen af det organiske stof, der akkumuleres på en given lokalitet er i høj grad bestemt af resuspension og af lateral sedimenttransport (Jørgensen, 1996). De indre danske farvande er kendetegnet ved relativt lave vanddybder, hvor der flere steder er en høj sedimentation af organisk materiale og en udbredt påvirkning af strøm, bølger og i nogle områder også tidevand. I bestemte områder ophobes der specielt meget organisk materiale. Disse områder betegner man som aflejningsområder, eller akkumulationsområder. Omvendt fjernes der sediment fra erosionsområder pga. kraftig strøm eller bølgepåvirkning. Langs kysterne, inde ved stranden, har vi typisk "transportbund", hvor sedimenter flyttes hen over havbunden og kun aflejres kortvarigt. Lokale vind- og strømforhold har her betydning for omfanget af sedimenttransporten, og hvis intensiteten, varigheden og hyppigheden af de mobiliserende processer ændrer sig, har det betydning for sedimentdynamikken og dermed sammensætningen af sedimentets kornstørrelse og det organisk indhold.

Sedimentets indhold af organisk stof er tæt forbundet med mineralfraktionens kornstørrelse på lokaliteten. I akkumulationsområder med lille hydrodynamisk påvirkning aflejres fine partikler som ler og silt, og i denne mudrede bundtype ses et øget indhold af organisk materiale (De Falco et al., 2004; Mayer, 1994). Der er en tæt sammenhæng mellem overfladearealet på mineralfraktionen af sedimentet og mængden af adsorberet organisk stof. Da adsorptionen til partikler hindrer hydrolyse af de organiske molekyler, har sammensætningen af sedimentets mineralfraktion derfor væsentlig betydning for omsætningen af det organiske stof. De organiske molekyler adsorption til mineralkornene påvirker det første trin i den mikrobielle nedbrydning, der foregår uden for bakteriernes celler, ved at hindre aktiviteten af de relativt store enzym(kompleks)er, der udskilles af bakterierne (Canfield, 1994).



Figur 2.1.1. Fordelingen af havbundens overfladesedimenter i de danske farvande. Kilde: GEUS, sedimentkort, den marine råstofdatabse.

2.1.2 Organisk stoftilførsel fra vandsøjlen

Når den benthiske og pelagiske primærproduktion i kystområder påvirkes, forplanter ændringerne sig til sedimentets indhold af C, N og P. Kvælstof og fosfor indbygges i vandsøjlen levende biomasse, og når levende og død biomasse sedimenterer på havbunden, tilføres næringsstofferne til sedimentet bundet i de organiske molekyler.

Højere sedimentationsrater betyder generelt, at mere organisk materiale deponeres permanent i sedimentet (Canfield, 1994; Henrichs & Reeburgh, 1987), og frekvensen hvormed organisk stof tilføres havbunden har også stor betydning for omsætningen af C, N og P. Således vil store pulser af organisk materiale, der deponeres på havbunden og kun i begrænset omfang blandes ned i sedimentet ved bioturbation fx resultere i, at en større andel af kvælstoffrigivelsen fra sedimentet sker i form af opløst organisk N og ikke som ammonium (Fenchel et al., 2000).

I Danmark er effekten af ændret primærproduktion på sedimentets C, N og P puljer beskrevet i Odense Fjord, hvor undersøgelser har vist en faldende nedbrydelighed af organisk stof fra inder- til yderfjorden, hvilket sandsynligvis skyldes, at vandsøjlen i inderfjorden har højere koncentrationer af N og P ift. yderfjorden. Sedimentationen af organisk kulstof i inderfjorden er derfor påvirket af en højere lokal produktion af labilt kulstof (Valdemarsen et al., 2015; Valdemarsen et al., 2014).

Effekter af ændrede organiske stoftilførsler kan også følges i geokemiske sedimentprofiler, der viser at sedimentet i områder med øget næringsstofbelastning, der leder til forhøjet primærproduktion, har en forøget akkumuleringsrate af organisk stof og et forhøjet kulstofindhold i sedimentet. (Bianchi et al., 2018; Cloern, 2001; Cornwell et al., 1996; Vaalgamaa, 2004; Zhang et al., 2009; Zimmerman & Canuel, 2002).

Nedbrydningen af det organiske stof, der når sedimentet, beskriver et eksponentielt henfald, hvor det tilbageværende organiske stof er mindre og mindre reaktivt (Canfield, 1994; Westrich & Berner, 1984). Nedbrydningskinetikken påvirkes af den type organiske stof, der sedimenterer, og der kan være stor variation i reaktiviteten af det tilførte organiske stof, hvor den ikke-omsættelige andel kan udgøre mellem 2 og 86 % af den organiske pulje i sedimentet (se fx Martens & Valklump, 1984; Valdemarsen et al., 2014)).

Fytoplankton og makroalger, der er produktive under eutrofierede forhold, består af let nedbrydeligt organisk stof (Hedges et al., 1988), men en mindre andel er ikke nedbrydeligt under anoxiske forhold (Harvey, et al., 1995) og bl.a. derfor akkumuleres organisk stof i sedimenter med høj organisk stoftilførsel, selvom en stor del af det sedimenterede organiske stof er labilt.

2.1.3 Havbundens flora og fauna

Omsætningen af organisk stof og stofkredsløbene generelt i sedimentet er tæt koblet til transporten af opløst- og partikulært materiale i overfladesedimentet. Bundfaunaens aktivitet spiller derfor en væsentlig rolle, både i form af deres opblanding af sedimentet (bioturbation) og i deres ventilering af ormegange (bioirrigation). Selv små ændringer i tæthed og geometri af ormegange forårsager ændringer i sediment-biogeokemien og deponeringen af organisk kulstof (Aller & Aller, 1998 og referencer heri). Effekterne er opsummeret i tabel 2.1.1.

Tabel 2.1.1. Makrofaunaens påvirkning af nedbrydningen af organisk stof i marine sedimenter. Modificeret efter (Aller & Aller, 1998).

Makrofaunaeffekter på nedbrydning af organisk materiale

Makrofauna aktivitet	Effekt	Nedbrydning Stimulering (+), inhibering (-)
Partikeltransport	Facilitering af transport mellem redoxzoner i sedimentet. Øget reoxidation af partikulært materiale.	+
Ventilering	Øget transport af opløste stoffer. Øget iltning af sedimentet.	+
Græsning og ekskretion	Bakteriel vækst stimulering, næringsstoffrigivelse.	+
Partikel manipulering	Øget overflade areal på partikulært organisk materiale.	+
Opretholdelse af ormegange	Produktion af svært nedbrydelige stoffer i forbindelse med fx konstruktion af ormegange	-

Havbundens flora påvirker ligeledes sedimentets puljer, og globalt spiller havgræsser og makroalger en væsentlig rolle for sedimentets kulstofindhold (opsummeret hos Duarte et al., 2013; Krause-Jensen & Duarte 2016, og uddybet i afsnit 4). Resuspension og sedimentation af partikulært materiale er også under indflydelse af makrovegetationen, hvor det i danske kystvande især er ålegræsset der dæmper resuspension og øger sedimentationen (Fonseca et al., 1982; Linders et al., 2018, se uddybning s.35). Mens tangskove også kan bidrage til at dæmpe bølgeenergien (Pinsky et al. 2013) og fremme sedimentationen, kan bundnær transport af drivende makroalger dog også skabe resuspension (Valdemarsen et al. 2010). Også mikroalger og bakterier på sedimentets overflade har betydning for sedimentets stabilitet, idet deres udskillelse af ekstracellulære polymere (EPS'er) påvirker konsolideringen af overfladesedimentet ved at kitte partiklerne sammen. Påvirkes denne biofilm, fx af forringede lysforhold, vil det påvirke sedimentets stabilitet (Amos et al., 2004; Lundkvist et al., 2007; Lundkvist et al., 2007b) og dermed tilgængelighed for resuspension, der igen påvirker sedimentets C, N og P puljer, efterhånden som lysforholdene svækkes og biofilmen bliver tiltagende tyndere (dvs. mindre tæt) for til sidst helt at forsvinde ved manglende lys.

2.2 Sedimentets C, N og P puljer

2.2.1 C-puljer

I 1914 undersøgte P. Boysen Jensen kulstofindholdet i "det øverste lag af sedimentet" i Nyborg Fjord, Livø Bredning og Kattedgat i forbindelse med undersøgelser af ålegræsforekomster og angav kulstof værdier mellem 2,1 og 5,5 % af sedimentets tørvægt (Boysen Jensen, 1914). Typisk udgør organisk stof mellem 1-3 % af tørvægten i kystsedimenter (Berner, 1982). I danske kystsedimenter er indholdet af organisk stof, som Boysen Jensen også fandt det, generelt højere.

Organisk stof i sedimentet inddeles ofte i tre fraktioner baseret på, hvor reaktivt det er ift. nedbrydning: En labil - hurtigomsættelig pulje, en refraktær - langsomt omsættelig pulje, og en uomsættelig - ikke-reaktiv pulje (Westrich & Berner, 1984). Det labile organiske stof udgøres af fx aminosyre og simple sukkerstoffer, imens den mere refraktære pulje består af strukturstoffer som cellulose og nogle typer fedtstoffer (Burdige, 2007; Hedges et al., 1988). Organisk stof, der stammer fra land, består generelt af en større andel refraktært og uomsætteligt materiale end organisk stof, der stammer fra primærproduktionen i havet (Hedges et al., 1988). Det uomsættelige organiske stof består af fx karbonhydrider (ikke metan), lignin, humusstoffer, komponenter af algecellevægge og stoffer, der indgår i bakteriecellevægge- og membraner. Puljerne af organisk materiale i sedimentet er således komplekse, hvor 60-70 % af materialet ikke kan karakteriseres på molekylært niveau med de nuværende analyseteknologier (Burdige, 2007). I kystsedimenters overfladelag, hvor størstedelen af omsætningen af det organiske stof foregår, er den refraktære pulje den kvantitativt vigtigste (Valdemarsen et al., 2014 og referencer heri).

2.2.2 N-puljer

Kvælstof findes bundet i sedimentets pulje af partikulært organisk stof. Når det partikulære organiske stof nedbrydes, dannes opløst organisk kvælstof. Den opløste organiske kvælstofpulje består af mange forskellige stoffer. Den kendte andel af de opløste organiske kvælstofforbindelser består hovedsageligt af aminoforbindelser, nukleinsyrer og urea, men en stor del, ofte omkring 50 %, er ikke karakteriseret (Lomstein et al., 1998), og der er forholdsvis få oplysninger om, hvor omsættelig denne gruppe kvælstofforbindelser er. Opløste organiske kvælstofforbindelser kan udgøre 5-90 % af den samlede pulje af opløst kvælstof (organisk og uorganisk) i sedimentet (se fx Hansen & Blackburn, 1992; Sloth et al., 1995) og afhængig af koncentrationsgradienterne af de enkelte stoffer, der udgør puljen, frigiver eller optager sedimentet opløst organisk N til/fra bundvandet.

De uorganiske kvælstofforbindelser udgøres af ammonium (NH_4^+), nitrat (NO_3^-) og nitrit (NO_2^-). Omsætningen fra partikulært organisk kvælstof til opløst organisk kvælstof og videre til ammonium sker gennem en kaskade af processer, hvor den første hydrolyse af det partikulære organiske kvælstof er kritisk for kvælstofmobiliseringen. Ammonium findes opløst i porevandet og adsorberet til sedimentets partikler. Oxidationen af ammonium til nitrit og nitrat foregår i den mikrobielle iltkrævende respirationsproces, nitrifikation.

2.2.3 P-Puljer

Ligesom N findes P bundet i det organiske stof, der sedimenterer på havbunden. Ved nedbrydningen af det organiske stof frigives det som uorganisk fosfat (PO_4^{3-}). Oxidationsforholdene i sedimentet bestemmer i hvilket omfang fosfat i sedimentet bindes til oxiderede jernforbindelser eller eksisterer som et uorganisk næringsstof, der frit kan diffundere i porevandet. Tilbageholdelsen af fosfat i jernoxider kræver en konstant fornyelse af den oxiderede jernpulje. Det sker momentant, når reduceret jern kommer i kontakt med ilt i den iltede del af havbunden (og i mindre omfang ved kontakt med oxideret mangan). Hvis de oxiderede jernfosfatkomplekser reduceres, frigives fosfat og kan frit diffundere ud i bundvandet, hvis koncentrationsgradienten tillader det. Overordnet set foregår reduktionen af jern og den deraf følgende frigivelse af fosfat på to måder: Jernreducerende bakterier mobiliserer det jernbundne fosfat i deres respirationsproces eller jernbundet fosfat mobiliseres gennem en ren kemisk reaktion mellem svovlbrinte og oxideret jern. Disse processer foregår begge i den iltfrie del af havbunden, og puljen af jernbundet fosfat er derfor påvirket af iltforholdene i sedimentet (Jørgensen, 2006).

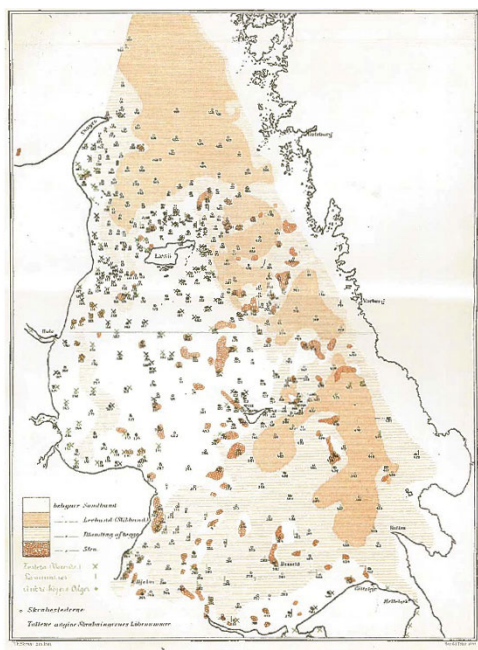
2.3 Omfang af sedimentændringer i danske kystvande

Dokumentation af sedimentændringer kræver data, der beskriver en tidlig udvikling. Tidsserier kan opnås på flere måder. Gentagne prøvetagninger på samme lokalitet med samme metodik, som det fx sker i de nationale overvågningsprogrammer, er én metode til at opnå tidsserier på. Tidsserien må strække sig tilbage til det referencepunkt, hvortil de nuværende betingelser ønskes relateret. Vil man se ændringer i forhold til betingelser, der ligger før den periode, hvor der foreligger overvågningsdata, er man således henvist til andre datakilder eller at gøre antagelser, der gør det muligt at ekstrapolere.

Tidsserier kan konstrueres vha. "data-mining", hvor måledata indsamlet i forbindelse med forskellige typer projekter, med forskellige formål sammenstilles. Dette kræver omhyggelig kvalitetssikring, da der ofte benyttes forskellige målemetoder, og prøvetagningslokaliteterne kan også være skævvredet i deres fordeling mellem bestemte typer af miljøer. I Danmark har vi en lang tradition for økologiske undersøgelser, og vi har derfor enkelte data på sedimentforhold tilbage fra 1886 og 1914 (Boysen Jensen, 1914; Petersen, 1893).

Et alternativ til "data-mining", er paleoøkologiske rekonstruktioner, hvor kronologien af miljømæssige ændringer fastlægges ned gennem lange sedimentkerner ved brug af forskellige kemiske og biologiske "proxies" – kvalitative og kvantitative indikatorer – der er udtryk for forskellige biologiske og kemiske forhold. Et eksempel er isotopsammensætning på kulstof, der kan indikere, hvorvidt deponeret kulstof stammer fra marine- eller terrestriske kilder (Clarke et al., 2006; Gooday et al., 2009).

Figur 2.3.1. Sedimentkortlægning fra 1886, Kanonbåden Hauchs togter i Danmark (Petersen, 1893). Hvid: Sandbund, Lysbrun: Lerbund, Lys-stribet: Sand og ler, Brune cirkler: Sten.



2.3.1 Datagrundlag

I danske farvande er sedimentets indhold af C, N og P undersøgt i forbindelse med det nationale overvågningsprogram (NOVANA), og der blev således foretaget målinger på 34 stationer i 1999, 34 stationer i 2003 og 2004, 10 stationer i 2017 og 10 stationer i 2018.

Foruden målinger udført i forbindelse med overvågningsprogrammet er danske sedimenters indhold af C, N og P målt i flere forskellige typer undersøgelser:

- Forskningsprojekter publiceret i internationale peer reviewed tidsskrifter.
- Miljøstyrelsens Hav 90 program.
- VVM redegørelser for større konstruktionsarbejder.
- Bestemmelse af sedimentets indhold af miljøfremmede stoffer (MFS) i forbindelse med overvågning og klaptilladelser.
- Forskningsprojekter lagret i internationale databaser.
- Geologiske undersøgelser.
- Historiske optegnelser.

Bilag 2 indeholder en oversigt over peer reviewed publikationer, hvori der findes oplysninger om sedimentets C indhold og/eller N og P puljer i danske farvande. Oversigten indeholder også rapporter fra hav 90 programmet. Proceduren for "data mining" til dokumentation af sedimentændringer i danske farvande er beskrevet i bilag 1.

2.3.2 Ændringer i C, N og P puljer

Datagrundlaget i peer reviewed forskningslitteratur og -rapporter (bilag 2) kan ikke dokumentere en tidlig udvikling i sedimentets C, N og P puljer inden for de enkelte vandområder i danske kystvande. Der er ikke foretaget gentagne prøvetagninger på samme type lokaliteter inden for vandområderne, og ofte er der kun en enkelt undersøgelse i området. Hvor der er flere undersøgelser inden for samme område, er der ofte fokuseret på specielle forhold, som fx kulstofdeponering i forbindelse med muslingeopdræt eller kulstoflagring i sedimenter med ålegræs.

I Mariager Fjord og Roskilde Fjord giver paleoøkologiske rekonstruktioner dog et snævert indblik i sedimentændringerne de sidste 100-150 år (Clarke, et al., 2003; Clarke et al., 2006; Ellegaard et al., 2006). Også for Limfjorden findes paleoøkologiske data, men for perioden 1300-7000 år før vores tidsregning. Dette studie dokumenterer, hvordan ændringer i havniveau og salinitet påvirker kilden til organisk materiale i sedimentet og dermed sedimentets C/N forhold (Philippsen et al., 2013).

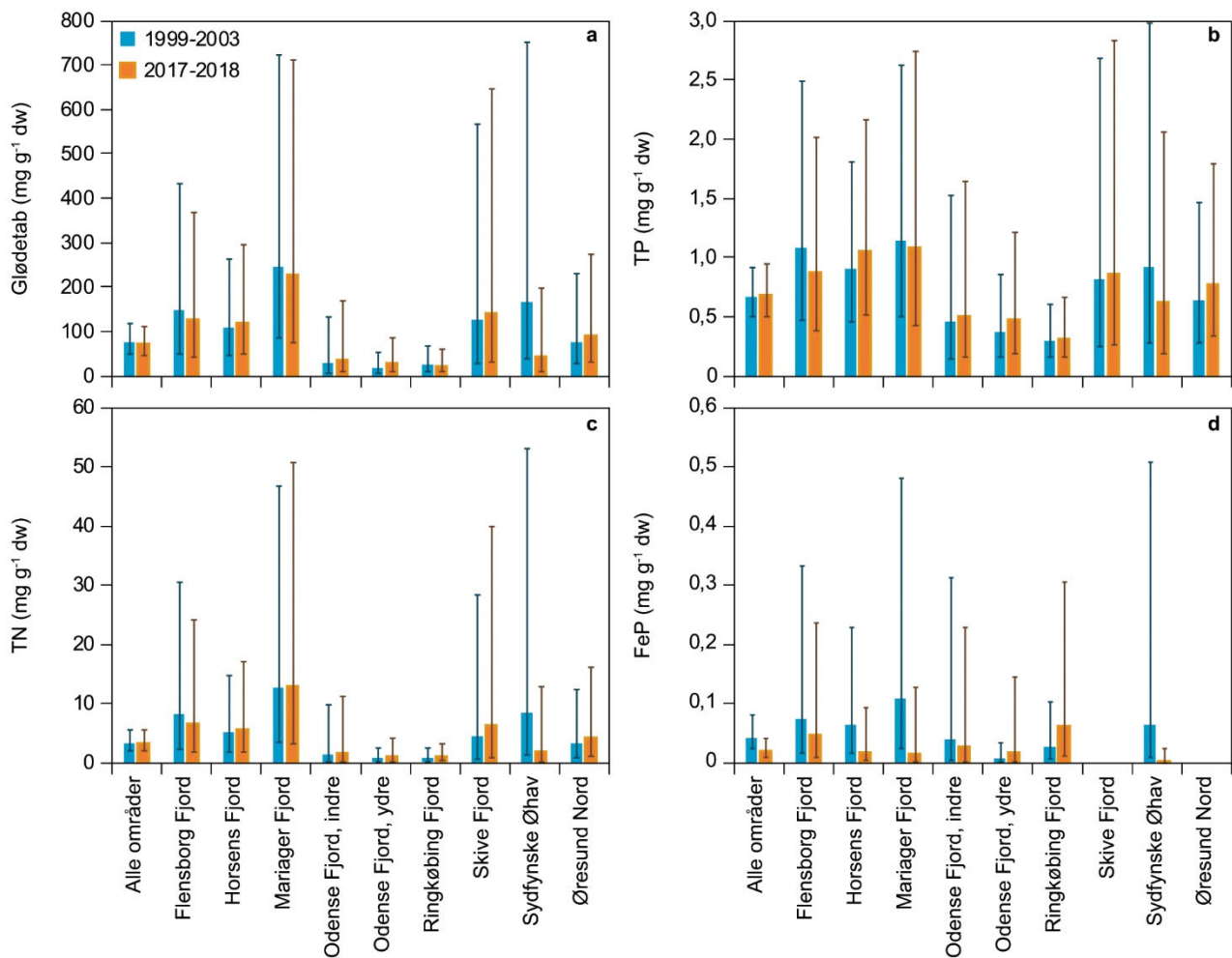
Studierne i Mariager Fjord og Roskilde Fjord er foretaget i hhv. "Dybet" (4 sedimentkerner) og i den syd-vestlige del af Roskilde Fjord (én sedimentkerne). I Mariager Fjord viste undersøgelserne, at der ikke var ændringer i partikelstørrelsessammensætningen over tid, og at der var en relativ uniform sedimentationsrate på $0,026 \text{ g cm}^{-2} \text{ år}^{-1}$ frem til 1996. Herefter steg middelværdien for sedimentationen til $0,06 \text{ g cm}^{-2} \text{ år}^{-1}$ (Ellegaard et al., 2006). Sedimentationsraten i Roskilde Fjord var omkring $0,04 \text{ g cm}^{-2} \text{ år}^{-1}$ i perioden frem til 1925. Herefter steg den til $0,13 \text{ g cm}^{-2} \text{ år}^{-1}$ frem mod 1965, hvorefter sedimentationsraten fluktuerede kraftigt. De store udsving efter 1965 skyldes sandsynligvis øget sedimentresuspension som følge af tabet af makrofytdække i denne del af fjorden og deraf følgende destabilisering af sedimentet. Akkumuleringsraten af organisk C i sedimentprofilen på lokaliteten følger sedimentakkumulationsraten og er således også påvirket af de ændrede sedimentforhold (Clarke et al., 2006).

Formålet med de paleoøkologiske undersøgelser i Mariager Fjord og Roskilde Fjord var at rekonstruere vandsøjlets TN koncentration, og belysning af ændringer i sedimentpuljer var således ikke det primære fokus for undersøgelserne. De viser dog, at denne type undersøgelser kan give information om den historiske udvikling i sedimentkemi på lokaliteter, hvor der er lille forstyrrelse af sedimentet fx pga. permanent iltsvind (Mariager Fjord) og derfor ingen bioturbation. På marine lokaliteter med omfattende sedimenttransport og bioturbation vil denne type undersøgelser ikke være mulig.

I Odense Fjord er omsætningen og ændringer i sedimentets kulstofpuljer belyst eksperimentelt over en toårig periode. Sedimentet i Odense Fjord er rig på organisk kulstof, og i 46 % af fjordområdet er kulstofindholdet mellem 2 og 10 %. De eksperimentelt målte omsætningsrater viste, at den refraktære organiske kulstofpulje var kvantitativt vigtigst og udgjorde mellem 4,4 og 95,7 % af totalt organisk kulstof i sedimentet og havde halveringstider på 1-23 år. Den labile kulstofpulje udgjorde 0,3-4,3 % af totalt organisk kulstof, imens den ikke nedbrydelige kulstofpulje udgjorde 43-95 % af totalt organisk kulstof (Valdemarsen et al., 2014).

Der er ikke tilgængelige historiske optegnelser af kulstofindholdet for de undersøgte stationer i Odense Fjord, men på de fleste stationer steg det organiske kulstofindhold med dybden i sedimentet, og det kan fortolkes som et resultat af reduceret organisk input til sedimentet som følge af reduceret næringsstofftilførsel og deraf følgende fald i primærproduktionen i Odense Fjord siden 1990 (Valdemarsen et al., 2014).

I NOVANA programmet er der målt sedimentkarakteristika på 12 stationer, både i perioden 1999-2003 og 2017-2018, og disse stationer er inkluderet i analysen herunder. Metoden til dataanalyse er beskrevet i bilag 3. Stationerne fordeler sig på 7 danske fjordområder samt det Sydfynske Øhav og Nordlige Øresund. Det geometriske gennemsnit for de dybdeintegrerede puljer af organisk stof, totalt N, totalt P og jernbundet P i de øverste 10 cm af sedimentet, er vist i figur 2.3.2.



Figur 2.3.2. Dybdeintegrerede puljer af organisk stof angivet som glødetab, totalt N og totalt P samt jernbundet fosfat. Geometriske gennemsnit og 95 % konfidensintervaller.

Analysen viste ingen generelle tendenser til ændringer i organisk stof på tværs af områderne. Inden for områderne er det kun i det Sydfynske Øhav, der ses et signifikant fald i organisk stofindhold (figur 2.3.2). Heller ikke i indholdet af totalt N ses tendenser på tværs af områder eller på områdeniveau. Igen er det faldende TN indhold i de Sydfynske Øhav eneste signifikante udvikling. Datasættet viste ingen signifikante ændringer i total fosforkoncentrationer. For jernbundet fosfat er der en tendens til faldende koncentrationer i 5 af de 7 undersøgte områder, men disse fald er ikke signifikante. Et faldende indhold af jernbundet fosfat indikerer, at sedimentet på prøvetagningslokaliteten er blevet mere reduceret. Det kan skyldes stigning i organisk stofindhold, men denne udvikling kan som beskrevet ikke ses i dette datasæt.

Som det ses af konfidensintervallerne i figur 2.3.2 er variationen i data stor. Det gælder både variationen mellem stationer inden for et givet område og mellem replikater taget på den samme station. Denne variation gør det vanskeligt at detektere signifikante ændringer over tid i datasættet.

Der ses ingen signifikante ændringer mellem de to perioder i dybdeprofilerne (data ikke vist).

Da reduktionen i næringsstofftilførslen til de indre danske farvande har ført til faldende primærproduktion i vandsøjlen i en periode efter 1985 i danske

fjordsystemer (Hansen, 2018; Riemann et al., 2016), må vi forvente en tilsvarende reduceret organisk belastning af sedimentet og dermed et faldende organisk indhold og heraf følgende ændringer i sediment-biogeokemien. Denne udviklingstendens ses ikke i data fra perioden 1999-2018, hverken i de totale dybdeintegrerede puljer eller i de øverste cm af sedimentet.

Det største fald i fytoplankton primærproduktionen i danske fjorde fandt sted fra midten af 80'erne og frem til 1995 (Hansen, 2018), herefter har der ikke været en signifikant udviklingstendens i fytoplankton primærproduktionen, og dermed kan man heller ikke forvente klare udviklingstendenser i tilførslen af organisk materiale til sedimentet i perioden efter 1995. Man må derfor forvente, at de mest markante ændringer i stoftilførslen til sedimentet fandt sted 4-8 år før de tidligste målinger af sedimentpuljerne blev foretaget. Da omsætningen af sedimentets organiske stofpulje er eksponentiel aftagende, vil den største reduktion i sedimentets organiske stofindhold være foregået i årene umiddelbart efter, at den organiske stoftilførsel til sedimentet faldt og altså før første periode i sedimentovervågningen (se også fig. 3.2.6). Det er muligt, at der mellem de to undersøgte perioder (1999-2003 og 2017-2018) kun har været ændringer i kulstofpuljerne som resultat af, at den uomsættelige del af det organiske stof tilført via en forhøjet organisk stoftilførsel før 1995 er "vandret ned i profilet" i takt med sedimentationen. Da usikkerheden på estimerne på middelværdierne er så stor, er en faktisk ændring i sedimentets puljer mellem de to perioder vanskelig at detektere.

3. Intern næringsstofbelastning

3.1 Teoretisk påvirkningsmekanisme

I kystnære og estuarine områder stammer 15-32 % og 17-100 % af det N og P, der forbruges i vandsøjlen, fra sedimentet (Boynton et al., 2018). Disse næringsstoffer er ikke en tilførsel af "nye" næringsstoffer; men er næringsstoffer, der stammer fra vandsøjlen og dermed også landbaserede kilder. Næringsstofferne er blevet tilført sedimentet med det organiske stof, der sedimenterer og omsættes i havbunden. Derfor betegnes sedimentet som en "intern kilde" til næringsstoffer og næringsstoffer frigivet fra sedimentet som "intern belastning". Da sedimentets N og P stammer fra vandsøjlets organiske stof, er tilførsel af organisk materiale til sedimentet en afgørende parameter for sedimentets N og P puljer, og det organiske stofindhold i sedimentet er det "brændstof", der driver sediment-biogeokemien og stofudvekslingen mellem havbund og vandsøje.

Udvekslingen af stoffer mellem sedimentet og vandsøjlen sker ved diffusiv flux, under resuspension af sedimentet eller i mere permeable sedimenter ved vandstrømninger gennem sedimentet og ved bioturbation og bioirrigation. Koblingen mellem næringstofflux til og fra sedimentet og vandsøjlets indhold af næringsstoffer er afhængig af vanddybde og hydrologi. Hvis vandsøjlen fx er lagdelt på stor vanddybde, vil næringsstofferne i bundvandet ikke nå zonen, hvor lys giver mulighed for algevækst, og vil først indgå i primærproduktionen i takt med stofudvekslingen over lagdelingen, eller når lagdelingen nedbrydes.

Frigivelse og optag af næringsstoffer i sedimentet er styret af en vifte af fysiske-, kemiske-, og biologisk regulerede faktorer. De vigtigste faktorer og deres påvirkningsmekanismer er beskrevet i tabel 3.1.1.

Tabel 3.1.1. De vigtigste overordnede faktorer, der påvirker udvekslingen af stoffer mellem sediment og vandsøje samt en kort beskrivelse af påvirkningsmekanismen. Modificeret efter (Boynton et al., 2018).

Faktor	Betydning for udveksling mellem sediment og bundvand
Iltsvind	Øget frigivelse af N og P, hæmning af koblet nitrifikation-denitrifikation, svovlbrinte tæt under sedimentoverfladen.
Input af organisk materiale	Tilførselsraten og sammensætningen af det organiske stof, der når sedimentet, sætter den øvre grænse for omsætningen i sedimentet og udveksling mellem sediment og bundvand.
Fauna effekter	Vertikal opblanding af partikulært organisk materiale og heraf mindsket ammonium efflux, stimulering af nitrifikation-denitrifikationsprocessen, øget transport af porevand, stimulering af mikrobiel aktivitet og dermed mineralisering af organisk stof.
Temperatur i bundvand	Øget temperatur øger generelt hastigheden af biogeokemiske processer og øger dermed også sedimentets iltforbrug.
Variabilitet i salinitet	Påvirker adsorption og desorption af NH_4^+ i sedimentet.
Koncentration af NO_3^- i bundvand	Fluxen af NO_3^- til og fra sedimentet er afhængig af koncentrationsforskelle. Større forskel giver en større flux.
Resuspension og sedimentets permabilitet	Ilt- og næringsstofudveksling øges ved øget permabilitet og resuspension.

Mineraliseringen og frigivelsen af næringsstoffer fra sedimentet er vigtige for primærproduktionen i marine kystøkosystemer. En gennemgang af alle peer reviewed studier af sedimentfluxe og tilhørende målinger af primærproduktionen globalt peger på, at i tempererede lavvandede områder dækkes omkring 30 % af N og 70 % af P behovet hos vandsøjleens primærproducenter af fluxe fra sedimentet (Boynton et al., 2018). Dvs. at sedimentet frigiver generelt mere P end N relativt til næringsstofbehovet hos primærproducenterne i vandsøjlen, og sedimentets næringsstoffrigivelse kan derfor spille en rolle for den N-begrænsning, der ofte ses i estuarier og kystsystemer.

3.2 Dokumenteret påvirkning

Sedimentet returnerer ikke direkte de næringsstoffer, der bliver tilført. Noget lagres over varierende tidsskalaer, og en andel fjernes fra systemet via denitrifikation, og der er en betydelig sæson- og år-til-år variation i frigivelsen fra sedimentet.

Globalt findes meget få studier, der dækker en periode, hvor sedimentændringers effekter på næringstofudvekslingen kan dokumenteres. Af publicerede sedimentfluxdata er kun 3 % af lokaliteterne blevet undersøgt i en periode på mere end 6 år (Boynton et al., 2018).

Der findes flere studier af udvekslingen af næringsstoffer mellem sediment og bundvand i danske kystområder i form af målinger direkte på lokaliteten eller i mere eller mindre eksperimentelt manipulerede opstillinger (Hall, et al., 1996; Jensen et al., 1995; Jensen et al., 1990; Lomstein et al., 1998; Middelboe et al., 1998; Sloth et al., 1995; Sloth et al., 1996; Therkildsen & Lomstein, 1994; Valdemarsen et al., 2015) men kun få relaterer udvekslingen til andre næringsstoffkilder på områdeskala og forholder den til effekter på den pelagiske primærproduktion (fx Kamp-Nielsen, 1992).

I de danske fjordområder: Roskilde Fjord, Odense Fjord, Horsens Fjord og Ringkøbing Fjord har målinger af udvekslingen af næringsstoffer mellem sediment og bundvand dannet grundlag for DIN og DIP (opløst uorganisk fosfor) budgetter for 1999 til 2000 (tabel 3.1.2). Her kan man bl.a. iagttage en stor sæsonmæssig variation i udvekslingen, hvor der generelt (Horsens Fjord undtaget) er størst intern DIN belastning om sommeren, hvor den eksterne belastning samtidig er lavest. Det samme gælder for DIP, hvor tre af de fire undersøgte fjorde havde størst intern P belastning om sommeren, mens sedimentet optog P om vinteren.

Undersøgelsen viste en årlig nettofrigivelse af P i Roskilde -, Odense - og Horsens Fjord, mens der i Ringkøbing Fjord var et netto P optag. Årsbudgetterne viste et netto årligt optag af DIN i tre af de undersøgte fjorde (H. Fossing pers. com).

Den samme årstidsvariation er kendt fra undersøgelser i Kerteminde Fjord, der i 1991 havde en markant forhøjet flux af N og P fra sedimentet i sommermånederne, og et nettooptag af P i det sene efterår og vinter. I 1991-1992 udgjorde frigivelsen fra sedimentet 65 % og 70 % af den samlede belastning med hhv. N og P i fjorden (Christensen, 1994).

Tabel 3.1.2. Intern - og ekstern belastning af DIN og DIP i fire danske fjorde fordelt over tremåneders perioder: Sommer 1999 (jun-aug), efterår 1999 (sept-nov), vinter 1999/2000 (dec-feb) og forår 2000 (mar-maj). Intern belastning < 0 angiver optag i sedimentet. (H. Fossing, ikke publicerede data).

	DIN (ton)		DIP (ton)	
	Intern	Ekstern	Intern	Ekstern
Roskilde Fjord (125 km²)				
Sommer 1999	254.4	119.9	84.8	8.6
Efterår 1999	107.7	124.9	-19.6	8.8
Vinter 1999/2000	-27.5	574.2	-18.2	18.8
Forår 2000	-188.7	412.8	24.7	16.0
Total	145.9	1231.8	71.8	52.2
	1377.7		124.0	
Odense Fjord (60 km²)				
Sommer 1999	39.0	196.7	6.3	10.4
Efterår 1999	7.7	234.6	1.3	10.4
Vinter 1999/2000	-83.9	1449.6	-3.9	29.3
Forår 2000	-67.2	628.1	2.6	14.4
Total	-104.5	2509.0	6.3	64.4
	2404.5		70.7	
Horsens Fjord (46 km²)				
Sommer 1999	2.5	136.7	55.0	4.9
Efterår 1999	21.6	314.7	25.6	9.0
Vinter 1999/2000	13.3	872.0	-0.5	15.8
Forår 2000	-106.7	300.8	1.9	5.8
Total	-69.3	1624.2	82.0	35.5
	1554.9		117.5	
Ringkøbing Fjord (291 km²)				
Sommer 1999	673.5	1021.5	-12.2	27.3
Efterår 1999	-158.4	1523.9	0.5	40.2
Vinter 1999/2000	-374.4	2783.2	-6.7	64.8
Forår 2000	-380.6	1729.2	-3.1	39.6
Total	-239.9	7057.7	-21.5	171.8
	6817.8		150.3	

I et nyere studie af Roskilde Fjord og Storebælt anslås det, at sedimentet leverer 23 % af det kvælstof, der er tilgængelig for primærproduktionen på årlig basis, og at det tilsvarende tal for Storebælt er 31 % (Knudsen-Leerbeck et al., 2017).

Der findes ikke studier i danske kystområder, hvor udviklingen i den interne belastning er fulgt over en årrække, som gør det muligt at relatere en evt. ændring til ændringer i sedimentpuljerne. For at anskueliggøre effekter af sedimentændringer på næringsstofudvekslingen anvendes derfor her modellering af sedimentprocesserne.

3.2.1 Modellering af effekter af sedimentændringer

Sedimentmodellen for Aarhus Bugt beskriver sediment-biogeokemien i en endimensionel dynamisk reaktionstransport-model. Dvs. en model, der beskriver stoffernes udveksling og omsætning ned gennem sedimentprofilen og i bundvandet lige over sedimentet. Modellen er konstrueret på baggrund af det omfattende datasæt, der blev indsamlet under Hav 90 programmet, og modellens opbygning er beskrevet i Fossing et al., 2004. Effekten af ændringer i sedimentets C, N og P puljer kan således illustreres ved modelberegninger med Aarhus Bugt som eksempel.

Modellen beskriver tilstanden i Aarhus Bugts sediment og bundvand i perioden 1990-1999, og disse forhold betegnes her som referencetilstanden. I det følgende beskrives 2 scenarier, der hver på sin måde adskiller sig fra referencetilstanden og belyser effekten af ændringer i sedimentets C, N og P puljer:

- Scenarie 1: Effekt af forhøjede C, N, og P puljer
- Scenarie 2: Effekt af reduceret organisk belastning af sedimentet.

Scenarie 1 illustrerer, hvordan N og P udveksling mellem sediment og bundvand reagerer på ændringer i sedimentpuljerne. I scenarie 2 ses, hvordan gradvist faldende organisk stoftilførsel driver ændringerne i sedimentpuljerne og dermed næringsstofudvekslingen.

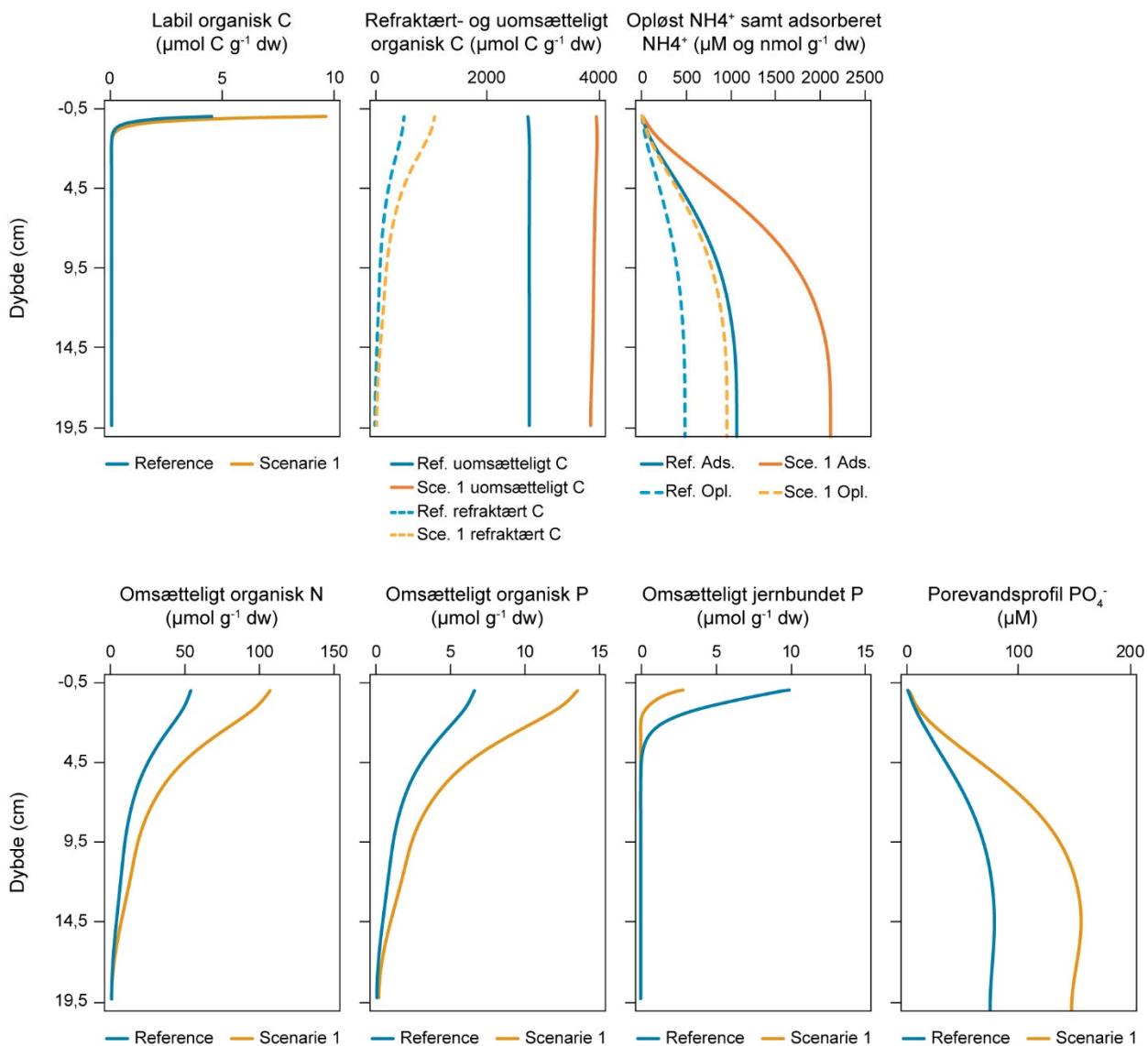
Scenarie 1

Formålet med dette scenarie er at illustrere dynamikken i omsætningen af sedimentpuljerne over en 40-årig periode og belyse, hvordan oplagring af C, N og P i sedimentet påvirker den tidsmæssige udvikling af næringsstofudveksling mellem sediment og bundvand samt ilt- og svovlbrinteforholdene i sedimentet.

For tydeligt at se effekten af *sedimentændringer* ændres *kun* på sedimentkemien i scenarie 1 ift. referencetilstanden. Dvs. at scenarie 1 adskiller sig fra referencetilstanden ved ændrede sedimentprofiler ved dag 1 i modelkørslen (se figur 3.2.1), ellers er alle andre parametre, fx tilførsel af organisk stof til sedimentet, identisk med referencetilstanden. Når Scenarie 1 sammenholdes med referencetilstanden, belyses således udelukkende effekter af startbetingelserne i sedimentet.

Input til scenariet er genereret ved forudgående modelkørsler, hvor den organiske stofflux til havbunden er fordoblet ift. fluxen i 1990 i en periode på 150 år. Det resulterede i profilerne for C, N og P vist i figur 3.2.1, der også viser sedimentkemien i referencetilstanden.

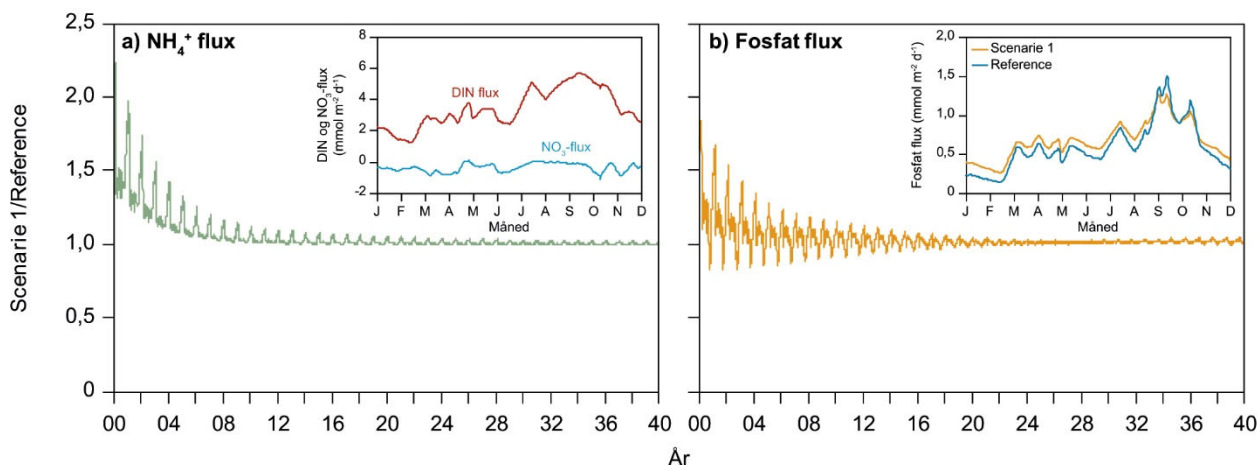
Det ses, at de tre organiske stofpuljer (labilt-, refraktært-, og uomsætteligt organisk stof) er forhøjede ift. referencetilstanden. Ligeså er puljerne af omsætteligt organisk N og P, indholdet af ammonium, samt indholdet af fosfat i porevandet. Mængden af omsætteligt jernbundet fosfat er derimod mindre i scenarie 1 end i referencetilstanden. Det skyldes, at det store indhold af organisk stof i sedimentet skaber reducerede forhold, og der er derfor en mindre oxideret jernpulje tilstede, der kan reagere med fosfat.



Figur 3.2.1. Dybdeprofiler af labilt, refraktært og uomsætteligt organisk C, ammonium, samt profiler af omsætteligt organisk N og P og opløst og jernbundet omsætteligt P. Nul angiver sedimentoverflade. Blå angiver referencetilstandens sedimentkemi, der er i steady state, gul angiver sedimentkemi ved dag 1 i scenarie 1, svarende til puljerne efter 150 års indkøring af referencetilstanden med dobbelt organisk stoftilførsel til sedimentet. Profilerne er vist i hele modellens udstrækning fra 0 til 20 cm dybde.

Afviklingen af scenarie 1 over en 40 års periode viste, at de forhøjede sedimentpuljer betød forhøjet frigivelse af ammonium fra sedimentet (figur 3.2.2, a) og et svagt øget nitratoptag i forhold til referencetilstanden (data ikke vist). Den tidlige udvikling i fluxene ses bedst, når scenariet forholdes til referencetilstanden (figur 3.2.2). De forhøjede ammonium-fluxe ud af sedimentet aftager markant i løbet af de første 4 år, og efter 12 år nærmer sig samme niveau som i referencetilstanden, dog fortsat med en forhøjet efflux om vinteren.

Fosfat fluxen fra sedimentet var stærkt faldende i scenarie 1 over de første 3-4 år, hvorefter fluxen nærmede sig situationen i referencetilstanden over den følgende 10 års periode. De forhøjede fosfatfluxe var gældende over hele året de første 10-15 år af scenariet, dog ikke i efteråret, hvor effluxen var lavere i scenariet end i referencetilstanden (figur 3.2.2, b). Det skyldes, at sedimentet i referencetilstanden indeholder en større pulje af jernbundet fosfat, der frigives når sedimentet bliver mere reduceret i efteråret.

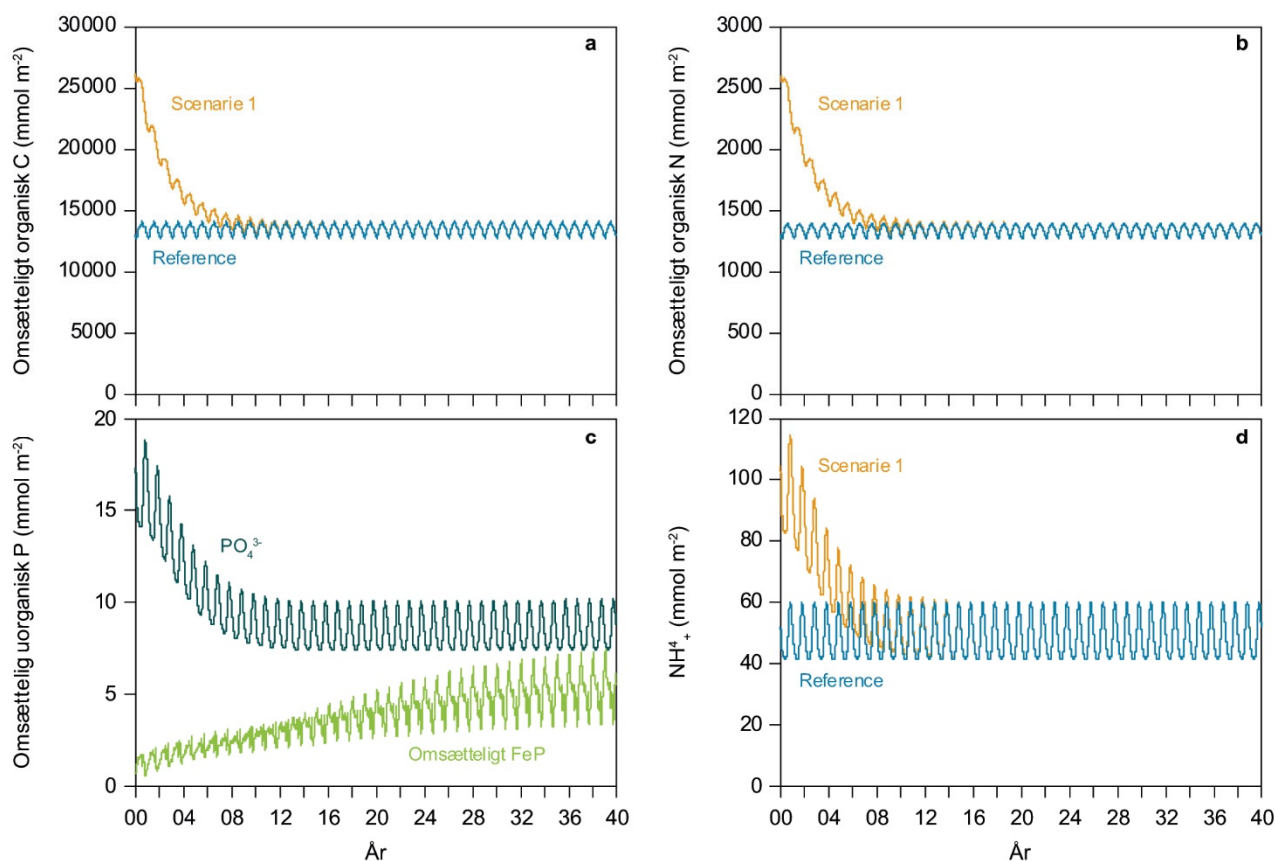


Figur 3.2.2. Udviklingen i ammonium og fosfat fluxe mellem sediment og vandsøjle under scenarie 1 ift. referencetilstanden over en 40-års periode, samt udvalgte årstidsvariationer i år ét. Negative værdier angiver optag i sedimentet.

Ammonium er her langt den mest dominerende N kilde fra sedimentet (figur 3.2.2, a). Undersøges udvekslingen af nitrat mellem bundvand og sediment ses, at sedimentet optager nitrat næsten hele året, dog er der en lille frigivelse af nitrat om foråret. Nitrat fluxen når kun langsomt steady state i scenarie 1. Det skyldes, at nitratudvekslingen i høj grad er styret af nitrifikationsraten, der igen er afhængig af tilstedeværelsen af ilt. Som det ses i figur 3.2.4, påvirkes sedimentets iltoptag af sedimentændringerne i næsten hele perioden (40 år), hvorover scenariet afvikles.

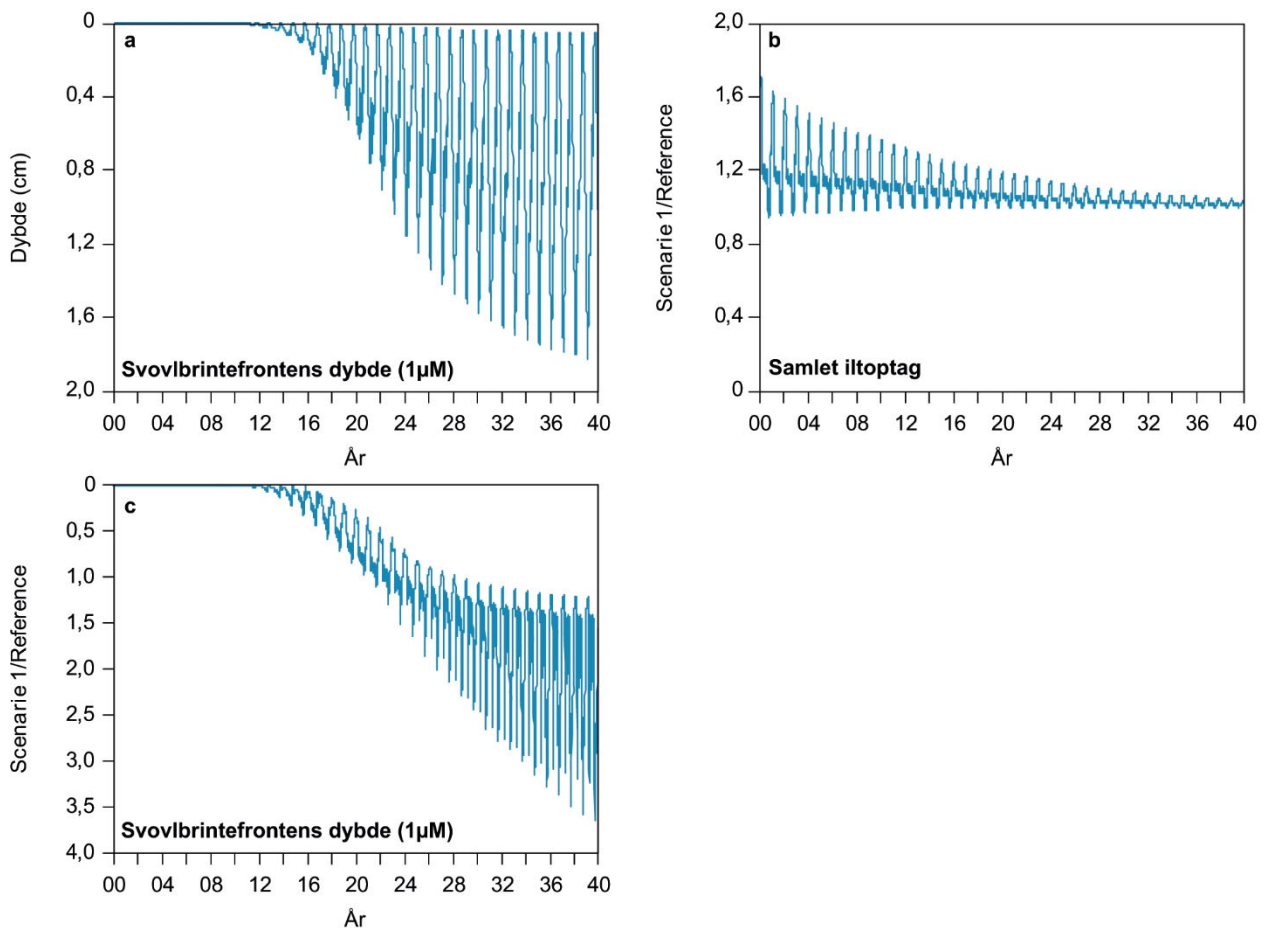
Følger vi puljerne af omsætteligt organisk C og -N samt ammonium, illustreres betydningen af den eksponentielle nedbrydningskinetik af det organiske stof (Figur 3.2.3, a, b og d). Der er en markant ændring i de omsættelige puljer det første år, hvor det labile organiske stof omsættes, og herefter falder raten, til puljen af omsætteligt organisk materiale når referencetilstanden over en tiårig periode. Det er denne mineralisering, der sætter hastigheden for N-fluxene og i nogen grad også P-fluxene. Betragtes udviklingen i sedimentets indhold af opløst fosfat og omsætteligt jernbundet fosfat, ses både effekten af mineraliseringen af det organiske stof og sedimentets redox-forhold (figur 3.2.3, c). Mens puljen af opløst fosfat falder i takt med, at det omsættelige organiske stof mineraliseres, stiger puljen af jernbundet fosfat kun langsomt, da denne er under indflydelse af reducerede forhold i sedimentets dybere lag.

Sedimentændringernes påvirkning af iltforholdene i sedimentet kan illustreres ved udviklingen i sedimentets iltoptag og dybden, hvori der findes frit svovlbrinte. Her er forløbet i iltoptaget under scenarie 1 sammenholdt med referencetilstanden (figur 3.2.4, b). Iltoptaget reduceres kun langsomt til niveauet i referencetilstanden. Dette afspejler, at iltoptaget påvirkes af de reducerede forbindelser, der produceres langt nede i sedimentprofilet, og her tager det ca. 40 år før referencetilstanden og dermed steady state nås.



Figur 3.2.3. Udviklingen i puljer af omsætteligt organisk C (a) og N (b), fosfat og omsætteligt jernbundet fosfat (c) samt ammonium (d) over en 40-års periode under scenarie 1. Referencetilstanden er vist for omsætteligt organisk C, omsætteligt organisk N og ammonium puljerne.

Når puljen af omsætteligt organisk C mindskes (figur 3.2.3, a) og den organiske stofomsætning derfor aftager, trænger ilten dybere ned i havbunden, der produceres færre reducerede forbindelser og dermed presses svovlbrintefronten ned i sedimentet (figur 3.2.4, a og c). Ved scenariets start var sedimentforholdene så reducerede, at der var frit svovlbrinte i overfladesedimentet. Først efter 12 år, da de omsættelige organiske stofpuljer var mineraliserede, sås en ændring, og ved scenariets slutning findes svovlbrintefronten i omkring 1 cm dybde eller 2,3 gange dybere nede i sedimentet end i referencetilstanden. Dette skyldes, at reduceret jern trænger op fra dybere lag og reagerer med svovlbrinte, hvorved der dannes jensulfid og pyrit.



Figur 3.2.4. Svovlbrintefrontens dybde i scenarie 1 ift. referencetilstanden (a). Sedimentændringernes påvirkning af sedimentets iltoptag i forhold til referencetilstanden (b). Dybden hvor svovlbrintekonsentrationen i sedimentet er $1 \mu\text{M}$ (konsentration $1 \mu\text{M}$ angiver svovlbrintefrontens dybde) (c) over en 40-års periode i scenarie 1.

Scenarie 1 illustrerer den vigtige pointe, at organiske stofpuljer driver sediment-biogeokemien og i høj grad bestemmer udvekslingen af stoffer mellem sediment og bundvand. Scenarie 1 beskriver også de forskelle i tidslig udvikling, der ses for forskellige effekter af sedimentændringer. Ændringer i sedimentpuljerne "huskes" her i ca. 10 år mht. udvekslingen af næringsstoffer med bundvandet. Når det gælder iltforholdene er "hukommelsen" betydelig længere, og der går op mod 40 år, før der nås steady state mht. iltoptaget. Forskellen skyldes, at nedbrydningen af organisk materiale er et eksponentielt forløb, hvor størstedelen af nedbrydningen sker i de øverste sedimentlag, imens iltoptag og faktorer som svovlbrintekonsentrationen, der er påvirket af redoxkemien i dybere sedimentlag, er langt mere træg, når sedimentkemien ændres. Som det beskrives i afsnit 5, er konsentrationen af svovlbrinte og ilt-nedtrængningen i sedimentet afgørende for artssammensætning og tætheden af bundfaunaen.

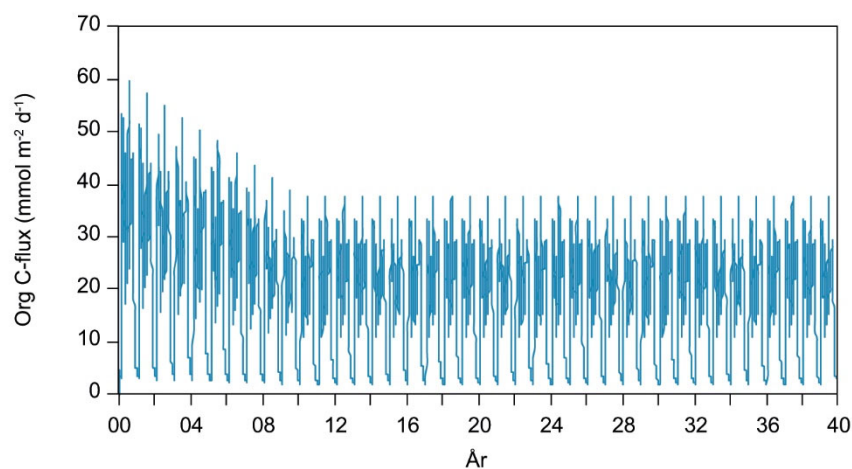
Scenarie 2

I scenarie 2 nedsættes den organiske belastning af sedimentet ift. referencetilstanden med det fald i primærproduktionen, der er observeret i Aarhus Bugt siden 1990.

Formålet med scenarie 2 er at følge de forskellige puljer af C, N og P ved reduceret organisk stoftilførsel og følge udvikling i udvekslingen af næringsstoffer mellem sediment og bundvand samt ilt- og svovlbrinteforhold i sedimentet. Scenarie 2 vil vise, hvordan de principper, der blev vist i senarie 1, udfolder sig under aktuelle forhold med reduceret organisk belastning af sedimentet i forhold til 1990 og dermed en gradvis reduktion af sedimentets organiske stofindhold.

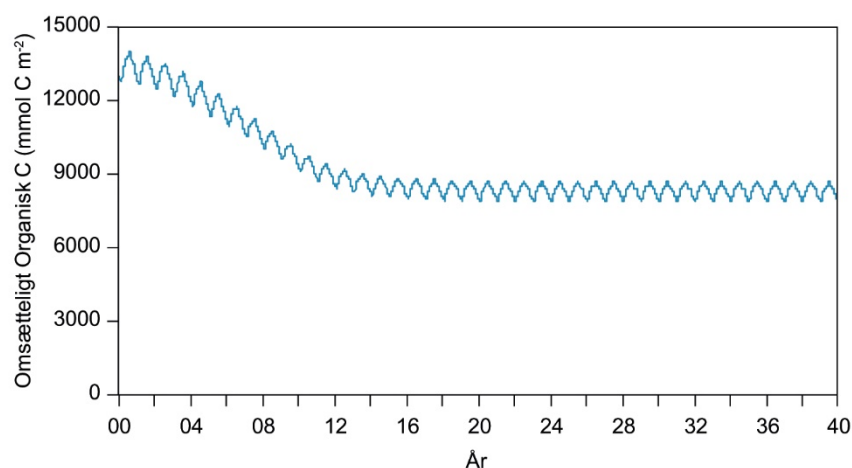
I scenariet ønsker vi den samme variation i den organiske stoftilførsel til havbunden, som blev observeret under referencetilstanden blot med en gradvis reduktion. Primærproduktionen i Århus Bugt er faldet med ca. 38 % fra 1990 til 2000. I perioden 2000 til 2017 er der ikke registreret yderligere fald (ikke publicerede overvågningsdata). Vi lader derfor den organiske stoftilførsel falde gradvist med 38 % over de første 10 år af modelkørslen (figur 3.2.5).

Figur 3.2.5. Sedimentationen af organisk stof i scenarie 2. Den organiske belastning reduceres lineært med 38 % ift. referencetilstanden over en 10-årig periode.

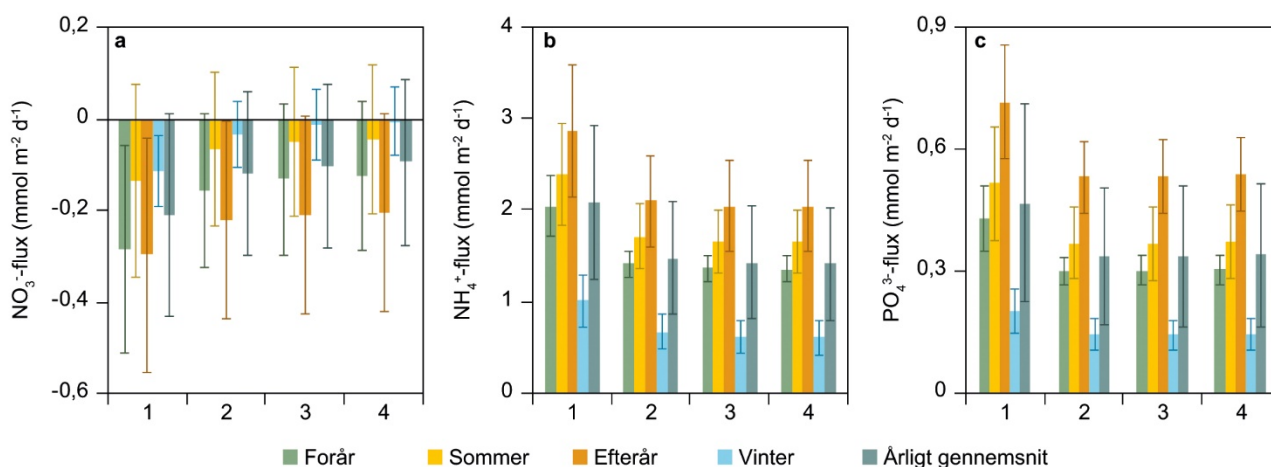


Den reducerede tilførsel af organisk materiale i scenarie 2 kan hurtigt aflæses i sedimentets indhold af omsætteligt organisk C (figur 3.2.6). Her aftager puljen og når et nyt steady state efter 16 år. Det samme gør sig gældende for puljerne af omsætteligt organisk N og P (data ikke vist).

Figur 3.2.6. Ændringer i puljen af omsætteligt organisk kulstof i en 40-års periode under scenarie 2.



Den ændrede organiske stoftilførsel og de deraf ændrede sedimentpuljer påvirker udvekslingen af uorganisk N og P (figur 3.2.7). Her er gennemsnittet vist for hver årstid sammen med årsgennemsnittet for hver af de fire årtier, scenariet er afviklet over. Ammonium- og fosfatfluxene mindskes gradvist over det første til det andet årti. Herefter er der et ubetydeligt fald i ammoniumfluxene i resten af perioden. Nitratoptaget (negativ flux) er gradvist aftagende over alle 40 år i scenarie 2, og som beskrevet i scenarie 1 er det en effekt af nitrifikationsaktiviteten, der langsomt øges, efterhånden som iltforholdene i sedimentet forbedres. Ammonium effluxen er 10 gange højere end nitratoptaget, og det er dynamikken i ammoniumfrigivelsen, der har betydning for frigivelsen af næringsstoffer til vandsøjlen.

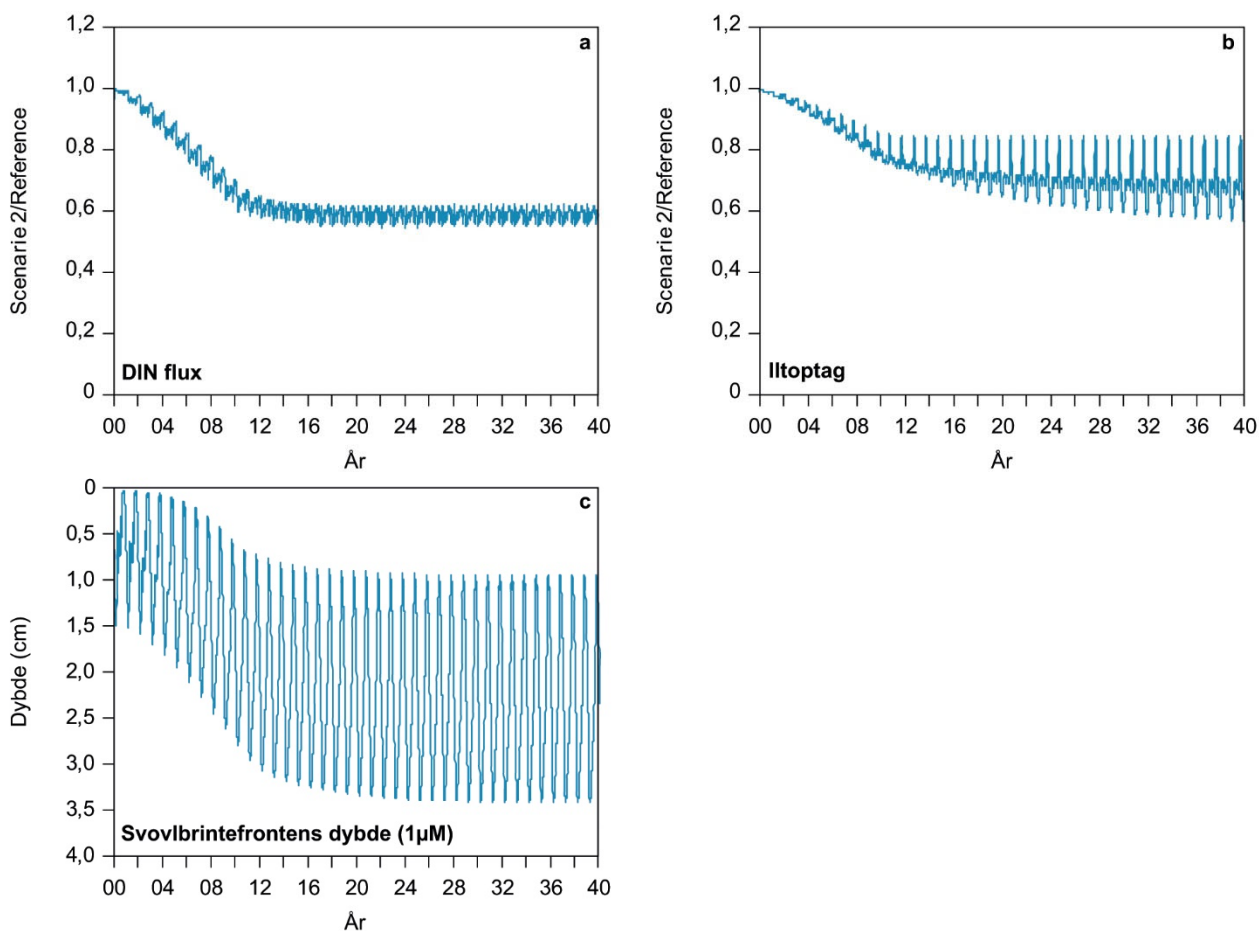


Figur 3.2.7. Udvekslingen af uorganiske næringsstoffer. Gennemsnit for årstiderne fordelt på årtier under afviklingen af scenarie 2. Bjælkerne angiver standardafvigelser. Bemærk de forskellige skalaer på y-akserne.

I scenarie 2 ses, hvordan gradvist faldende organiske stoftilførsel driver ændringerne i sedimentpuljerne og dermed næringsstofudvekslingen, der falder gradvist i takt med reduktionen af den organiske stoftilførsel. Reduktionen i den organiske belastning slår tydeligt igennem i sedimentets iltoptag, der kun langsomt nærmer sig steady state i løbet af en 40-års periode (figur 3.2.8, b). Effekten af de ændrede sedimentforhold slår også igennem på indholdet af svovlbrinte, der med den reducerede organiske belastning ikke når sedimentoverfalden i løbet af året (figur 3.2.8, c), og hvor der især om vinteren er en langt dybere svovlbrintefri zone end under referencetilstanden.

Modellen for "Aarhus Bugt sedimentet" demonstrerer, at effekten af sedimentændringer på den interne belastning er størst de første 3-4 år efter puljerne ændres (figur 3.2.2), hvorefter ændringerne bliver mindre betydende over en ti års periode. Der er også en umiddelbar effekt på ilt og svovlbrinteforhold, og disse faktorer påvirkes i årtier af forhenværende sedimentforhold.

I modellen medtages effekter af bundfaunaens graveaktivitet og ventilerung i form af stoftransportfunktioner, der reagerer på iltforhold i bundvandet. Tilbagekoblingen mellem svovlbrinteforhold og faunaaktivitet modelleres ikke. Hvis denne parameter inkluderes i modellen, vil denne feedback betyde, at positionen af svovlbrintefronten i sedimentet vil respondere kraftigere på ændringer i organiske stoftilførsel til sedimentet.



Figur 3.2.8. Forholdet mellem DIN flux (NO_3^- og NH_4^+) i scenarie 2 og i referencetilstanden (a) samt forholdet mellem iltoptag i scenarie 2 og i referencetilstanden over en periode på 40 år (b). Udvikling i svovlbrintefrontens dybde i scenarie 2 (c).

3.3 Betydning af sedimentændringer for primærproduktionen

Når tilførslen af eksterne næringsstoffer nedsættes, øges betydningen af recirkulerede næringsstoffer fra sedimentet som næringsstofkilde til vandsøjens primærproducenter. I et fjordsystem med høj ekstern belastning vil et gennemsnitligt N atom måske aldrig nå havbunden, men passere ud i de tilstødende vandmasser. I et system med lille ekstern tilførsel vil omsætningen af N mellem sediment og vandsøjle overstige den omsætning, der er i vandsøjlen, og det gennemsnitlige N atom vil passere gennem sedimentet flere gange i passagen ud til tilstødende vandmasser eller til atmosfæren gennem denitrifikationsprocessen. I dette tilfælde spiller sedimentkemien en væsentlig rolle for primærproduktionen i vandsøjlen se fx Kelly et al., (1985).

Sedimentmodellen for Aarhus Bugt er ikke koblet til en tilsvarende "vandsøjlemodel", og det er derfor ikke muligt direkte at kvantificere effekten af sedimentændringer på vandsøjens primærproduktion og klorofylindhold i modelberegningerne.

Effekten af sedimentets recirkulering af næringsstoffer er mest betydende for primærproduktionen i sommer- og de tidlige efterårsmåneder, hvor den eksterne tilførsel af næringsstoffer er lavest. Her kan helt op mod 100 % af den pelagiske primærproduktion baseres på recirkulerede næringsstoffer fra sedimentet (figur 3.3.1). Man må derfor forvente, at ændringer i sedimentpuljerne og den deraf ændrede næringsstofudveksling mellem sediment og

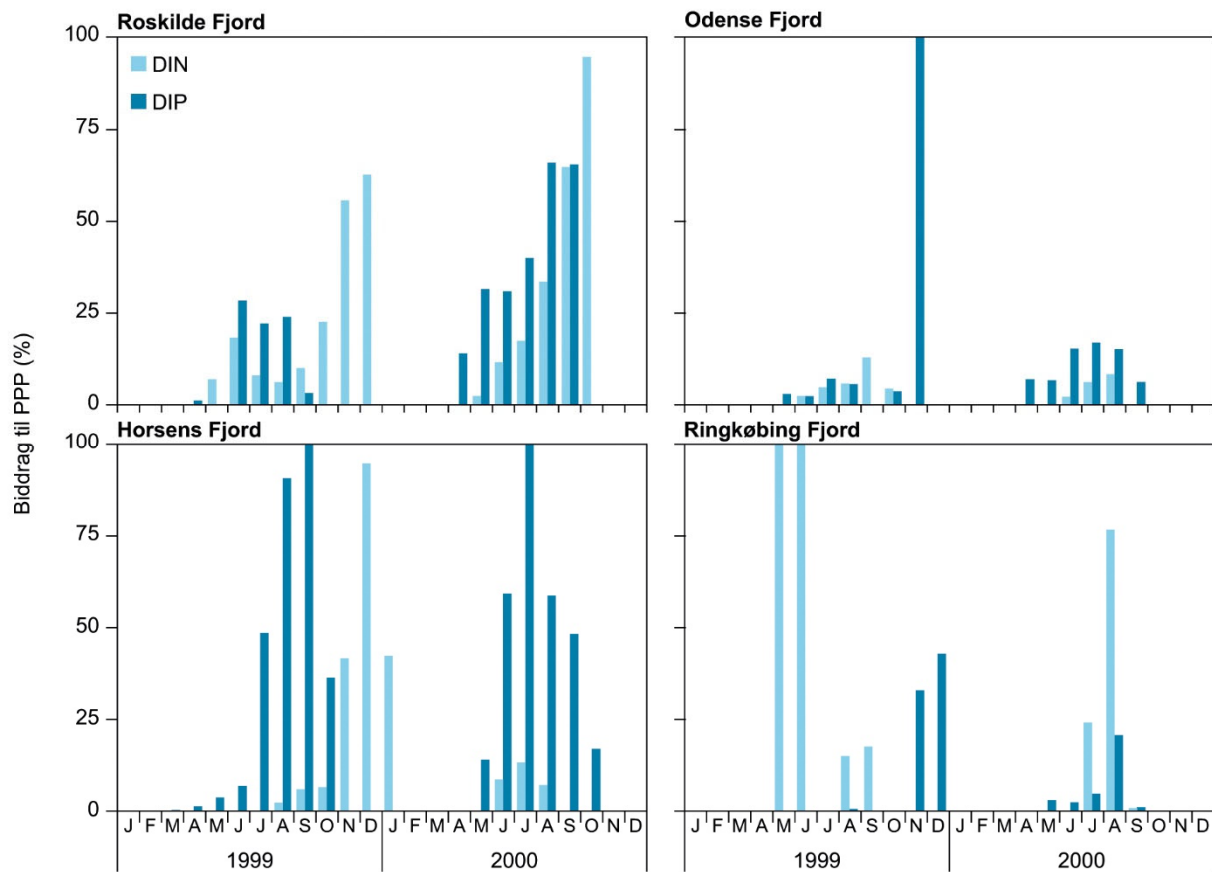
bundvand vil slå igennem i vandsøjles primærproduktion og dermed påvirke klorofylkoncentrationen i denne del af året. Ammonium (en reduceret form for N) optages hurtigere og med mindre energiforbrug af primærproducenterne end nitrat, der først skal reduceres (med et forbrug af energi), før N kan indgå i biomassen. Når ammonium strømmer ud af havbunden, foretrækker primærproducenter derfor denne forbindelse frem for nitrat, om det findes i vandsøjlen eller ej.

I det tilfælde, at primærproduktionen er N-begrænset, vil en reduceret tilførsel af organisk materiale til sedimentet på 38 % (scenarie 2) bevirke en reduceret DIN frigivelse på 41 % og 39 % i hhv. sommer- og efterårsmånederne (figur 3.2.7). Hvis vandsøjlen er fuldt opblandet, vil denne reduktion i N tilførslen nå den fotiske zone, og hvis det antages, at primærproduktionen reagerer proportionalt på en 40 % reduktion i N tilførslen med en faktor 0,33 (Hansen, 2018), vil fytoplankton primærproduktionen reduceres med omkring 13 %, og klorofylindholdet vil også reduceres.

Der er dog en hel række forhold, der komplicerer denne forsimplede betragtning. Dels reagerer især klorofylindholdet ikke proportionalt med ændringerne i N tilførslen, da græsningstryk også påvirkes af ændrede forhold i vandsøjlen, og dels er opblandingen ofte ikke 100 %. Desuden, som det også ses i figur 3.3.1, er andelen af vandsøjles primærproduktion, der understøttes af recirkulerede næringsstoffer fra sedimentet, meget variabel både mellem de to undersøgelsesår og mellem områder. Frigørelsen af næringsstoffer fra havbunden er afhængig af de lokale iltforhold i bundvandet, der varierer meget mellem år. Det betyder dermed, at iltforholdene i bundvandet gennem påvirkningen af sedimentbiogeokemien, styrer fytoplanktonvæksten i sommer- og efterårsmånederne, og disse lokale år til år udsving kan maskere en generel tendens til faldende primærproduktion som resultat af udtømmning af sedimentpuljer. Det kræver således kobling mellem sediment og vandsøjle modeller at komme effekterne af ændrede sedimentpuljer på klorofylindholdet nærmere.

Det generelle billede af vandsøjles indhold af P i danske kystvande peger som modellen på, at fosfatfrigivelsen fra sedimentet er gradvist faldende. Sommermånederne domineres generelt af recirkuleret P fra sedimentet (Knudsen-Leerbeck et al., 2017), og den faldende sommerkoncentration i vandsøjles TP, der er observeret i årene frem til 1999, er sandsynligvis et resultat af den gradvise udtømmning af fosfatpuljerne, der er opbygget i de foregående årtiers øgede organiske belastning. I de sidste årtier (2000-2009 samt 2010-2013) er faldet i sommermånederne mindsket, hvilket kan være et tegn på, at bidraget fra de interne puljer er ved at nå steady state (Riemann et al., 2016).

Dette er på linje med resultater af eksperimentelle undersøgelser af udviklingen i sedimentfluxe og kulstofbudgetter. Således anslår Martens & Valklump (1984) at 98% af den totale remineralisering sker i løbet af de første tre år, efter det organiske materiale er deponeret i et kystsediment domineret af aflejring af organisk materiale. Eksperimentelle undersøgelser af dynamikken i- og størrelsesordenen af den interne belastning i Odense Fjord indikerer, at frigivelsen af N fra sedimentet hovedsageligt bestemmes af den labile kulstofpulje og væsentligst forløber over en periode på 200 dage. Dvs. at den interne belastning mht. N hovedsageligt bestemmes af primærproduktiviteten få år tilbage og dermed også er koblet til den eksterne belastning få år tilbage i tid (Valdemarsen et al., 2015).



Figur 3.3.1. Sedimentets potentielle DIN og DIP bidrag til pelagisk primærproduktionen (PPP) i fire danske fjorde i årene 1999 og 2000. Angivet i % af den samlede PPP, (Fossing et al. Ikke publicerede data)

3.4 Videnshuller

- Kvantificering af sedimentændringers betydning for klorofylindholdet i vandsøjlen kræver beregninger i en koblet sediment-vandsøjlemodel.
- Kortlægning af omfanget af sedimentændringer kræver digitalisering af ældre sedimentdata og inddatering i en database for punktmålinger i overfladesedimenter.

4. Påvirkninger af ålegræs

4.1 Teoretisk påvirkningsmekanisme

4.1.1 Sedimentets effekt på ålegræs

Sedimentet påvirker ålegræsset gennem en række fysiske, kemiske og biologiske forhold. Fysiske forhold omfatter sediments resuspension og kornstørrelsesfordeling, kemiske forhold omfatter indhold af organisk stof, svovlbrinte- og iltforhold i overfladesediment og bundnære lag, og biologiske forhold omfatter bl.a. graveaktiviteter fra sandorm. Hertil kommer faktorer som fysisk eksposering, der er tæt koblet til sedimentforhold, samt drivende makroalger, der kan skade ålegræsset gennem skygning og oprivning af små planter samt og forårsage øget resuspension af sedimentet. Uegnede sedimentforhold kan føre til, at ålegræsset vokser dårligt eller slet ikke kan vokse på en given lokalitet, fordi havbunden eksempelvis er for blød eller for forstyrret af sandorms bioturbation til, at nye skud kan finde fodfæste, eller fordi dårlige iltforhold eller svovlbrinte i bundvandet begrænser ålegræssets vækst og øger tabet af skud. Sedimentforhold kan derfor påvirke både opretholdelse af eksisterende ålegræsbestande og etablering af nye bestande. Sedimentforhold og mekanismerne for deres påvirkning af ålegræs er sammenfattet nedenfor (tabel 4.1.1).

Tabel 4.1.1. Sedimentforhold, mekanismer for sedimentets påvirkning af ålegræs samt tålegrænser for god økologisk tilstand/sunde ålegræsbede

Parameter	Påvirkningsmekanisme	Tærskelværdi	Referencer
Organisk stofindhold	Forhøjet organisk stofindhold påvirker sedimentets stabilitet og forankringspotentiale for nye ålegræsplanter. Et højt organisk indhold påvirker desuden svovlbrinteindhold, resuspensionsfrekvens, iltforhold og bundfauna.	1-13% tørvægt	Flindt et al., 2016 og referencer deri; Koch, 2001; Krause-Jensen et al., 2011.
Svovlbrinteindhold	Cellegift med negativ indflydelse på fotosyntese, vækst og næringsstoffoptag. Kan forårsage celledød.	13-400 µM	Borum et al., 2005; Borum et al., 2014; Koch, 2001; Krause-Jensen et al., 2011.
Resuspensionsfrekvens	Høj lokal sedimentresuspension reducerer lysforholdene ved bunden og påvirker desuden forankringsmulighederne for nye planter.	<2 år ⁻¹ Alternativt målt som: Resuspensionsdybde <25 mm	Flindt et al., 2016 og referencer deri; Pedersen et al., 2012; Suykerbuyk et al., 2016.
Iltforhold i bundvand under vækstsæsonen	Lave iltkoncentrationer nedsætter fotosynteseeffektiviteten og vækstraten, kan inducere vævs-anoxi, hvilket øger røddernes tilgængelighed for svovlbrinte. Effekten er formentlig temperaturafhængig, således at høje temperaturer forøger risikoen for vævs-anoxi.	<1 begivenhed/ måned ⁻¹	Canal-Verges, et al., 2016; Flindt et al., 2016; Pulido & Borum, 2010.
Sandorm	Høje tætheder begraver ålegræsfrø og -spirer og kan helt fjerne ålegræssets frøbank.	<10 g vådvægt m ⁻²	Flindt et al., 2016 og referencer deri.

Dårlig sedimentkvalitet kan være særligt kritisk på dybt vand, hvor ålegræssets vækst er begrænset af lyset, og hvor ekstra tab eller yderligere begrænsninger af væksten derfor vil reducere dybdeudbredelsen af ålegræs. Der er eksempler både fra Danmark (Krause-Jensen et al., 2011; Canal-Verges et al. 2016; Flindt et al. 2016; Kuusemäe et al. 2016) og fra udlandet (fx Ferguson et al. 2016; Kenworthy et al. 2014) på, at sedimentkvalitet påvirker ålegræssets lyskrav og dermed dybdeudbredelsen. Herudover er der en direkte kobling mellem uegnede sedimentforhold og dårlige lysforhold. Sedimenter, hvor øget organisk stoftilførsel har ledt til ændringer i tekstur og vandindhold, er mere udsat for resuspension, og denne bundnære resuspension har en skyggeeffekt ift. bundvegetation, både ålegræs og de mikroalger, der kitter sedimentet sammen (jf. afsnit 2.1.3). Da resuspenderede partikler mindsker lystilgængeligheden for ålegræs, kan destabiliserede sedimenter påvirke ålegræssets dybdegrænse (Pedersen et al. 2012; Krause-Jensen et al. 2011; Olesen, 1996). Overlevelsen af nye skud er ekstra sårbar for den bundnære lyssvækelse, der forårsages af resuspenderede sedimenter, fordi nye ålegræsskud har større energikrav ift. modne planter og dermed større lyskrav (Valdemarsen et al. 2010). Høj temperatur kan yderligere øge ålegræssets lyskrav og dermed forstærke negative effekter af fx øget resuspension (Hammer et al., 2018; Stæhr & Borum 2011).

Også på lavt vand kan uegnede sedimentforhold begrænse ålegræssets potentiale for at (re)kolonisere havbunden (Canal-Verges et al., 2016; Flindt et al., 2016; Kuusemäe et al., 2016). Mudrede bundforhold påvirker direkte ålegræssets forankringsmuligheder, idet denne bundtype er mere udsat for erosion (Pedersen et al., 2012; Valdemarsen et al., 2010). Fysisk eksponering fra strøm og bølger, og koblingen til sedimentsammensætning og -omlejring, er derfor en væsentlige strukturerende faktorer for ålegræssets udbredelse på lavt vand (Frederiksen et al., 2004; Krause-Jensen et al. 2003).). Det ses i områder med begrænset sedimentomlejring der typisk har tættere havgræsbestande end områder, hvor omlejringen er kraftig, og der er en klar selvforstærkende (feed-feedback) effekt, hvor en reduktion i ålegræssets dækning gør det mere sårbart over for sedimentomlejring (Maxwell et al., 2016; Sukkerbuyk et al., 2016).

4.1.2 Ålegræssets effekt på sedimentet

Samtidig påvirker ålegræsset sedimentet. Ålegræssets blade dæmper bølgeenergien, og ålegræsenge virker derved som sedimentfælder, dels for partikler fra vandet og dels for løvfald fra ålegræsset, og reducerer også erosion af kystnære sedimenter (Duarte et al., 2013; Rasmussen et al., 1973). Kollision af partikler i vandsøjlen med ålegræssets blade fremmer sedimentationen yderligere (Hendriks et al. 2008). Via disse mekanismer, og afhængigt bl.a. af bestandenes tæthed og områdets strøm- og eksponeringsforhold (Fonseca et al 1982, Pinsky et al. 2013), påvirker ålegræsset sedimentets samlede indhold af organisk stof og sammensætningen af kulstofpuljen. Derudover stabiliserer ålegræssets underjordiske net af jordstængler (rhizomer) og rødder sedimentet.

Disse effekter af ålegræs betyder, at havbunden under ålegræsenge ofte er hævet i forhold til den omgivende havbund og kan bestå af finere materiale med højere indhold af organisk kulstof og næringsstoffer end den omgivende havbund (Kennedy et al., 2010). Denne proces blev fulgt over en 12-årig periode i Virginia Coastal Reserve, hvor ålegræs rekoloniserede et område, der havde været blotlagt gennem mange år, og her steg koncentration af organisk stof og næringsstof i sedimentet under de unge enge (McGlathery et al., 2012).

Ålegræssets (og andre havgræsers) evne til at tilbageholde kulstof i havbunden har fået meget fokus gennem de seneste år, og indgår i såkaldte "Blå Karbon strategier" med det formål at øge udbredelsen af havgræsser m.m. som virkemiddel mod klimaforandringer (Duarte et al., 2013; Gattuso et al., 2018).

En øget udbredelse af havgræsser gennem "Blå Karbon strategier" vil tilsvarende fungere som virkemiddel mod eutrofiering pga. den parallelle tilbageholdelse af næringsstoffer i havbunden (Duarte & Krause-Jensen, 2018; Kindeberg et al., 2018). Derudover fremmer ålegræsenge fjernelsen af kvælstof ved at stimulere denitrifikation og anammox, selvom der også foregår kvælstoffiksering i ålegræsengene (Flindt, 1994 samt referencer i Duarte & Krause-Jensen, 2018; samt Kindeberg et al. 2018).

Ålegræsenge påvirker desuden det underliggende sediment ved at optage og udskille næringsstoffer og gasser gennem jordstængler og rødder. Endelig påvirker ålegræsset sedimentets biologi og dermed for eksempel bioturbationen i sedimentet (Maxwell et al., 2017).

Ålegræsset kan også påvirke sedimentet uden for selve ålegræsengene, fordi en del af ålegræssets løvfald eksporteres væk fra ålegræsengene, driver med havstrømme og lander på havbunden enten i nærheden eller langt fra voksestedet (Duarte & Krause-Jensen, 2017). For 100 år siden, hvor ålegræs var vidt udbredt langs de danske kyster, var havbunden i fjorde og i Kattegat overalt påvirket af ålegræs, og målinger viste, at 31-78 % af fjordbundens kulstof stammede fra ålegræs, mens ca. 15 % af kulstoffet i kystsedimenter i Kattegat stammede fra ålegræs (Boysen Jensen, 1914).

De kombinerede effekter af sedimentet på ålegræsset og af ålegræsset på sedimentet er så tæt forbundne, at det kan være vanskeligt at skelne, hvad der er "hønen og ægget". Eksempelvis indgår det samme datasæt om ålegræs og sedimentforhold både i et studium af, hvordan sedimentet påvirker ålegræsset (Krause-Jensen et al., 2011) og i et studium af, hvordan ålegræsset påvirker sedimentet (Kindeberg et al., 2018).

4.2 Dokumenteret påvirkning og dens relative betydning

Der er ingen studier, der haft som direkte formål at dokumentere, hvordan tidlige ændringer i sedimentkarakteristika har påvirket ålegræssets udbredelse og vækstforhold. Viden om sedimentets påvirkning af danske ålegræsbestande er typisk udledt fra "space-for-time" studier af sedimentkarakteristika og ålegræsudbredelse i en række forskellige områder, fra eksperimentelle studier og fra modelscenarier. Modelscenarierne bygger bl.a. på kendskab til talegrænser for diverse sedimentkarakteristika rapporteret i litteraturen, der typisk er fastlagt i undersøgelser af ålegræsforekomster i relation til miljøvariable eller eksperimenter (tabel 4.1.1). Naturlige "eksperimenter", hvor ålegræs er forsvundet, har desuden leveret tidsserier for, hvordan ålegræsenge påvirker sedimentet.

I det følgende vil vi for danske kystområder opsummere "space-for time" studier af sammenhængen mellem sedimentforhold og ålegræssets dybdegrænse, og sammenholde sedimentforhold i danske kystområder med ålegræssets talegrænser. Desuden vil vi vha. modelresultater diskutere, hvordan sedimentændringer kan påvirke ålegræsudbredelse. Herefter følger en gennemgang af observerede effekter af ålegræs på sedimentforhold.

4.2.1 Sammenhængen mellem sedimentforhold og ålegræssets dybdegrænse

Den nedre dybdegrænse for ålegræssets vækst definerer samtidig grænsen for plantens udbredelsesareal og er en vigtig indikator for miljøtilstanden i kystområder. Dybdegrænsen er primært bestemt af lys, men der er også eksempler på, at ålegræsset ikke vokser så dybt, som man kunne forvente ud fra lysforholdene. Det er for eksempel tilfældet i Horsens Fjord, Vejle Fjord, Als Sund, Limfjorden, Odense Fjord og Roskilde Fjord (Carstensen & Krause-Jensen, 2012). I sådanne områder må andre faktorer end lyset derfor bidrage til at styre dybdegrænsen.

Et studium i danske kystområder testede hypotesen, at dårlige sedimentforhold kan begrænse ålegræssets dybdeudbredelse (Krause-Jensen et al., 2011). Studiet omfattede målinger af sedimentforhold ved ålegræssets dybdegrænse på 42 lokaliteter fordelt i Limfjorden, Aarhus Bugt, Horsens Fjord, Vejle Fjord, Odense Fjord og Lillebælt. Samtidig blev lysforhold og vandkemiske variable karakteriseret. Resultaterne bekræftede, at lyset er den vigtigste styrende faktor for ålegræssets dybdeudbredelse, men pegede på, at sedimenter, der er prægede af stor organisk stoftilførsel som følge af eutrofiering, eller fysisk beskyttelse, der skaber gode betingelser for aflejring, kan begrænse dybdegrænsen.

Ålegræssets dybdegrænse lå på relativt lavere vand, hvor sedimentet var organisk rigt, havde høj koncentration af næringsstoffer og svovlbrinte, bestod af fine partikler og var karakteriseret ved højt vandindhold og lav densitet. Sammenhængen mellem ålegræssets dybdegrænse og sedimentvariable var non-lineær, og der var kun en negativ korrelation mellem sedimentforhold og dybdegrænse, når sedimentvariable nåede over en vis tærskelværdi karakteristisk for eutrofierede forhold og fysisk beskyttede områder.

Analysen blev benyttet i "space-for-time" sammenhæng til at argumentere for, at yderligere reduktioner i næringsbelastning kan stimulere ålegræssets dybdeudbredelse ved at forbedre ikke bare lysforhold men også sedimentkvalitet (Krause-Jensen et al., 2011).

Resultaterne fra sedimentmodellen i Aarhus Bugt kan illustrere det tidsmæssige forløb, hvorover en nedsat organisk belastning af sedimentet slår igennem i form af forbedrede sedimentforhold for ålegræsset. I scenarie 2 reduceres den omsættelige organiske stofpulje i sedimentet med 40 % over 6 år (figur 3.2.6). Men betragtes den samlede pulje af omsætteligt- og uomsætteligt organisk C, der netop har betydning for sedimentets fysiske karakteristika, tager det 40 år, før sedimentets kulstofindhold er reduceret med 6 % i sedimentets øverste 20 cm (data ikke vist). Sedimenthukommelsen, hvad angår det samlede kulstofindhold, er således langvarig, og man må derfor forvente, at en reduktion i vandsøjleens næringsstofindhold, og deraf følgende faldende primærproduktion og organisk stoftilførsel til sedimentet kun forplanter sig meget langsomt ift. forbedrede resuspensionsforhold og forankringsmuligheder for ålegræsset i sedimentet.

I modsætning til kulstofindholdet i sedimentet er svovlbrintekonzentrationen et sedimentkarakteristika, der hurtigt forbedres ift. ålegræssets habitatkrav, når sedimentet ændres. I scenarie 2 ses det, at svovlbrintefrontens dybde reagerer umiddelbart på en reduktion i organisk belastning, og det samme gør sedimentets pulje af ilt (data ikke vist). Efter 12 år betyder sedimentændringerne, som følge af den nedsatte organiske belastning, at svovlbrintekonzen-

trationen ikke kommer over 10 µM i sedimentets øverste 20 cm på noget tidspunkt i løbet af året, og sedimentets svovlbrinteindhold vil derfor sandsynligvis ikke påvirke ålegræssets vækstforhold under disse betingelser. Nedsat organisk stoftilførsel vil således over få år mindske svovlbrintepåvirkningen af ålegræssets vækst.

Gennem de seneste år er der foretaget et omfattende arbejde med at modellere udbredelsen af ålegræs og sandsynligheden for genetablering af ålegræsbestande. Modellerne er baseret på omfattende feltundersøgelser af sedimentkarakteristika og vandsøjleparametre og kendskab til sammenhænge mellem miljøforhold og ålegræsvækst og -overlevelse.

Modellerne beskriver tilstanden i Odense Fjord (Flindt et al., 2016; Kuusemäe et al., 2016), Roskilde fjord (Kuusemäe et al., 2016), Limfjorden (Canal-Vergés et al., 2016), Lillebælt og Horsens Fjord (upubliceret, se dog https://www.aqua.dtu.dk/Om_DTU_Aqua/Publikationer/Konsekvensvurderinger).

Modellen er valideret på baggrund af data fra Odense Fjord og Roskilde Fjord og studiet understreger, at lysforhold og organisk indhold i sedimentet er afgørende for ålegræssets mulighed for at klare eksponering for andre stressfaktorer (Kuusemäe et al., 2016).

Koblingen af modelresultater og GIS-kort har desuden vist, at en reduktion med 30 % i næringsstofftilførslen til Odense Fjord påvirker sedimentforholdene, således at området i Odense Fjord, hvor sedimentkvaliteten giver anledning til "dårlige forankringsmuligheder" for ålegræsset, mindskes med 3 %, men at reduktionen ikke leder til et forøget areal med "gode forankringsmuligheder" for ålegræsset (Flindt et al., 2016).

Ålegræsset dækker pt. kun ca. 2 % af Odense Fjord, og modellen forudsiger, at ålegræsrestaurering ved transplantation af skud på nuværende tidspunkt er mulig i 10 % af fjorden, mens ålegræsrestaurering via spredning af frø kun er mulig i 1 % af fjorden. Reduktions-scenariet forudsiger, at op til 17 % af fjordbunden vil være egnet for ålegræsrestaurering ved transplantation af skud, og at restaureringssuccesen via spredning af frø vil fordobles pga. en kombination af bedre lysforhold og mindre stress fra makroalger og ændrede forankringsmuligheder. For Limfjorden viser et lignende modelstudium, at sedimentforholdene understøtter ålegræssets rekoloniserings succes i <30 % af fjorden (Canal-Vergés et al., 2016). Modellen er baseret på karakteristika af 125 sedimentprofiler, og sedimentets organiske indhold blev benyttet som proxy for ålegræssets forankringskapacitet.

På landsplan findes ikke tilsvarende detaljerede beskrivelser af sedimentet, som kan benyttes til modellering af ålegræssets udbredelse og koloniseringspotentiale i Danmark. Sammenholdes ålegræssets talegrænser på 1-13 % organisk stofindhold (tabel 4.1.1) med de gennemsnitlige værdier for glødetab vist i figur 2.3.2 ses, at det organiske indhold ligger mellem 2 og 23 % i de 9 undersøgte områder, og at i 7 af områderne er gennemsnitsværdien under 13 %. Arbejdet med modellering af ålegræsudbredelsen i Limfjorden understreger betydningen af lokale forhold for ålegræssets udbredelse, især i forstyrrede miljøer, og de tilgængelige sedimentdata gør det ikke muligt at fastslå, om ålegræssets dybdegrænse er påvirket af sedimentkarakteristika i områderne.

4.2.2 Observerede effekter af ålegræs på C, N og P puljer i ålegræsenge

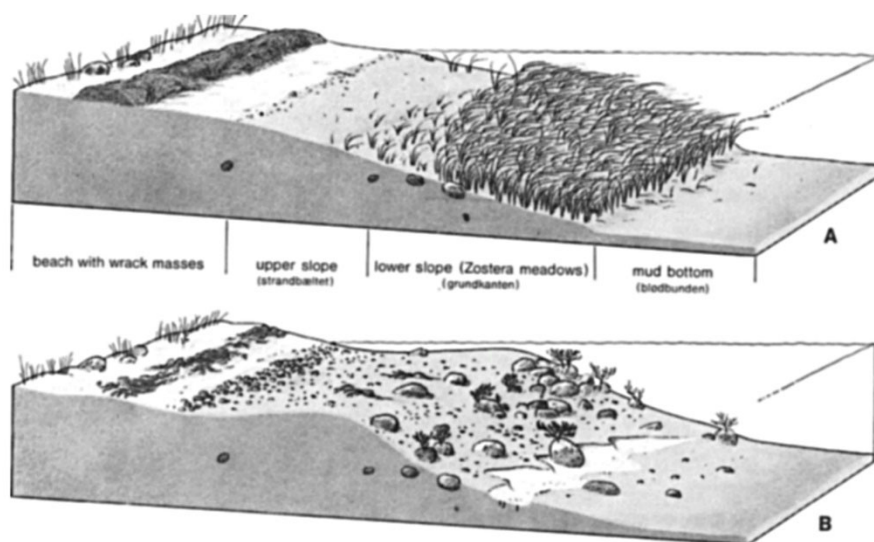
De seneste års fokus på "Blåt Karbon" har givet anledning til at studere kulstofdepoter i danske ålegræsenge (Röhr et al., 2016; Kindeberg et al., 2018). Samtidig har det parallelle fokus på ålegræs som virkemiddel mod eutrofiering (Duarte & Krause-Jensen, 2018) givet anledning til at studere næringsstofdepoter i danske ålegræsenge (Kindeberg et al., 2018).

Depoterne af organisk kulstof (C) og næringsstoffer (TN og TP) er målt i de øvre 10 cm sediment i ålegræsenge fra inderfjorde, yderfjorde og åbne kystområder. I alt er der data fra 50 lokaliteter for C, 47 lokaliteter for TN og 36 lokaliteter for TP (Kindeberg et al. 2018). Der var stor rumlig variation i sedimentdepoterne under ålegræsset mellem områder, som ses tydeligt i spændvidden i data: 155-4413 g C m⁻², 24-448 g TN m⁻² og 7-34 g TP m⁻². Lokaliteterne omfattede samtidig en stor spændvidde i eksponeringsgrad, fysiske sedimentforhold og eutrofieringsniveau, og studiet viste, at sedimentdepoterne i ålegræsengene var signifikant højere i inderfjorde sammenlignet med yderfjorde og åbne kystområder, og viste også en positiv sammenhæng med sedimentets indhold af silt og ler. Derudover var C-depoterne signifikant større i de mere eutrofierede lokaliteter med høje koncentrationer af næringsstoffer og klorofyl i vandsøjlen (Kindeberg et al., 2018). Resultaterne kan bidrage til at vurdere, hvilke ålegræsenge der leverer det største bidrag til at modvirke effekter af klimaforandringer og eutrofiering, og tilbageholdelsen af kulstof i danske ålegræssedimenter er generelt høj sammenlignet med niveauet i andre nordiske ålegræsbestande (Röhr et al., 2018).

Studierne af depoter af kulstof og næringsstoffer i danske ålegræsenge omfattede ikke analyser af depoter af kulstof og næringsstoffer i nabolokaliteter uden ålegræs. Men et globalt studium viser, at havgræssedimenter har signifikant større koncentration af organisk C og TN end nabosedimenter uden ålegræs (Kennedy et al., 2010). Det er vigtigt i forhold til en vurdering af ålegræs som virkemiddel mod klimaforandringer og eutrofiering.

Et helt anden type studium viser ålegræssets effekt på sedimentforhold baseret på observationer over et "naturligt eksperiment", nemlig den situation, at de danske ålegræsbestande, som totalt havde domineret havbunden i danske fjord- og kystområder, blev reduceret til kun en skygge af sig selv under ålegræssygen i 1930'erne. Observationer af kystsedimenter før og efter ålegræssygen viser dramatiske ændringer (opsummeret af Rasmussen, 1973). Først forsvandt det grønne dække, mens ålegræssets net af rødder og jordstængler forblev i havbunden og fastholdt materiale gennem nogle år. Derefter blev kysterne eroderet. Før ålegræssygen var kysten langs fjordene typisk karakteriseret af en lavvandet næsten vegetationsløs øvre zone eksponeret for vandstandsændringer og is (strandbæltet), derefter et bredt og tæt bælte af ålegræs og på dybere vand mudderbund; og på stranden var der opskyl af ålegræsblade (figur 4.2.1 øverst). Den ekstreme situation efter ålegræssygen var kyster med sten og groft materiale (figur 4.2.1, nederst). Generelt blev bunden grovere afhængigt af vandbevægelse. I de fleste områder faldt kystniveauet, og mange steder opstod lange permanente sandbanker eller endda stenrev. Med eksponeringen af de mange tidligere begravede sten opstod en ny bundvegetation med makroalger som fx blæretang. Blæretangen gav anledning til vandring af sten fra vand til land, da de med deres luftblærer skaber opdrift og derfor kan flytte sten på op til 30-40 cm i diameter (Rasmussen, 1973).

Figur 4.2.1. Øverst: Typisk dansk fjord før ålegræssygen i 1932-33, bemærk den karakteristiske zoner af kysten. Nederst: Forholdene efter ålegræssets forsvinden. Afhængig af eksponeringsforholdene forekommer forskellige kysttyper mellem disse to ekstremer. Fra Rasmussen, 1973.



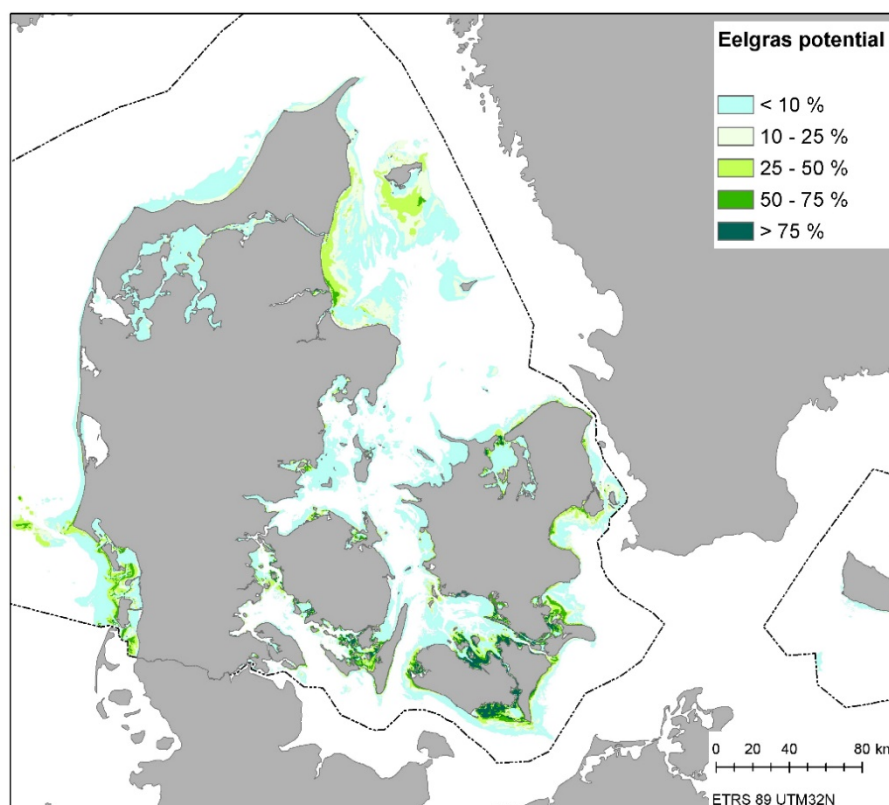
4.3 Påvirkningens relative betydning

Dynamiske modeller med moduler, der inkluderer koblinger mellem tilførsler af næringsstoffer, produktion i vandsøjlen, sedimentation, sedimentkvalitet og ålegræsvækst, kan bidrage med at forstå og opskalere sammenhængen mellem ændringer i sedimentkarakteristika og ålegræsrespons og dermed kvantificere sedimentændringers påvirkning af ålegræssets dybdegrænse ift. andre stressfaktorer.

På landsplan er der ikke tilstrækkelig god opløsning på sedimentdata i ålegræsområder til, at man pt. kan opskalere relationer mellem sedimentforhold og ålegræsvækst/udbredelse til at omfatte de danske kystområder generelt. Den eksisterende model for ålegræssets udbredelse på landsplan inddrager sedimentforhold på en grov skala med 3 sedimentkategorier, og selv med denne grove skala er der en signifikant effekt af sedimentforhold (figur 4.3.1, Stæhr et al., 2019). Når mere detaljerede datasæt om sedimentforhold bliver tilgængelige på landsplan, vil disse principielt kunne bruges til at forbedre den eksisterende landsdækkende ålegræsmodel, og på den baggrund opnå en bedre beskrivelse af sedimentets betydning for ålegræssets udbredelse for danske fjord- og kystområder som helhed.

De detaljerede modelstudier i Odense Fjord, Limfjorden og Roskilde Fjord demonstrerer at sedimentændringers effekt på ålegræssets udbredelse og dybdegrænse kan være betydelig (Canal-Vergés et al., 2016; Flindt et al., 2016; Kuusmäe et al., 2016). Dette understøttes af feltmålinger på 42 lokaliteter fordelt i Limfjorden, Aarhus Bugt, Horsens Fjord, Vejle Fjord, Odense Fjord og Lillebælt (Krause-Jensen et al., 2011).

Figur 4.3.1. Kort over ålegræssets potentielle udbredelsesareal i Danmark udledt fra rumlig habitatmodelling. Fra Stæhr et al. 2019.



4.4 Videnshuller

Selvom lyset er den væsentligste styrende faktor for ålegræssets dybdegrænse, bidrager andre faktorer såsom sedimentforhold til at regulere dybdegrænsen. Det er et videnshul, at identificere i hvilke områder andre faktorer end lyset spiller en særlig stor rolle. Dette videnshul kan lukkes gennem en kombineret indsats:

- Analyse af samhørende tidsserier af ålegræssets dybdegrænse og sigtdybden på områdeniveau for at identificere områder med stort misforhold mellem udviklingen i dybdegrænse og sigtdybde, - hvor sigtdybden eksempelvis er forbedret markant uden, at ålegræsset vokser dybere.
- Identificere hvad der karakteriserer disse områder, og om der er andre kendte presfaktorer som f.eks. forstyrrelse af bunden gennem fiskeri med skrabende redskaber, der kan forklare misforholdet.
- For områder, med stort misforhold mellem udvikling i sigtdybde og dybdegrænse, og hvor der ikke er andre kendte presfaktorer, der kan forklare misforholdet: Analysere havbunden ved ålegræssets dybdegrænse samt lidt dybere for at identificere, om eksempelvis det organiske indhold/vandindholdet ligger over tærskelværdien for ålegræssets sedimentkrav.

Desuden vil mere detaljerede landsdækkende informationer om sedimentkarakteristika i lavvandede fjordområder/ålegræsenge bidrage til at opnå en bedre forståelse af sammenhængen mellem sedimentkarakteristika og ålegræsudbredelse på landsplan. På baggrund af denne type oplysninger ville den landsdækkende ålegræsmodel (Stæhr et al., 2019) kunne opdateres til bedre at inkludere koblingen mellem sediment og ålegræsudbredelse. Tilsvarende vil

det på baggrund af denne type information være muligt at udbrede de mere detaljerede dynamiske modeller (e.g. Flindt et al., 2016) til flere områder.

Tidsserier af sedimentkarakteristika i ålegræsområder er en mangelvare, men ville principielt tillade etablering af referenceværdier for sedimentkarakteristika i udvalgte ålegræsområder. Tidsserier kan muligvis tilvejebringes for nogle områder ved "data mining" og digitalisering af ældre sedimentdata.

I forbindelse med storskala ålegræsrestaureringsprojekter, der pt er i gang, bliver der indsamlet sedimentdata (fx C og N indhold) før og efter ålegræsrestaureringen. Dette vil bidrage til at beskrive ålegræssets effekt på sedimenter. I samme storskalap projekter vil forsøg med sandcapping underbygge viden om sedimentets effekt på forankringsmuligheder.

5. Påvirkninger af bundfauna

5.1 Teoretisk påvirkning

Det faunasamfund, der findes i og på havets sedimentbund, er nøje tilpasset til de fysiske og kemiske forhold, der hersker i dyrenes nærmiljø i sedimentet. De fysiske forhold, som har særlig stor betydning for artssammensætningen på en sedimentbund, er sedimentets kornstørrelsesfordeling (sammensætningen i grus, sand, silt, mudder, ler, m.m.), ventilationen af sedimentet (der afhænger af sedimentets porøsitet og strømning i vandsøjlen over sedimentet), hvor tit sedimentet omlejres (resuspenderes) og lysforholdene ved bunden, som bestemmer, om der er planteproduktion på selve havbunden. Kemiske forhold¹, som har betydning for faunaens sammensætning, er først og fremmest fordelingen af organisk materiale, dets omsættelighed (labilitet) og herunder dets lødighed som føde for bundfaunaen. Iltindhold og forekomsten af giftig svovlbrinte i sedimentet samt dybdefordelingen af de to stoffer er ligeledes helt afgørende for sedimentets habitatkvalitet.

Da sedimentets forskellige fysiske egenskaber har betydning for bundfaunaens sammensætning, kan der være afledte effekter heraf på de miljøkvalitetsmål, der er baseret på bundfaunadata. Forhold som sedimentets kornstørrelsesfordeling kan således have betydning for både artsdiversiteten og sammensætningen af bundfaunaen, der er de parametre, der indgår i beregningen af det danske miljøkvalitetsindeks DKI. Kornstørrelsesfordelingen kan endvidere have indirekte betydning for havbundens følsomhed over for andre typer af forstyrrelse f.eks. ved at påvirke sedimentkemien og frekvensen af resuspension og sedimentomlejring. I denne rapport behandles sedimentets fysiske egenskaber dog primært som et typologisk karakteristika og ikke som en egentlig presfaktor. Endvidere er der i den måde, som DKI beregnes på, til dels taget højde for betydningen af naturlige variationer i sedimentets fysiske struktur. Betydningen af ændringer i sedimentets fysiske struktur som følge af menneskeskabte forstyrrelser behandles i separate dele af presfaktorprojektet, og denne rapport fokuserer således på betydningen af sedimentets kemiske forhold i bundfaunaens nærmiljø.

Nogle dyr har tilpasninger, der sætter dem i stand til at tåle svovlbrinten, men langt de fleste dyr vil placere sig og forekomme i den øverste del af sedimentet ovenover svovlbrintefronten (se fx Vismann, 1991). Det forventes derfor, at bundfaunaens tilstand, som VRD-kvalitetselement, vil afhænge af svovlbrintedynamikken i sedimentet grundet dels svovlbrintens direkte toksiske virkning på dyrene, og dels indirekte effekter af svovlbrinte i dyrenes nærmiljø (habitateffekter).

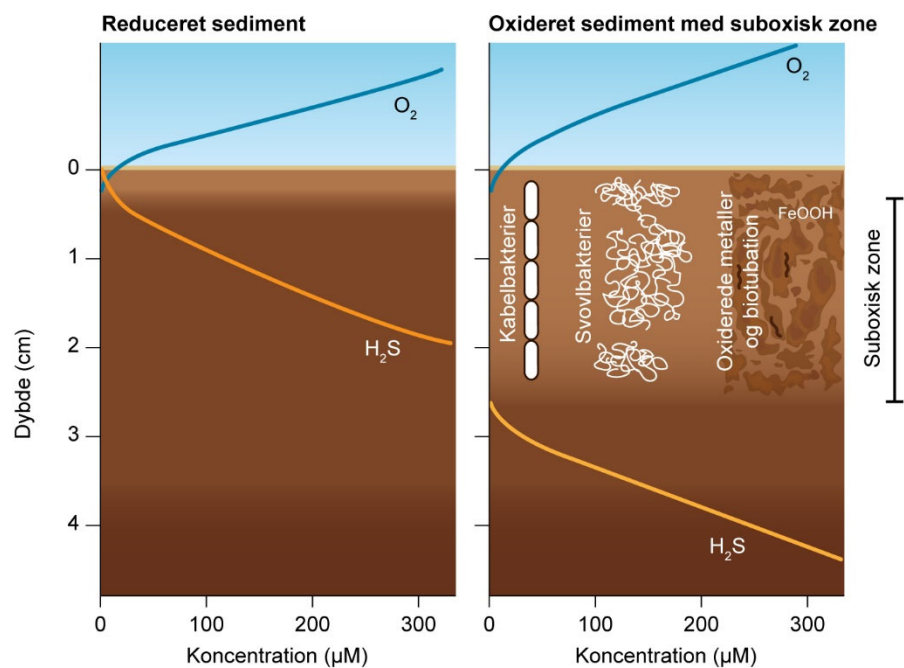
Hvis der er svovlbrinte i sedimentet, vil stoffet ofte forekomme i en bestemt dybde, og positionen af denne svovlbrintefront vil være bestemt af dynamisk ligevægt mellem på den ene side produktionen af svovlbrinte, som afhænger af

¹ Effekter af sedimentets indhold af miljøfremmede stoffer på bundfaunaen behandles i projektets del 1 og er rapporteret i: "Menneskeskabte påvirkninger af havet – andre presfaktorer end næringsstoffer og klimaforandringer", DTU Aqua-rapport nr. 336-2018.

mængden af omsætteligt organisk materiale og temperaturen i sedimentet, og på den anden side oxidationen af svovlbrinte, der påvirkes af nedtrængningen af ilt, mængden af oxiderede metaller og en vifte af biologisk styrede processer.

På figur 5.1 ses dybdeprofiler af et marint sediment i to forskellige situationer: Et reduceret sediment, hvor svovlbrintefronten trænger helt op i de øverste to millimeter af sedimentet og møder det ilt, der diffunderer ned i sedimentet fra vandsøjlen, og et mere oxideret sediment, hvor svovlbrintefronten findes flere centimeter nede i sedimentet. I det sidste tilfælde er der dannet en "suboxisk zone", et område i sedimentet, der er iltfrit, men hvor der findes oxiderede metaller især oxideret jern. Den suboxiske zone er vigtig for bundfaunaen, og den kan dannes og opretholdes af flere mekanismer. Kabelbakterier kan med deres specielle respirationsfysiologi adskille ilt og svovlbrinte over afstande på over 2 cm, store hvide svovlbakterier kan med deres lager af intracellulært nitrat oxidere svovlbrinte i flere centimeters dybde, og tilstedeværelsen af oxideret jern kan danne en suboxisk zone, idet jernet reagerer med den opadstigende svovlbrinte. For at denne "jernfælde" fungerer, skal den oxiderede jernpulje fornyes og bundfaunaens graveaktivitet (bioturbation) og ventilering (bioirrigation) spiller her en særlig vigtig rolle ved at bringe reducerede forbindelser i kontakt med iltigt bundvand. Bundfaunaen bidrager således til at holde svovlbrinten borte fra overflade sedimentet (figur 5.1).

Figur 5.1. Tværsnit af dybdeprofil i et reduceret og oxideret sediment. Svovlbrinte- og iltkoncentrationen er afbilledet på x-aksen. Se tekst for beskrivelse af mekanismer til dannelse af den suboxiske zone.



Sedimentets egenskaber som habitat er således et resultat af en dynamisk vekselvirkning mellem på den ene side bundfaunaens aktivitet og på den anden side de rammer, som sedimentets fysiske og kemiske struktur sætter for faunaens sammensætning og aktivitet. Dyrene skaber, med deres aktivitet, komplekse fysiske strukturer i sedimentet (gange, kanaler m.m.), som de ventilerer ved at pumpe vand ned i. Dyrenes bioturbation bidrager også til at nedblande det organiske materiale, som lander på sedimentoverfladen. Materialet bliver derved tilgængeligt for den gruppe af dyr, der ernærer sig ved depositionsernæring (sedimentædende dyr). Omfordelingen af organisk materiale har indflydelse på både de aerobe og anaerobe sedimentprocesser og på

virker også næringsstofudvekslingen mellem sediment og bundvand. Tilsammen kan betydningen af disse sediment-fauna-interaktioner tydeligt ses i sedimentsøjler med et veludviklet dyresamfund. Her indeholder sedimentet en mosaik af reducerede og oxiderede områder, der folder sig i et tredimensionelt netværk omkring dyrenes gange og strukturer, netop fordi dyrene ventilerer deres gange.

Vekselvirkningen mellem bundfaunaen og sedimentets habitatkvalitet (fx tykkelsen af det iltede sedimentlag) gør det kompliceret at afklare årsagssammenhænge for de presfaktorer, der virker på henholdsvis habitatniveau og på faunasamfundet. Hvis man fx finder, at svovlbrintefronten er tæt på sedimentoverfladen, samtidig med at faunasamfundet er i en ringe tilstand (fx få arter, få individer), er det svært at afgøre, om den ringe habitatkvalitet (forekomst af svovlbrinte) skyldes ringe ventilation af sedimentet grundet de få dyr, eller om det omvendt er den ringe habitatkvalitet, der betinger, at bundfaunaen er ringe udviklet.

Vekselvirkningen betyder, at en presfaktor med direkte virkning på sedimentet kan komme til udtryk i faunaens kvalitet, og at en presfaktor med direkte påvirkning af faunaen kan komme til udtryk i sedimentets habitatkvalitet. Sedimentets integritet, der blandt andet beskriver sedimentets habitatkvalitet, er en "deskriptor" i Havstrategidirektivet, men er ikke i sig selv et kvalitets-element i Vandrammedirektivet. I dette afsnit analyseres svovlbrintens betydning for faunasamfundets kvalitet og eksemplificerer dermed en afledt presfaktor, der er relateret til biogeokemiske processer i sedimentet, og som påvirker kvalitetselementet bundfauna.

5.2 Dokumenteret påvirkning og dens relative betydning

5.2.1 Datagrundlag

Analyserne af relationen mellem sedimentets svovlbrintefront og bundfaunaens kvalitet er baseret på datasæt fra:

- 1) Det nationale overvågningsprogram; NOVA/NOVANA (1999-2003).
- 2) Forskningsprojekt fra de åbne indre danske farvande (2005-2015).

I NOVA-programmet blev der foretaget målinger af svovlbrintefrontens position, sedimentets bufferkapacitet og mængden af oxideret jern i overfladesedimentet i en række danske fjorde og kystnære områder. De anvendte metoder er nærmere beskrevet i Kaas & Markager (1998). Nogle af sedimentstationerne lå i - eller i umiddelbar nærhed af stationsområder, hvorfra der blev taget bundfaunaoprøver i samme periode (tabel 5.2.1). Sedimentundersøgelserne blev i de fleste tilfælde foretaget om foråret og efteråret, mens bundfaunaen blev indsamlet om foråret (marts-maj), dog med få undtagelser, idet Aarhus Bugt og Mariager Fjord konsekvent blev undersøgt om efteråret.

Tabel 5.2.1. Faunadata og sammenhørende sedimentdata fra NOVA-programmet

Fauna station id	Fauna data						Sediment data				Periode
	Bredde grad	Længde grad	No	Gens. dybde m	Dybde spænd m	Grid areal km ²	Sediment station id	Dybde m	Bredde grad	Længde grad	
	N	E							N	E	
BF01	5542.57	1203.51	25	4.8	4.8-4.8	0.2	60	4.8	5542.78	1204.00	1998-2003
BF02	5550.54	956.44	50	4.1	3.3-4.6	3.17	5790 6089	3.5 5	5551.10 5550.90	954.50 957.90	1999-2003
BF03	5542.04	937.34	90	6.1	2.5-10	4.66	3772 4273	3.5 7	5541.80 5542.30	935.50 940.20	1999-2003
BF05	5559.23	813.57	24	3.0	2.0-4.1	290	RFSE1 RFSE2	3 3	5602.97 5553.06	810.39 818.48	1998-2003
BF08	5544.05	1240.05	45	14.2	13-15	3.67	3008	15.5	5543.50	1240.50	1999-2003
BF10i	5527.38	1027.67	19	0.7	0.4-2.5	10.8	6910008	0.79	5527.11	1028.69	1998-2003
BF10y	5530.11	1030.50	30	3.6	0.2-13	53.9	6900803 6900804	2	5531.01 5529.95	1031.54 1035.10	1998-2003
BF11	5501.41	1020.49	45	14.3	12-20	14.6	6500051	20	5501.80	1025.30	1998-2003
BF12	5555.42	1201.22	23	6.4	5.1-6.8	0.83	65	7	5555.50	1201.40	1998-2003
BF15	5540.32	1005.58	45	19.0	18-23	4.14	6870	19	5540.46	1005.43	1999-2003
BF19	5637.17	904.21	45	4.3	3.9-5.1	5.26	3727-1	5	5637.25	904.55	1998-2003
BF21	5656.14	904.38	45	7.2	6.5-8.2	25.6	3708-1	7.3	5657.24	903.75	1998-2003
BF23	5608.03	1017.31	45	14.8	14-16	4.79	170006	16.4	5609.32	1019.20	1998-2003
BF24	5638.43	951.18	45	7.22	5.0-9.6	0.33	240024 5003	3 29	5640.48 5639.76	958.87 958.42	1999-2003 1998-2003
BFK	5639.10	840.20	45	4.6	4.2-6	9.0	3705-1	5.5	5639.40	842.38	1998-2002
NIBE	5700.90	938.40	20	3	2.9-3.1	2.5	3711-2	3.1	5700.90	938.40	2003

Forud for analyserne af relationerne mellem sedimentparametrene og bundfaunaen er der fravalgt 3 områder, grundet ringe datakvalitet og manglende konsistens i prøvetagningsmetoden. Det gælder Flensborg Fjord, Karrebæksminde Bugt og station 409 i Ålborg Bugt. I Flensborg Fjord blev sedimentprøverne flaget som tvivlsomme af Sønderjyllands Amt. I Karrebæksminde Bugt viste sedimentprøverne en sæsonvariation, der var omvendt alle andre områder, og uden at dette umiddelbart kunne forklæres. I Ålborg Bugt var prøverne kun taget få år, og prøvetagningstidspunktet på året varierede. I NOVA-programmet blev sedimentparametrene bestemt på baggrund af 2-3 sedimentkerner, mens de tilsvarende bundfaunadata repræsenterer 20-90 prøver taget på tilsvarende 20 – 90 forskellige prøvetagningspositioner udlagt i et stationsnet (tabel 5.2.1). Data for bundfaunaen er beskrevet mht. artsrigdom (S), artsdiversitet (H'), individantal (N) og der er udregnet indekssværdier for AMBI (Borja et al., 2000) samt DKI (Josefson et al., 2009).

I det andet datasæt (forskningsprojektet), der foregik perioden 2005 – 2015, blev der foretaget målinger af svovlbrintefronten på de samme bundfaunastationer, som indgik i det nationale overvågningsprogram for de åbne farvande. I dette datasæt er målingerne af svovlbrintefronten foretaget på de samme sedimentkerner, som bundfaunaovervågningen anvendte. Bundfaunaen er i alle tilfælde indsamlet og analyseret i henhold til retningslinjer i NOVANA-programmet (TA19). I de fleste tilfælde er svovlbrintefrontens position målt på 5 replikater (sedimentkerner), og der er foretaget 3 samtidige målinger på hver enkelt kerne (figur 5.2.1). Datasættet omfatter i alt 1759 målinger.

Figur 5.2.1. Måling af svovlbrinte-front i hapskerner med sølvstænger i Kattegat 2007. Målingen sker forud for sigtningen af sedimentet og efterfølgende undersøgelse af bundfaunaen.



5.2.2 Hypoteser

På baggrund af de sammenhørende sediment- og faunadata testes hypotesen H1: *Svovlbrintedynamikken i sedimentet (målt som dybden af svovlbrintefronten og sedimentets bufferkapacitet) påvirker bundfaunasamfundets sammensætning og diversitet og dermed værdien af miljøkvalitetsindekset DKI.*

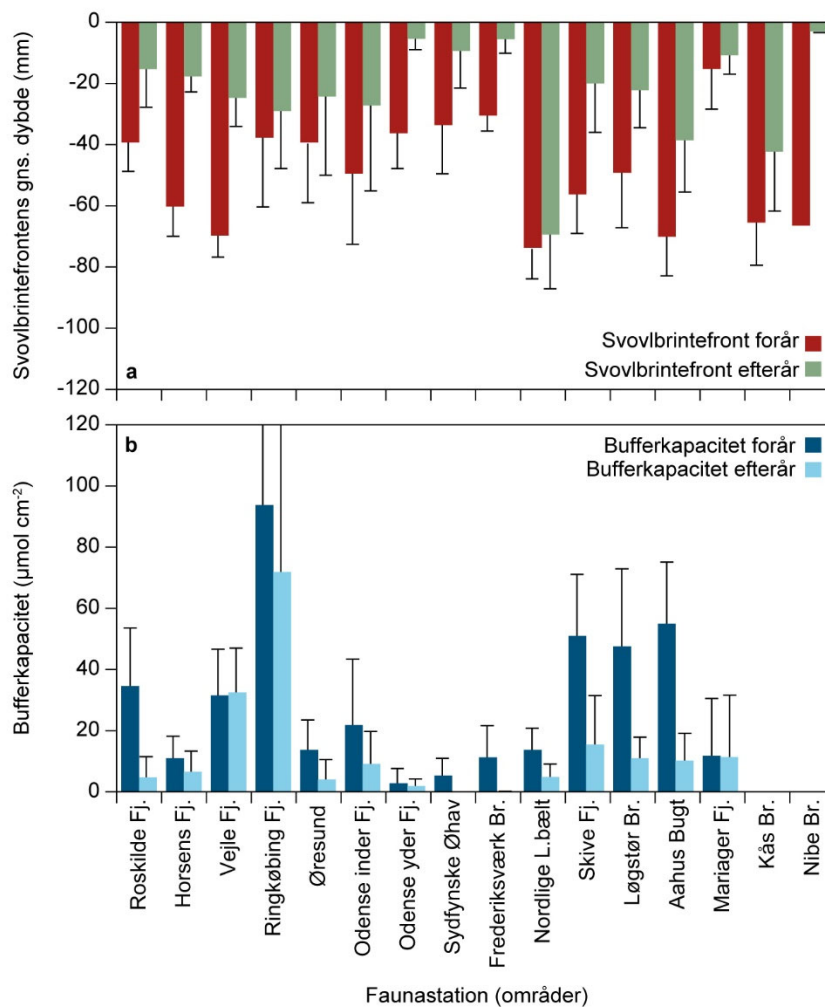
Mulige feedback mekanismer, der vedrører bundfaunaens påvirkning af svovlbrintefronten, testes ikke eksplicit. I NOVA-datasættet bliver bundfaunaen sammenlignet med sedimentets gennemsnitlige bufferkapacitet og den gennemsnitlige dybde af svovlbrintefronten igennem et år forud for indsamlingen af bundfauna (gennemsnittet af målingerne om foråret og efteråret). I det andet datasæt fra de åbne indre danske farvande sammenholdes svovlbrintefronten med de samtidige målinger på bundfaunaen.

5.3 Resultater

5.3.1 Sedimentparametre

I NOVA-datasættet var der registreringer af svovlbrinte i de øverste 8 cm af sedimentet i samtlige 16 områder. Dybden af svovlbrintefronten varierede fra 1,3 mm til >80 mm om foråret og fra 0,3 til >80 mm om efteråret (figur 5.3.1). I samtlige 16 områder var svovlbrintefronten rykket nærmere sedimentets overflade i løbet af sommeren. Som gennemsnit for alle områderne var svovlbrintefronten rykket 26 mm op i løbet af sommeren fra en gennemsnitlig dybde på 51 mm om foråret til 25 mm om efteråret. Bufferkapaciteten varierede tilsvarende fra 29 $\mu\text{mol cm}^{-2}$ om foråret til 15 $\mu\text{mol cm}^{-2}$ om efteråret (figur 5.3.1). Sammenligning af sæsondynamikken af svovlbrintefronten og bufferkapaciteten viser således, at de 2,6 cm, som svovlbrintefronten rykkede op om sommeren, er ledsaget af et gennemsnitligt forbrug af bufferkapacitet på 14 $\mu\text{mol cm}^{-2}$, og at den gennemsnitlige bufferkapacitet pr. kubikcentimeter (ml) således er 5,4 $\mu\text{mol cm}^{-3}$ (14 $\mu\text{mol cm}^{-2}/2,6 \text{ cm}$).

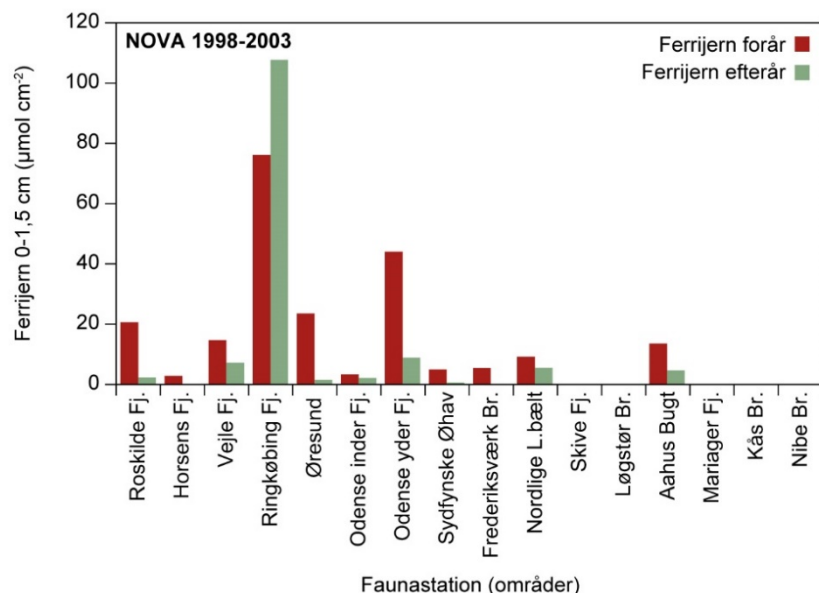
Figur 5.3.1. Sæsonvariation i svovlbrintefrontens gennemsnitlige dybde i sedimentet forår og efterår på faunastationerne (a). Sæsonvariation i sedimentets bufferkapacitet forår og efterår (b). Bjælker angiver standardafvigelse (1998-2003).



De områder, hvor sulfidfronten var nærmest sedimentoverfladen, var Mariager Fjord (BF24), Det Sydfynske Øhav (BF11), Frederiksværkbredning (BF02), Roskilde Fjord (BF01) og Odense yderfjord (BF10y). Det Nordlige Lillebælt (BF15) var det område, hvor svovlbrintefronten lå dybest, og hvor de fleste målinger ikke viste svovlbrinte i de øverste 8 cm. Sedimentets bufferkapacitet viste nogenlunde samme mønster på tværs af områder.

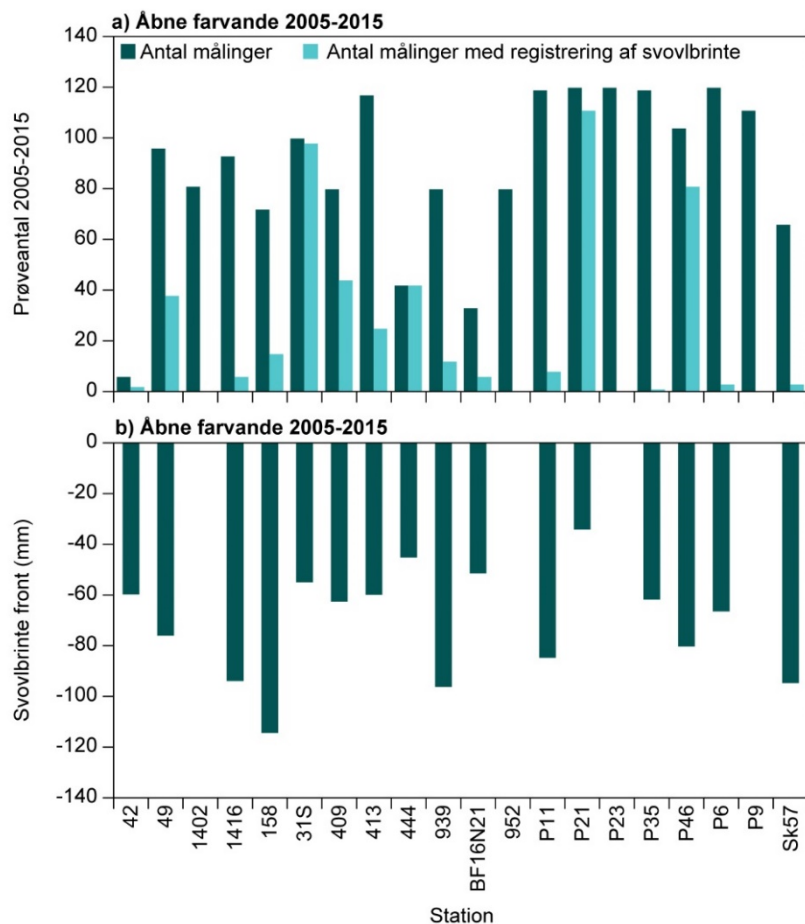
Bufferkapaciteten viste mod forventning lave værdier i det Nordlige Lillebælt, hvor det sulfidfrie sedimentlag var tykt (dybtliggende svovlbrintefront). Dette tyder på, at målinger af svovlbrintefronten eller bufferkapaciteten på denne station kan være fejlbehæftede. Sedimentets indhold af oxideret jern varierede meget med værdier fra 2 μmol til 2741 μmol i de øverste 1,5 cm (figur 5.3.2.). Alle stationer i Limfjorden og Ringkøbing Fjord viste meget høje værdier over 100 μmol. Hvis der ses bort fra disse tre områder (BF05, BF19, BF21) viste målinger et gennemsnitligt (geometrisk gennemsnit) indhold af oxideret jern på 9,3 og 2,0 μmol i de øverste 1,5 cm om henholdsvis foråret og efteråret. Dette svarer til et forbrug på ca. 4,8 μmol cm⁻³ hen over sommeren. Dermed var sæsonændringerne af oxideret jern af samme størrelsesorden som sæsonændringerne i bufferkapaciteten. Bufferkapaciteten og indholdet af oxideret jern er dog ikke helt sammenlignelige, da andre stoffer end oxideret jern bidrager til sedimentets bufferkapacitet, og da oxideret jern kun er målt i de øverste 1,5 cm og således ikke medtager den sæsonmæssige jernreduktion, som sker i dybere sedimentlag.

Figur 5.3.2. Sæsonvariation i sedimentets indhold af oxideret jern i de øverste 1,5 cm forår og efterår på faunastationer (tabel 5.2.1).



I de åbne farvande blev der i perioden 2005-2015 registreret svovlbrinte på 16 ud af 20 stationer (figur 5.3.3). På yderligere fire stationer var det ikke muligt at måle positionen af svovlbrintefronten grundet meget groft sediment. På stationerne 31S (Øresund), P21 (Læsø Rende), P46 (Ålbæk Bugt) og 444 (Arkona, Vestlige Østersø) blev der fundet svovlbrinte i de fleste prøver (77-100 % af prøverne) og over den 10-årige periode, var den gennemsnitlige position af fronten henholdsvis 55 mm, 34 mm, 80 mm og 45 mm (figur 5.3.3) på disse fire stationer. Alle målinger blev foretaget i de sidste uger af april og den første uge af maj. Der er ikke foretaget målinger af svovlbrinte i efterårsperioden, og sedimentets bufferkapacitet er ligeledes ukendt.

Figur 5.3.3. Forekomst af svovlbrinte (a) og position af svovlbrintefronten i de åbne indre danske farvande (2005-2015) (b).



5.3.2 Relation mellem fauna og svovlbrinte i kystnære områder

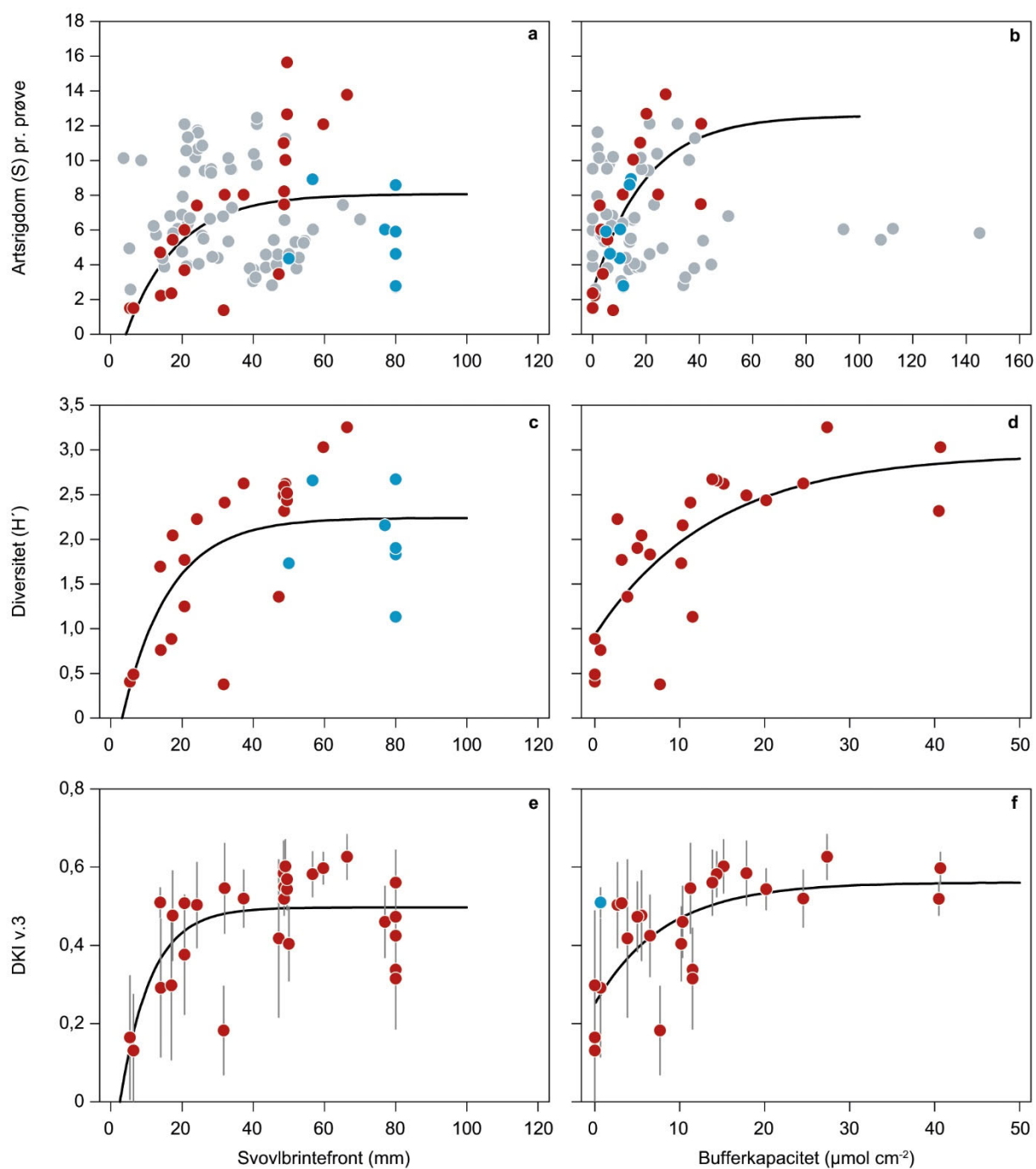
I NOVA-datasættet er der anvendt indeksmål for bundfaunaens artsrigdom (S) og artsdiversitet (H') samt indeksmålene for bundfaunaens kvalitet "AMBI" og "DKI" til at beskrive bundfaunaens relation til sedimentets svovlbrintedynamik (figur 5.3.4). Grundet forventningen om, at bundfauna parametrene S, H' AMBI og DKI såvel som dynamikken af svovlbrinte-parametrene afhænger af vanddybden, er datasættet delt op i områder over - og under 10 m i analyserne. Bundfaunaparametrene er, som beskrevet, relateret til svovlbrintefronten og bufferkapaciteten året forud for indsamlingen af bundfauna. For den første måling af svovlbrintfront og bufferkapacitet (forår 1999) er det derfor antaget, at værdierne for det forudgående efterår er givet ved det område-specifikke gennemsnit for hele perioden (1999-2003).

For det samlede datasæt er der en generel positiv sammenhæng mellem på den ene side bundfaunaens artsrigdom (S), diversitet (H) og DKI og på den anden side tykkelsen af det svovlbrintefrie sedimentlag (dybde svovlbrintefront) samt sedimentets bufferkapacitet. I overensstemmelse hermed viser AMBI en negativ relation til svovlbrintefronten (data ikke vist), idet lave værdier af AMBI beskriver gode forhold. Det er dog kun relationerne mellem svovlbrintefronten og Shannondiversiteten (H') og AMBI, der er signifikant (lineær regression, $P = 0,0232$ og henholdsvis $P=0,05$).

Den positive relation på tværs af områder skyldtes dog alene de fire dybe områder (figur 5.3.4). For de dybe stationer viser data en signifikant positiv relation mellem dybden af den svovlbrintefrie zone og bundfaunaens artsrigdom (S), bundfaunaens diversitet (H) og beregnede værdier af DKI. Denne relation kan beskrives med en mætningsfunktion $y = y_0 + a \times (1-b^x)$. Sedimentets bufferkapacitet viser tilsvarende en signifikant positiv relation til bundfaunaens artsrigdom, diversitet og DKI, der kan beskrives med samme mætningsfunktion (figur 5.3.4).

Hvorvidt relationen mellem bundfaunaparametrene og svovlbrinteparametre er kausal og skyldes svovlbrinten i sig selv, eller om den kan relateres til generelle "områdeeffekter" (dvs. andre forhold i områderne end svovlbrinte), er vurderet ved sammenligne relationen mellem fauna- og svovlbrinteparametrene med forskellig tidsforskydning. Hvis bundfaunaen sammenlignes med svovlbrinten i sedimentet på samme tidspunkt som indsamlingen af bundfauna, eller på et tidspunkt der ligger efter indsamlingen af bundfauna, så er ingen af de beskrevne relationer signifikante. Det viser, at kun ved at inddrage år til år variationerne i sedimentets svovlbrintedynamik forud for bundfaunaprøvetagningen, er der en signifikant relation. Dette resultat tyder samtidigt på, at svovlbrinten påvirker faunaparametrene mere, end faunaen påvirker svovlbrinteindholdet.

En lignende analyse med en generel lineær statistisk model, der tager højde for tilfældige områdeeffekter og koblede område-år-til-år effekter, og som inkluderer alle 16 områder, viser, at kun ved at sammenligne DKI med den forudgående svovlbrintedynamik i sedimentet er der en generel signifikant effekt af svovlbrintefronten på DKI ($P=0,04$).



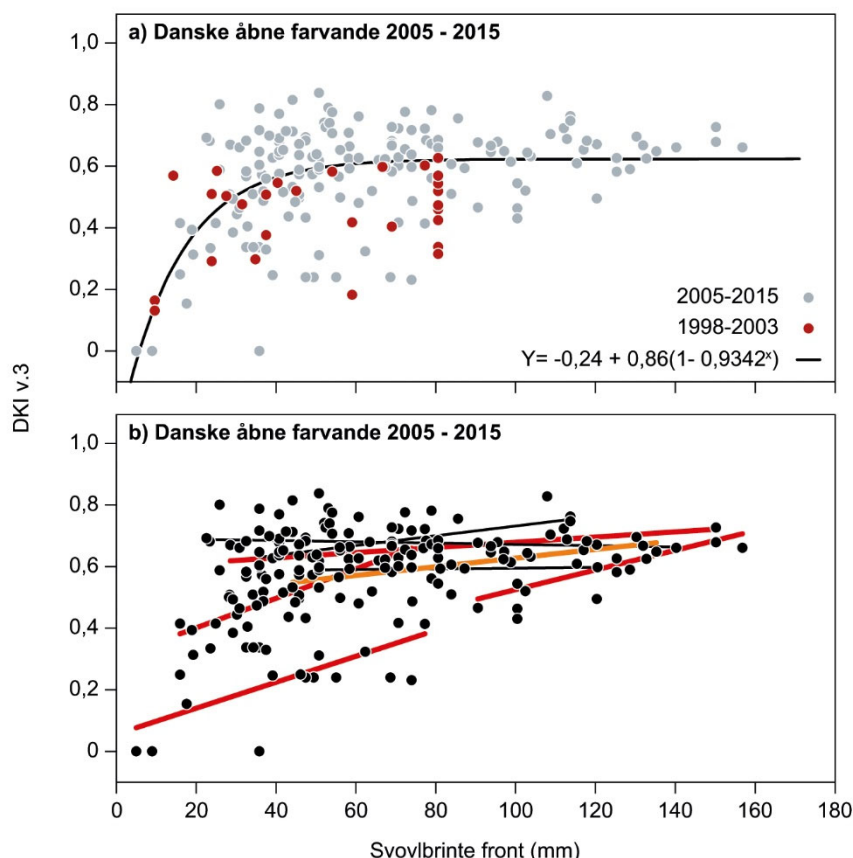
Figur 5.3.4. Bundfaunaens artsrigdom (øverst), diversitet (midt) og DKI.v.3. mod henholdsvis dybden af sedimentets svovlbrintefront (venstre kolonne) og sedimentets bufferkapacitet (højre kolonne). Røde symboler angiver data fra dybe områder (>10 m), grå symboler data fra lavvandede områder og blå symboler data fra område BF15, der betragtes som out liers mht. svovlbrintefront. Usikkerhedsbjælker angiver standardafvigelse. Nonlineær kurvefit til data fra dybe områder (røde symboler) ved anvendelse af mætningsfunktionen $y = y_0 + a \times (1-b^x)$. Test for signifikant hældning af kurvefit: Figur a) $P = 0,045$, $r^2 = 0,28$, outliers inkluderet. Figur b) $P = 0,027$ $r^2 = 0,57$, outliers inkluderet. Figur c) $P = 0,012$ $r^2 = 0,40$ outliers inkluderet. Figur d) $P = 0,0002$ $r^2 = 0,58$. Figur e) $P = 0,023$ $r^2 = 0,43$. Figur f) $P = 0,0002$ $r^2 = 0,50$ outlier er ikke inkluderet.

5.3.3 Relation mellem bundfauna og svovlbrinte i åbne områder 2005-2015

For de åbne områder er relationen mellem svovlbrintefronten og DKI analyseret på samme måde som for data fra NOVA-programmet, og der er anvendt samme nonlineære fit (figur 5.3.5). I dette datasæt er målingerne af svovlbrinte-

fronten foretaget på samme sedimentkerne og på samme tidspunkt, som bundfaunaen er indsamlet. Disse data bekræfter den mætnings-relation mellem svovlbrintefronten og DKI, som blev fundet i NOVA-programmet ($P < 0.0001$). Herudover grupperer data fra NOVA-programmet (DKI mod svovlbrintefronten om foråret) sig sammen med data fra de åbne farvande. Desuden viser DKI beregninger fra de åbne farvande (stationer hvor der er registreret svovlbrinte i mere end 5 % af målingerne), at der på 5 ud af 8 stationer er en signifikant positiv relation til tykkelsen af det svovlbrintefrie lag med signifikansniveauer på $P = 0,008$, $P = 0,004$, $P = 0,004$, $P = 0,04$ og $P = 0,01$ (figur 5.3.5).

Figur 5.3.5. a) Beregnede værdier for DKI v.3 af bundfaunasamfundet mod gennemsnitlig dybde af svovlbrintefront i samme sedimentkerne (håpskerne) for stationer i de åbne dele af Kattegat, Bælthavet, Vestlige Østersø og Øresund 2005 – 2015 (grå symboler). Til sammenligning er tilsvarende data (DKI vs. svovlbrintefront forår) fra NOVA-programmet (1998 – 2003) indsat (røde symboler). Kurven repræsenterer nonlinear kurvefit til data ($y = y_0 + a \times (1 - b^x)$), $P < 0,0001$ (parameter a) og $P < 0,0001$ (parameter b). Stationer og kerner, hvor der ikke forekommer svovlbrinte er ikke medtaget. b) som figur a (dog uden NOVA data) med regressionslinjer for stationer enkeltvis. Sorte regressionslinjer repræsenterer stationer, hvor der ikke er en signifikant sammenhæng, orange linjer stationer hvor hældningen på regressionslinjen har $P < 0,05$ og røde linjer hvor $P < 0,01$.



5.4 Betydning af svovlbrinte som presfaktor

Data fra kystnære områder i perioden 1998 – 2003 samt data fra de åbne indre danske farvande i perioden 2005 – 2015 viser samstemmende, at positionen af svovlbrintefronten i sedimentet er meget nøje korreleret med artsdiversiteten af bundfaunaen og dermed med kvalitetsindekset DKI. Relation kan bedst beskrives med en mætningsfunktion således, at ændringer i svovlbrintefrontens dybde har forholdsvis lille indflydelse på bundfaunens diversitet, så længe den ligger dybt i sedimentet. Hvis fx fronten i de åbne farvande nærmer sig sedimentoverfladen med 2 cm fra en dybde på 5 cm til 3 cm, vil man forvente en reduktion i DKI med 10-20 % (fx svarende til in ændring fra "Høj" til "God" status eller "God" til "Moderat" status afhængigt af udgangspunktet). Hvis fronten derimod bevæger sig 2 cm op fra 3 cm til 1 cm, vil det medføre en halvering af DKI (fx fra "God" til "Ringe" status) i løbet af en periode.

Det er uvist, hvordan positionen af svovlbrintefronten præcist påvirker bundfaunasamfundet. Det forhold, at det især er bundfaunaens artsrigdom og diversitet, der bliver påvirket, tyder på at virkningen ikke er artsspecifik. Dvs. at tætheden af arter generelt bliver mindre, uden at dette kan henføres til de enkelte arters tolerance over for svovlbrinte. Effekten kan forklares med, at sedimentets kvalitet som habitat bliver forringet, hvis det svovlbrintefrie sedimentlag bliver tyndere, og at det har en generel påvirkning, der går på tværs af arter og deres specifikke tilpasninger. Hvis det omvendt var den direkte giftvirkning af svovlbrinten, der mindskede biodiversiteten, ville man forvente, at der samtidig skete ændringer i faunasamfundets relative sammensætning, således at det var de mest svovlbrintetolerante arter, som ville blive mere dominerende. Dette synes ikke at være tilfældet her (analyser er ikke medtaget i denne rapport). Den negative effekt af svovlbrinte er tidligere dokumenteret i en del studier i Østersøområdet (Jahn et al., 1997; Janas et al., 2004; Janas & Szaniawska, 1996), men relationen til bundfaunakvalitetsindeks er så vidt vides ikke blevet dokumenteret tidligere. Der er, så vidt vides, heller ikke tidligere dokumenteret en tæt tidslig sammenhæng mellem svovlbrinte og bundfaunaens artsdiversitet.

I relation til presfaktorerne på bundfaunaen er det således særligt interessant at forstå de forhold, der styrer svovlbrintedynamikken i sedimentet. Som det fremgår af modelleringen af svovlbrintedynamikken i Aarhus Bugt så er positionen af svovlbrintefronten tæt koblet til størrelsen af det input af organisk stof, der kommer fra vandsøjlen, og de puljer af organisk materiale, der findes i sedimentet (figur 3.2.8). Modelleringen viste, at ændringer i sedimentets puljer af organisk materiale kan spores > 20 år frem i tiden i svovlbrintefrontens dybde. På den måde er svovlbrintedynamikken styret af det generelle eutrofieringsniveau i et område, både det nuværende og det forudgående. Jo mere næring i vandet, desto mere planteproduktion og større organisk stoftilførsel til sedimentet. Det medfører mindre iltindhold i vandet og større og mere overfladenær svovlbrinteproduktion.

Selvom både vandets iltindhold og svovlbrinteproduktionen i sedimentet således er relateret til eutrofieringsniveauet, kommer effekterne på bundfaunaen til udtryk på vidt forskellig måde. Effekter af lave iltkoncentrationer har først og fremmest tydelige effekter på bundfaunaen, når iltsvind bliver meget kraftige (katastrofale hændelser). I modsætning hertil afspejler sedimentets svovlbrintedynamik ilt og produktionsforhold integreret over en længere periode og herunder evt. historiske kulstofdeposition i sedimentet. Fx kan man forvente at lave, men ikke kritiske, iltkoncentrationer påvirker svovlbrintefronten (og dermed bundfaunaen) mere end kortvarige men kraftige iltsvind. Det er således muligt, at svovlbrintedynamikken i sedimentet generelt er en bedre indikator for det eutrofieringsrelaterede pres, der måtte være på bundfaunaen, end fx iltsvindshyppighed. Forhold som dybden af det oxiderede lag i sedimentet i kombination med tilstedeværelse faunastrukturer (gange, huller m.m.) er tidligere blevet anvendt af Nilsson og Rosenberg (1997) til at konstruere et sediment-habitatkvalitetsindeks (BHQ).

Som beskrevet tidligere, så må man formode, at der er en positiv tilbagekobling mellem bundfaunaen og svovlbrintedynamikken i sedimentet, hvor bundfaunaens ventilation af sedimentet bidrager til at fjerne svovlbrinte, øge sedimentets bufferkapacitet og mindske sedimentbundens følsomhed over for iltsvind (fx Diaz et al., 1992). Det er endvidere muligt, at denne tilbagekoblingsmekanisme er afhængig af sedimentets fysiske struktur og kornstørrel-

sesfordeling. Det har ikke været muligt at kvantificere eller påvise denne tilbagekoblings-mekanisme i dette studie grundet begrænsninger i datamaterialet. I NOVA-datasættet var der dog en tydeligere korrelation mellem svovlbrintefronten og faunaen, hvis svovlbrinten blev relateret til det efterfølgende års diversitet af faunasamfundet. Det tyder på, at svovlbrinten påvirker faunasamfundet mere, end faunasamfundet påvirker svovlbrinten, hvilket er i overensstemmelse med Weissberger et al., (2009).

Selvom det ikke har været muligt at påvise tilbagekoblingsmekanismer mellem fauna og svovlbrinte i denne analyse, så er det dokumenteret i andre studier (Diaz et al., 1992; Weissberger et al., 2009), og der er ingen tvivl om bundfaunaens vigtige rolle for biogeokemien i sedimentet (se tabel 2.1). Det må derfor antages, at sedimentets biogeokemi og herunder svovlbrintefrontens dybde påvirkes af andre presfaktorer end eutrofiering. Enhver presfaktor, der påvirker bundfaunasamfundets evne til at ventilere sedimentet og enhver fysisk påvirkning af sedimentbunden, som påvirker sedimentets permeabilitet for ilt, vil påvirke sedimentets svovlbrinte og iltforhold. Eksempelvis kan man forvente, at hvis dyr, der ventilerer bunden, skades eller fjernes af fx fiskeriaktiviteter m.m., vil det medføre øget følsomhed af sedimentbunden, således at et efterfølgende iltsvind vil have større skadelig effekt. Det sker, fordi sediments bufferkapacitet ikke er blevet vedligeholdt af dyrenes sedimentventilation. Denne feedbackmekanisme blev observeret efter de omfattende iltsvind i årene 2002 og 2003. I 2002 døde bundfaunaen efter ca. 6 uger med iltsvind, mens der opstod skader allerede efter ca. 3 uger ved iltsvindet året efter i 2003. En sandsynlig mekanisme er, at sedimentets bufferkapacitet i ringere grad var reetableret, grundet tab af dyr allerede året før (Hansen et al., 2003, Hansen et al., 2004).

5.5 Videnshuller

- Der er et stort behov for at undersøge bundfaunaens påvirkning af sedimentets redoxforhold for derved at kunne forstå, hvordan forskellige presfaktorer vekselvirker og påvirker sedimentbundens integritet. Dette forventes at kunne give en bedre indblik i, hvordan forskellige presfaktorer vekselvirker på DKI.
- Der er behov for bedre at kunne forstå, hvilke sedimentforhold og -processer der har særlig stor betydning for de enkelte områders følsomhed for svovlbrinte og herunder den koblede fauna-sediment dynamik, der reetablerer den suboxiske zone efter iltsvindsepisoder. Dette forventes at have stor betydning for, hvor hurtigt bundfaunasamfundets tilstand ændrer sig som respons på ændringer i presfaktorer, der relaterer sig til sedimentets fysiske og kemiske tilstand.
- Der er et behov for empiriske data, der kan underbygge modelforudsigelser af langtidsændringer i svovlbrintedynamikken i marine sedimenter som følge af historiske ændringer i tilførslen af organisk materiale til sedimentet. Dette vil kunne validere modelforudsigelser og mere præcist forudsige hvor lang der går, før bundfaunasamfundet responderer på ændringer i tilførslen af organisk materiale til sedimentet.

Det er uvist, om naturlige variationer i sedimentets kornstørrelsesfordeling kan have en betydning for værdien af den maksimale Shannon-diversitet, der indgår i beregningen af DKI.

6. Konklusion

Ændringer i sedimentets C, N og P puljer påvirker direkte de biologiske kvalitetslementer knyttet til bundfauna, herunder DKI indekset, og ålegræssets vækstforhold. Ændringer i sedimentets puljer påvirker også den interne belastning og dermed næringsstoftilgængeligheden for vandsøjens planteplankton.

Modellering af sedimentbiogeokemien i Aarhus Bugt viste, at en reduktion i tilførslen af organisk materiale til sedimentet på 38 % leder til et fald i den interne N belastning i sommer- og efterårsperioden på 40 % over 10 år. Dette kan nedsætte væksten af planteplankton i vandsøjlen, da vandsøjens primærproduktion især er afhængig af interne (recirkulerede) næringsstoffer i denne periode af året.

Den primære N kilde fra sedimentet er ammonium, og det er ændringerne i frigivelsen af ammonium, der driver de kvantitativt vigtigste ændringer i den interne N belastning. Ammoniumfrigivelsen er i høj grad bestemt af omsætningen af de labile- og refraktære organiske stofpuljer i sedimentet. Derfor sker den største påvirkning af den interne belastning i løbet af de første 4 år, efter der sker ændringer i sedimentpuljerne.

Sedimentets iltoptag og svovlbrintefrontens dybde ændres umiddelbart og i takt med ændring af det organisk stofindhold i sedimentet. Et fald i organisk stofindhold leder til et mindre iltoptag og en dybere position af svovlbrintefronten. Ændres sedimentets puljer af organisk stof, ændres redoxforholdene i sedimentet, og modelberegningerne viste, at det tager flere årtier (>40 år) før forhold, der væsentligst er styret af redoxkemien, stabiliseres på nye niveauer. Det gælder både iltoptag, der har betydning for iltforholdene i bundvandet, og svovlbrinteindholdet i sedimentet.

Svovlbrinteindhold og iltforhold har betydning for ålegræssets vækstforhold og samtidig påvirker sedimentets fysiske struktur ålegræssets forankringsmuligheder. Den videnskabelige litteratur dokumenterer en ikke-lineær sammenhæng mellem ålegræssets dybdegrænse og sedimentkarakteristika. Når bestemte tålegrænser overskrides, er der en negativ effekt fra organisk rige sedimentter på ålegræssets dybdegrænse. Effekter af sedimentkarakteristika på ålegræssets udbredelse underbygges i flere modelstudier i danske fjorde, og modellering af sedimentbiogeokemien understreger, at en reduktion i tilførslen af organisk stof til sedimentet kun langsomt forplanter sig til sedimentets samlede organiske stofpulje, der har betydning for sedimentets fysiske karakteristika og ålegræssets forankringsmuligheder.

Kemiske sedimentkarakteristika som organisk stofindhold, iltforhold og svovlbrinteindhold har stor effekt på bundfaunen. Især sedimentets svovlbrinteindhold har betydning for bundfaunasamfundet gennem direkte toksiske effekter og indirekte effekter på habitatkvaliteten. Her dokumenteres, hvordan ændringer i svovlbrintefrontens dybde direkte indvirker på DKI indekset, der beskriver bundfaunaens økologiske tilstand. Påvirkningen kan dokumenteres både i kystnære sedimentter og i åbne farvande og er baseret på en omfattende dataindsamling og -analyse.

Modellering viser, at sedimentets svovlbrinteindhold påvirkes både af nuværende og forhenværende eutrofieringsforhold, og det er muligt, at denne parameter er en mere følsom indikator for det eutrofieringsrelaterede pres, der måtte være på bundfaunaen, end fx iltvindshyppighed.

Den gensidige interaktion mellem svovlbrinteindhold og bundfaunaaktivitet bevirker, at presfaktorer, der fx påvirker bundfaunasamfundets evne til at ventilere sedimentet, indirekte kommer til at påvirke sedimentets svovlbrinteindhold og dermed egnethed som habitat for bundfaunaen. Dette kan fx forekomme, hvis bundfaunaen skades eller fjernes af fiskeriaktiviteter eller andre aktiviteter, der forstyrrer faunaen på sedimentbunden.

7. Litteraturliste

Aller, R. C., & Aller, J. Y. (1998). The effect of biogenic irrigation intensity and solute exchange on diagenetic reaction rates in marine sediments. *Journal of Marine Research*, 56 (4), 905-936.

Amos, C., Cappucci, S., Bergamasco, A., Umgiesser G., Bonardi, M., Cloutier, D., Flindt, M.R., De Nat, L. & Cristante, S. (2004). The stability of tidal flats in Venice Lagoon – the results of in situ measurements using two benthic annular clumes. *Journal of Marine Systems*, 51, 211-241.

Berner, R. A. (1982). Burial of organic-carbon and pyrite sulfur in the modern ocean - its geochemical and environmental significance. *American Journal of Science*, 282(4), 451-473.

Bianchi, T. S., Cui, X. Q., Blair, N. E., Burdige, D. J., Eglinton, T. I., & Galy, V. (2018). Centers of organic carbon burial and oxidation at the land-ocean interface. *Organic Geochemistry*, 115, 138-155.

Borja A, Franco J, & Pérez V. (2000). A marine biotic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine coastal environments. *Marine Pollution Bulletin* 40, 1100-1114.

Borum, J., Pedersen, O., Greve, T. M., Frankovich, T. A., Zieman, J. C., Fourqurean, J. W., & Madden, C. J. (2005). The potential role of plant oxygen and sulphide dynamics in die-off events of the tropical seagrass, *Thalassia testudinum*. *Journal of Ecology*, 93(1), 148-158.

Borum, J., Raun, A. L., Hasler-Sheetal, H., Pedersen, M. O., Pedersen, O., & Holmer, M. (2014). Eelgrass fairy rings: sulfide as inhibiting agent. *Marine Biology*, 161(2), 351-358. doi:10.1007/s00227-013-2340-3

Boynton, W. R., Ceballos, M. A. C., Bailey, E. M., Hodgkins, C. L. S., Humphrey, J. L., & Testa, J. M. (2018). Oxygen and Nutrient Exchanges at the Sediment-Water Interface: a Global Synthesis and Critique of Estuarine and Coastal Data. *Estuaries and Coasts*, 41(2), 301-333.

Boysen Jensen, P. (1914). Studier over Havbundens organiske Stoffer. Den danske biologiske station XXII, Kjøbenhavn.

Bruntse G, Laursen JS, Rasmussen TH, & Riis A. (2004). NOVA vandmiljøovervågning, 2003. Aaberaa Fjord, Augustenborg Fjord, Flensborg Fjord. pp.87-88.

Burdige, D. J. (2007). Preservation of organic matter in marine sediments: Controls, mechanisms, and an imbalance in sediment organic carbon budgets? *Chemical Reviews*, 107(2), 467-485.

Canal-Vergés, P., Petersen, J.K., Rasmussen, E.K., Erichsen, A. & Flindt, M.R., (2016). Validating GIS tool to assess eelgrass potential recovery in the Limfjorden (Denmark). *Ecological modelling*, 338, pp.135-148.

- Canfield, D. E. (1994). Factors influencing organic-carbon preservation in marine-sediments. *Chemical Geology*, 114 (3-4), 315-329.
- Carstensen, J. & Krause-Jensen, D. (2012). Udvikling i ålegræssets dybdeudbredelse i udvalgte områder i Hansen, J.W. (red.): Marine områder 2011. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 154 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 34.
- Christensen, P. B., (red) (1994). Stoftransport og stofomsætning i Kertinge Nor/Kerteminde Fjord. Havforskning fra Miljøstyrelsen, Nr. 43. Miljøstyrelsen, Strandgade 29, København K.
- Clarke, A., Juggins, S., & Conley, D. (2003). A 150-year reconstruction of the history of coastal eutrophication in Roskilde Fjord, Denmark. *Marine Pollution Bulletin*, 46 (12), 1615-1618.
- Clarke, A. L., Weckstrom, K., Conley, D. J., Anderson, N. J., Adser, F., Andren, E., Vaalgamaa, S. (2006). Long-term trends in eutrophication and nutrients in the coastal zone. *Limnology and Oceanography*, 51(1), 385-397.
- Cloern, J. E. (2001). Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Marine Ecology Progress Series*, 210, 223-253.
- Cornwell, J. C., Conley, D. J., Owens, M., & Stevenson, J. C. (1996). A sediment chronology of the eutrophication of Chesapeake Bay. *Estuaries*, 19(2B), 488-499.
- De Falco, G., Magni, P., Terasvuori, L. M. H., & Matteucci, G. (2004). Sediment grain size and organic carbon distribution in the Cabras Lagoon (Sardinia, Western Mediterranean). *Chemistry and Ecology*, 20, 367-377.
- Duarte C.M. & Krause-Jensen, D. (2018). Intervention options to accelerate ecosystem recovery from coastal eutrophication. *Frontiers in Marine Science*, 5, 470.
- Duarte, C.M. & Krause-Jensen, D. (2017). Export from seagrass meadows contributes to marine carbon sequestration. *Frontiers in Marine Science*, 4, p.13.
- Duarte, C. M., Losada, I. J., Hendriks, I. E., Mazarrasa, I., & Marba, N. (2016). The role of coastal plant communities for climate change mitigation and adaptation. *Nature Climate Change*, 6(8), 802-802.
- Duarte, C. M., Losada, I. J., Hendriks, I. E., Mazarrasa, I., & Marbà, N. (2013). The role of coastal plant communities for climate change mitigation and adaptation. *Nature Climate Change*, 3(11), 961.
- Ellegaard, M., Clarke, A. L., Reuss, N., Drew, S., Weckstrom, K., Juggins, S., Conley, D. J. (2006). Multi-proxy evidence of long-term changes in ecosystem structure in a Danish marine estuary, linked to increased nutrient loading. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 68(3-4), 567-578.
- Fenchel, T., King, G.M. & Blackburn T.H. (2000). Bacterial Biogeochemistry: The Ecophysiology of Mineral Cycling (Second Ed.). London: Academic Press.
- Ferguson, A. J., Gruber, R. K., Orr, M., & Scanes, P. (2016). Morphological plasticity in *Zostera muelleri* across light, sediment, and nutrient gradients in Australian temperate coastal lakes. *Marine Ecology Progress Series*, 556, 91-104.

Flindt, M.R., Rasmussen, E.K., Valdemarsen, T., Erichsen, A., Kaas, H. & Canal-Vergés, P. (2016). Using a GIS-tool to evaluate potential eelgrass reestablishment in estuaries. *Ecological modelling*, 338, 122-134.

Flindt, M.R. 1994. Measurements of nutrient fluxes and mass balances by on-line in situ dialysis in a *Zostera marina* bed culture. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*. 25, 2259-2264.

Fonseca, M. S., Fisher, J. S., Zieman, J. C., & Thayer, G. W. (1982). Influence of the seagrass, *Zostera marina*, on current flow. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 15(4), 351-357.

Fossing, H., Berg, P., Thamdrup, B., Rysgaard, S., Sørensen, H.M. & Nielsen K. (2004). A model set-up for an oxygen and nutrient flux model for Aarhus Bay (Denmark). National Environmental Research Institute, Denmark 65 pp. -NERI Technical Report No. 483.

Frederiksen, M., Krause-Jensen, D., Holmer, M. & Laursen, J.S. (2004). Spatial and temporal variation in eelgrass (*Zostera marina*) landscapes: influence of physical setting. *Aquatic Botany*, 78(2), 147-165.

Gattuso, J. P., Magnan, A. K., Bopp, L., Cheung, W. W., Duarte, C. M., Hinkel, J., & Billé, R. (2018). Ocean solutions to address climate change and its effects on marine ecosystems. *Frontiers in Marine Science*, 5, 337.

Glud, R. N. (2008). Oxygen dynamics of marine sediments. *Marine Biology Research*, 4(4), 243-289.

Gooday, A. J., Jorissen, F., Levin, L. A., Middelburg, J. J., Naqvi, S. W. A., Rabalais, N. N., . . . Zhang, J. (2009). Historical records of coastal eutrophication-induced hypoxia. *Biogeosciences*, 6(8), 1707-1745.

Hall, P. O. J., Hulth, S., Hulthe, G., Landen, A., & Tengberg, A. (1996). Benthic nutrient fluxes on a basin-wide scale in the Skagerrak (north-eastern North Sea). *Journal of Sea Research*, 35(1-3), 123-137.

Hammer, K. J., Borum, J., Hasler-Sheetal, H., Shields, E. C., Sand-Jensen, K., & Moore, K. A. (2018). High temperatures cause reduced growth, plant death and metabolic changes in eelgrass *Zostera marina*. *Marine Ecology Progress Series*, 604, 121-132.

Hansen, J.W. (red.) 2018: Marine områder 2016. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 140 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 253.
<http://dce2.au.dk/pub/SR253.pdf>

Hansen, L. S., & Blackburn, T. H. (1992). Effect of algal bloom deposition on sediment respiration and fluxes. *Marine Biology*, 112(1), 147-152.

Hansen, J.L.S., Josefson, A.B., & Pedersen, T.M. (2004). Genindvandring af bundfauna efter iltsvindet i 2002 i de indre danske farvande. *Faglig rapport fra DMU nr. 506*. 1-61. Danmarks Miljøundersøgelser, Roskilde, Denmark.

- Hansen, J.L.S., Josefson, A.B., & Carstensen, J. (2003). Opgørelse af skadevirkninger på bundfaunaen efter iltsvindet i 2002 i de indre danske farvande. *Faglig rapport fra Danmarks Miljøundersøgelser nr. 456*. Danmarks Miljøundersøgelser, Roskilde, Denmark.
- Harvey, H. R., Tuttle, J. H., & Bell, J. T. (1995). Kinetics of phytoplankton decay during simulated sedimentation - changes in biochemical-composition and microbial activity under oxic and anoxic conditions. *Geochimica Et Cosmochimica Acta*, 59(16), 3367-3377.
- Hedges, J. I., Clark, W. A., & Cowie, G. L. (1988). Fluxes and reactivities of organic-matter in a coastal marine bay. *Limnology and Oceanography*, 33(5), 1137-1152.
- Henrichs, S. M., & Reeburgh, W. S. (1987). Anaerobic mineralization of marine sediment organic-matter - rates and the role of anaerobic processes in the oceanic carbon economy. *Geomicrobiology Journal*, 5(3-4), 191-237.
- Hendriks, I. E., Sintès, T., Bouma, T. J., & Duarte, C. M. (2008). Experimental assessment and modeling evaluation of the effects of the seagrass *Posidonia oceanica* on flow and particle trapping. *Marine Ecology Progress Series*, 356, 163-173.
- Jahn, A., Janas, U., Theede, H., & Szaniawska, A. (1997). Significance of body size in sulphide detoxification in the Baltic clam *Macoma balthica* (Bivalvia, Tellinidae) in the Gulf of Gdansk. *Marine Ecology Progress Series*, 154, 175-183.
- Janas, U. & Szaniawska, A. (1996). The influence of hydrogen sulphide on macrofaunal biodiversity in the Gulf of Gdansk. *Oceanologia*, 38, 127-142.
- Janas, U., Wocial, J., & Szaniawska, A. (2004). Seasonal and annual changes in the macrozoobenthic populations of the Gulf of Gdansk with respect to hypoxia and hydrogen sulphide. *Oceanologia* 46, 85-102.
- Jensen, H. S., Mortensen, P. B., Andersen, F. O., Rasmussen, E., & Jensen, A. (1995). Phosphorus cycling in a coastal marine sediment, Aarhus Bay, Denmark. *Limnology and Oceanography*, 40(5), 908-917.
- Jensen, M. H., Lomstein, E., & Sørensen, J. (1990). Benthic NH_4^+ and NO_3^- flux following sedimentation of a spring phytoplankton bloom in Aarhus Bight, Denmark. *Marine Ecology Progress Series*, 61(1-2), 87-96.
- Josefson, A.B., Blomqvist, M., Hansen, J.L.S., Rosenberg, R., & Rygg, B. (2009) Assessment of marine quality change in gradients of disturbance: Comparison of different Scandinavian multi-metric indices. *Marine Pollution Bulletin*, 58, 1263-1277.
- Jørgensen, B.B. (2006). Bacteria and Marine Biogeochemistry. In Z. M. Schulz H.D. (Ed.), *Marine Geochemistry* (pp. 169-206). Berlin, Heidelberg: Springer.
- Jørgensen, B. B. (1996). Material flux in the sediment. In Jørgensen B. B. & Richardson K. (Ed.), *Eutrophication in Coastal Marine Ecosystems* (pp. 273). American Geophysical Union.
- Kamp-Nielsen, L. (1992). Benthic-pelagic coupling of nutrient metabolism along an estuarine eutrophication gradient. *Hydrobiologica* 235/236, 457-470.

- Kamp, A., Høgslund, S., Risgaard-Petersen, N., & Stief, P. (2015). Nitrate storage and dissimilatory nitrate reduction by eukaryotic microbes. *Frontiers in Microbiology*, 6, 15. doi:10.3389/fmicb.2015.01492
- Kaas, H. & Markager, S.S. (red.) (1998). Teknisk anvisning for det marine overvågningsprogram NOVA. Miljø- og Energiministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser
- Kelly, J. R., Berounsky, V. M., Nixon, S. W., & Oviatt, C. A. (1985). Benthic-pelagic coupling and nutrient cycling across an experimental eutrophication gradient. *Marine Ecology Progress Series*, 26(3), 207-219.
- Kennedy, H., Beggins, J., Duarte, C. M., Fourqurean, J. W., Holmer, M., Marbá, N. & Middelburg, J. J. (2010). Seagrass sediments as a global carbon sink: Isotopic constraints. *Global Biogeochemical Cycles* 24.
- Kenworthy, W. J., Gallegos, C. L., Costello, C., Field, D., & di Carlo, G. (2014). Dependence of eelgrass (*Zostera marina*) light requirements on sediment organic matter in Massachusetts coastal bays: Implications for remediation and restoration. *Marine pollution bulletin*, 83(2), 446-457.
- Kindeberg T. Ørberg SB, Röhr MA, Holmer, M. & Krause-Jensen D (In review). Sediment stocks of carbon, nitrogen, and phosphorus in Danish eelgrass meadows. *Frontiers in Marine Science*.
- Koch, E. M. (2001). Beyond light: Physical, geological, and geochemical parameters as possible submersed aquatic vegetation habitat requirements. *Estuaries*, 24(1), 1-17.
- Krause-Jensen, D. & Duarte, C.M. (2016). Substantial role of macroalgae in marine carbon sequestration. *Nature Geoscience*, 9, 737-742.
- Krause-Jensen, D., Carstensen, J., Nielsen, S.L., Dalsgaard, T., Christensen, P.B., Fossing, H. & Rasmussen, M.B. (2011). Sea bottom characteristics affect depth limits of eelgrass *Zostera marina*. *Marine Ecology Progress Series*, 425, pp.91-102.
- Knudsen-Leerbeck, H., Mantikci, M., Bentzon-Tilia, M., Traving, S. J., Riemann, L., Hansen, J. L. S., & Markager, S. (2017). Seasonal dynamics and bioavailability of dissolved organic matter in two contrasting temperate estuaries. *Biogeochemistry*, 134(1-2), 217-236.
- Kuusemäe, K., Rasmussen, E.K., Canal-Vergés, P. & Flindt, M.R. (2016). Modelling stressors on the eelgrass recovery process in two Danish estuaries. *Ecological Modelling*, 333, pp.11-42.
- Linders, T., Infantes, E., Joyce, A., Karlsson, T., Ploug, H., Hasselov, M., . . . Zetsche, E. M. (2018). Particle sources and transport in stratified Nordic coastal seas in the Anthropocene. *Elementa-Science of the Anthropocene*, 6, 17. doi:10.1525/elementa.149
- Lomstein, B. A., Jensen, A. G. U., Hansen, J. W., Andreasen, J. B., Hansen, L. S., Berntsen, J., & Kunzendorf, H. (1998). Budgets of sediment nitrogen and carbon cycling in the shallow water of Knebel Vig, Denmark. *Aquatic Microbial Ecology*, 14(1), 69-80.

Lundkvist, M., Grue, M., Friend, P. L., & Flindt, M. R. (2007). The relative contributions of physical and microbiological factors to cohesive sediment stability. *Continental Shelf Research*, 27(8), 1143-1152.

Lundkvist, M., Gangelhof, U., Lunding, J. & Flindt, M. R. (2007) b. Production and fate of extracellular polymeric substances produced by benthic diatoms and bacteria - A laboratory study. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* (75), 337-346.

Martens, C. S., & Valklump, J. (1984). Biogeochemical cycling in an organic-rich coastal marine basin: An organic-carbon budget for sediments dominated by sulfate reduction and methanogenesis. *Geochimica Et Cosmochimica Acta*, 48(10), 1987-2004.

Mayer, L. M. (1994). Surface-area control of organic-carbon accumulation in continental-shelf sediments. *Geochimica Et Cosmochimica Acta*, 58(4), 1271-1284.

Maxwell, P. S., Eklöf, J. S., van Katwijk, M. M., O'Brien, K. R., de la Torre-Castro, M., Boström, C., ... & van der Heide, T. (2017). The fundamental role of ecological feedback mechanisms for the adaptive management of seagrass ecosystems—a review. *Biological Reviews*, 92(3), 1521-1538.

Mc Glathery, K. J., Reynolds, L. K., Cole, L. W., Orth, R. J., Marion, S. R., & Schwarzschild, A. (2012). Recovery trajectories during state change from bare sediment to eelgrass dominance. *Marine Ecology Progress Series*, 448, 209-221.

Middelboe, M., Kroer, N., Jørgensen, N. O. G., & Pakulski, D. (1998). Influence of sediment on pelagic carbon and nitrogen turnover in a shallow Danish estuary. *Aquatic Microbial Ecology*, 14(1), 81-90.

Nielsen, L. P. (2016). Electrical cable bacteria save marine life. *Current Biology*, 26(1), 32-33.

Nilsson, H.C., & Rosenberg, R. (1997). Benthic habitat quality assessment of an oxygen stressed fjord by surface and sediment profile images. *Journal of Marine Systems*, 11, 249-264.

Olesen, B. (1996). Regulation of light attenuation and eelgrass *Zostera marina* depth distribution in a Danish embayment. *Marine Ecology Progress Series*, 106, 147-156.

Pedersen, T. M., Gallegos, C. L., & Nielsen, S. L. (2012). Influence of near-bottom re-suspended sediment on benthic light availability. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 106, 93-101.

Petersen, C. G. J. (1893). Det videnskabelige udbytte af Kanonbåden Hauchs togter i de danske have indenfor Skagen i aarene 1883-86. Høst og Søn

Philippsen, B., Olsen, J., Lewis, J. P., Rasmussen, P., Ryves, D. B., & Knudsen, K. L. (2013). Mid- to late-Holocene reservoir-age variability and isotope-based palaeoenvironmental reconstruction in the Limfjord, Denmark. *Holocene*, 23(7), 1017-1023.

Pinsky, M. L., Guannel, G., & Arkema, K. K. (2013). Quantifying wave attenuation to inform coastal habitat conservation. *Ecosphere*, 4(8), 1-16.

- Pulido, C., & Borum, J. (2010). Eelgrass (*Zostera marina*) tolerance to anoxia. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 385(1-2), 8-13.
- Rasmussen, E. (1973). Systematics and ecology of the Isefjord marine fauna, with a survey of the eelgrass (*Zostera*) vegetation and its communities. *Ophelia* 11, 1-507
- Riemann, B., Carstensen, J., Dahl, K., Fossing, H., Hansen, J. W., Jakobsen, H. H., Andersen, J. H. (2016). Recovery of danish coastal ecosystems after reductions in nutrient loading: A holistic ecosystem approach. *Estuaries and Coasts*, 39(1), 82-97.
- Röhr, M. E., Holmer, M., Baum, J. K., Björk, M., Chin, D., Chalifour, L., & Duffy, J. E. (2018). Blue carbon storage capacity of temperate eelgrass (*Zostera marina*) meadows. *Global Biogeochemical Cycles*. doi.org/10.1029/2018GB005941
- Röhr, M. E., Bostrom, C., Canal-Verges, P., & Holmer, M. (2016). Blue carbon stocks in Baltic Sea eelgrass (*Zostera marina*) meadows. *Biogeosciences*, 13(22), 6139-6153.
- Sloth, N. P., Blackburn, H., Hansen, L. S., Risgaard-Petersen, N., & Lomstein, B. A. (1995). Nitrogen cycling in sediments with different organic loading. *Marine Ecology Progress Series*, 116(1-3), 163-170.
- Sloth, N. P., Riemann, B., Nielsen, L. P., & Blackburn, T. H. (1996). Resilience of pelagic and benthic microbial communities to sediment resuspension in a coastal ecosystem, Knebel Vig, Denmark. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 42(4), 405-415.
- Soetaert, K., & Middelburg, J. J. (2009). Modeling eutrophication and oligotrophication of shallow-water marine systems: the importance of sediments under stratified and well-mixed conditions. *Hydrobiologia*, 629(1), 239-254.
- Stæhr, P. A., & Borum, J. (2011). Seasonal acclimation in metabolism reduces light requirements of eelgrass (*Zostera marina*). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 407(2), 139-146.
- Stæhr, P. A., Göke, C., Holbach, A.M., Krause-Jensen, D., Timmermann, K., Upadhyay, S. & Ørberg S.B. (2019) Habitat model of eelgrass in Danish coastal waters: Development, validation and management perspectives. *Frontiers in Marine Science*, doi.org/10.3389/fmars.2019.00175
- Suykerbuyk, W., Bouma, T. J., Govers, L. L., Giesen, K., de Jong, D. J., Herman, P., ... & van Katwijk, M. M. (2016). Surviving in changing seascapes: Sediment dynamics as bottleneck for long-term seagrass presence. *Ecosystems*, 19(2), 296-310.
- Therkildsen, M. S., & Lomstein, B. A. (1994). Seasonal-variation in sediment urea turnover in a shallow estuary. *Marine Ecology Progress Series*, 109(1), 77-82.
- Tucker, J., Giblin, A. E., Hopkinson, C. S., Kelsey, S. W., & Howes, B. L. (2014). Response of benthic metabolism and nutrient cycling to reductions in wastewater loading to Boston Harbor, USA. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 151, 54-68.

- Valdemarsen, T., Quintana, C. O., Flindt, M. R., & Kristensen, E. (2015). Organic N and P in eutrophic fjord sediments - rates of mineralization and consequences for internal nutrient loading. *Biogeosciences*, 12(6), 1765-1779.
- Valdemarsen, T., Quintana, C. O., Kristensen, E., & Flindt, M. R. (2014). Recovery of organic-enriched sediments through microbial degradation: implications for eutrophic estuaries. *Marine Ecology Progress Series*, 503, 41-58.
- Valdemarsen, T., Canal-Vergés, P., Kristensen, E., Holmer, M., Kristiansen, M. D., & Flindt, M. R. (2010). Vulnerability of *Zostera marina* seedlings to physical stress. *Marine Ecology Progress Series*, 418, 119-130.
- Vaalgamaa, S. (2004). The effect of urbanisation on Laajalahti Bay, Helsinki City, as reflected by sediment geochemistry. *Marine Pollution Bulletin*, 48(7-8), 650-662.
- Vismann, B. (1991). Sulfide tolerance: physiological mechanisms and ecological implications. *Ophelia* 34 (1), 1-27.
- Weissberger, E.J., Coiro, L.L., & Davey, E.W. (2009) Effects of hypoxia on animal burrow construction and consequent effects on sediment redox profiles. *Journal of experimental marine biology*, 371, 60-67.
- Westrich, J. T., & Berner, R. A. (1984). The role of sedimentary organic-matter in bacterial sulfate reduction - the g-model tested. *Limnology and Oceanography*, 29(2), 236-249.
- Zhang, L., Yin, K. D., Wang, L., Chen, F. R., Zhang, D. R., & Yang, Y. Q. (2009). The sources and accumulation rate of sedimentary organic matter in the Pearl River Estuary and adjacent coastal area, Southern China. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 85(2), 190-196.
- Zimmerman, A. R., & Canuel, E. A. (2002). Sediment geochemical records of eutrophication in the mesohaline Chesapeake Bay. *Limnology and Oceanography*, 47(4), 1084-1093.

Bilag 1

Data mining: Sedimentændringer i danske kystsedimenter

Herunder beskrives proceduren for identifikation af kilder til data om sedimentændringer i danske kystsedimenter.

Peer reviewed litteratur blev gennemgået vha. Web of Science. Søgningen blev foretaget 10-09-2018 med kriterierne:

"Danish OR Denmark" AND sediment AND "marine OR coast OR estura* OR fjord" hvilket resulterede i en liste på 303 publikationer. Gennemgang af titler og nøgleord reducerede listen til 81 relevante publikationer. Efterfølgende gennemgang af abstracts reducerede listen til 28 publikationer vist i listen herunder. Disse publikationer blev læst og publikationer, hvor der forelå data på faste C, N, P puljer blev registreret og fremgår af bilag 2.

Andersen, T. J., & Pejrup, M. (2011). Biological Influences on Sediment Behavior and Transport. *Treatise on Estuarine and Coastal Science*, 2, 289-309

Canfield, D. E., Thamdrup, B., & Hansen, J. W. (1993). The anaerobic degradation of organic-matter in Danish coastal sediments - iron reduction, manganese reduction, and sulfate reduction. *Geochimica Et Cosmochimica Acta*, 57(16), 3867-3883.

Carstensen, J., Krause-Jensen, D., Markager, S., Timmermann, K., & Windolf, J. (2013). Water clarity and eelgrass responses to nitrogen reductions in the eutrophic Skive Fjord, Denmark. *Hydrobiologia*, 704(1), 293-309.

Ellegaard, M., Clarke, A. L., Reuss, N., Drew, S., Weckstrom, K., Juggins, S., Conley, D. J. (2006). Multi-proxy evidence of long-term changes in ecosystem structure in a Danish marine estuary, linked to increased nutrient loading. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 68(3-4), 567-578.

Fenchel, T. M. (1999). Mud, microbes, and mineralization. *Journal of Industrial Microbiology & Biotechnology*, 22(4-5), 439-448.

Flindt, M. R., Pardal, J. A., Lillebo, A. I., Martins, I., & Marques, J. C. (1999). Nutrient cycling and plant dynamics in estuaries: A brief review. *Acta Oecologica-International Journal of Ecology*, 20(4), 237-248.

Hall, P. O. J., Hulth, S., Hulthe, G., Landen, A., & Tengberg, A. (1996). Benthic nutrient fluxes on a basin-wide scale in the Skagerrak (north-eastern North Sea). *Journal of Sea Research*, 35(1-3), 123-137.

Holmer, M., Ahrensberg, N., & Jørgensen, N. P. (2003). Impacts of mussel dredging on sediment phosphorus dynamics in a eutrophic Danish fjord. *Chemistry and Ecology*, 19(5), 343-361.

Holmer, M., Carta, C., & Andersen, F. O. (2006). Biogeochemical implications for phosphorus cycling in sandy and muddy rhizosphere sediments of *Zostera marina* meadows (Denmark). *Marine Ecology Progress Series*, 320, 141-151.

- Holmer, M., & Kristensen, E. (1992). Impact of marine fish cage farming on metabolism and sulfate reduction of underlying sediments. *Marine Ecology Progress Series*, 80(2-3), 191-201.
- Holmer, M., Thorsen, S. W., Carlsson, M. S., & Kjerulf, P. J. (2015). Pelagic and benthic nutrient regeneration processes in mussel cultures (*Mytilus edulis*) in a eutrophic coastal area (Skive Fjord, Denmark). *Estuaries and Coasts*, 38(5), 1629-1641.
- Joensuu, M., Pilditch, C. A., Harris, R., Hietanen, S., Pettersson, H., & Norkko, A. (2018). Sediment properties, biota, and local habitat structure explain variation in the erodibility of coastal sediments. *Limnology and Oceanography*, 63(1), 173-186.
- Kristensen, E. (1993). Seasonal-variations in benthic community metabolism and nitrogen dynamics in a shallow, organic-poor Danish lagoon. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 36(6), 565-586.
- Laima, M. J. C. (1992). Extraction and seasonal-variation of NH_4^+ pools in different types of coastal marine-sediments. *Marine Ecology Progress Series*, 82(1), 75-84.
- Laursen, J. S., Christiansen, C., Andersen, P., & Schwaerter, S. (1992). Flux of sediments and nutrients from low to deep-water in a Danish fjord. *Marine Coastal Eutrophication*, 1069-1078.
- Lomstein, B. A., Jensen, A. G. U., Hansen, J. W., Andreasen, J. B., Hansen, L. S., Berntsen, J., & Kunzendorf, H. (1998). Budgets of sediment nitrogen and carbon cycling in the shallow water of Knebel Vig, Denmark. *Aquatic Microbial Ecology*, 14(1), 69-80.
- Middelboe, M., Kroer, N., Jørgensen, N. O. G., & Pakulski, D. (1998). Influence of sediment on pelagic carbon and nitrogen turnover in a shallow Danish estuary. *Aquatic Microbial Ecology*, 14(1).
- Mouritsen, K. N., Mouritsen, L. T., & Jensen, K. T. (1998). Change of topography and sediment characteristics on an intertidal mud-flat following mass-mortality of the amphipod *Corophium volutator*. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 78(4), 1167-1180.
- Nielsen, K., Risgaard-Petersen, N., Sømod, B., Rysgaard, S., & Bergo, T. (2001). Nitrogen and phosphorus retention estimated independently by flux measurements and dynamic modelling in the estuary, Randers Fjord, Denmark. *Marine Ecology Progress Series*, 219, 25-40.
- Nielsen, S. L., Risgaard-Petersen, N., & Banta, G. T. (2017). Nitrogen retention in coastal marine sediments - A field study of the relative importance of biological and physical removal in a Danish estuary. *Estuaries and Coasts*, 40(5), 1276-1287.
- Pedersen, H., Lomstein, B. A., & Blackburn, T. H. (1993). Evidence for bacterial urea production in marine-sediments. *Fems Microbiology Ecology*, 12(1), 51-59.

Philippsen, B., Olsen, J., Lewis, J. P., Rasmussen, P., Ryves, D. B., & Knudsen, K. L. (2013). Mid- to late-Holocene reservoir-age variability and isotope-based palaeoenvironmental reconstruction in the Limfjord, Denmark. *Holocene*, *23*(7), 1017-1025.

Sloth, N. P., Riemann, B., Nielsen, L. P., & Blackburn, T. H. (1996). Resilience of pelagic and benthic microbial communities to sediment resuspension in a coastal ecosystem, Knebel Vig, Denmark. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, *42*(4), 405-415.

Sørensen, T. H., Bartholdy, J., Christiansen, C., & Pedersen, J. B. T. (2006). Intertidal surface type mapping in the Danish Wadden Sea. *Marine Geology*, *235*(1-4), 87-99.

Thamdrup, B., Finster, K., Fossing, H., Hansen, J. W., & Jørgensen, B. B. (1994). Thiosulfate and sulfite distributions in porewater of marine-sediments related to manganese, iron, and sulfur geochemistry. *Geochimica Et Cosmochimica Acta*, *58*(1), 67-73.

Therkildsen, M. S., & Lomstein, B. A. (1994). Seasonal-variation in sediment urea turnover in a shallow estuary. *Marine Ecology Progress Series*, *109*(1), 77-82.

Vaclavkova, S., Jørgensen, C. J., Jacobsen, O. S., Aamand, J., & Elberling, B. (2014). The importance of microbial iron sulfide oxidation for nitrate depletion in anoxic Danish sediments. *Aquatic Geochemistry*, *20*(4), 419-435.

Vanweering, T. C. E., Berger, G. W., & Okkels, E. (1993). Sediment transport, resuspension and accumulation rates in the northeastern Skagerrak. *Marine Geology*, *111*(3-4), 269-285.

Søgningen af peer reviewed litteratur i WoS blev kontrolleret ved at udvælge 3 centrale referencer og gennemgå citationsnetværket omkring disse referencer.

De udvalgte referencer var:

Ellegaard, M., Clarke, A. L., Reuss, N., Drew, S., Weckstrom, K., Juggins, S., Conley, D. J. (2006). Multi-proxy evidence of long-term changes in ecosystem structure in a Danish marine estuary, linked to increased nutrient loading. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, *68*(3-4), 567-578.

Lomstein, B. A., Jensen, A. G. U., Hansen, J. W., Andreasen, J. B., Hansen, L. S., Berntsen, J., & Kunzendorf, H. (1998). Budgets of sediment nitrogen and carbon cycling in the shallow water of Knebel Vig, Denmark. *Aquatic Microbial Ecology*, *14*(1), 69-80.

Carstensen, J., Krause-Jensen, D., Markager, S., Timmermann, K., & Windolf, J. (2013). Water clarity and eelgrass responses to nitrogen reductions in the eutrophic Skive Fjord, Denmark. *Hydrobiologia*, *704*(1), 293-309.

Dette resulterede i identifikation af yderligere 12 publikationer, der kunne inkluderes i litteraturlisten for peer reviewed litteratur.

Omfanget af sedimentdata offentliggjort i "grå-litteratur" og ikke publicerede data blev undersøgt ved at tage kontakt til centrale fagpersoner. Desuden er

rapporter i forbindelse med hav '90 programmet gennemgået, og de rapporter, der indeholder sedimentdata er registreret i tabellen vedlagt i bilag 2.

Følgende fagpersoner er kontaktet:

Bo Barker Jørgensen (AU), Tage Dalsgaard (Uniscense), Mogens Flindt (SDU), Karen Marie Hilingsøe (Tidligere AU), Nils Risgaard-Petersen (AU), Jørn Bo Jensen (GEUS), Zyad Al-Handami (GEUS).

De nationale geologiske undersøgelser for Danmark og Grønland (GEUS) har igennem tiden foretaget punkt målinger af sedimentkarakteristika som vandindhold og organisk indhold. Disse historiske data er pt. ikke digitalt tilgængelige, men vil sandsynligvis være en værdifuld kilde til information om sedimentændringer i danske farvande, og der er igangsat et arbejde, med at lave en oversigt over, hvilke historiske data for marine overflade sedimenter der findes hos GEUS.

I forbindelse med større konstruktionsarbejder i det marine miljø, er der i nogle tilfælde foretaget målinger af sedimentets organiske indhold, total N og total P samt porøsitet i forbindelse med VVM redegørelsen. Det er fx tilfældet i Femern Bælt projektet, og i VVM redegørelsen for Storstrømsbroen. Disse rapporter er ikke registreret i centrale databaser, og det er et omfattende arbejde at digitalisere og kvalitetssikre disse data. Disse data indgår derfor ikke i denne rapport.

Der bliver ikke målt sedimentpuljer i forbindelse med ansøgninger til råstofindvinding.

I forbindelse med undersøgelser af miljøfremmede stoffer i marine sedimenter måles sedimentets glødetab, TOC og tørstofindhold. Dette overvågningsprogram er ikke designet til at undersøge tidlige ændringer, men dække rumlige forhold. Derfor bliver de samme geografiske positioner ikke genbesøgt og data vil ikke kunne afsløre en tidlig udvikling i deponering af organisk stof. Desuden foretages målingerne kun i sedimentets overflade (0-1 cm).

Brancheforeningen for olie- og gassektoren i Danmark – Olie Gas Danmark – foretager sediment undersøgelser i Nordsøen. Disse data er ikke medtaget i rapporten.

Desuden er der eftersøgt sedimentdata i de internationale dataarkiver: Pangaea databasen (<https://www.pangaea.de/>) og i dataarkivet, der er offentliggjort i forbindelse med studiet: Boynton, W. R., Ceballos, M. A. C., Bailey, E. M., Hodgkins, C. L. S., Humphrey, J. L., & Testa, J. M. (2018). Oxygen and nutrient exchanges at the sediment-water interface: A global synthesis and critique of estuarine and coastal data. *Estuaries and Coasts*, 41(2), 301-333.

Her blev der ikke fundet brugbare data i Boynton et al. 2018, dataarkivet, som ikke allerede var identificeret i WoS søgningen.

I Pangaea databasen blev der identificeret 181 records med målinger af enten TOC eller TN i intervallet fra 0 til 20 cm dybde i sedimentet inden for danske farvande. Målingerne blev foretaget i 2004 og 2009 og der var ikke overlap mellem de besøgte lokaliteter. Data er derfor ikke inkluderet i undersøgelsen af den tidlige udvikling i organisk kulstofindhold eller TN.

Bilag 2

Oversigt over peer reviewed litteratur og Hav 90 rapporter der indeholder informationer om C, N eller P puljer fordelt på vandområder.

Vandområde	Referencer
Bjørnholms Bugt, Riisgårde, Skive Fjord og Lovns Bredning	(Holmer et al., 2003) (Holmer et al., 2015) (Krause-Jensen et al., 2011) (Röhr et al., 2016)
Dalby Bugt	(Röhr et al., 2016) (Thormar et al., 2016)
Det Sydfynske Øhav, åbne del	(Holmer & Laursen, 2002)
Horsens Fjord, ydre	(Krause-Jensen et al., 2011)
Kertinge Nor	(Christensen et al., 1994) (Röhr et al., 2016) (Thormar et al., 2016)
Knebel Vig	(Lomstein et al., 1998)
Kolding Fjord, ydre	(Holmer & Kristensen, 1992)
Lillebælt, bredningen	(Holmer, et al., 2006) (Krause-Jensen et al., 2011)
Lillebælt, syd	(Krause-Jensen et al., 2011)
Lunkebugten	(Röhr et al., 2016)
Mariager Fjord, indre	(Ellegaard et al., 2006)
Nissum Bredning, Thisted Bredning, Kås Bredning, Løgstør Bredning, Nibe Bredning og Langerak	(Krause-Jensen et al., 2011) (Middelboe et al., 1998) (Röhr et al., 2016)
Nordlige Øresund	(Frederiksen, et al., 2006)
Norsminde Fjord	(Jørgensen & Sørensen, 1985) (Laima, 1992)
Odense Fjord, indre	(Krause-Jensen et al., 2011) (Valdemarsen, et al., 2014)
Odense Fjord, ydre	(Krause-Jensen et al., 2011) (Valdemarsen et al., 2014)
Randers Fjord, Randers-Møllerup	(Nielsen, et al. 2001)
Randers Fjord, ydre	(Nielsen et al., 2001)
Randsø Fjord, Grund Fjord	(Nielsen et al., 2001)
Roskilde Fjord, indre	(Nielsen et al., 2017)

	(Clarke et al., 2006)
Roskilde Fjord, ydre	(Frederiksen et al., 2006)
Skagerak, 12 sm	(Lohse, et al., 1995)
Storebælt NV	(Röhr et al., 2016)
Thurø Bund	(Röhr et al., 2016)
Vejle Fjord, indre	(Christiansen, 1991)
	(Krause-Jensen et al., 2011)
Vejle Fjord, ydre	(Christiansen, 1991)
	(Krause-Jensen et al., 2011)
Vesterhavet, 12 sm	(Lohse et al., 1995)
Århus Bugt syd, Samsø og Nordlige Bælthav	(Kristensen, 1993)
Aarhus Bugt, Kalø og Begtrup Vig	(Jensen et al., 1995)
	(Jørgensen, 1995)
	(Krause-Jensen et al., 2011)
	(Laima, 1992)
	(Lomstein & Blackburn, 1992)
	(Lomstein, et al., 1995)
	(Mortensen, 1992)

Christensen, P. B., (red) (1994). Stoftransport og stofomsætning i Kertinge Nor/Kerteminde Fjord. *Havforskning fra Miljøstyrelsen, Nr. 43*. Miljøstyrelsen, Strandgade 29, København K.

Christiansen, C., Andersen, P., Schwærter, S. & Laursen, J.S. (1991). Kystnær omfordeling af sediment og næringssalte. *Havforskning fra Miljøstyrelsen, Nr. 4*. Miljøstyrelsen, Strandgade 29, København K.

Clarke, A. L., Weckstrom, K., Conley, D. J., Anderson, N. J., Adser, F., Andren, E., . . . Vaalgamaa, S. (2006). Long-term trends in eutrophication and nutrients in the coastal zone. *Limnology and Oceanography, 51*(1), 385-397.

Ellegaard, M., Clarke, A. L., Reuss, N., Drew, S., Weckstrom, K., Juggins, S., Conley, D. J. (2006). Multi-proxy evidence of long-term changes in ecosystem structure in a Danish marine estuary, linked to increased nutrient loading. *Estuarine Coastal and Shelf Science, 68*(3-4), 567-578.

Frederiksen, M. S., Holmer, M., Borum, J., & Kennedy, H. (2006). Temporal and spatial variation of sulfide invasion in eelgrass (*Zostera marina*) as reflected by its sulfur isotopic composition. *Limnology and Oceanography, 51*(5), 2308-2318.

Holmer, M., Ahrensberg, N., & Jørgensen, N. P. (2003). Impacts of mussel dredging on sediment phosphorus dynamics in a eutrophic Danish fjord. *Chemistry and Ecology, 19*(5), 343-361.

- Holmer, M., Carta, C., & Andersen, F. O. (2006). Biogeochemical implications for phosphorus cycling in sandy and muddy rhizosphere sediments of *Zostera marina* meadows (Denmark). *Marine Ecology Progress Series*, 320, 141-151.
- Holmer, M., & Kristensen, E. (1992). Impact of marine fish cage farming on metabolism and sulfate reduction of underlying sediments. *Marine Ecology Progress Series*, 80(2-3), 191-201.
- Holmer, M., & Laursen, L. (2002). Effect of shading of *Zostera marina* (eelgrass) on sulfur cycling in sediments with contrasting organic matter and sulfide pools. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 270(1), 25-37.
- Holmer, M., Thorsen, S. W., Carlsson, M. S., & Kjerulf, P. J. (2015). Pelagic and benthic nutrient regeneration processes in mussel cultures (*Mytilus edulis*) in a eutrophic coastal area (Skive Fjord, Denmark). *Estuaries and Coasts*, 38(5), 1629-1641.
- Jensen, H. S., Mortensen, P. B., Andersen, F. O., Rasmussen, E., & Jensen, A. (1995). Phosphorus cycling in a coastal marine sediment, Aarhus Bay, Denmark. *Limnology and Oceanography*, 40(5), 908-917.
- Jørgensen, B. B., & Sørensen, J. (1985). Seasonal cycles of O₂, NO₃⁻ and SO₄²⁻ reduction in estuarine sediments - the significance of an NO₃⁻ reduction maximum in spring. *Marine Ecology Progress Series*, 24(1-2), 65-74.
- Jørgensen, B. B. (1995). Stoftransport og stofomsætning i Århus Bugt. *Havforskning fra Miljøstyrelsen*, Nr. 59. Miljøstyrelsen, Strandgade 29, København K.
- Krause-Jensen, D., Carstensen, J., Nielsen, S. L., Dalsgaard, T., Christensen, P. B., Fossing, H., & Rasmussen, M. B. (2011). Sea bottom characteristics affect depth limits of eelgrass *Zostera marina*. *Marine Ecology Progress Series*, 425, 91-102.
- Kristensen, E. (1993). Seasonal-variations in benthic community metabolism and nitrogen dynamics in a shallow, organic-poor Danish lagoon. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 36(6), 565-586.
- Laima, M. J. C. (1992). Extraction and seasonal-variation of NH₄⁺ pools in different types of coastal marine-sediments. *Marine Ecology Progress Series*, 82(1), 75-84.
- Lohse, L., Malschaert, J. F. P., Slomp, C. P., Helder, W., & Vanraaphorst, W. (1995). Sediment-water fluxes of inorganic nitrogen-compounds along the transport route of organic-matter in the North-sea. *Ophelia*, 41, 173-197.
- Lomstein, B. A. & Blackburn, T.H. (1992). Havbundens kvælstofomsætning i Århus Bugt. *Havforskning fra Miljøstyrelsen*, Nr. 16. Miljøstyrelsen, Strandgade 29, København K.
- Lomstein, B. A., Blackburn, T.H., Lomstein, E., Hansen, L.S., Therkildsen M. S., King G. M., & Holmer, M. (1995). Omsætning af organisk kvælstof i marine sedimenter. *Havforskning fra Miljøstyrelsen*, Nr. 58. Miljøstyrelsen, Strandgade 29, København K.

- Lomstein, B. A., Jensen, A. G. U., Hansen, J. W., Andreasen, J. B., Hansen, L. S., Berntsen, J., & Kunzendorf, H. (1998). Budgets of sediment nitrogen and carbon cycling in the shallow water of Knebel Vig, Denmark. *Aquatic Microbial Ecology*, 14(1), 69-80.
- Middelboe, M., Kroer, N., Jørgensen, N. O. G., & Pakulski, D. (1998). Influence of sediment on pelagic carbon and nitrogen turnover in a shallow Danish estuary. *Aquatic Microbial Ecology*, 14(1), 81-90.
- Mortensen, P. B., Jensen, H. S., Rasmussen, E. K., & Østergaard, F.A. (1992). Fosforomsætning i sedimentet i Århus Bugt. *Havforskning fra Miljøstyrelsen*, Nr. 17. Miljøstyrelsen, Strandgade 29, København K.
- Nielsen, K., Risgaard-Petersen, N., Sømod, B., Rysgaard, S., & Bergo, T. (2001). Nitrogen and phosphorus retention estimated independently by flux measurements and dynamic modelling in the estuary, Randers Fjord, Denmark. *Marine Ecology Progress Series*, 219, 25-40.
- Nielsen, S. L., Risgaard-Petersen, N., & Banta, G. T. (2017). Nitrogen retention in coastal marine sediments - A field study of the relative importance of biological and physical removal in a Danish estuary. *Estuaries and Coasts*, 40(5), 1276-1287.
- Röhr, M. E., Bostrom, C., Canal-Verges, P., & Holmer, M. (2016). Blue carbon stocks in Baltic Sea eelgrass (*Zostera marina*) meadows. *Biogeosciences*, 13(22), 6139-6153.
- Thormar, J., Hasler-Sheetal, H., Baden, S., Bostrom, C., Clausen, K. K., Krause-Jensen, D., Holmer, M. (2016). Eelgrass (*Zostera marina*) food web structure in different environmental settings. *Plos One*, 11(1), 27.
- Valdemarsen, T., Quintana, C. O., Kristensen, E., & Flindt, M. R. (2014). Recovery of organic-enriched sediments through microbial degradation: implications for eutrophic estuaries. *Marine Ecology Progress Series*, 503, 41-58.

Bilag 3

Metodebeskrivelse: Statistisk analyse af sedimentkarakteristika.

Målingerne af sedimentkarakteristika ($Y_{ijklmno}$, alle variable er log-transformerede inden analysen) blev analyseret ved hjælp af en blandet model (mixed model), som overordnet beskriver forskellen mellem de to perioder (1999-2003 og 2017-2018) og forskellen mellem områder foruden ændringer igennem sedimentprofilen (depth). Disse variationer blev beskrevet som faste (fixed) faktorer. Derudover er variationer mellem år inden for de to perioder og variationer mellem stationer inden for områder inkluderet i analysen som tilfældige variationer. Den blandede model er (ifølge standardnotation er faste faktorer skrevet med små bogstaver og tilfældige faktorer med store bogstaver):

$$Y_{ijklmno} = period_i + area_j + period_i \times area_j + month_k + depth_l(area_j) + period_i \times depth_l(area_j) + YEAR_m(PERIOD_i) + AREA_j \times YEAR_m(PERIOD_i) + STATION_n(AREA_j) + PERIOD_i \times STATION_n(AREA_j) + DEPTH_l \times STATION_n(AREA_j) + PERIOD_i \times DEPTH_l \times STATION_n(AREA_j) + e_{ijklmno}$$

hvor $period_i$ beskriver om sedimentkarakteristika har ændret sig mellem de to perioder (1999-2003 og 2017-2018, 2 niveauer), $area_j$ beskriver variationen mellem områder (Flensborg Fjord, Horsens Fjord, Mariager Fjord, Indre Odense Fjord, Ydre Odense Fjord, Ringkøbing Fjord, Skive Fjord, Sydfynske Øhav og Øresund Nord, 9 niveauer), $period_i \times area_j$ beskriver om ændringen over tid er forskellig mellem områder, $month_k$ beskriver variationen mellem prøvetagningsmåneder, $depth_l(area_j)$ beskriver dybdeprofilen for et område, $period_i \times depth_l(area_j)$ beskriver om dybdeprofilen har ændret sig mellem de to perioder.

Variationerne i disse faste faktorer vurderes i forhold til en række forskellige tilfældige variationer: $YEAR_m(PERIOD_i)$ beskriver den tilfældige variation mellem år inden for de to perioder, $AREA_j \times YEAR_m(PERIOD_i)$ beskriver om denne variation mellem år også varierer mellem områder, $STATION_n(AREA_j)$ beskriver variationer mellem prøvetagningsstationer inden for et område, $PERIOD_i \times STATION_n(AREA_j)$ beskriver om disse variationer ændrer sig mellem de to perioder, $DEPTH_l \times STATION_n(AREA_j)$ beskriver variationer i dybdeprofiler mellem stationer inden for områder, $PERIOD_i \times DEPTH_l \times STATION_n(AREA_j)$ beskriver om disse variationer også ændrer sig mellem de to perioder, og $e_{ijklmno}$ er residualvariationen, som beskriver variationen mellem de 3 replikate analyser på dybdehorisonten 1-2 cm.

Modellen blev analyseret med PROC MIXED i SAS version 9.3, og middelværdier for de faste faktorer blev estimeret og tilbagetransformeret med eksponentialfunktionen til at repræsentere den geometriske middelværdi.

SAMMENHÆNGE I DET MARINE MILJØ

– Betydning af sedimentændringer

Denne rapport er en del af projektet "Sammenhænge i det marine miljø – andre presfaktorer end kvælstof". Rapporten beskriver hvordan ændringer i sedimentets puljer af C, N og P påvirker centrale biologiske kvalitetselementer i danske kystvande. Rapporten bygger på data indsamlet i forskningsprojekter og i nationale overvågningsprogrammer, på modelberegninger og gennemgang af videnskabelig litteratur.

Ændringer i sedimentets C, N og P puljer påvirker de biologiske kvalitetselementer knyttet til bundfauna, og ålegræssets vækstforhold. Her dokumenteres, hvordan ændringer i svovlbrintefrontens dybde direkte indvirker på DKI indekset, der beskriver bundfaunaens økologiske tilstand. Modelberegninger viser hvordan svovlbrinte- og iltforhold reguleres af stofomsætningen i sedimentet, og hvordan ændringer i sedimentet påvirker den interne belastning og dermed næringsstofftilgængeligheden for vandsøjlels planteplankton. Den væsentligste ændring af den interne belastning sker i løbet af de første 4 år, når sedimentpuljerne ændres.