AALBORG UNIVERSITET
STUDENTERRAPPORT



Lindholm Strandpark

Analyse og forbedring af bundforhold og lugtgener



Frederik Graversen • Kevin S. P. R. Casipillai • Mathias P. Melgaard

Kandidatspeciale • Vand & Miljø • Juni 2020

AALBORG UNIVERSITET
STUDENTERRAPPORT

Femte Studieår v/ Det Teknisk-Naturvidenskabelige Fakultet
Institut for Byggeri, By og Miljø
Thomas Manns Vej 23
9220 Aalborg Øst
https://www.aau.dk/uddannelser/kandidat/water-environmental-engineering

Titel:

Lindholm Strandpark

Undertitel:

Analyse og forbedring af bundforhold og lugtgener

Projekt:

Kandidatspeciale

Projektperiode:

1. september 2019 - 10. juni 2020

Deltagere:

Frederik Graversen
Kevin S. P. R. Casipillai
Mathias P. Melgaard

Vejledere:

Jesper Ellerbæk Nielsen
Michael Robdrup Rasmussen

Oplagstal: 6
Hovedrapport sidetal: 112
Appendiks sider: 116
Total antal sider: 228
Afsluttet: 10-06-2020

Synopsis:

Projektet tager udgangspunkt i området Lindholm Strandpark, som er et rekreativt område med soppe muligheder i Nørresundby. Området fungerer i dag ikke optimalt, da der generes lugtgener i Strandparken, som er til gene for det omkringliggende område. Ligeledes indbyder Lagunens bløde og klæbende bund ikke til ophold eller sopning. Aalborg Kommune ønsker at forbedre forholdene, så Lindholm Strandpark får den tiltænkte rekreative værdi, og at besøgende benytter sig af muligheden for at soppe i Lagunen. Projektet omfatter en undersøgelse af de eksisterende forhold i Lindholm Strandpark, hvor det belyses, hvad årsagen er til de uhensigtsmæssige forhold i området. Dette omfatter bl.a. analyse af fjordbundens sediment og undersøgelse af strømningsforhold. Derudover er der foretaget eksperimentelt arbejde og opsat måleudstyr til at understøtte analyserne.

I projektet er det eksperimentelle arbejde benyttet i samspil med modellering til at evaluere relevante løsningsforslag og strategier, som forbedrer forholdene. Her er fundet fire løsningsforslag, som tager udgangpunkt i at genskabe en fast fjordbund og fjerne lugtgenerne fra området.

Rapportens indhold er frit tilgængeligt, og kan frit offentliggøres (med kildeangivelse).

Forord

Denne rapport er et resultat af kandidatspecialet udarbejdet på 9. og 10. semester på uddannelsen Vand og Miljø ved Aalborg Universitet. Projektet er udarbejdet i perioden 1. september 2019 til 10. juni 2020.

Formålet med rapporten er at klarlægge, hvad der er årsagen til de bløde bundforhold og de oplevede lugtgener i Lindholm Strandpark. Hertil gives forslag til, hvordan disse problemer løses.

En tak rettes til vejlederne Jesper Ellerbæk Nielsen og Michael Robdrup Rasmussen for godt samarbejde og god respons på det tilsendte materiale. Ligeledes rettes en tak til Søren Schiødt Nielsen for tilsendelse af vandstandsdata fra Port of Aalborg. En tak rettes også til Aalborg Kommune for tilsendt materiale vedrørende opførslen af Lindholm Strandpark.

Læsevejledning

Projektrapporten består af en hovedrapport med tilhørende appendiks. Appendiks A til H findes i rapporten, mens Appendiks I findes i det medsendte elektroniske appendiks. I rapportens appendiks I findes en beskrivelse af det elektroniske appendiks.

Der er i forbindelse med rapporten udarbejdet en tilhørende hjemmeside, som anvendes til at visualisere videoer og billeder som supplement til rapporten. Igennem rapporten er der indsat QR-koder, som henviser til specifikke faner på hjemmesiden. Et eksempel på en QR-kode ses på figur 1, og ved at scanne koden med en QR-scanner er det muligt at tilgå hjemmesiden. I PDF-versionen af rapporten er det desuden muligt at klikke på QR-koden, og derigennem blive henvist til hjemmesiden. Der skal gøres opmærksom på, at der kan forekomme problemer med at tilgå hjemmesiden fra offentlige netværk, herunder på Aalborg Universitet. Her henvises til brug af andet netværk, eksempelvis ved datadeling fra telefon.

Figur 1: Scan QR-kode: Hjemmeside for projektet.

I rapporten er Harvard metoden anvendt som kildehenvisningsmetode. Kilder vil i rapporten stå i kantede parenteser med angivelse af forfatter efterfulgt af årstal, som eksempelvis [Christensen et al., 2002]. Anvendes kilderne som aktive kilder angives de med forfatter efterfulgt af årstal i kantede parenteser, som eksempelvis Christensen et al. [2002]. Kilderne er angivet enten i forbindelse med eller efter de afsnit, hvori de er anvendt. Henvises der til en hjemmeside er enten sidens navn eller forfatter opgivet efterfulgt af årstal, eksempelvis [Onset Computer Corporation, 2019].

Kilderne er i litteraturlisten opskrevet i alfabetisk rækkefølge. Formler, tabeller og figurer er nummereret efter kapitel/appendiks og hvilken rækkefølge, de optræder i. De figurer og tabeller som ikke besidder kilder, er udarbejdet af projektgruppen. I rapporten benyttes blødt sediment i flæng med tilkommet sediment. Desuden benyttes vendinger som fast sediment, fast fjordbund og oprindelige fjordbund i flæng. Medmindre andet er angivet, er koter opgivet ift. DVR90, og er den angivet uden fortegn, er den positiv.

Frederik Graversen | Kevin S. P. R. Casipillai | Mathias P. Melgaard

Abstract

This report deals with problems regarding the use of Lindholm Strandpark as a recreational play and paddle area. Based on observations conducted at the project location, it has been found that there is a soft and sticky seabed and furthermore a strong odor of rotten eggs, which is inconvenient for visitors of the area. The cause of a soft and sticky seabed has been determined by analysis and comparison of the sediment located in Limfjorden and Lindholm Strandpark. The outcome of this showed that the sediment in Lindholm Strandpark consists of fine particles and eelgrass, which has accumulated. Fine particles and eelgrass are accumulating because of a poor flow and water exchange with the Limfjord, which has been documented with use of a hydrodynamic model of the area.

The cause of a strong odor of rotten eggs from the area, has been determined by investigating general respiration processes happening in coastal sediment. The investigation showed that there is a correlation between the colour of the sediment and respiration processes happening in the sediment. By visual inspection of soil samples taken in Lindholm Strandpark, the colour indicates that there is a production of hydrogen sulfide, near to the surface of the seabed. The odor of rotten eggs is caused when the hydrogen sulfide near the surface of the seabed, is released to the air, which happens when the tide is low enough to dry out the area. The production of hydrogen sulfide is furthermore critical in specific areas with a high organic content which occurs because of eelgrass accumulating.

To reestablish the recreational value of Lindholm Strandpark there has been given four different solutions. The aim of these solutions are among other things to reduce the amount of eelgrass accumulating in the area, which reduces the amount of organic matter and thereby the production of hydrogen sulfide that causes the odor of rotten eggs. Furthermore some of the solutions aim to increase the flow exchange between Lindholm Strandpark and Limfjorden, which causes an increase in the bed shear stress, so the fine particles, creating the soft and sticky seabed, will not settle in the area.

Indholdsfortegnelse

I Del I - Introduktion til Lindholm Strandpark

1 Indledning 1

1.1 Lokation og områdebeskrivelse . . . 1
1.2 Tilblivelsen af Lindholm Strandpark . . . 3
1.3 Fysisk udformning og områdedefinitioner . . . 5
1.4 Visioner for området . . . 6

2 Problembeskrivelse 9

2.1 Bundforhold . . . 9
2.2 Lugtgener . . . 10
2.3 Problemformulering . . . 12
2.4 Problemafgrænsning . . . 12

II Del II - Systemanalyse

3 Bundforhold 15

3.1 Observerede bundforhold . . . 15
3.2 Dokumenterede bundforhold . . . 19
3.3 Genetablering af faste bundforhold . . . 25
3.4 Opsummering . . . 29

4 Lugtgener 31

4.1 Årsager til lugtgener . . . 31
4.2 Respirationsprocessor i sedimentet . . . 32
4.3 Iltfattigt bundvand . . . 39
4.4 Tørlægning af sediment . . . 45
4.5 Opsummering . . . 47

5 Strømningsforhold 49

5.1 Hydrodynamisk model . . . 50

5.2 Bundforskydningsspændinger og strømningsmønstre 58
5.3 Transport af ålegræs 65
5.4 Opsummering 73

III Del III - Løsningsforslag

6 Løsningsforslag 77
6.1 Løsningsforslag 1 - Opgravning af sediment 79
6.2 Løsningsforslag 2 - Afskærmende Ø ved Bådbroen 81
6.3 Løsningsforslag 3 - Fjernelse af Tangen og Hundeøen 86
6.4 Løsningsforslag 4 - Kanalisering 91
7 Vurdering og anbefaling af løsningsforslag 99

IV Del IV - Afrunding

8 Konklusion 105
9 Diskussion 107
Litteratur 107

V Del V - Appendiks

A Materiale fra Aalborg Stadsarkiv 115
A.1 Notat fra Rambøll & Hannemann fra 1988 115
A.2 Notat fra Danmarks Naturfrednings Forening fra 1988 118
A.3 Orientering fra bygherre 119
A.4 Notat fra Landskabsarkitekt 120
B Analyse af sediment 121
B.1 Behandling, analyse og resultat af sedimentprøver 121
B.2 Klassifikation af Limfjordens bundsediment 152
B.3 Lokalisering af referencetilstand i Lindholm Strandpark 154
B.4 Behandling af in-situ opmåling af sedimenttykkelse 160
C Opstilling og kalibrering af måleudstyr 167
C.1 Tryksensor 168
C.2 Konduktivitetssensor 171

C.3 pH-sensor . . . 172
C.4 Iltsensor . . . 174

D Lugtgener fra sedimentet 177

D.1 Respiration og produktion i sedimentet . . . 177
D.2 Perioder med tørlagt sediment . . . 183

E Hydrodynamisk MIKE21 model 185

E.1 Modelopbygning . . . 185
E.2 Valg af beregningsnet . . . 190
E.3 Kalibrering af Manningtal baseret på tidevandssimulering . . . 191
E.4 Placering af randbetingelse . . . 193
E.5 Kalibrering af vindpåvirkning . . . 196
E.6 Modellering af vandspejlsgradienter . . . 198

F Hydrodynamisk MIKE3 model 199

F.1 Modelområde og randbetingelser . . . 199
F.2 Datagrundlag . . . 201
F.3 Valg af beregningsnet . . . 206
F.4 Kalibrering af flow . . . 209
F.5 Kalibrering af overfladehastighed og retning . . . 211
F.6 Validering af model . . . 218

G Periode til bundforskydningsspænding 221

H Batymetri til løsningsforslag 223

I Elektronisk appendiks 227

I.1 Dataindsamling . . . 227
I.2 Kornfordeling og organisk indhold . . . 227
I.3 Sedimentets produktion og respiration . . . 228
I.4 Flow, overfladehastighed og retning . . . 228

I Introduktion til Lindholm Strandpark

1 Indledning 1

2 Problembeskrivelse 9

1. Indledning

Opførelsen af rekreative områder i nutidens byrum har en tiltrækkende effekt på borgerne. I flere og flere af landets større kystnære byer ses det, at udviklingen af byområder sker langs kysten med adgang til det marine miljø. Sammenspillet mellem by og vand giver byen karakter, samtidigt med at det danner grundlaget for at skabe spændende aktiviteter i de rekreative områder. Udviklingen af disse områder medfører derfor, at borgerne i byen kommer tættere på naturen, og får de oplevelser, som dette medfører. Udviklingen langs det marine miljø har også fundet sted i Aalborg, hvor byen er beliggende med tilknytning til Limfjorden. [Aalborg Kommune, 1999]

I Aalborg Kommune har der længe været fokus på at skabe rekreative områder, og dette har sin oprindelse i de tidlige kommuneplaner. I "Generalplan Aalborg" fra 1974 fremgår det, at grønne områder skulle udvikles som en ring omkring byen, og så vidt muligt føres ind i byen. I de efterfølgende kommuneplaner blev der sat større og større fokus på ikke bare at skabe grønne byområder, men grønne områder uden bebyggelse med rekreativ værdi til gavn for byens borgere [Aalborg Kommune et al., 2015]. I den nuværende kommuneplan "Fysisk Vision 2025" lægges der endvidere vægt på "den blå by", som dækker over, at Aalborg skal udvikles omkring Limfjorden, som skal være et samlende blåt element for byen. [Aalborg Kommune, 2013]

Aalborg har de seneste år gennemgået en massiv byudvikling, hvor byen er gået fra at være en industriby til nu at være en studieby med flere nye rekreative byrum, hvor flere af dem er beliggende i forbindelse med Limfjorden. På den anden side af Fjorden ligger Nørresundby, som har gennemgået en tilsvarende udvikling. Flere af de gamle industriområder beliggende langs Limfjorden i Nørresundby gennemgår i disse tider en massiv omdannelse, hvor områderne bliver genoplivet som beboelsesområder med stor rekreativ værdi. Udviklingen af Nørresundby sker med udgangspunkt i de visioner, der foreligger for byen. I visionerne for udviklingen af Nørresundby tillægges der stor vægt på udvikling af den blå-grønne struktur, hvor samspillet mellem Fjorden, naturen, bylivet og de rekreative områder er i fokus. Sammenspillet mellem de førnævnte punkter skal sikre, at beboerne i Nørresundby får god rekreativ adgang til Limfjorden, og kan mærke, at de bor tæt på vandet. [Aalborg Kommune, 2019c]

1.1 Lokation og områdebeskrivelse

Et af de rekreative områder der tilbage i tiden blev etableret i Nørresundby, er "Lindholm Strandpark". Lindholm Strandpark blev etableret i 1996, og er et rekreativt område med mulighed for at lave aktiviteter på land, men også i vandet ved den tilhørende lagune. Lindholm Strandpark er beliggende med tilknytning til Limfjorden, og placeringen samt den nuværende udformning af området ses på figur 1.1.



Figur 1.1: Placering af Lindholm Strandpark med markering af området fra gældende lokalplan [Aalborg Kommune, 2019a].

Området omkring Lindholm Strandpark er et af de områder, der gennem den seneste årrække er blevet omdannet fra industriområde til boligområde. Dette betyder, at området i dag er omdannet til en ny bydel med Strandparken som centrum, virkende som byområdets adgang til Limfjorden. For at visualisere sammenspillet mellem Fjorden, de rekreative områder og boligområderne, fremgår på figur 1.2 et billede af et boligområde beliggende ved Lindholm Strandpark, mens der på figur 1.3 fremgår et billede af et af de rekreative områder i tilknytning til Strandparken.



Figur 1.2: Boligområde beliggende i tilknytning til Lindholm Strandpark.



Figur 1.3: Et af de rekreative områder i Lindholm Strandpark.

Området skal ikke blot være attraktivt for beboerne i nærområdet, men også fungere som et rekreativt udflugtsmål for det øvrige Aalborg, grundet den centrale placering [Aalborg Kommune, 2006]. For at Lindholm Strandpark ved etableringen i 1996 kunne indfri ønskerne om at skabe det rekreative område, var det nødvendigt at ændre på den fysiske struktur.

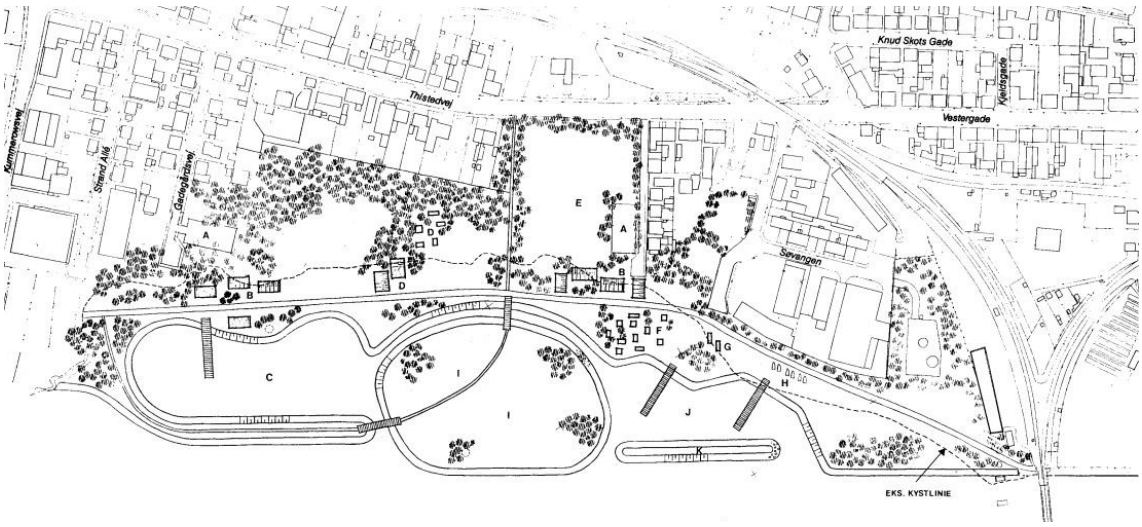
1.2 Tilblivelsen af Lindholm Strandpark

Før opførelsen af Lindholm Strandpark, som det kendes i dag, var området en uafskærmet sydvestvendt kyst. Området var et lavvandet kystområde med sandede bundforhold, og var naturligt eksponeret overfor vind og vejr. Området var desuden udsat for ophobning af drivtang, hvilket fremgår af et notat fra Rambøll & Hannemann fra 1988, se appendiks A.1. Et satellitfoto fra 1992 inden Lindholm Strandpark blev opført, ses på figur 1.4.

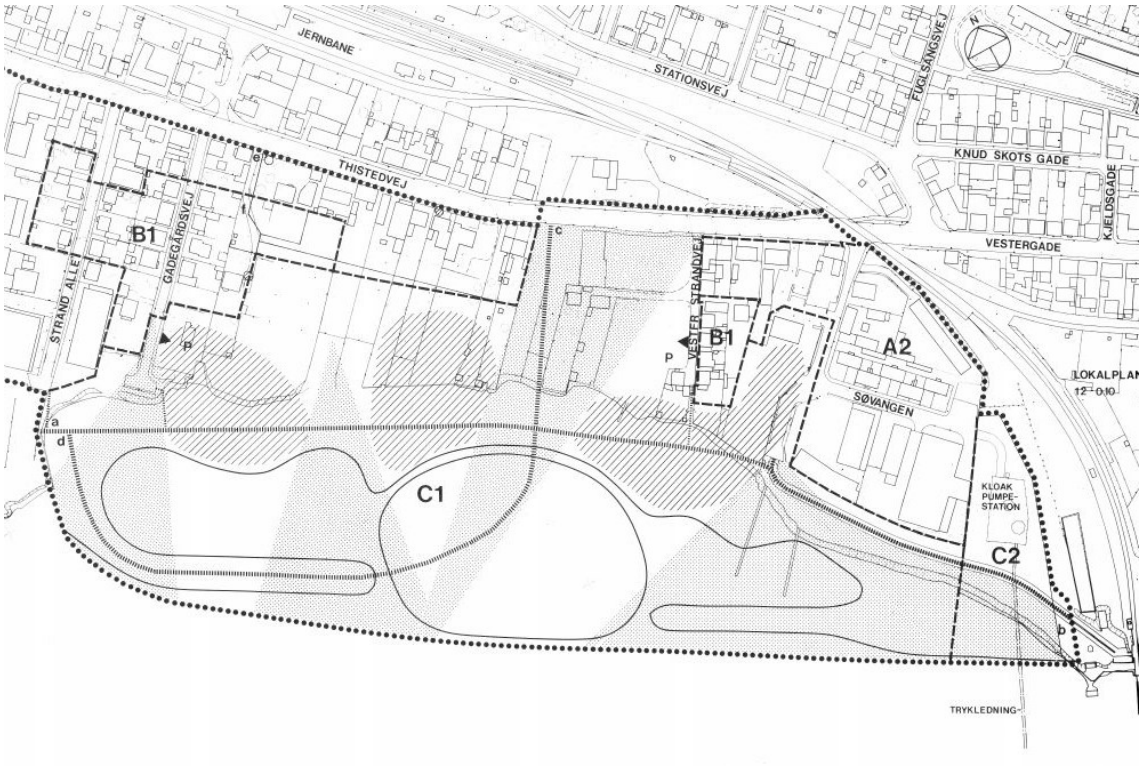


Figur 1.4: Satellitfoto taget over Lindholm Strandpark fra 1992 [Aalborg Kommune, 2019a].

I perioden inden Lindholm Strandpark blev etableret, blev der fremsat forskellige forslag til, hvordan udformningen af området skulle være. Fælles for forslagene var, at området skulle afskærmes fra Limfjorden for at sikre rolige strømningsforhold i Strandparken. De rolige strømningsforhold i Strandparken skulle sikre, at området bl.a. kunne anvendes til badning og aktiviteter til vands. Foruden denne anvendelse skulle de smalle åbninger i de afskærmende elementer sikre, at drivtang blev holdt ude af området, som det ligeledes fremgår af notatet fra Rambøll & Hannemann i appendiks A.1. På figur 1.5 og 1.6 ses to planer fra 1988, som stammer fra den daværende lokalplan [Aalborg Kommune, 1989].



Figur 1.5: Situationsplan for Lindholm Strandpark fra 1988 [Aalborg Kommune, 1989].



Figur 1.6: Skitse fra lokalplan for Lindholm Strandpark fra 1988 [Aalborg Kommune, 1989].

Som det ses på figur 1.5 og 1.6, blev der i begge disse planer introduceret elementer, som afskærmede Lindholm Strandpark væsentligt fra Limfjorden. Den mest detaljerede plan for Lindholm Strandpark antages at være situationsplanen på figur 1.5, da denne plan fremgår i materialet udarbejdet forud for etableringen af Lindholm Strandpark, hvorimod planen på figur 1.6 blot fremgår i lokalplanen. Til situationsplanen på figur 1.5, kommenterede Danmarks Naturfrednings Forening i 1988, se appendiks A.2, bl.a. på følgende:

> "Situationsplanen viser, at parken er bygget op omkring en kunstig ø og består i øvrigt af to landtanger/revler og to laguner. Ud fra den fremsendte kortskitse, må der umiddelbart sættes spørgsmålstegn ved tilstrækkeligheden af vandudskiftet i lagunerne, særlig for den vestligste lagune"

> "Periodevis driver der store mængder løsrevet ålegræs sammen i fjorden, og dette har en tendens til at samle sig i rolige vandområder. Ophobes dødt ålegræs og andet i lavvandede områder, dvs. i lagunerne, vil det ved forrådnelse være skyld i en dårlig vandkvalitet og evt. lugtgener, foruden det vil det være uæstetisk at se på. Derfor må der i projektet sikres en bedre cirkulation af vandet bag landtangerne end hvad umiddelbart fremgår af skitseforslaget"

Fra slutningen af 80'erne og frem til midten af 90'erne hvor Lindholm Strandpark blev opført, er det uvist, hvilke forslag der er fremsat, og hvilke beslutninger der er truffet. Hvad der dog er sikkert, er, at de introducerede forslag blev ændret. Opførelsen af Lindholm Strandpark resulterede i, at kystlinjen blev skubbet frem, og at der blev etableret én tange og en ø med det resultat, at der

blev skabt én lagune. Den fysiske udformning af området skulle som bekendt sikre, at lagunen var et område med roligt vand, som kunne anvendes af badende gæster. For at illustrere de fysiske ændringer der skete i området, fremgår der på figur 1.7 tre luftfotos fra hhv. 1992, 1995 og 1999, som er taget over Lindholm Strandpark før, under og efter etableringen.



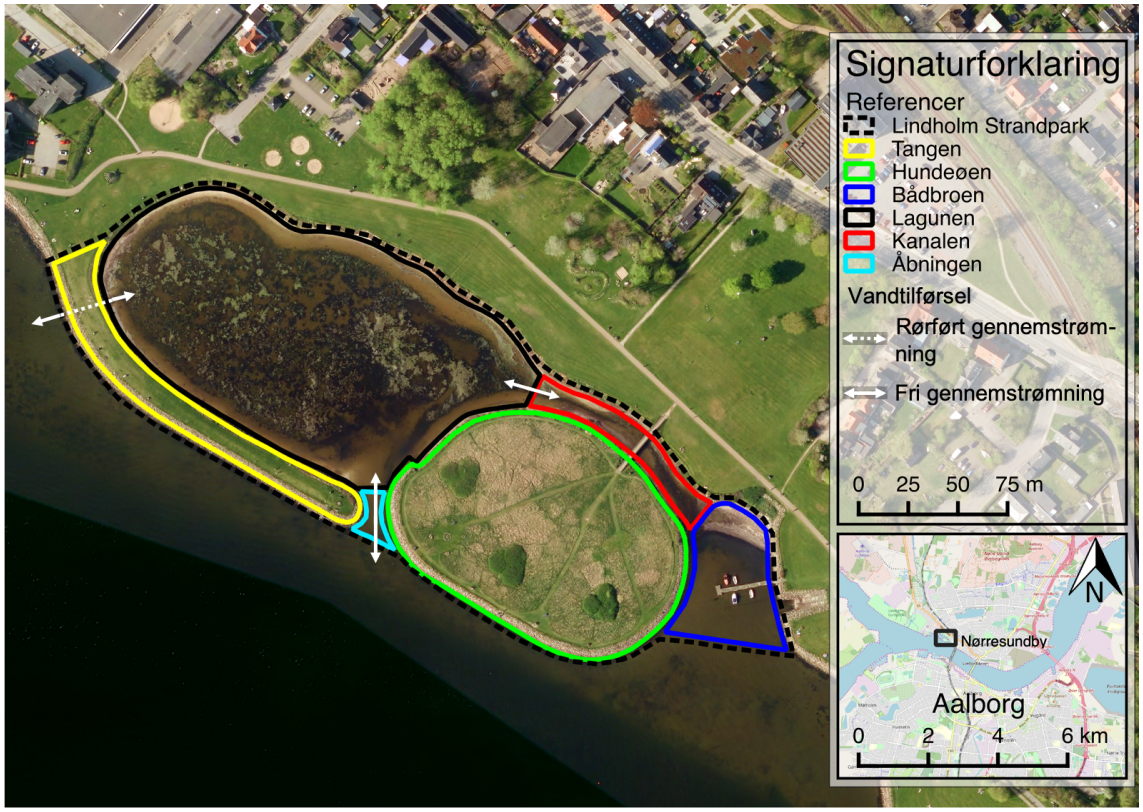
Figur 1.7: Luftfotos taget over Lindholm Strandpark i 1992, 1995 og 1999 [Aalborg Kommune, 2019a].

Som det ses af figur 1.7, skete der en markant ændring fra 1992, hvor området var en sydvestvendt kyst, til 1999 hvor Lindholm Strandpark var blevet etableret. På billedet fra 1995 ses Lindholm Strandpark under opførslen. Som det ses på figuren, er det kun øen og den vestlige tange, som blev etableret. Af en orientering fra bygherre, se appendiks A.3, fremgår det, at disse elementer skulle laves som 1. etape, så hvorvidt manglen på den østlige dæmning skyldes manglende økonomi eller ændringer i forslaget, vides ikke. Etableringen af tangen og øen skete ved opfyldning med byggeaffald herunder betonaffald. Dette var en forudsætning for, at projektet kunne gennemføres, for som det ligeledes fremgår af orienteringen fra bygherre, så kunne Aalborg Kommune fjerne en del af arbejdet, såfremt der ikke kunne skaffes materiale nok. Dette kan om muligt være forklaringen på, at den østlige dæmning aldrig blev opført.

1.3 Fysisk udformning og områdedefinitioner

Opførelsen af den førnævnte tange og ø medførte, at lagunen blev afskærmet tilstrækkeligt fra Limfjorden, og skabte de ønskede rolige forhold. Opførslen af disse elementer medførte, at der ikke længere var fri vandudveksling, men at vandudvekslingen blev reduceret til tre åbninger; En rørgennemføring gennem tangen samt to åbninger omkring den opførte ø, hvor vandet fra

Limfjorden kan strømme ind og ud af lagunen. Siden opførslen af Lindholm Strandpark stod færdig, er der ikke sket ændringer af den fysiske udformning. Den fysiske udformning i sin nuværende form ses på figur 1.8, og navngivningen af de forskellige elementer på figuren benyttes fremadrettet i rapporten.



Figur 1.8: Fysisk udformning af Lindholm Strandpark med tilhørende områdedefinitioner.

På figur 1.8 dækker området Lindholm Strandpark et areal på ca. 4,5 ha, hvor områderne Lagunen, Åbningen, Kanalen og Bådbroen sammen dækker ca. 2,5 ha.

1.4 Visioner for området

Som tidligere introduceret skulle etableringen af Lindholm Strandpark danne rammerne om et rekreativt område, hvor der skulle være mulighed for at lave aktiviteter til vands. Det var de oprindelige tanker, at Lagunen skulle benyttes som badeområde, hvilket bl.a. fremgår af et notat fra 1993 skrevet af projektets landskabsarkitekt, se appendiks A.4. I notatet står der følgende:

> "Etablering af Lindholm Strandpark vil gøre området mere attraktivt og smukt. I parken vil der blive lavet badestrand, store landarealer til ophold, teltslagning m.v. samt en mindre jolle- og gæstehavn."

Notatet fra 1993 indikerer altså, at landskabsartiketetens visioner for området var, at skabe et sammenspil mellem Limfjorden og de grønne arealer. Aalborg Kommune har på et møde redegjort

for deres nuværende visioner for området. Her nævner de, at Lindholm Strandpark i dag er tiltænkt som et område, hvor mindre børn kan soppe, fange krabber og benytte sig af den tilhørende strand. Yderligere skal de grønne områder forsat være et samlingssted for byens borgere.

Problematikker i Lindholm Strandpark

Selvom Lindholm Strandpark er tiltænkt en central rolle i at skabe den blå-grønne struktur i Nørresundby, indfries det fulde potentiale dog ikke på nuværende tidpunkt. Aalborg Kommune får indberetninger fra borgerne omkring lugtgener fra Lindholm Strandpark. Lugtgenerne medfører, at besøgende ikke ønsker at opholde sig på de omkringliggende grønne områder, og er medvirkende til, at den rekreative værdi af området falder [Aalborg Kommune, 2019b]. Ildelugtende bobler er observeret i Lindholm Strandpark, og kan ses ved at scanne QR-koden på figur 1.9. Udover lugtgenerne i området, er der bløde bundforhold, som gør, at området ikke er anvendeligt som soppeområde. På figur 1.11 og 1.12 ses de bløde bundforhold, der er i hhv. Kanalen og Lagunen.

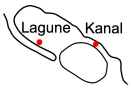
Figur 1.9: Scan QR-kode: Ildelugtende bobler i Lindholm Strandpark



Figur 1.11: Bundforhold i Kanalen. Placering hvorfra billedet er taget ses på figur 1.10.



Figur 1.12: Bundforhold i Lagunen. Placering hvorfra billedet er taget ses på figur 1.10.



Figur 1.10: Placering af billede i Kanalen og Lagunen.

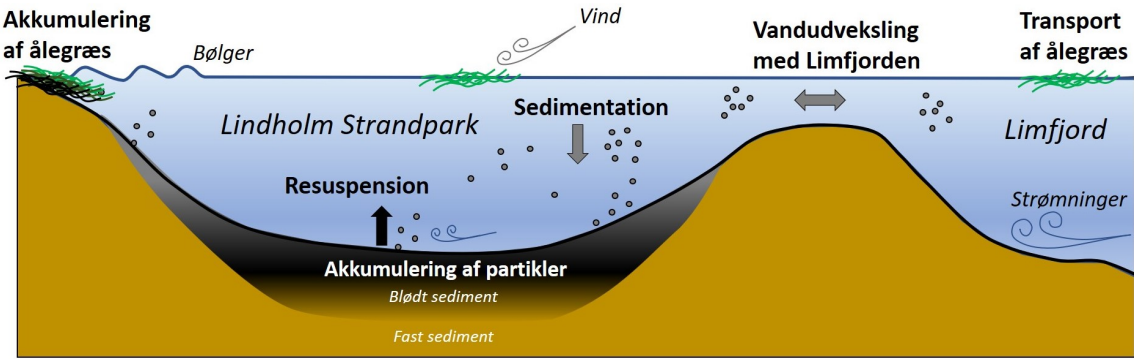
For de besøgende og borgerne i området er det tydeligt, at Lindholm Strandpark ikke lever op til det rekreative område som Aalborg Kommune ønsker. Denne rapport vil derfor beskæftige sig med årsagen til de førnævnte forhold, samt hvilke muligheder der er for at forbedre disse.

2. Problembeskrivelse

De to overordnede problemer i Lindholm Strandpark er lugtgenerne og tilstedeværelsen af bløde bundforhold. Disse problemer gør, at området ikke indfrier dets fulde potentiale som et rekreativt område med muligheder for at soppe i Lagunen. I dette kapitel introduceres de overordnede fysiske og biologiske processer, som sker i Lindholm Strandpark. Dette omfatter processer, der relaterer sig til dannelsen af det bløde sediment, samt processer der relaterer sig til dannelsen af lugtgenerne i området.

2.1 Bundforhold

Før opførslen af Lindholm Strandpark var der sandede bundforhold i området, som dannede grundlaget for fjordbundens faste sediment. Efter opførslen af området ændrede dette sig, og der begyndte at ske en akkumulering af sediment, som dannede bløde bundforhold. De bløde bundforhold er sandsynligvis opstået som et resultat af den reducerede vandudveksling mellem Limfjorden og Lindholm Strandpark, hvilket skaber rolige strømningsforhold i specielt Lagunen, hvorfor finere partikler sedimenterer. Derudover akkumuleres ålegræs i området, som ligeledes er bidragene til at skabe de bløde bundforhold. Forskellige mekanismer som påvirker partiklerne og ålegræsset i Lindholm Strandpark, er illustreret på figur 2.1.



Figur 2.1: Principskitse af mekanismer der påvirker partikler og ålegræs i Lindholm Strandpark.

På figur 2.1 fremgår mekanismerne, som har betydning for de bløde bundforhold i Lindholm Strandpark, disse forklares yderligere:

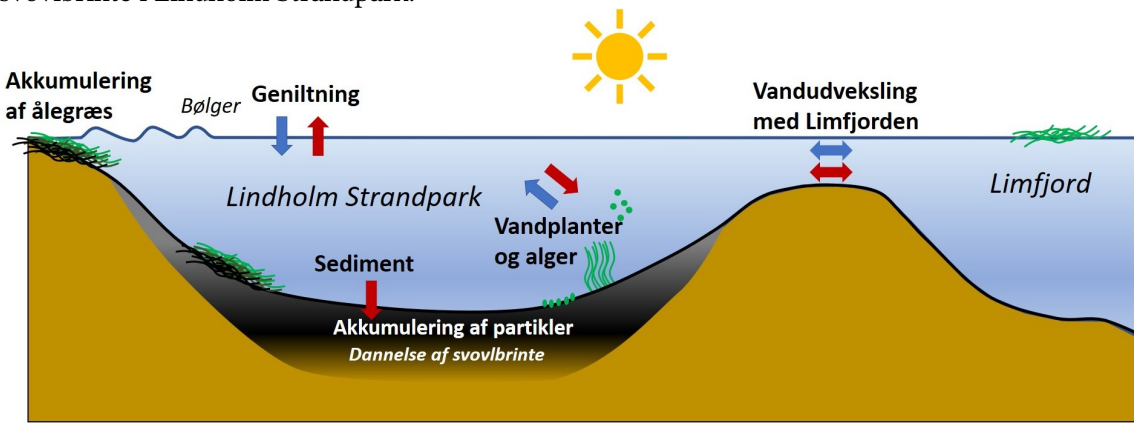
- **Vandudvekslingen** mellem Limfjorden og Lindholm Strandpark skaber en transport af partikler herimellem.
- **Transporten af ålegræs** sker i overfladevandet, hvor det påvirkes af strømningerne og vinden. Tilførslen fra Limfjorden til Lindholm Strandpark sker gennem Åbningen og området ved Bådbroen.
- **Akkumulering af ålegræs** sker grundet den fysiske udformning af området, hvor det primært fanges i Kanalen og området ved Bådbroen. Her skyller det op på bredden, akkumulerer, og skaber bløde bundforhold.

- **Sedimentation af partikler** foregår primært i Lagunen grundet de rolige strømningsforhold. Dette bidrager til, at partikler sedimenterer, og skaber de bløde bundforhold.
- **Resuspension af partikler** sker, når hastighederne i bundvandet er tilstrækkelige til at hvirvle partiklerne op i vandfasen. Derudover kan bølger også resuspendere partikler, hvilket er bidragende til at undgå akkumulering af partikler på fjordbunden. Lindholm Strandpark er afskærmet fra Limfjordens bølger og strømninger, hvilket generelt reducerer resuspensionen af partikler i området.
- **Akkumulering af partikler** i Lindholm Strandpark sker, når følgende forhold gør sig gældende: Der sker en tilførsel af partikler fra Limfjorden, ingen resuspension og rolige strømningsforhold således partiklerne sedimenterer. Under disse forhold vil partiklerne akkumulere på fjordbunden.

Som præsenteret i det overstående, er der en sammenhæng mellem Lindholm Strandparks fysiske struktur og dannelsen af de bløde bundforhold. Opførslen af Hundeøen har skabt et område ved Kanalen og Bådbroen, hvor ålegræs akkumulerer, og skaber de bløde bundforhold. Hundeøen og Tangen skaber i kombination Lagunen, som er afskærmet tilstrækkeligt fra Limfjorden til, at der ikke sker resuspension, og at fine partikler dermed akkumulerer. Akkumuleringen af ålegræs og partikler er et problem, som skal håndteres, så Lindholm Strandpark kan anvendes som soppeområde, og dermed opfylde Aalborg Kommunes visioner for området.

2.2 Lugtgener

Lugtgenerne i Lindholm Strandpark påvirker områdets rekreative værdi, og reducerer områdets potentiale. Der er i området en fremtrædende lugt af rådne æg, som er karakteristisk for svovlbrintedannelse. Svovlbrinte dannes hovedsageligt i sedimentet, som led i omsætningen af organisk materiale under anaerobe forhold. De faktorer som har afgørende betydning for, hvorvidt svovlbrinte frigives fra sedimentet, er iltforholdene i vandfasen og mængden af organisk materiale i sedimentet. En høj iltkoncentration i vandfasen bevirker, at svovlbrinten forbliver nede i sedimentet, og ikke frigives til vand- eller luftfasen. Et højere organisk indhold medfører derimod et højere iltforbrug, som øger sandsynligheden for tilstedeværelsen af anaerobe forhold i sedimentet og dermed sandsynligheden for dannelse af svovlbrinte. [Calleja et al., 2007] På figur 2.2 ses en principskitse af, hvilke overordnede processer der har betydning for dannelsen af svovlbrinte i Lindholm Strandpark.



Figur 2.2: Principskitse af processer der påvirker iltbalancen i Lagunen og deraf lugtgenerne i området. Processerne som får iltkoncentrationen til at falde er illustreret med røde pile, hvor blå pile illustrerer de processer som får iltkoncentrationen til at stige.

På figur 2.2 fremgår de processer, som påvirker svovlbrintedannelsen i sedimentet. Her indgår iltbalancen og organisk materiale, da disse spiller en væsentlig rolle i forbindelse med dannelse og frigivelse af svovlbrinte. De forskellige processer forklares yderligere herunder:

Iltbalancen

- **Sedimentet** i Lindholm Strandpark indeholder organismer, som respirerer under aerobe og anaerobe forhold. I den øverste del af sedimentet foregår den aerobe respiration, hvor der i den underliggende del foregår en anaerob respiration. Dannelse af svovlbrinte sker som en af de anaerobe processer.
- **Vandplanter og alger** udnytter sollys og CO_2 til at producere ilt ved fotosyntese. Udover iltproduktion, respirerer vandplanter og alger, når der ikke er sollys. Her forbruger de ilten i vandet, og producerer CO_2. Dette betyder, at når der er vandplanter og alger tilstede, vil der forekomme daglige variationer i iltkoncentrationen, hvor iltkoncentrationen er stigende om dagen og faldende om natten.
- **Geniltning** er udvekslingen af ilt mellem atmosfæren og vandet. Ved geniltning sker en diffusion af ilt fra atmosfæren til vandfasen, såfremt iltkoncentrationen i vandet er mindre end ilt mætningskoncentrationen. I tilfælde hvor iltkoncentrationen i vandet er større end ilt mætningskoncentrationen, vil ilt diffundere fra vandfasen til atmosfæren. Raten hvormed ilten diffundere påvirkes af vinden. Ved stigende vindpåvirkning øges dannelsen af bølger, hvormed også diffusionsraten øges [Jørgensen og Fath, 2008].
- **Vandudveksling med Limfjorden** medfører, at der sker en tilførsel af iltholdigt eller iltfattigt vand fra Limfjorden til Lindholm Strandpark.

Organisk materiale i sedimentet

- **Akkumulering af ålegræs** er i Lindholm Strandpark en stor kilde af organisk materiale, og bevirker, at den organiske omsætning i sedimentet forøges. Dette resulterer i et større iltforbrug i sedimentet, som øger sandsynligheden for forekomsten af anaerobe forhold i sedimentet, som tillader dannelse af svovlbrinte.
- **Akkumulering af fine partikler** i sedimentet bevirker, at det organiske indhold forøges. Dette skyldes, at fine partikler under sedimentationsprocessen vil adsorbere organisk materiale i vandsøjlen, som transporteres med ned i sedimentet. Det øgede organiske indhold danner grundlag for en større organisk omsætning, som resulterer i en øget dannelse af svovlbrinte under anaerobe forhold. [Høgslund et al., 2019]

Som præsenteret i det overstående er der flere forskellige forhold, som påvirker svovlbrintedannelsen i Lindholm Strandpark og deraf lugtgenerne. Årsagen til lugtgenerne i området skal håndteres, så områdets fulde potentiale kan indfries, og dermed gøre det mere attraktivt for besøgende at opholde sig i området.

2.3 Problemformulering

For at Lindholm Strandpark kan leve op til det potentiale, der ligger i området, er det nødvendigt at håndtere lugtgenerne samt de bløde bundforhold. Med udgangspunkt i dette, opstilles følgende problemformulering:

Hvordan kan problemerne med bløde bundforhold og lugtgener i Lindholm Strandpark løses?

Herunder ønskes det at besvare følgende underspørgsmål:

- Hvad er årsagen til, at der opstår bløde bundforhold i Lindholm Strandpark?
- Hvad er årsagen til, at der opstår lugtgener i Lindholm Strandpark?

2.4 Problemafgrænsning

I forbindelse med dette projekt er følgende generelle afgrænsninger foretaget:

- Der afgrænses fra effekten af den rørførte gennemstrømning i den vestlige del af Lagunen, da det ved inspektion er konstateret, at røret er tilstoppet.
- Der afgrænses fra at behandle området som et badeområde, da kommunens nuværende visioner er, at det skal benyttes som soppeområde.
- Der afgrænses fra at undersøge andre kilder til lugtgenerne end svovlbrinte, da der er en fremtrædende lugt af rådne æg, som er karakteristisk for tilstedeværelsen af svovlbrinte.
- Der afgrænses fra at se på bølgepåvirkningen i den hydrodynamiske model.
- Løsningsforslagenes økonomiske omfang vurderes/afvejes uden detaljerede økonomiske betragtninger.

II

Analyse af Lindholm Strandpark

3 Bundforhold 15

4 Lugtgener 31

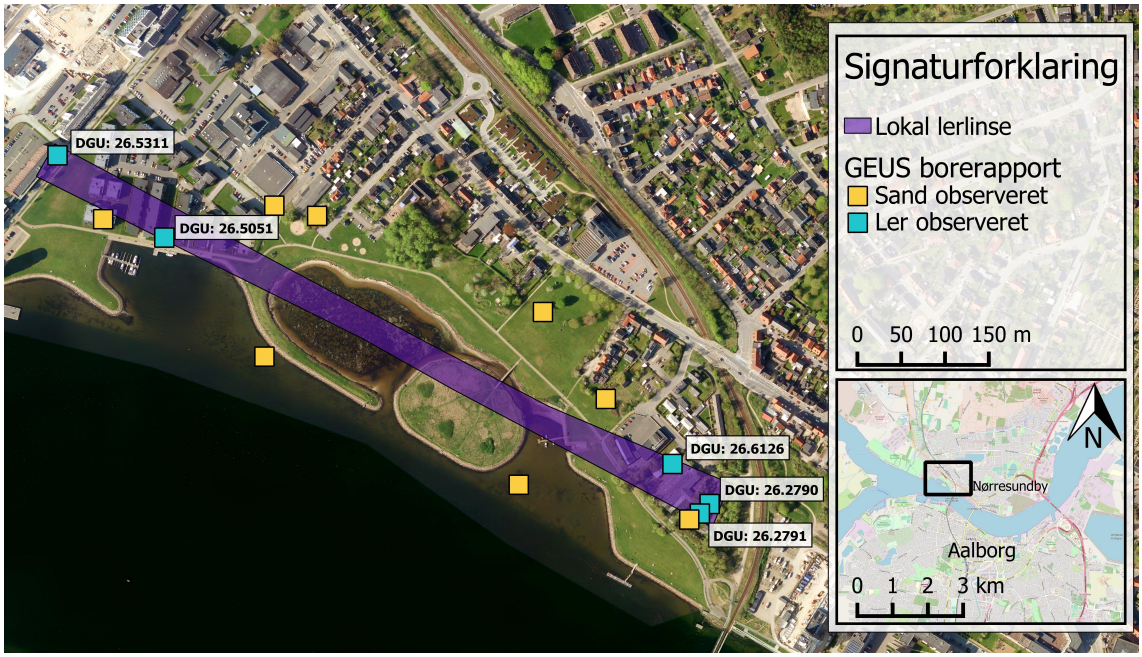
5 Strømningsforhold 49

3. Bundforhold

I Lindholm Strandpark er bundforholdene en af udfordringerne i relation til områdets anvendelse som soppeområde. Den bløde bund gør, at det tiltænkte soppeområde ikke kan benyttes efter hensigten, og dermed reduceres den rekreative værdi af området. Det er derfor relevant at se nærmere på sedimentet i Lindholm Strandpark. Hertil undersøges det, hvad den bløde bund består af, samt hvad der skal til for at genetablere en fast fjordbund.

3.1 Observerede bundforhold

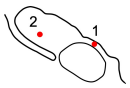
I Lindholm Strandpark er bundforholdende indledningsvist undersøgt med nærliggende boringer for at få et indblik i den omkringliggende geologi.[GEUS, 2020] På figur 3.1 ses placeringen af 13 nærliggende boringer, som giver en indikation på geologien i området. På figuren fremgår det, at der i boringerne enten er observeret sand eller ler. I prøver hvor der observeres sand, findes dette i hele borreprofilet og i prøverne med observeret ler, findes dette fra kote -1 m og opefter.



Figur 3.1: Otte boringer hvori der observeres sand, samt fem boringer, med tilhørende DGU-numre, hvor der observeres ler.

På figur 3.1 fremgår det, at de nærliggende boringer primært består af sand, pånær fem boringer som er placeret nordvest og sydøst for Lindholm Strandpark. Boringerne med observeret ler giver anledning til at estimere en gennemgående lerlinse, som vil være at finde i Lagunen og området ved Bådbroen. Den præcise geologi i Lindholm Strandpark kendes dog ikke.

For at få en indikation på, hvordan bundforholdene varierer i Lindholm Strandpark, er bundforholdene undersøgt ved at bevæge sig rundt i området, som det ses på figur 3.3

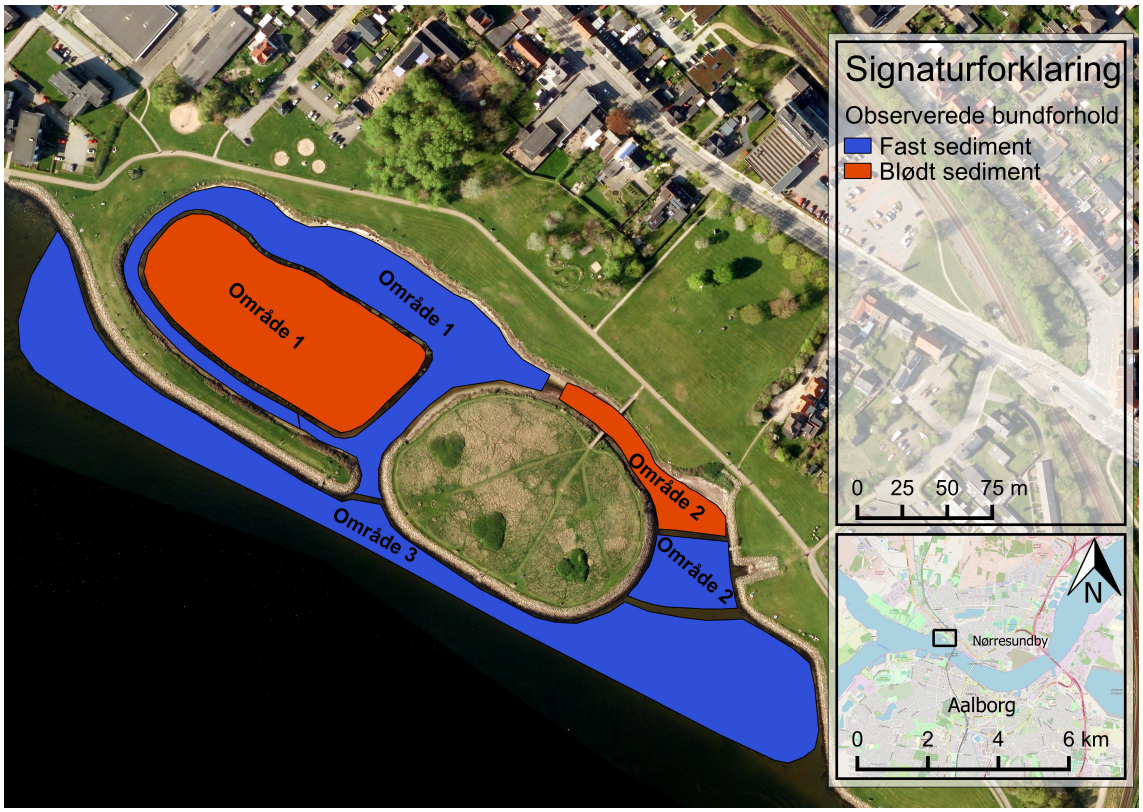


Figur 3.2: Placering af billede i Kanalen og Lagunen.



Figur 3.3: Undersøgelse af bundforhold i Lindholm Strandpark. Placering af billedet til venstre angives som nummer 1 på figur 3.2, hvor billedet til højre angives som nummer 2

Undersøgelsen af bundforholdene i Lindholm Strandpark har resulteret i, at disse er inddelt i kategorierne blødt og fast sediment. I Lagunen observeres sedimentet som værende blødt i nogle områder, hvor det i andre observeres mere fast. I Kanalen findes primært blødt sediment, og i området ved Bådbroen findes både blødt og fast sediment. De forskellige observerede bundforhold er illustreret på figur 3.4.



Figur 3.4: Kategorisering af observerede bundforhold i Lindholm Strandpark.

I område 1 langs bredden observeres fast sediment. Langs Tangen er udbredelsen af det faste sediment minimal, hvor det langs den nordlige bred strækker sig længere ind mod Lagunens midte. Fra bredden gående mod Lagunens midte, observeres der et tydeligt skel mellem det faste og bløde sediment. Det bløde sediment i område 1 er dannet som resultat af de rolige strømningsforhold i Lagunen.

I område 2, som dækker området ved Kanalen og Bådbroen, observeres der i den sydlige del faste bundforhold. Dette skyldes sandsynligvis, at dette område har god forbindelse til Limfjorden, og dermed de samme sandede bundforhold. Det bløde sediment i område 2, som observeres ved Kanalen og den nordlige del af området ved Bådbroen, består af dødt ålegræs. Det bløde sediment i dette område adskiller sig væsentligt fra det, der blev observeret i område 1. Det bløde sediment i Lindholm Strandpark er tilkommet efter opførelsen af Tangen og Hundeøen, da der udenfor Strandparken, ved område 3 i Limfjorden, observeres faste bundforhold. Disse forhold antages at repræsentere fjordbunden før opførelsen af Lindholm Strandpark.

Ålegræs

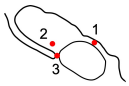
Et af problemerne der tydeligt observeres i Lindholm Strandpark, er tilstedeværelsen af dødt ålegræs. Foruden dødt ålegræs observeres også ålegræs, som er rodfæstet. Det rodfæstede ålegræs observeres i Lagunen, mens det døde ålegræs primært observeres i Kanalen og ved Bådbroen, og placeringen af områderne med førnævnte er skitseret på figur 3.5.



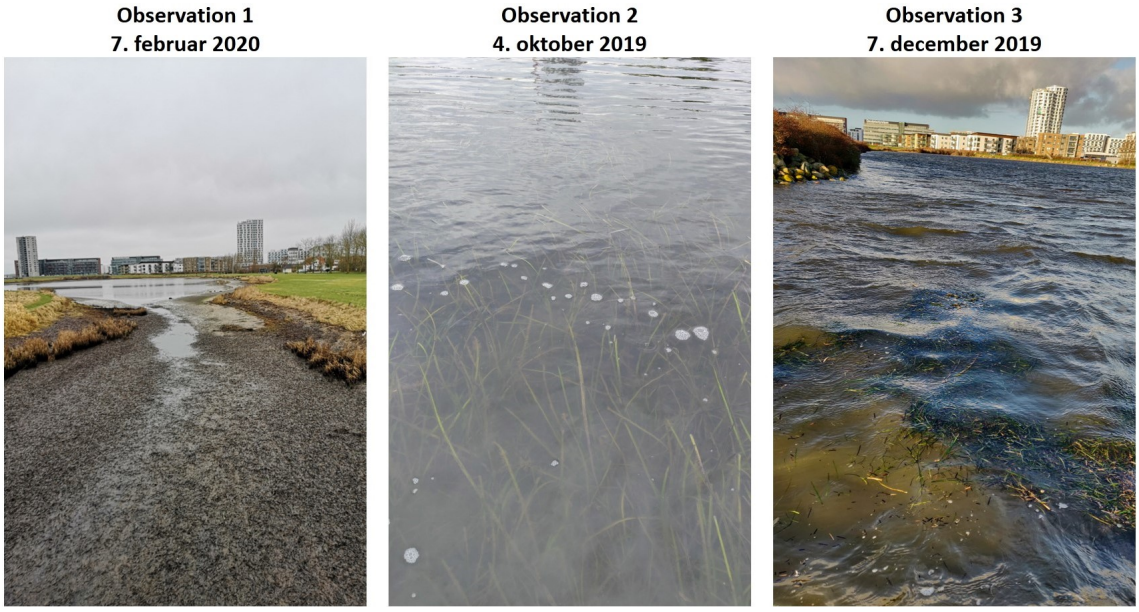
Figur 3.5: Observation af dødt og levende ålegræs.

Området med det rodfæstede ålegræs er medvirkende til, at det bløde sediment er observeret i dette område. Ålegræssets blade reducerer hastigheden på vandet, som begunstiger sedimentationen af partikler. På denne måde fungerer ålegræssets blade som sedimentfælder. [Høgslund et al., 2019]

Det døde ålegræs ender i området ved Kanalen og Bådbroen, hvilket skyldes, at Kanalen virker som en flaskehals. Kanalen er tilsyneladende for smal til at kunne håndtere det tilkomne ålegræs, og det har resulteret i, at der over årene er sket en tilstopning. En af kilderne til det døde ålegræs er det, som genereres internt i Lagunen. Når det levende ålegræs henfalder, vil det løsrives fra bunden og senere bidrage til puljen af det akkumulerede ålegræs. Det største bidrag af dødt ålegræs antages dog at komme fra Limfjorden, hvor det stammer fra bl.a. Egholm, Nibe- og Gjøl bredning, hvor der observeres store mængder ålegræs [Krause-Jensen et al., 2008]. Ålegræsset fra disse områder vil blive transporteret vest gennem Limfjorden grundet den dominerende vestenvind [Miljøministeriet, 2019]. Dermed vil det komme forbi Lindholm Strandpark og have mulighed for at blive transporteret fra Limfjorden og ind i området gennem enten Åbningen eller området ved Bådbroen. En række af observationerne omkring dødt og rodfæstet ålegræs, samt det indkomne ålegræs fremgår af figur 3.7, og lokationen for hvor observationerne er gjort, ses på figur 3.6.



Figur 3.6: Placering for observationer af ålegræs.



Figur 3.7: Observation af dødt og levende ålegræs samt indkommen ålegræs. Observationernes lokation findes på figur 3.6.

På figur 3.7 fremgår det af observation 1 fra Kanalen, at det døde ålegræs akkumulerer her. På observation 2 dokumenteres en del af det rodfæstede ålegræs, der observeres i Lagunen. Af observation 3 fremgår ålegræs, som transporteres fra Limfjorden og ind i Lindholm Strandpark. Det indkomne ålegræs bidrager til akkumulering af ålegræs i området.

3.2 Dokumenterede bundforhold

Der observeres en forskel mellem bundforholdene i Lindholm Strandpark og Limfjorden. Det bestemmes derfor, hvilken del af sedimentet som er tilkommet efter opførelsen af Lindholm Strandpark.

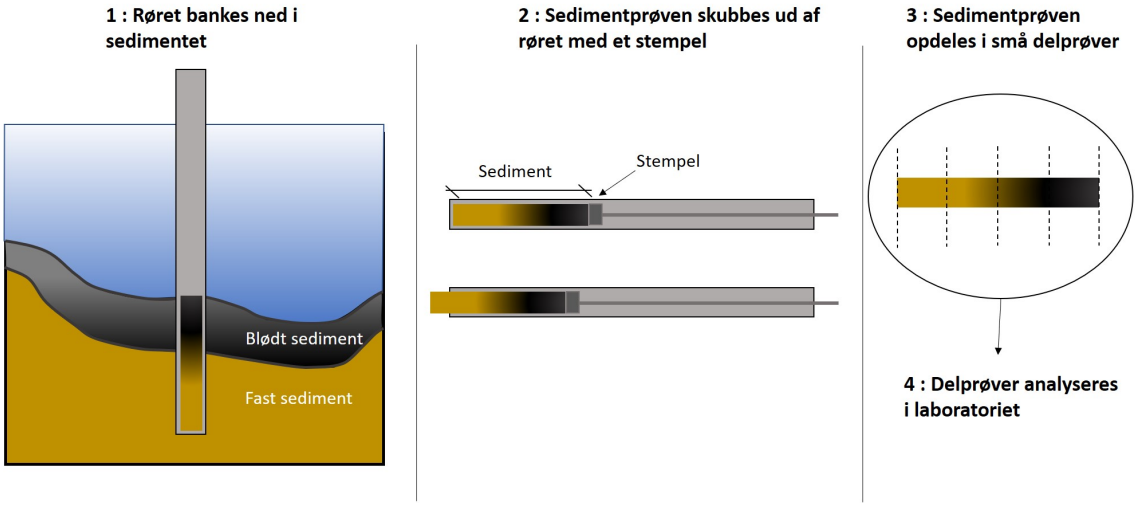
3.2.1 Lokalisering af den oprindelige fjordbund i Lindholm Strandpark

For at lokalisere den oprindelige fjordbund i Lindholm Strandpark er der i projektet foretaget to undersøgelser i perioden september til oktober 2019:

- Optagelse af sedimentprøver.
- In-situ opmåling af tykkelsen på det tilkomne sediment.

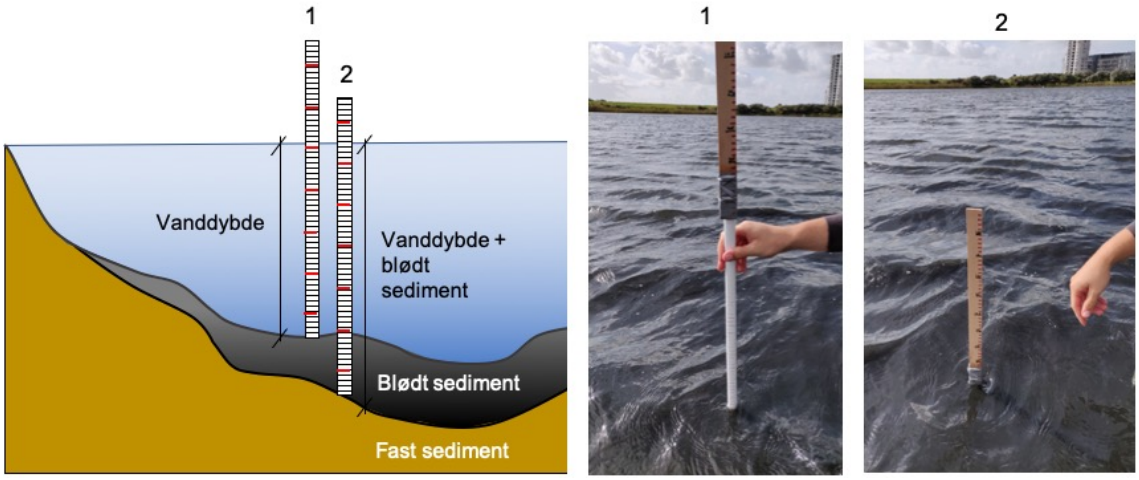
Sedimentprøverne er optaget med det formål, at få et indblik i, hvordan sedimentet varierer i dybden, for derigennem at klarlægge grænsefladen mellem det tilkomne sediment og den oprindelige fjordbund. Det er på figur 3.9 præsenteret, hvordan sedimentprøverne er optaget, og ved at scanne QR-koden på figur 3.8 ses en video af proceduren. Som det fremgår af figur 3.9, bankes et rør ned i sedimentet, hvorefter sedimentprøven tages på land og skubbes ud. Herefter opdeles sedimentprøven i mindre delprøver, som analyseres i laboratoriet. I laboratoriet foretages en klassifikation af sedimentet, bestemmelse af sedimentets kornfordelingen samt analyse af det organiske indhold. Dette for at være i stand til at lokalisere den oprindelige fjordbund. En detaljeret gennemgang af hvordan sedimentprøverne behandles, fremgår i appendiks B.1.

Figur 3.8: Scan QR-kode: Procedure for optagning af sedimentprøve.



Figur 3.9: Skitsering af procedure for optagelse af sedimentprøver.

Til at klarlægge den stedslige variation af tykkelsen på det tilkomne sediment, benyttes in-situ opmålingen, hvor princippet er præsenteret på figur 3.10. Som det fremgår af figuren, indmåles vanddybden, hvorefter målestokken trykkes gennem det bløde sediment, indtil den stoppes af det faste sediment, som antages værende den oprindelige fjordbund. Afstanden fra det faste sediment til vandspejlet noteres, hvorefter tykkelsen af det bløde sediment bestemmes.

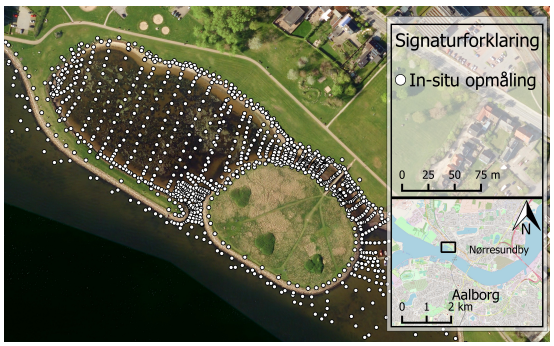


Figur 3.10: Skitsering og virkelig udførelse af in-situ opmåling af sedimenttykkelsen.

Der er i projektet optaget 11 sedimentprøver, hvoraf to er optaget i Limfjorden, og de resterende er optaget forskellige steder i Lindholm Strandpark. Sedimentprøverne optaget i Limfjorden benyttes som referenceprøver, og noteres med "R", mens sedimentprøverne optaget i Lindholm Strandpark noteres med "SP". Placeringen af alle sedimentprøver ses på figur 3.11. Yderligere er der foretaget 1019 in-situ opmålinger af sedimenttykkelsen, og placering af hver opmålingen ses på figur 3.12.



Figur 3.11: Sedimentprøver taget i Lindholm Strandpark og Limfjorden. Sedimentprøver angives, SP, og referenceprøver angives, R.



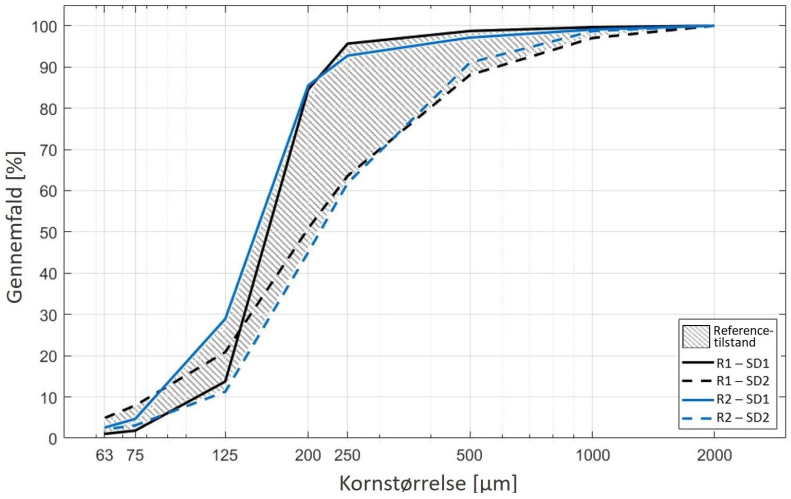
Figur 3.12: Målepunkter for in-situ opmåling af sedimenttykkelsen. Antal målepunkter: 1019.

Grænsefladen mellem det tilkomne sediment og den oprindelige fjordbund, er bestemt i de ni sedimentprøver optaget i Lindholm Strandpark. Grænsefladen er bestemt ved at definere en række parametre, som er karakteristiske for den oprindelige fjordbund, kaldet referencetilstanden i rapporten. Parametrene er fastsat med udgangspunkt i referenceprøverne R1 og R2, som antages at repræsentere de bundforhold, som var tilstede før opførslen af Lindholm Strandpark. Baseret på parametrene farve, lugt, konsistens, kalk og organisk indhold, er der udarbejdet en specifik klassifikation af referencetilstanden, som ses i tabel 3.1.

Tabel 3.1: Klassifikation af referencetilstanden. ***Symboler;*** *Farve: G(grå), MG(mørkegrå) // Lugt: L-(ingen lugt) // Konsistens: F(fast) // Kalk: K-(ingen kalk).*

Parameter	Farve	Lugt	Konsistens	Kalk	OM [%]
Referencetilstand	G/MG	L-	F	K-	$\leq$ 2,68

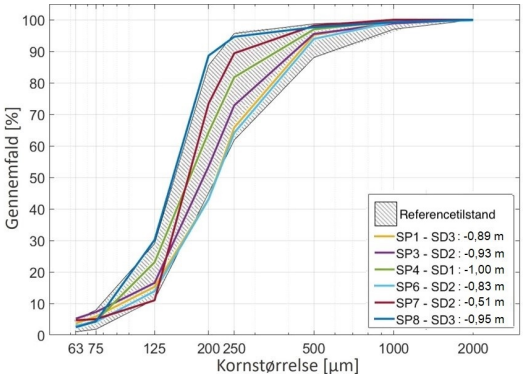
Foruden parametrene fra tabel 3.1 er kornfordelingen også en parameter, der benyttes til at bestemme, hvorvidt referencetilstanden er genfundet i sedimentprøverne. For referenceprøverne foreligger der fire kornkurver, som benyttes til at fastsætte en referencetilstand. Det er valgt at antage, at alt beliggende mellem de fire reference kornkurver klassificeres som referencetilstanden. På figur 3.13 fremgår de fire kornkurver fra referenceprøverne samt et skraveret område, som repræsenterer referencetilstanden. I signaturforklaringen på figur 3.13 er forkortelsen "SD" benyttet. SD betegner en sigteprøve, som er en sammenlægning af flere delprøver fra den enkelte sedimentprøve. For yderligere information om de specifikke delprøver og sigteprøver henvises til appendiks B.2.



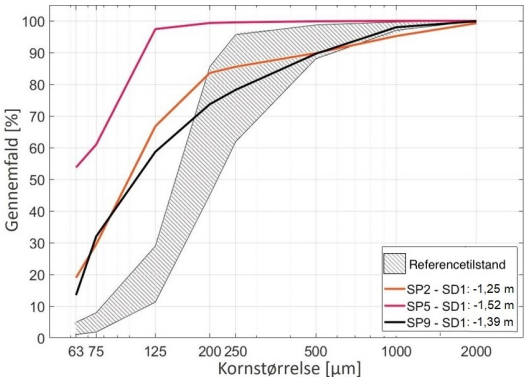
Figur 3.13: Resultat af sigteanalyse for referenceprøverne R1 og R2. Det skraverede område angiver det, som antages at repræsentere referencefordelingen af partikler for den oprindelige fjordbund og kaldes referencetilstand.

Metoden der anvendes til at bestemme, hvilken sigteprøve som er referencetilstanden, er beskrevet i appendiks B.3. Metoden består overordnet i at finde den øverst beliggende sigteprøve i den enkelte sedimentprøve, som indeholder de karakteristika, som definerer referencetilstanden, se tabel 3.1. Dette betyder, at alt over koten på denne sigteprøve antages at være tilkommet sediment, og alt under antages at være referencetilstanden. På figur 3.14 fremgår én kornkurve for de sedimentprøver, hvor det har været muligt at finde en sigteprøve, som ligger indenfor referencefordelingen af partikler. På figuren er det den øverst beliggende sigteprøve, som antages at ligne referencetilstanden, der er afbilledet.

På figur 3.14 fremgår det, at kornkurverne for sedimentprøverne SP1, SP3, SP4, SP6, SP7 og SP8 er beliggende inden for referencefordelingen af partikler. Det har ikke været muligt at genfinde referencefordelingen af partikler i sedimentprøverne SP2, SP5 og SP9, som det ses på figur 3.15, hvor kornfordelingen fra den dybest beliggende sigteprøve er illustreret.

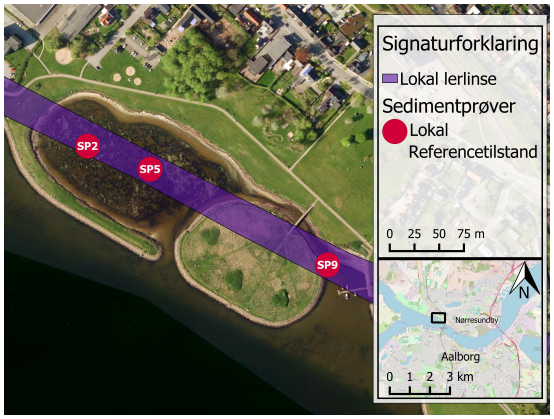


Figur 3.14: Kornfordeling af den øverst beliggende sigteprøve for hhv. SP1, SP3, SP4, SP6, SP7 og SP8 som ligger indenfor referencetilstanden. Ydermere er middelkoten angivet for sigteprøverne.



Figur 3.15: Kornfordeling af den dybest beliggende sigteprøve for SP2, SP5 og SP9, samt referencetilstanden. Ydermere er middelkoten angivet for sigteprøverne.

At det ikke har været muligt, at genfinde referencefordelingen af partikler i SP2, SP5 og SP9 skyldes tilstedeværelsen af den tidligere præsenterede lerlinse, som er gengivet på figur 3.16. Tilstedeværelsen af ler medfører, at der for de tre sedimentprøver er en lokal referencetilstand. Den lokale referencetilstand for SP2, SP5 og SP9 er fundet baseret på nærliggende sedimentprøver. For yderligere dokumentation henvises til appendiks B.3.3. Med udgangpunkt i de præsenterede metoder, er der for alle sedimentprøverne, bestemt en kote på grænsefladen mellem den oprindelige fjordbund og det tilkomne sediment, hvilket ses i tabel 3.2.



Figur 3.16: Lokation hvor sedimentprøverne SP2, SP5 og SP9 er optaget samt markering af den lokale lerlinse.

Tabel 3.2: Kote for referencetilstand i sedimentprøver. **Lokal referencetilstand*

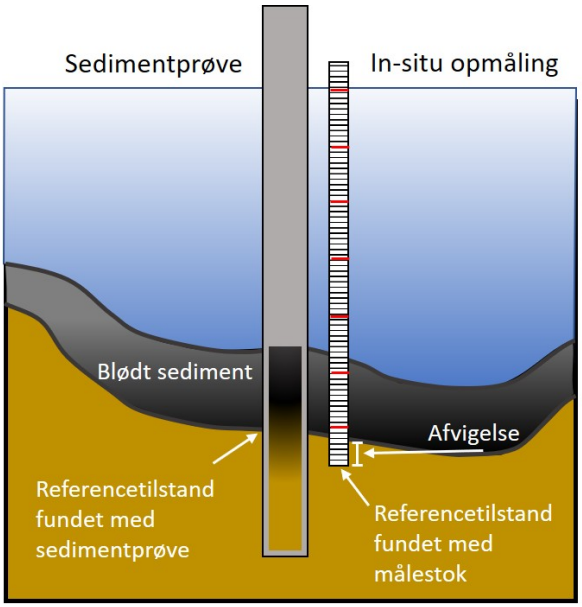
Sedimentprøve	SP1	SP2*	SP3	SP4	SP5*	SP6	SP7	SP8	SP9*
Kote referencetilstand [m]	-0,86	-0,86	-0,92	-0,95	-0,95	-0,86	-0,48	-0,89	-0,89

Koterne fra tabel 3.2 er bestemt, hvor sedimentprøven er optaget. For at udbrede dette til hele området anvendes in-situ opmålingerne af sedimenttykkelsen.

3.2.2 Fordeling af tilkommet sediment i Lindholm Strandpark

Tykkelsen af det tilkomne sediment er indmålt ved at trykke en målestok ned i sedimentet, indtil en fast bund observeres. På baggrund af disse indmålinger, er koten for grænsefladen mellem det tilkomne sediment og den faste sedimentbund bestemt. I forbindelse med in-situ opmålingerne er der ikke anvendt et standardiseret mål for, ved hvilken modstand den faste sediment bund er nået. Det er derimod vurderet subjektivt.

Derudover har en af udfordringerne været den lokale lerlinse gennem området, som i nogle områder har medført, at målestokken trykkes for langt ned i sedimentet. Til at håndtere disse usikkerheder, sammenlignes koterne for den oprindelige fjordbund, baseret på sedimentprøverne, med den tilsvarende kote bestemt ved in-situ opmålingen ved prøvelokationen. Her antages det, at sedimentprøverne angiver koten på den oprindelige fjordbund ved prøvelokationen, og derfor korrigeres resultatet fra in-situ opmålingerne på baggrund af disse. På figur 3.17 ses et eksempel, hvor målestokken anvendt til in-situ opmålingen af sedimenttykkelsen ikke rammer samme kote som fundet i sedimentprøven. Dette giver, som figur 3.17 illustrerer, en afvigelse mellem koten på referencetilstanden fundet med sedimentprøven og den tilsvarende fundet ved in-situ opmålingen. I tabel 3.3 er koten, der repræsenterer referencetilstanden angivet for de to metoder. Desuden ses afvigelsen mellem de to metoder, hvor en positiv afvigelse angiver, at målestokken ikke kommer langt nok ned, og modsat angiver en negativ afvigelse, at målestokken er kommet for langt ned i sedimentet.



Figur 3.17: Skitsering af afvigelse mellem referencetilstanden bestemt med sedimentprøve og in-situ opmåling.

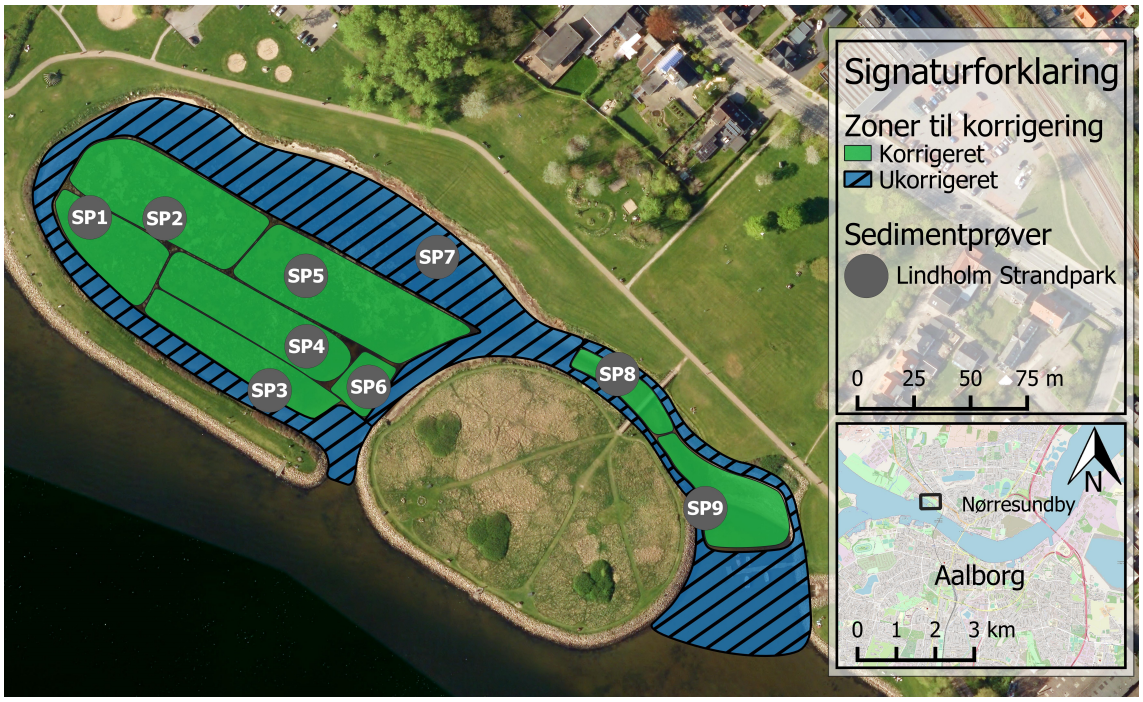
Tabel 3.3: Sammenligning af kote hvor målestokken stopper og kote for referencetilstanden. En negativ usikkerhed angiver, at målestokken kommer for langt ned i sedimentet. **Lokal referencetilstand*

Sedimentprøve	SP1	SP2*	SP3	SP4	SP5*	SP6	SP7	SP8	SP9*
Sedimentprøve, kote [m]	-0,86	-0,86	-0,92	-0,95	-0,95	-0,86	-0,48	-0,89	-0,89
In-situ opmåling, kote [m]	-0,84	-1,18	-0,85	-0,83	-1,17	-0,77	-0,46	-0,85	-0,84
Afvigelse [cm]	2	-32	7	12	-22	9	2	4	5

Som det fremgår af tabel 3.3, kommer målestokken generelt ikke langt nok ned i sedimentet, som resulterer i en underestimering af sedimenttykkelsen. Dette gælder dog ikke for SP2 og SP5, hvor målestokken trykkes gennem referencentilstanden, hvilket skyldes den lokale lerlinse. Ved SP9, hvor lerlinsen ligeledes findes, kommer målestokken ikke langt nok ned. Dette skyldes formentligt, at der i dette område findes en tyk måtte af dødt ålegræs, som stopper målestokken, inden den rammer det lerede sediment.

Zoner til korrigering af sedimenttykkelse

Da der er en stedslig variation på afvigelsen af målestokken, er det valgt at korrigere sedimenttykkelsen målt med målestokken i forskellige zoner. Zonerne er fastlagt med udgangspunkt i placeringen af sedimentprøverne, og ses på figur 3.18.

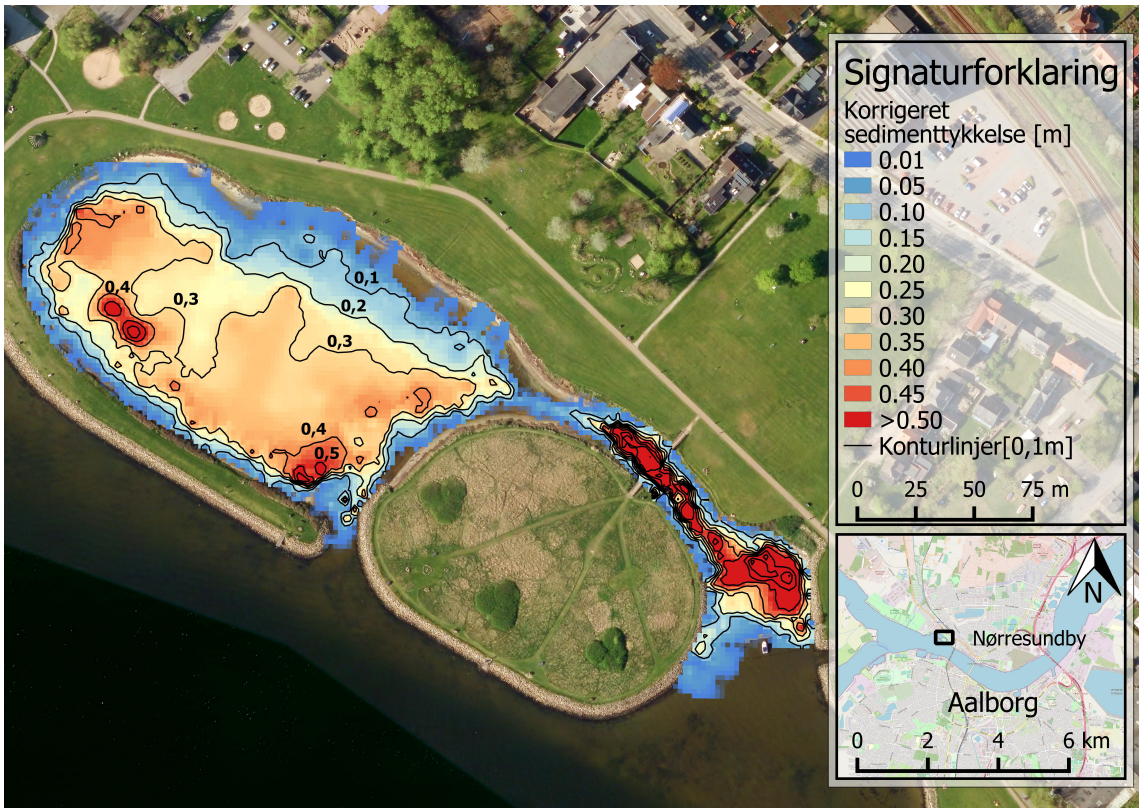


Figur 3.18: Inddeling af Lindholm Strandpark i zoner der anvendes til at korrigere in-situ målte sedimenttykkelser.

På figur 3.18 er zonerne inddelt i "korrigeret zone" og "ukorrigeret zone". Zonerne med betegnelsen "korrigeret zone" korrigeres efter afvigelsen fra tabel 3.3. Zonen tilhørende SP7 er som den eneste karakteriseret som en "ukorrigeret zone", selvom det i tabel 3.3 blev præsenteret, at der er en usikkerhed på 2 cm ved SP7. Dette er gjort, da det vurderes, at en korrigering af netop denne zone vil medføre en uhensigtsmæssig korrigering af sedimenttykkelsen, som ikke er i overensstemmelse med de faste sedimentforhold, der observeres på lokationen, som præsenteret i sektion 3.1.

Kortlagt sedimenttykkelse

Korrigeringen af sedimenttykkelsen er foretaget for alle punkter på figur 3.12 på side 20, som blev indmålt under in-situ opmålingen af sedimenttykkelsen. Den stedslige fordeling af sedimenttykkelsen i Lindholm Strandpark ses på figur 3.19.

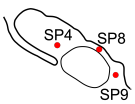


Figur 3.19: Stedslig fordeling af sedimenttykkelsen efter korrigering jf. afvigelser fra tabel 3.3. Punkterne der er anvendt til interpolationen, ses i appendiks B.4.

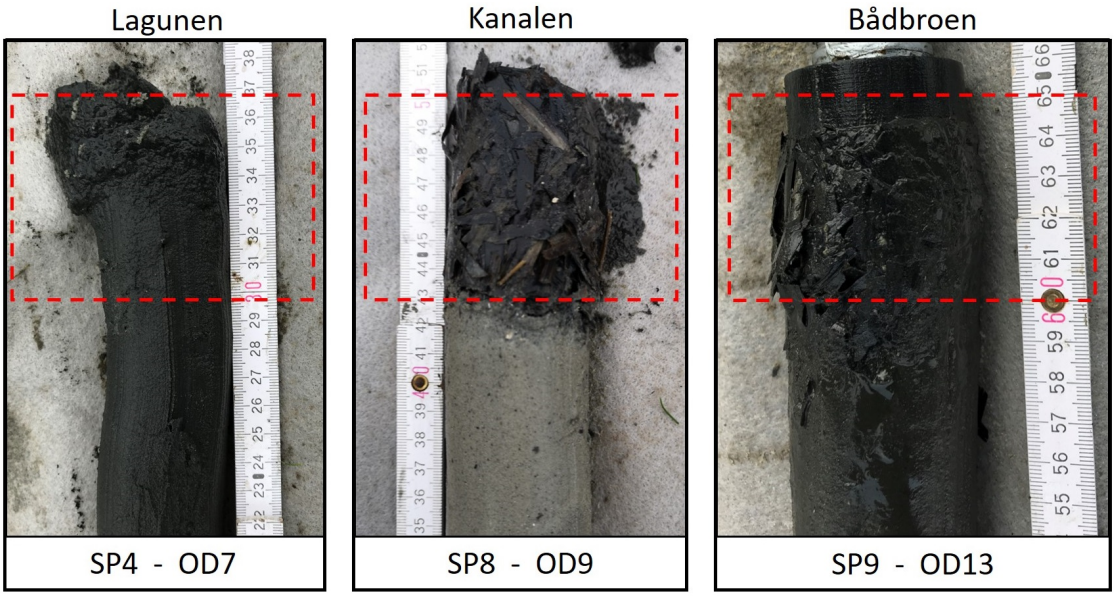
På figur 3.19 ses fordelingen af det tilkomne sediment i Lindholm Strandpark. Sedimentkortet viser de samme tendenser, som de observerede bundforhold på figur 3.4 på side 16. I store dele af Lagunen, Kanalen og området ved Bådbroen er der blødt sediment, hvor der langs Lagunens bred og i Limfjorden findes fast sediment. Sedimentkortet er dermed en afbildning af bundforholdene i Lindholm Strandpark, som benyttes aktivt i rapporten til at belyse forskellige forhold med tilknytning til sedimentet. Et af disse forhold relaterer sig til sedimentvolumen. På baggrund af sedimentkortet er volumen af det tilkomne sediment opgjort. Metoden hvorpå det er opgjort, er dokumenteret i appendiks B.4. I Lindholm Strandpark er der tilkommet ca. 5600 m^3 sediment efter opførelsen. Dette fordeler sig på ca. 4400 m^3 i Lagunen og 1200 m^3 i området ved Kanalen og Bådbroen.

3.3 Genetablering af faste bundforhold

For at genetablere de faste bundforhold i Lindholm Strandpark, så det igen kan benyttes som soppeområde, er det nødvendigt at undgå akkumulering af det tilkomne sediment. Det tilkomne sediment i Lagunen består af fine partikler og små stykker ålegræs, hvor det i Kanalen og ved Bådbroen primært består af sammenfiltret dødt ålegræs. Dette ses på figur 3.21, hvor den øvre del af det tilkomne sediment ved SP4 i Lagunen, SP8 i Kanalen og SP9 ved Bådbroen ses. Placeringen af disse sedimentprøver ses på figur 3.20.

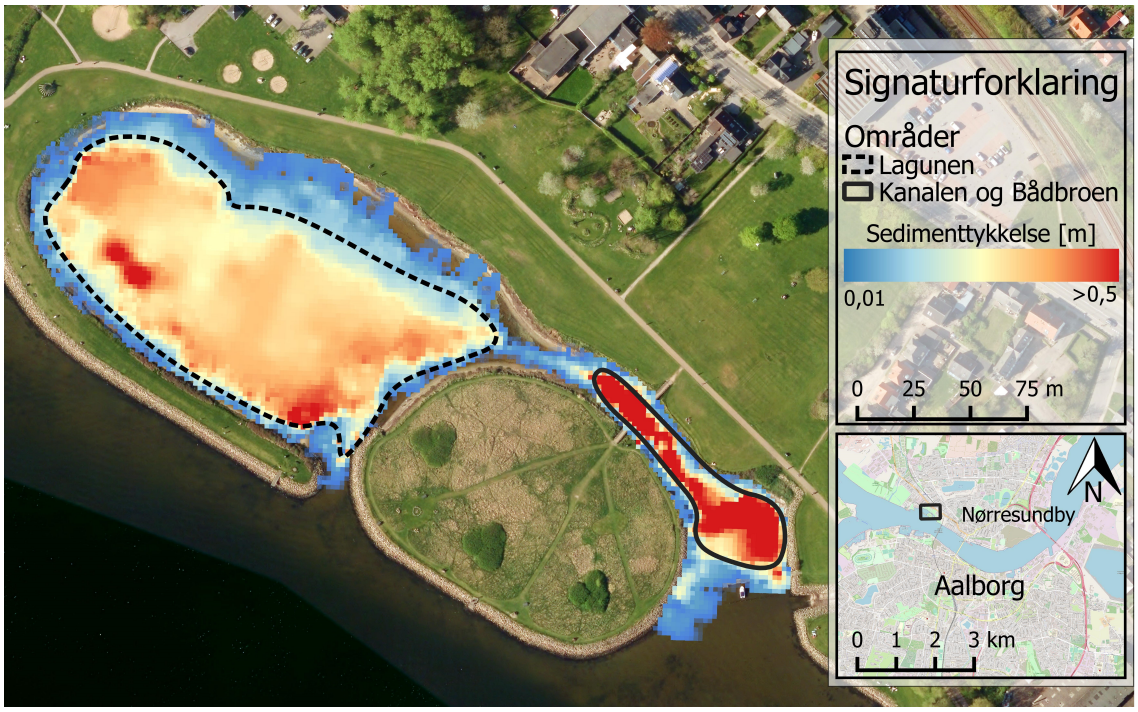


Figur 3.20: Placering af SP4, SP8 og SP9.



Figur 3.21: Den øverst beliggende delprøve i sedimentprøverne SP4, SP8 og SP9 markeret med en rød stiplet boks. Billederne er taget efter udpresning af hver sedimentprøve.

Af figur 3.21 ses det, hvordan sedimentet ved Kanalen og Bådbroen adskiller sig fra det i Lagunen. Derfor inddeles Lindholm Strandpark i to områder, hvor der i hver område redegøres for, hvad der skal til for at genetablere de faste bundforhold. De to områder ses på figur 3.22.

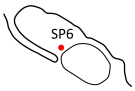


Figur 3.22: Inddeling af områder til redegørelse for, hvad der skal til for at genetablere de faste bundforhold.

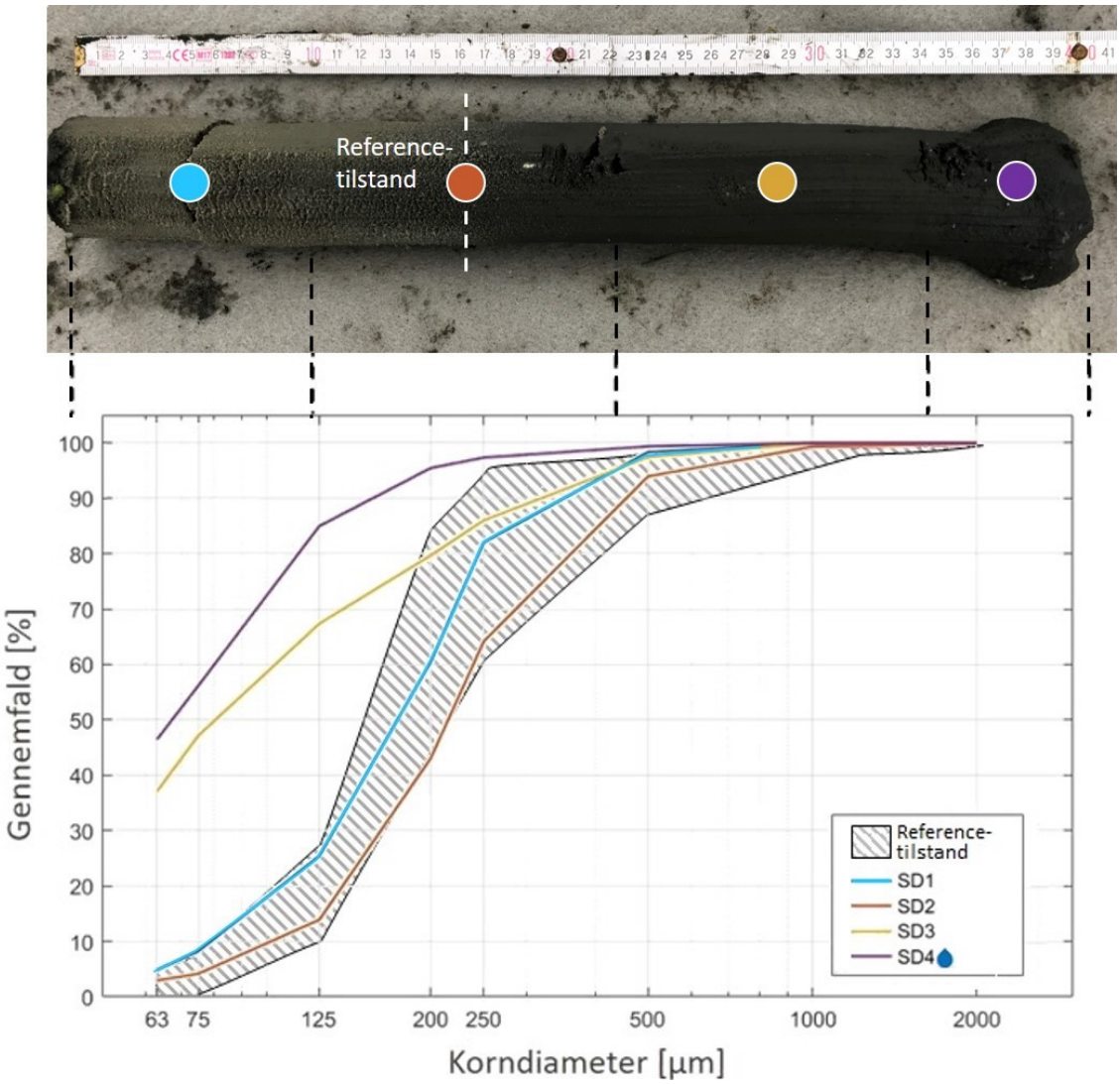
Til at redegøre for, hvad der skal til for at genetablere de faste bundforhold i de forskellige områder, tages der udgangspunkt i SP6 og SP8. SP6 antages at repræsentere forholdene i Lagunen, mens SP8 antages repræsentativ for Kanalen og området ved Bådbroen.

3.3.1 Genetablering af faste bundforhold i Lagunen

Det undersøges, hvor store partikler det er nødvendigt at få resuspenderet, for at genskabe den oprindelige fjordbund i Lindholm Strandpark. Dette er undersøgt ved at sammenligne kornkurverne for sigteprøverne i SP6 med referencetilstanden. Kornkurverne for SP6 samt referencefordelingen af partikler fremgår på figur 3.24. Placeringen af SP6 ses på figur 3.23.



Figur 3.23: Placering af SP6.



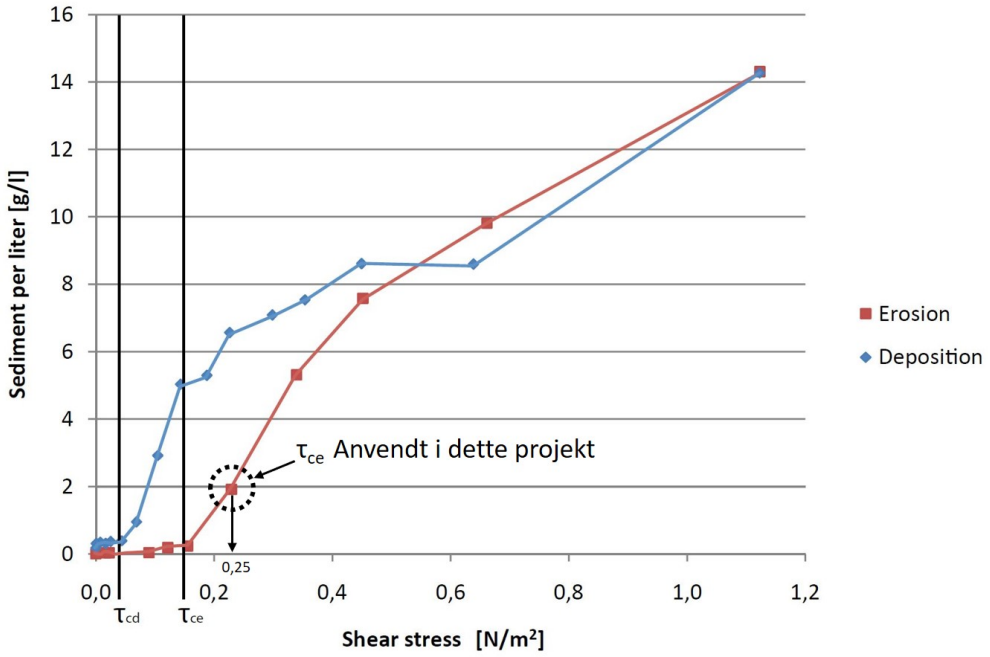
Figur 3.24: Kornkurver for fire sigteprøver i SP6 samt skraveret område der angiver referencetilstanden. De sorte stiplede streger viser intervallet for de enkelte sigteprøve, og den farvede prik viser, hvilken kornkurve som passer til sigteprøven. Den hvide stiplede streg indikerer den fundne referencetilstand. Kornkurver som er vådsigtet er markeret med 💧

Som det fremgår på figur 3.24, findes der mellem 67% og 85% partikler mindre end 125 µm i SD3 og SD4. SD3 og SD4 er en del af det tilkomne sediment, og det ses derfor, at det tilkomne sediment er mere finkornet end den oprindelige fjordbund, som indeholder mellem 10% og 28% partikler mindre end 125 µm. Ved en partikeldiameter større end 200 µm fremgår det, at det tilkomne sediment tilnærmelsesvis ligner referencetilstanden. Dette indikerer, at det er nødvendigt at resuspendere en del af partiklerne på 125 µm og mindre for at opnå en partikelfordeling, som ligner referencetilstanden. For at undersøge hvad der skal til for at resuspendere partikler på 125 µm og mindre, er der foretaget et litteraturstudie af den kritiske bundforskydningsspænding, τ_{ce}.

Fastlæggelse af kritisk bundforskydningsspænding

Et projekt fra Aalborg Universitet har undersøgt den kritiske bundforskydningsspænding for resuspension af sedimentet i Lagunen. Den kritiske bundforskydningnsspænding er fundet ved et forsøg, hvor sedimentet fra de øverste 10 cm i Lagunen er anvendt. Forsøget blev udført under kontrollerede forhold i Laboratoriet. [Thomsen et al., 2010]

Sedimentet der blev anvendt havde et organisk indhold på 4,68%. Partikelfordelingen på sedimentet er angivet ved D10, D50 og D90, som var hhv. 40 µm, 150 µm og 370 µm. Partikelfordelingen er tilsvarende referencetilstanden ved D50 og D90, som det fremgår på figur 3.24. D10 for det anvendte sediment er dog finere end D10 for referencetilstanden. I projektet fra Aalborg Universitet blev en kritisk bundforskydningsspænding fundet på τ_{ce} = 0,15 N/m^2, se figur 3.25. Denne bundforskydningsspænding vil sikre, at kun de allerfineste partikler resuspenderes. Til at genetablere de faste bundforhold i Lindholm Strandpark er det dog nødvendigt at resuspendere partikler op til 125 µm, hvorfor anvendelse af 0,15 N/m^2 som kritisk bundforskydningsspænding vil være en underestimering. På figur 3.25 ses det, at der sker en markant stigning af partikler i vandfasen ved en bundforskydningsspænding på τ = 0,25 N/m^2, som indikerer, at flere partikler resuspenderes. Det antages derfor, at anvendelsen af en kritisk bundforskydningsspænding på 0,25 N/m^2 er et bedre mål for, hvornår partikler mindre end 125 µm resuspenderes, og dermed at de faste bundforhold der er observeret ved referencetilstanden genskabes



Figur 3.25: Relation mellem bundforskydningsspænding (Shear stress) og resuspenderet sediment i vandfasen (Sediment per liter) samt angivelse af kritisk bundforskydningsspænding for resuspension, τ_{ce}, jf Thomsen et al. [2010]. Desuden er τ_{ce} markeret, som anvendes i dette projekt.

3.3.2 Genetablering af faste bundforhold i Kanalen og ved Bådbroen

I sektion 3.1 blev det præsenteret, at der i området omkring Kanalen og Bådbroen observeres store mængder af dødt ålegræs. Det er opgjort, at der i området er tilkommet ca. 1200 m^3 sediment, primært ålegræs, som udgør ca. 20% af den samlede sedimentpulje i Lindholm Strandpark.

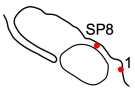
I Kanalen og ved Bådbroen akkumuleres dødt ålegræs over den oprindelige fjordbund, som skaber den store sedimentykkelse og de bløde bundforhold, se figur 3.27. Det døde ålegræs sammenfiltres, når det akkumulerer, hvilket skaber en sammenhængende måtte af ålegræs. Dette skaber sandsynligvis en ekstra sammenhængskraft, som gør det sværere at resuspendere ålegræsset sammenlignet med de fine partikler i Lagunen. På figur 3.28 ses en del af det sammenfiltrede ålegræs, der er ved Bådbroen, og som strækker sig ind i Kanalen.



Figur 3.27: Øvre del af sedimentprøve SP8, som består af dødt ålegræs. Placeringen af SP8 fremgår på figur 3.26.



Figur 3.28: Akkumuleret ålegræs i området ved Bådbroen, taget mod Kanalen. Placeringen hvorfra billedet er taget, fremgår som "1" på figur 3.26.



Figur 3.26: Placering af SP8 samt ålegræs observation.

For at genetablere de faste bundforhold der tillader, at området ved Kanalen og Bådbroen kan anvendes som soppeområde, er det nødvendigt at forhindre ålegræs i at strømme ind i Lindholm Strandpark, og akkumulere i disse områder.

3.4 Opsummering

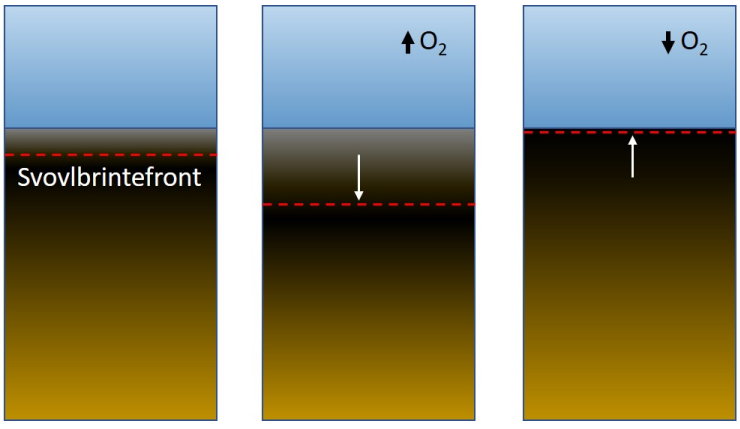
Ved at klassificere en referencetilstand i Limfjorden og genfinde den i sedimentprøverne, er den oprindelige fjordbund genfundet i Lindholm Strandpark. Lokaliseringen af den oprindelige fjordbund har resulteret i, at der er belæg for, at der i store dele af Lindholm Strandpark er tilkommet sediment. En opgørelse over det tilkomne sediment viser, at der er tilkommet ca. 5600 m^3 sediment. Typen af tilkommet sediment varierer i Lindholm Strandpark, og er bidragende til at skabe de bløde bundforhold. I området ved Bådbroen og Kanalen er det primært bestående af dødt ålegræs, mens det i Lagunen primært består af partikulært sediment. Da sedimentet er tilkommet efter opførelsen af Lindholm Strandpark, er det klart, at ændringen af den fysiske udformning har haft en effekt på dannelsen af de bløde bundforhold. For at genetablere de faste bundforhold i området ved Kanalen og Bådbroen, er det nødvendigt at forhindre ålegræs i at strømme ind i området og akkumulere. I Lagunen genskabes de faste bundforhold ved at sikre, at partikler mindre end 125 µm resuspenderes. Dette antages at finde sted, når der opnås bundforskydningsspændinger over den kritisk bundforskydningsspænding på τ_{ce} = 0,25 N/m^2.

4. Lugtgener

I Lindholm Strandpark er der en fremtrædende lugt af rådne æg, som skyldes, at der dannes og frigives svovlbrinte fra sedimentet. Lugtgenerne har en negativ effekt på områdets rekreative værdi, da det medfører, at besøgende er mindre tilbøjelige til at opholde sig i området. Det er derfor relevant at se nærmere på, hvilke forhold der skaber lugtgenerne i Lindholm Strandpark, og i denne forbindelse undersøges det, hvor i sedimentet svovlbrinten dannes. Desuden undersøges det, hvilken betydning iltforholdene i bundvandet har på dannelsen af svovlbrinte, samt i hvilke områder frigivelsen af svovlbrinte er kritisk for lugtgenerne i området.

4.1 Årsager til lugtgener

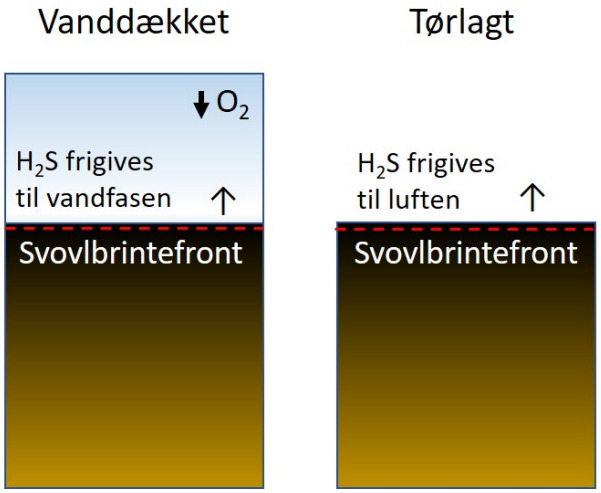
Der er i området en fremtrædende lugt af rådne æg, som er karakteristisk for svovlbrintedannelse. Svovlbrinte dannes hovedsageligt i sedimentet, som led i omsætningen af organisk materiale under anaerobe forhold. Tilstedeværelsen af svovlbrinte i sedimentet medfører ikke nødvendigvis, at der dannes de lugtgener, som opleves ved at befinde sig i området. Såfremt svovlbrinten tilbageholdes i sedimentet, er det som udgangspunkt ikke problematisk i forhold til lugtgener. De oplevede lugtgener er observeret af projektgruppen, når sedimentet tørlægges, og svovlbrinten frigives til luften. Derfor formodes det, at lugtgenerne relaterer sig til, hvor svovlbrinten befinder sig i sedimentet. Dybden hvortil svovlbrinten findes i sedimentet, betegnes svovlbrintefronten, og i tilfælde hvor denne er ved sedimentets overflade, og der er tørlagt, frigives det til luften, og skaber lugtgener i området. Svovlbrintefrontens placering i sedimentet afhænger af iltindholdet i bundvandet, hvor tørlægningen af sedimentet afhænger af vandstanden i Lindholm Strandpark. På figur 4.1 ses en principskitse af, hvordan iltkoncentrationen i bundvandet påvirker svovlbrintefronten. På figuren indikerer pilene i forbindelse med iltkoncentrationen (O_2), om der er iltrige forhold (pil op) eller iltfattige forhold (pil ned) i bundvandet.



Figur 4.1: Placering af svovlbrintefronten, baseret på iltrigt og iltfattigt bundvand. I forbindelse med pilene op og ned ved ilten, indikerer dette hhv. iltrigt og iltfattigt bundvand. Den røde stiplede linje indikerer placeringen af svovlbrintefronten i sedimentet.

På figur 4.1 til venstre starter svovlbrintefronten få centimeter under sedimentets overflade. I tilfældet hvor der er iltrigt bundvand, skubbes svovlbrintefronten længere ned i sedimentet, som det fremgår af det midterste eksempel. På eksemplet illustreret til højre, hvor der er iltfattigt bundvand, bevæger svovlbrintefronten sig op til sedimentets overflade. Hvis iltforholdende ikke forbedres i en længerevarende periode, vil svovlbrinten frigives til vandsøjlen. Dette skaber dog ikke nødvendigvis de oplevede lugtgener, da svovlbrinten ikke nødvendigvis frigives til luften, men blot til vandsøjlen. Som det fremgår af figur 4.3 til venstre, frigives svovlbrinte til vandsøjlen, hvor svovlbrinten oxideres af den resterende ilt fra det iltfattige bundvand. Den kemiske oxidation af svovlbrinte sker hurtigt, og danner et iltfrit vandmiljø, hvor restproduktet, frit svovl, danner mælkehvide plamager i vandsøjlen [Christensen et al., 2002]. Et eksempel på dette ses ved scanning af QR-koden på figur 4.2. På figur 4.3 til højre fremgår et eksempel, hvor der forinden tørlægning har været iltfattige forhold i bundvandet, som har forårsaget, at svovlbrintefronten befinder sig ved sedimentets overflade. I denne situation vil svovlbrinten frigives til luften, hvilket danner den kraftige lugt af rådne æg, som observeres i Lindholm Strandpark. Som præsenteret i denne sektion er der forskellige forhold, som bevirker, at der opstår lugtgener. Et sammenspil mellem følgende forhold skaber lugtgenerne i Lindholm Strandpark:

Figur 4.2: Scan QR-kode: Svovlbrinte i vandsøjlen.



Figur 4.3: Frigivelse af svovlbrinte til henholdsvis vandsøjlen og luften.

- Dannelse af svovlbrinte i sedimentet.
- Iltfattigt bundvand, som skubber svovlbrintefronten op til sedimentets overflade.
- Tørlagt sediment, hvilket frigiver svovlbrinte til luften, og danner lugtgener.

For nærmere at specificere i hvilke områder af Lindholm Strandpark lugtgenerne skabes, undersøges dannelsen af svovlbrinte i sedimentet baseret på de tilstedeværende respirationsprocesser heri. Derudover undersøges også iltkoncentrationen i bundvandet, samt perioder med tørlægning af sedimentet i Limfjorden og Lindholm Strandpark.

4.2 Respirationsprocessor i sedimentet

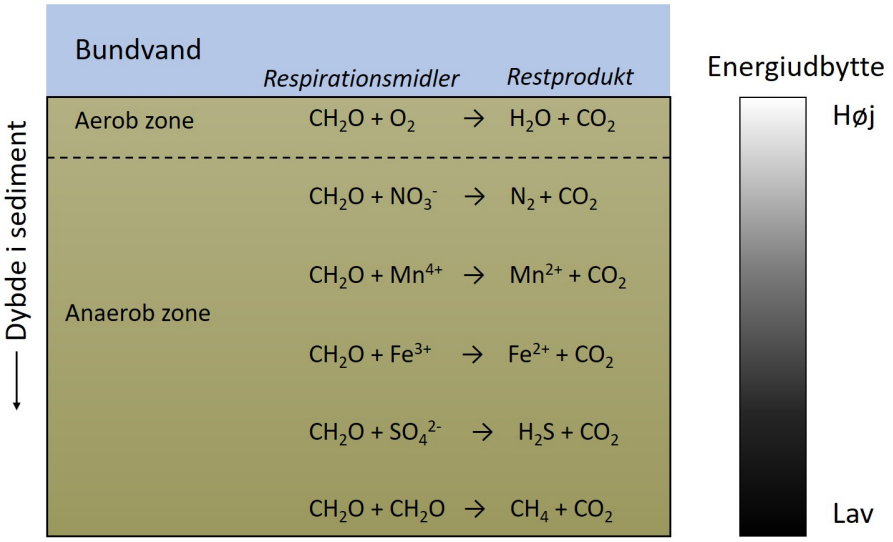
Det undersøges, hvilke respirationsprocesser der finder sted i sedimentet, og hvordan disse påvirker dannelsen af svovlbrinte, da dette har en betydning for lugtgenerne i området. Ydermere er det undersøgt, hvordan dannelsen af svovlbrinte varierer mellem sedimentet i Limfjorden, Lagunen og Kanalen for nærmere at udpege, i hvilke områder lugtgenerne forventes at være særligt fremtrædende.

Når der tilføres organisk materiale til sedimentet, vil bakterier i sedimentet begynde at nedbryde det, for at udnytte energien heri. Nedbrydningen i sedimentet sker med bakterier, som

har forskellige typer af stofskifte, og kan benytte forskellige respirationsmidler. Når bakterier respirerer, udnyttes respirationsmidlet som elektronacceptor og det organiske materiale som elektrondonor. Under aerob respiration er ilt(O_2) respirationsmidlet, hvor det under anaerob respiration er nitrat(NO_3^-), manganoxid(Mn^{4+}), jern(III)oxid(Fe^{3+}) eller sulfat(SO_4^{2-}), som er respirationsmidlerne. Når disse respirationsmidler er opbrugt, sker der en forgæringsproces, hvor halvdelen af det organiske materiale oxideres til CO_2, og den anden halvdel reduceres til metan(CH_4). [Christensen et al., 2002]

Ned gennem sedimentet varierer respirationsmidlet der anvendes, da hver respirationsproces frigiver forskellige mængder af energi. Det største energiudbytte opnås ved aerob respiration, mens der opnås et mindre energiudbytte ved anaerob respiration. Bakterierne benytter de respirationsmidler, som giver mest energi først, hvorfor ilt forbruges øverst i sedimentet. Herefter forbruges nitrat, mangan, jern og sulfat i denne rækkefølge grundet stoffernes energiudbytte. Når alt sulfat er forbrugt, begynder dannelsen af metan, som har det mindste energiudbytte, og foregår derfor sidst og dybest nede i sedimentet. [Bendtsen et al., 2006]

Når bakterierne har udnyttet respirationsmidlet, vil der under de anaerobe forhold blive dannet forskellige reducerede forbindelser, og disse benævnes restprodukter. Respirationsprocesserne som kan ske i sedimentet, fremgår af figur 4.4. Forudsætningen for at den enkelte respirationsproces sker, er, at respirationsmidlet er tilstede, og respirationsmidler med højere energiudbytte er opbrugt.



Figur 4.4: Respirationsprocesser i den aerobe og anaerobe zone, samt deres energiudbytte. Det organisk materiale angives på formen CH_2O.

Som det fremgår af figur 4.4, optages og dannes der forskellige restprodukter ved respirationsprocesserne. Under den aerobe omsætning omdannes organisk materiale ved brug af ilt som respirationsmiddel til H_2O og CO_2, hvilket foregår i de øverste få millimeter af sedimentet. Tilstedeværelsen af ilt i den øverste del af sedimentet forekommer grundet diffusion af ilt fra bundvandet og ned i sedimentet, forudsat at der er en nedadgående gradient. Derfor er dybdeudbredelsen af den aerobe zone i sedimentet afhængig af iltkoncentrationen i bundvandet. En øget iltkoncentration i bundvandet resulterer i, at grænsefladen mellem den aerobe- og anaerobe zone flyttes

længere ned i sedimentet, hvilket mindsker sandsynligheden for, at der opstår lugtgener i området. Selvom de aerobe forhold kun er tilstede over en meget lille distance, kan omkring 45% af det organiske materiale omsættes i sedimentets aerobe zone. [Valiela, 2015]

Når ilten er opbrugt i sedimentet, ændres forholdene fra aerobe til anaerob respiration, og det næste respirationsmiddel benyttes. Det første respirationmiddel der bruges efter ilt, er nitrat, som skaber frit kvælstof(N_2) ved denitrifikation. Herefter reduceres manganoxid, og skaber restproduktet Mn^{2+}, hvorefter jern(III)oxid reduceres til restproduktet Fe^{2+}. Omsætningen af organisk materiale i den anaerobe zone udgør op til ca. 55% af den samlede organiske omsætning i fjordbunden [Valiela, 2015]. Denitrifikation udgør op til ca. 10% af den samlede organiske omsætning i fjordbunden, hvor omsætning med manganoxid og jern(III)oxid udgør op til ca. 20%. [Christensen et al., 2002] Den omsatte mængde af organisk materiale ved disse processer kan dog variere betydeligt alt efter lokale forhold og tilstedeværelsen af respirationsmidlerne.

Efter ilt, nitrat, jern og mangan er benyttet som respirationsmiddel, benyttes sulfat, som ved reduktion danner restproduktet svovlbrinte(H_2S). Svovlbrintedannelsen sker som regel i den dybere del af sedimentet, og bevæger sig langsomt op mod bundvandet. Undervejs vil svovlbrinten oxideres af jern(III)oxid og dernæst af ilt. Størstedelen af svovlbrinten oxideres ved brug af jern(III)oxid, hvilket gør, at svovlbrintefronten bliver tilbageholdt i den anaerobe zone, før det kommer op til den aerobe zone. I tilfælde hvor svovlbrintefronten når op til den aerobe zone, bliver iltforbruget højt grundet den direkte oxidation af svovlbrinten. Omsætningen af organisk materiale i havsystemer er under anaerobe forhold primært domineret af sulfatreduktion. Her bidrager sulfatreduktionen med ca. 40% af den samlede organiske omsætning. [Christensen et al., 2002]

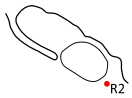
Kendetegn på respirationsprocesser i sedimentet

Respirationsprocesserne i sedimentet har en betydning for, hvilken farve sedimentet har. Dette kommer blandt andet til udtryk ved tilstedeværelsen af jern(III)oxid, som farver sedimentet brunligt. Denne brunlige farve observeres oftest i den aerobe zone, hvor ilten fra bundvandet oxiderer jern(II)oxid til jern(III)oxid. Under det brunlige sediment sker oxidation af svovlbrinte med jern(III)oxid, som danner jernsulfid(FeS). Dette kendetegnes ved, at jernsulfid fælder ud, og farver sedimentet sort. Foruden det sorte sediment, er lugten af rådne æg også et kendetegn for produktionen af svovlbrinte. Lugten og det sorte sediment benyttes dermed som en indikator for, hvor svovlbrintefronten ligger. Dybere nede i fjordbunden kan jernsulfid omdannes til pyrit(FeS_2), hvilket er farveløst, og giver dermed sedimentet en grålig farve. Pyrit dannes ved reaktion med enten frit svovl eller svovlbrinte. [Bendtsen et al., 2006]

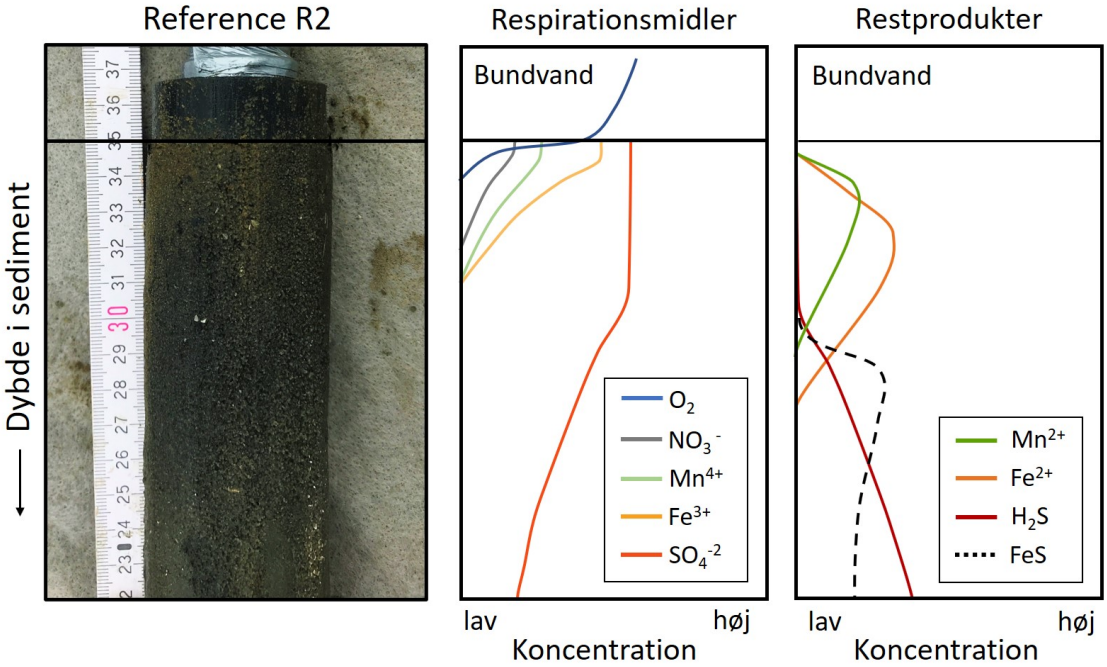
I tilfælde hvor der ikke længere findes flere jernoxider eller ilt til oxidation af svovlbrinten, vil svovlbrintefronten fortsætte op til sedimentets overflade. På sediments overflade findes der en gruppe svovlbakterier kaldet "Beggiatoa", som har tilpasset sig til at bruge svovlbrinten som energikilde. Denne gruppe af bakterier vil ved tilstedeværelsen danne en hvid overflade på sedimentet, som kaldes et "liglagen". Dette er en indikator for, at hele fjordbunden er blevet reduceret, og der ikke længere er ilt tilstede i sedimentet, hvorfor det herunder vil være farvet sort. [Jørgensen og Toftdal, 2012]

4.2.1 Respirationsprocesser i Limfjordens sediment

Som beskrevet i forrige afsnit, forekommer forskellige respirationsprocesser i sedimentet, som blandt andet afspejles i farven og lugten på sedimentet. På baggrund af dette kendskab genskabes et profil over respirationsprocesserne, som forekommer i sedimentet ved referenceprøven R2 i Limfjorden, se placering på figur 4.5. Referenceprøven fremgår af figur 4.6, hvor en principskitse af estimerede respirationsprocesserne fremgår. Skillefladen mellem sedimentet og vandfasen er markeret med en sort linje. Der gøres opmærksom på, at koncentrationerne på principskitsen ikke skal ses som værende faste værdier, men blot en indikation på om koncentrationen er høj eller lav.



Figur 4.5: Placering af R2.



Figur 4.6: Principskitse af respirationsprocesser, som foregår i sedimentet ved referenceprøve, R2, i Limfjorden. Optegnet med inspiration fra [Christensen et al., 2002].

På figur 4.6 fremgår referenceprøve R2, hvor der ses en indikation på to affarvninger i sedimentet. I prøvens øverste 3-4 cm fremgår en brunlig farve, der som tidligere nævnt bliver observeret i forbindelse med tilstedeværelsen af jern(III)oxid. Herunder får sedimentet en sort farve, som er en indikation på, at jern(III)oxiden er blevet reduceret til jernsulfid ved anvendelse af svovlbrinte.

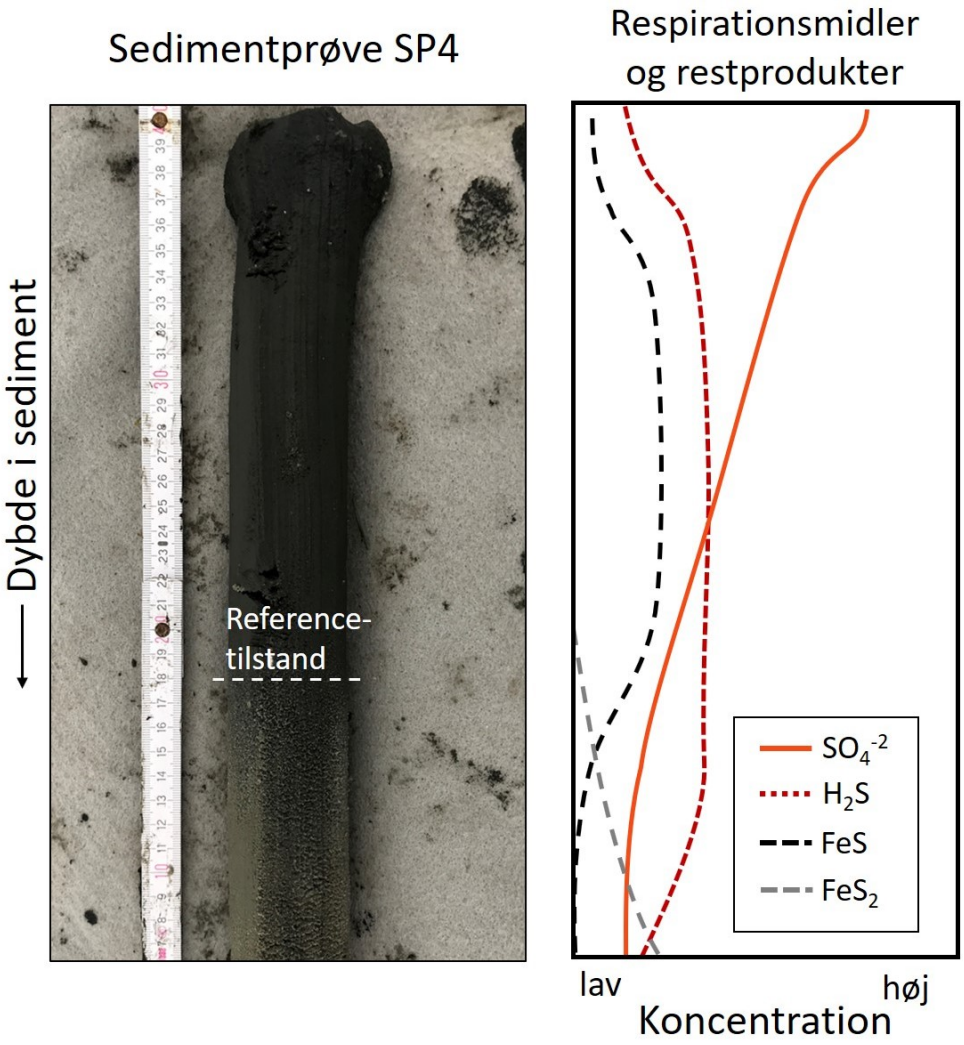
Den brunlige farve i sedimentets øverste 3-4 cm er en indikation på, at der er ilt tilstede, som har oxideret jern(II)oxid til jern(III)oxid. Dermed forventes det, at der sker en diffusion af ilt fra bundvandet ned i sedimentet. Yderligere fremgår det, at nitrat og manganoxid forbruges jf. respirationsmidlernes energiudbytte. Ved antagelse af, at disse to respirationsmidler er til stede, vil koncentrationerne være aftagende ned til begyndelsen af det sorte sediment. I grænselaget mellem det brune og sorte sediment vil svovlbrintefronten formentligt være at finde, hvor koncentrationen vil være stigende med dybden, som skitseret på figur 4.6 til højre. På baggrund af respirationsprocesserne i Limfjordens sediment, fremgår det, at svovlbrintefronten tilbageholdes i sedimentet, hvilket indikerer, at der ikke skabes lugtgener fra dette område.

4.2.2 Respirationsprocesser i Lagunens sediment



Figur 4.7: Placering af SP4.

For nærmere at undersøge forskellen i respirationsprocesserne mellem sedimentet i Limfjorden og Lagunen, benyttes sedimentprøven SP4, se placering på figur 4.7, som antages at repræsentere de generelle sedimentforhold i Lagunen. På baggrund af sedimentprøven lokaliseres respirationsprocesserne i Lagunens sediment. På figur 4.8 ses den øverste del af SP4, sammen med en principskitse af respirationsprocesserne i sedimentet. Der gøres igen opmærksom på, at koncentrationerne på principskitsen ikke skal ses som værende faste værdier, men blot en indikation på om koncentrationen er høj eller lav. Ud fra farven på sedimentprøve SP4 er der ingen indikation på, at der er nitrat, manganoxid eller jernoxid tilstede i sedimentet, hvorfor disse respirationsmidler er undladt optegnet på figur 4.8.



Figur 4.8: Principskitse af respirationsprocesser som foregår i sedimentet ved sedimentprøve, SP4, i Lagunen. Optegnet med inspiration fra [Christensen et al., 2002].

Som det fremgår af figur 4.8, genfindes der ikke det samme brunlige lag i de øverste centimeter som i Limfjorden, men i stedet er den øverste del af sedimentet sort. Det er dokumenteret i appendiks B.1, at middelværdien af det organiske indhold i den øverste delprøve fra sedimentprøverne optaget i Lagunen er 8,2%. Dette betyder, at der er forudsætninger for en stor organisk omsætning. I et studie

er det undersøgt, hvilken effekt tilstedeværelsen af organisk materiale har på koncentrationen af svovlbrinte i sedimentets porevand. Studiet viser, at der er en eksponentiel sammenhæng mellem mængden af organisk materiale og dannelsen af svovlbrinte [Calleja et al., 2007]. Derfor indikerer et højere organisk indhold i topsedimentet, at der er gode forudsætninger for dannelse af svovlbrinte under anaerobe forhold. Dannelsen af svovlbrinte bekræftes af den sorte farve i topsedimentet, som indikerer, at svovlbrintefronten har passeret det tilstedeværende jern(III)oxid og reduceret det til jernsulfid.

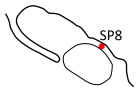
Som det fremgår af koncentrationerne på figur 4.8, antages der en produktion af svovlbrinte og jernsulfid i det sorte lag. Ved produktionen af svovlbrinte falder koncentrationen af sulfat, da det anvendes som respirationsmiddel. I SP4 er den øverste del af sedimentet sort, hvilket betyder, at svovlbrintefronten er ved sedimentets overflade. Placeringen af svovlbrintefronten underbygges yderligere af den karakteriserede lugt for SP4. I appendiks B.1 er lugten på prøverne klassificeret jævnfør kategorierne ingen, svag, moderat eller kraftig rådden lugt. Der observeres en moderat til kraftig rådden lugt i de tre øverste delprøver, som repræsenterer det sorte, tilkomne sediment. Herunder skifter sedimentet farve til grå og sedimentets lugt ændres til ingen eller svag rådden lugt. Dette indikerer, at jernsulfid er omdannet til pyrit, eller at der ikke bliver dannet svovlbrinte. Lugten i det tilkomne sediment i Lagunen tyder dermed på en større produktion af svovlbrinte end i Limfjorden, som er medvirkende til at skabe lugtgenerne i området.

4.2.3 Respirationsprocesser i Kanalens sediment

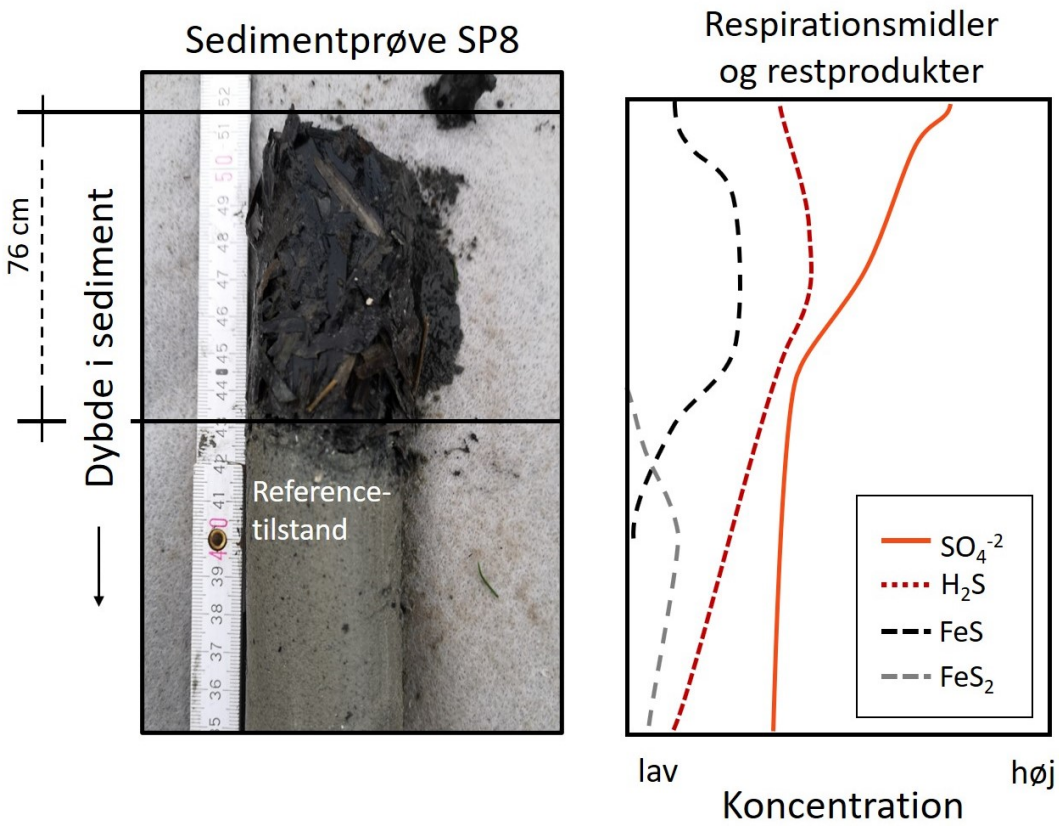
Anderledes fra sedimentet i Lagunen og Limfjorden, består hovedparten af det tilkomne sediment i Kanalen af dødt ålegræs, som er akkumuleret ovenpå den oprindelige fjordbund. Det døde ålegræs er naturligt sort, hvorfor farven i denne del af prøven ikke bruges som indikator for respirationsprocesserne. Derfor er respirationsprocesserne i den øverste del af Kanalens sediment baseret på den kraftige lugt af svovlbrinte i SP8, hvilket fremgår i appendiks B.1. Placeringen af SP8 fremgår på figur 4.10. Foruden lugten i sedimentet er der periodevis observeret liglagen i Kanalen, som vist på figur 4.9. Et Liglagen er som tidligere nævnt en indikation på, at fjordbunden i dette område er reduceret, hvorfor svovlbrintefronten har nået sedimentets overflade. Yderligere er der i appendiks B.1 dokumenteret et organisk indhold på 31,7% i sedimentets øverste 76 cm, hvilket er bidragende til en høj organisk omsætning, hvilket også øger dannelsen af svovlbrinte. På baggrund af disse observationer er en principskitse for respirationsprocesserne i Kanalens sediment, repræsenteret ved SP8, optegnet på figur 4.11. Ved SP8 repræsenterer den øverste delprøve 76 cm sediment, som er bestående af dødt sammenfiltret ålegræs. På figuren ses dog kun ca. 8 cm ålegræs, hvilket skyldes, at det ved optagning ikke var muligt at indfange mere i det anvendte rør.



Figur 4.9: Observation af liglagen, den 28. november 2019, ved SP8.



Figur 4.10: Placering af SP8.



Figur 4.11: Principskitse af respirationsprocesser, som foregår i sedimentet ved sedimentprøve, SP8, i Kanalen. Optegnet med inspiration fra [Christensen et al., 2002].

Som det fremgår af figur 4.11, antages en høj koncentration af sulfat i sedimentets øverste del. Det høje indhold af sulfat og organisk materiale, bliver ved anaerob respiration omdannet til svovlbrinte, som antages at findes i en høj koncentration i denne del af sedimentet. Det forventes, at svovlbrintekoncentrationen er større i Kanalens sediment, end i Lagunens sediment, da der som tidligere nævnt er en eksponentiel sammenhæng mellem svovlbrintekoncentrationen og det organiske indhold [Calleja et al., 2007]. I referencetilstanden findes et lavt indhold af organisk materiale, hvilket gør, at respiration med sulfat ikke antages at finde sted. Derfor er koncentrationen af sulfat konstant i det grå sediment, der udgør referencetilstanden. I denne del af sedimentet er svovlbrintekoncentrationen ligeledes faldende, da svovlbrinte reagerer med jernsulfid og danner pyrit. Dannelsen af pyrit er tolket på baggrund af sedimentets grålige farve, samt at der ikke er observeret en rådden lugt. På baggrund af respirationsprocesserne i Kanalens sediment fremgår det, at der sker anaerobe processer i sedimentet, hvilket medfører dannelse af svovlbrinte. Ydermere findes et højt organisk indhold i sedimentets øverste 76 cm, hvorfor koncentrationen af svovlbrinte sandsynligvis vil være større i Kanalen end i Lagunen.

4.3 Iltfattigt bundvand

Iltkoncentrationen i bundvandet har en betydning for, hvorvidt svovlbrintefronten findes nær sedimentets overflade eller tilbageholdes dybere i sedimentet. For at undersøge om der forekommer længerevarende perioder med lave iltkoncentrationer, som kan skubbe svovlbrintefronte mod sedimentets overflade, er der monitoreret iltkoncentrationer nær bundvandet i Lagunen og Limfjordens. Den ene målestation er placeret nær Lagunens midte, da denne antages at kunne repræsentere iltforholdene i Lagunen. Den anden målestationen er placeret i Limfjorden på den sydlige side af Tangen, nær bredden, da den her antages at være upåvirket af vandet fra Lagunen, samt at kunne repræsentere iltkoncentrationen i Limfjorden. Målestationernes placering fremgår på figur 4.12. Foruden monitorering af iltkoncentrationer i Lagunen og Limfjorden, monitoreres temperatur, salinitet, pH og vandstand. De forskellige parametre monitoreres, da der forud for projektet ikke var kendskab til variationen mellem Lagunen og Limfjorden. Ved at scanne QR-koden på figur 4.13 ses processen med at etablere målestationerne i Lindholm Strandpark. I projektet inddrages de målte data ved relevans, og samtlige målte data kan ses i det elektroniske appendiks I.1. På figur 4.14 til venstre ses et billede af de fire sensorer, der anvendes. På det midterste billede af figuren ses en af de opsatte målestationer, og til højre ses et billede af målestationen placeret i Limfjorden. Yderligere information om det anvendte måleudstyr fremgår i appendiks C.



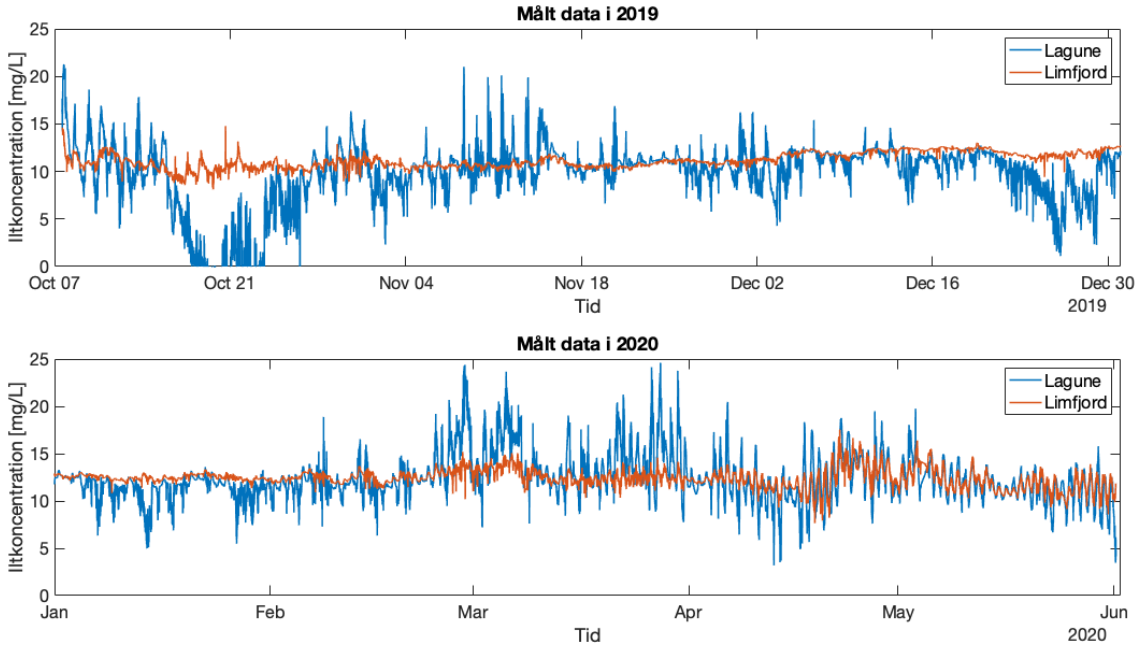
Figur 4.12: Placering af målestationer, hvor der bl.a. monitoreres ilt.

Figur 4.13: Scan QR-kode: Etablering af målestationer.



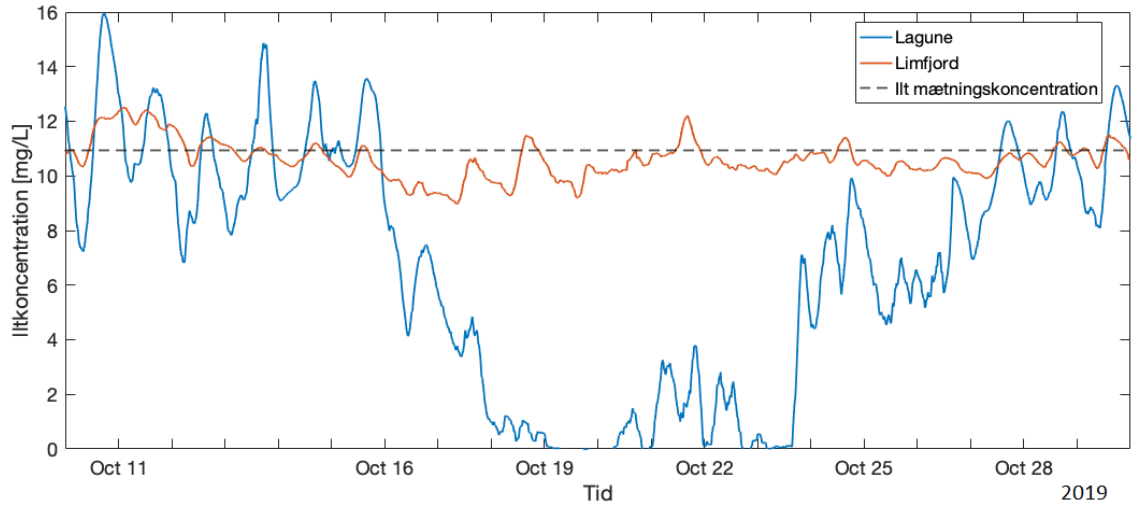
Figur 4.14: Billede af de fire anvendte sensorer t.v., billede af en af de opsatte målestationer m.f. og billede af målestationen placeret i Limfjorden t.h.

Baseret på de målte iltkoncentrationer i Lagunen og Limfjorden, er det tydeligt, at der er forskel på iltkoncentrationen mellem de to systemer. På figur 4.15 ses de målte iltkoncentrationer i perioden 7. oktober 2019 til 1. juni 2020, som er perioden, hvor der er monitoreret iltkoncentrationer ved målestationerne.



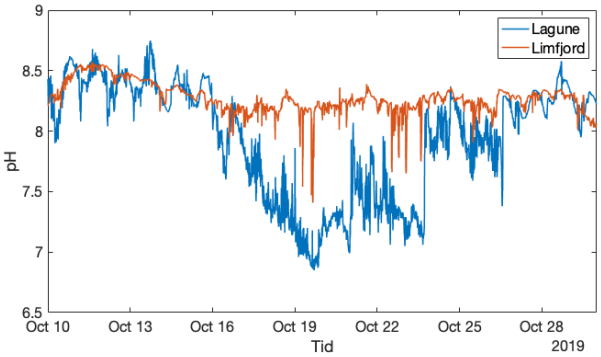
Figur 4.15: Iltkoncentrationer målt i Lagunen og Limfjorden i måleperioden fra 7. oktober 2019 til 1. juni 2020.

Som det ses af figur 4.15, er der generelt større svingninger i Lagunen end i Limfjorden. Dette vidner om, Limfjordens iltrige vand ikke har en betydelig effekt på iltkoncentrationen i Lagunen. Hvad der ydermere observeres af figur 4.15, er, at der i Lagunen i en enkelt periode er observeret iltfrit vand, og i flere perioder observeret lave iltkoncentrationer under 5 mg/L. På samme tid er der ikke observeret tilsvarende i Limfjorden, som yderligere understøtter, at Lagunen ikke påvirkes betydeligt af Limfjorden. Ligeledes indikerer det, at svovlbrintefronten er tilbageholdt dybere i Limfjordens sediment, som referenceprøve R2 også indikerede. Ved at se nærmere på perioden i oktober 2019, hvor der observeres iltfrit vand, ses det på figur 4.16, at der før og efter perioden observeres iltkoncentrationer over ilt mætningskoncentrationen. Ilt mætningkoncentrationen på figuren er baseret på en middel vandtemperatur på 11,2 °C i Lagunen for den viste periode.



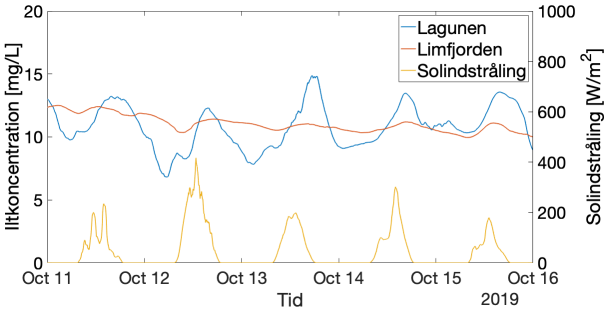
Figur 4.16: Målt iltkoncentration i perioden fra den 10. til den 30. oktober 2019 i Limfjorden og Lagunen. Ilt mætningskoncentrationen er indtegnet med en sort stiplet linje, og er baseret på en middel vandtemperatur på 11,2 °C i Lagunen for den angivne periode.

Baseret på figur 4.16 kunne iltkoncentrationerne målt i perioden fra den 18. til den 23. oktober 2019 virke som en fejlmåling, da der ikke i andre dele af måleperioden på figur 4.15 er målt iltfri forhold. Baseret på målinger af pH i Lagunen, virker det dog sandsynligt, at den målte iltkoncentration er retvisende. Dette skyldes, at pH målingerne i Lagunen stemmer overens med, hvad der forventes under iltfri forhold. Her forventes det, at pH værdien falder, da restproduktet af den aerobe respiration er CO_2, som sænker pH værdien. Målinger af pH værdier i Lagunen i perioden fra den 10. til den 30. oktober 2019 ses på figur 4.17. Ydermere ses på figuren målte pH værdier i Limfjorden. Et resultat af de iltfattige forhold, der observeres ved målestationen i Lagunen fra den 18. til den 23. oktober 2019, er, at svovlbrintefronten vil bevæge sig mod sedimentets overflade, hvor der er mulighed for, at det frigives til vandsøjlen eller luftfasen. Dog fremgår det yderligere på figuren, at det kun er en kort periode, hvor der observeres iltfattige forhold i bundvandet.



Figur 4.17: Målinger af pH i Lagunen og Limfjorden i perioden fra den 10. oktober til den 30. oktober 2019.

Det generelle billede af iltforholdene i Lagunen er dog, at iltkoncentrationerne er meget varierende og påvirket af den daglige produktion og respiration. I perioden fra den 11. oktober 2019 til den 16. oktober 2019 er der eksempelvis målt tydelige variationer i iltkoncentrationen i Lagunen. Om dagen er den stigende mens den om natten er faldende, hvilket fremgår af figur 4.18. De stigende og faldende iltkoncentrationer er bl.a. forårsaget af tilstedeværelsen af alger, som producerer ilt om dagen ved fotosyntese, og respirerer om natten. Det fremgår ydermere af figur 4.18, at der ved solindstråling, som forventet, sker en stigning i iltkoncentrationen i Lagunen grundet fotosyntese. I Limfjorden er iltforholdene stabile omkring ilt mætningskoncentrationen, som det ses på figur 4.16, hvilket vidner om, at Limfjorden ikke er domineret af produktionen og respirationen. Ligeledes ses det på figur 4.18, at iltkoncentrationen i Limfjorden påvirkes minimalt af solindstrålingen. På baggrund af de målte iltkoncentrationer i Lagunen og Limfjorden, fremgår det, at iltkoncentrationen i Lagunen adskiller sig fra Limfjorden. Årsagen til dette skyldes sandsynligvis sedimentets sammensætning. Derfor undersøges i det kommende sedimentets respiration og produktion i Limfjorden, Lagunen og Kanalen, og dette benyttes som yderligere indikation af, hvor lugtgenerne i området opstår.



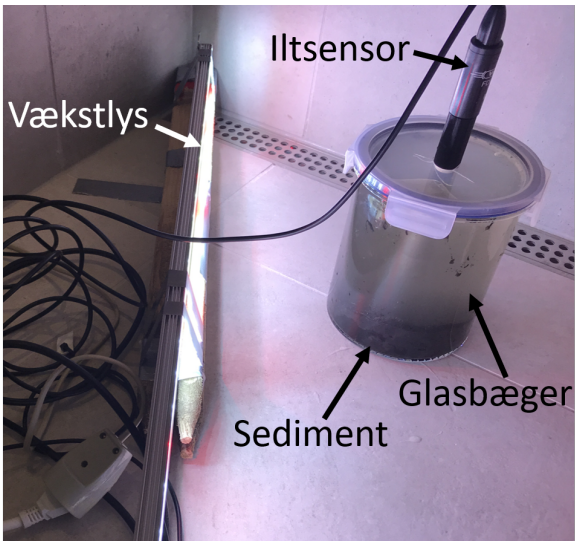
Figur 4.18: Iltkoncentrationen i Lagunen og Limfjorden, samt solindstrålingen, som har fundet sted i perioden fra den 11. oktober til den 16. oktober 2019. Solindstrålings data kommer fra Aalborg Universitet [2020].

4.3.1 Bestemmelse af sedimentets respiration og produktion

Sammenhængen mellem iltkoncentrationen i bundvandet og svovlbrintefronten er tæt forbundet. Målingerne af iltkoncentrationen viser, at der forekommer perioder med lave iltkoncentrationer i bundvandet, som bl.a. afhænger af den aerobe respiration, der foregår i sedimentet. Desuden viser målingerne, at der også forekommer perioder med høje iltkoncentrationer. Derfor undersøges sedimentets respiration og produktion, som består af:

- **Respiration**
  - Aerob respiration ved bakteriel omsætning af organisk materiale.
  - Oxidation af reducerede forbindelser.
  - Respiration fra planter og alger.
- **Produktion**
  - Fotosyntese fra planter og alger.

Respirationen og produktionen er bestemt ved et forsøg foretaget hos projektgruppen, som vist på figur 4.19. Der er anvendt et glasbæger, som fyldes med ca. 3 cm sediment, hvor den resterende del fyldes med vand fra Lindholm Strandpark. Der anvendes nyt vand fra Lindholm Strandpark mellem hvert forsøg, for at undgå en eventuel lagdeling mellem porevandet og vandet i glasbægeret, samt for at få iltet vandet. Glasbægeret lukkes med et lufttæt låg, hvori en iltsensor er monteret. Det lufttætte låg sikrer, at der ikke diffunderer ilt fra atmosfæren og ned i glasbægeret, således iltkoncentrationen i glasbægeret alene er et udtryk for sedimentets respiration og produktion. Der anvendes vækstlys for at skabe fotosyntese og dermed produktion. For at skabe forhold hvor der alene sker respiration, slukkes vækstlyset. Med denne forsøgsopstilling estimeres respirationen og produktionen i Limfjordens, Lagunens og Kanalens topsediment.

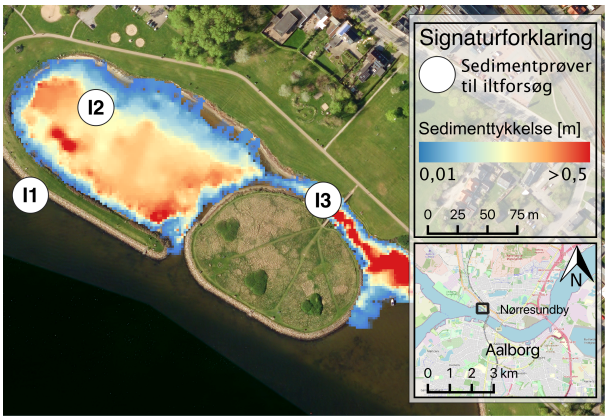


Figur 4.19: Indendørs forsøgsopstilling til bestemmelse af respiration og produktion.

Udførelse af forsøg

Forsøget er udført ved to forskellige temperaturer ≈10 °C og ≈20 °C. Grundet COVID-19 har der ikke været adgang til laboratorierne ved Aalborg Universitet, hvorfor forsøget er blevet udført privat hos projektgruppen. Forsøget ved temperatur ≈ 10 °C er foretaget i et skur, hvor det ved ≈ 20 °C er udført inden døre, se figur 4.19. Det har ikke været muligt at opnå samme temperatur mellem forsøgene, hvorfor betegnelsen ≈ er anvendt.

De anvendte temperaturer benyttes til at dokumentere, hvilken betydning vandtemperaturen har for de biologiske processer, som sker i sedimentet. Der er optaget sediment til forsøget i Limfjorden, Lagunen og Kanalen. Sedimentet er optaget intakt og ukomprimeret, for at bibeholde sedimentets sammensætning og tilnærme in-situ forholdene. Proceduren for optagning af intakt og ukomprimeret sediment ses ved at scanne QR-koden på figur 4.21. Lokationen for hver af de tre prøver af topsedimentet, fremgår af figur 4.20. Under forsøget er iltkoncentrationen målt i vandfasen, for derigennem at bestemme sedimentets respiration og produktion. Under forsøget indregnes en eventuel respiration og produktion fra vandfasen i sedimentets respiration og produktion. Det antages dog, at bidraget fra vandfasen er lille sammenlignet med bidraget fra sedimentet, og at forsøget dermed alene repræsenterer sedimentets respiration og produktion. [Portielje og Lijklema, 1995] Til at bestemme respirationen slukkes vækstlyset i en periode på ca. 8 timer, så der ikke sker en produktion. Væktslyset tændes herefter i ca. 8 timer, og produktionen kan bestemmes. Behandlingen af målingerne fremgår af appendiks D.1.

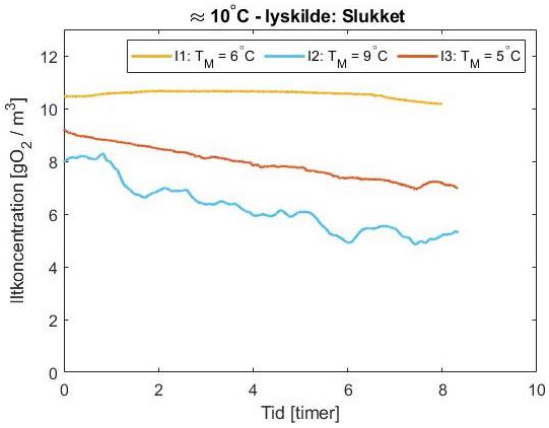


Figur 4.20: Lokation for prøver af topsediment til iltforsøg (I).

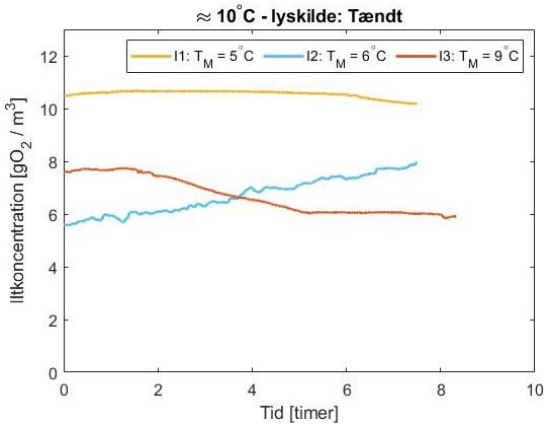
Figur 4.21: Scan QR-kode: Procedure for optagning af intakt og ukomprimeret sediment.

Resultat af sedimentets iltforbrug

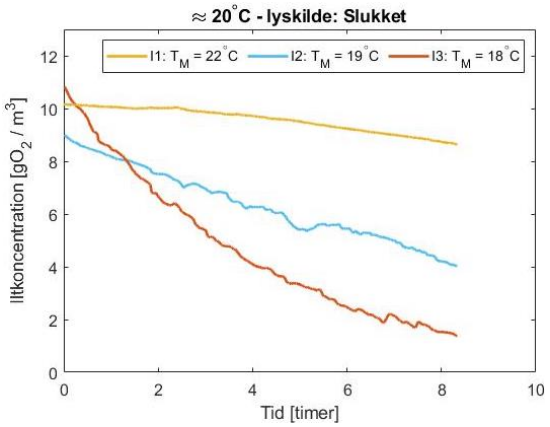
Til bestemmelse af respirationen og produktionen i Limfjorden, Lagunen og Kanalen er der i alt udført 12 forsøg, hvor vandets iltkoncentration er målt. De målte iltkoncentrationer er præsenteret på figur 4.22, 4.23, 4.24 og 4.25.



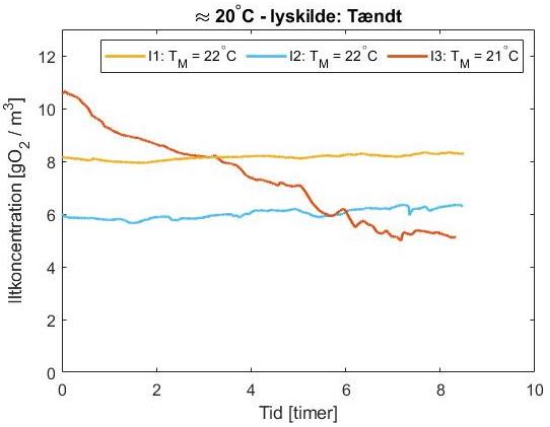
Figur 4.22: Målt iltkoncentration ved iltforsøg med sediment fra I1, I2, og I3 med en vandtemperatur på ≈ 10 °C, hvor lyskilden er slukket.



Figur 4.23: Målt iltkoncentration ved iltforsøg med sediment fra I1, I2, og I3 med en vandtemperatur på ≈ 10 °C, hvor lyskilden er tændt.



Figur 4.24: Målt iltkoncentration ved iltforsøg med sediment fra I1, I2, og I3 med en vandtemperatur på ≈ 20 °C, hvor lyskilden er slukket.



Figur 4.25: Målt iltkoncentration ved iltforsøg med sediment fra I1, I2, og I3 med en vandtemperatur på ≈ 20 °C, hvor lyskilden er tændt.

På figur 4.22 og 4.23 fremgår iltkoncentrationen ved en temperatur på ≈10 °C, hvor lyset er henholdsvis slukket og tændt. Det samme fremgår på figur 4.24 og 4.25, dog ved en temperatur på ≈20 °C. På baggrund af disse data er respirationen og produktionen bestemt i Limfjordens, Lagunens og Kanalens sediment ved hhv. ≈10 °C og ≈20 °C. Resultaterne er præsenteret i tabel 4.1.

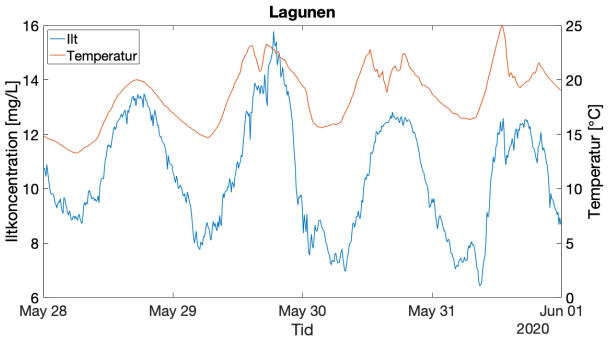
Tabel 4.1: Respirationen og produktionen i Lagunen, Kanalen og Limfjordens sediment. Ydermere fremgår dato for prøvetagning af sediment.

Temperatur	Lokation	Respiration	Produktion	Dato
		[g $O_2/m^2/dag$]	[g $O_2/m^2/dag$]	[dd/mm/åååå]
≈10 °C	I1 - Limfjorden	0,90	1,29	26/03/2020
	I2 - Lagunen	7,99	15,67	30/04/2020
	I3 - Kanalen	6,30	1,52	25/04/2020
≈20 °C	I1 - Limfjorden	4,40	4,84	26/03/2020
	I2 - Lagunen	14,34	15,19	30/04/2020
	I3 - Kanalen	27,19	11,44	25/04/2020

Som det fremgår af tabel 4.1, varierer sedimentets respiration og produktion mellem Limfjorden, Lagunen og Kanalen. I Limfjorden ses generelt en lavere respiration og produktion sammenlignet med Lagunen og Kanalen. Dette bevirker, at respirationen og produktionen fra sedimentet i Limfjorden ikke har lige så stor påvirkning på iltkoncentrationen i bundvandet, som i Lagunen og Kanalen.

I Lagunen er der målt en høj respiration og produktion ved temperaturer på ≈10 °C og ≈20 °C. Ved begge forsøg er produktionen højere end respirationen, som medfører, at når lyskilden tændes, sker der en produktion af ilt i sedimentet. Hvad der dog observeres er, at produktionen i Lagunen ikke stiger ved stigende temperatur. Dette betyder, at produktionen ved ≈20 °C kun er minimalt større end respirationen ved ≈20 °C, hvilket medfører, at iltkoncentrationen vil være tilnærmelsesvis konstant, når der er lys tilstede og faldende i mørke.

Dette er dog ikke i overensstemmelse med målinger af iltkoncentrationen i Lagunen ved ca. 20 °C. På figur 4.26 ses målte iltkoncentrationer og temperaturer i perioden fra den 28. maj 2020 til 1. juni 2020. Som det ses på figur 4.26, svinger de målte iltkoncentrationen ved temperaturer på ca. 20 °C. Dette vidner om, at der er bentiske alger tilstede i sedimentet, som producerer ilt, når der er lys, og respirerer i mørke. Årsagen til at respirationsforsøget ikke viser det samme, kan skyldes, at forsøget er udført i slutningen af april, hvor vandtemperaturen har lagt omkring 8 °C til 12 °C. De tilstedeværende bentiske alger på dette tidspunkt vil formentligt være tilpasset disse temperaturer, som kan være forklaringen på, at der ikke ses en stigende produktion, når temperaturen hæves ved forsøget [Kaas et al., 1999]. Baseret på dette, er produktionsraten i Lagunen formentligt underestimeret. Dette betyder, at de bentiske alger der reelt er tilstede ved højere temperaturer, sandsynligvis vil skabe en højere produktion, og dermed en højere iltkoncentration i bundvandet, som iltmålingerne indikerer. Når de bentiske alger producerer ilt, vil der diffundere ilt ned i sedimentet, og den aerobe zone skubbes længere ned [Christensen et al., 2002]. Dette medfører, at svovlbrintefronten ligeledes vil skubbes længere ned i sedimentet. Dermed bidrager iltproduktionen fra de bentiske alger til, at svovlbrinten tilbageholdes i sedimentet.



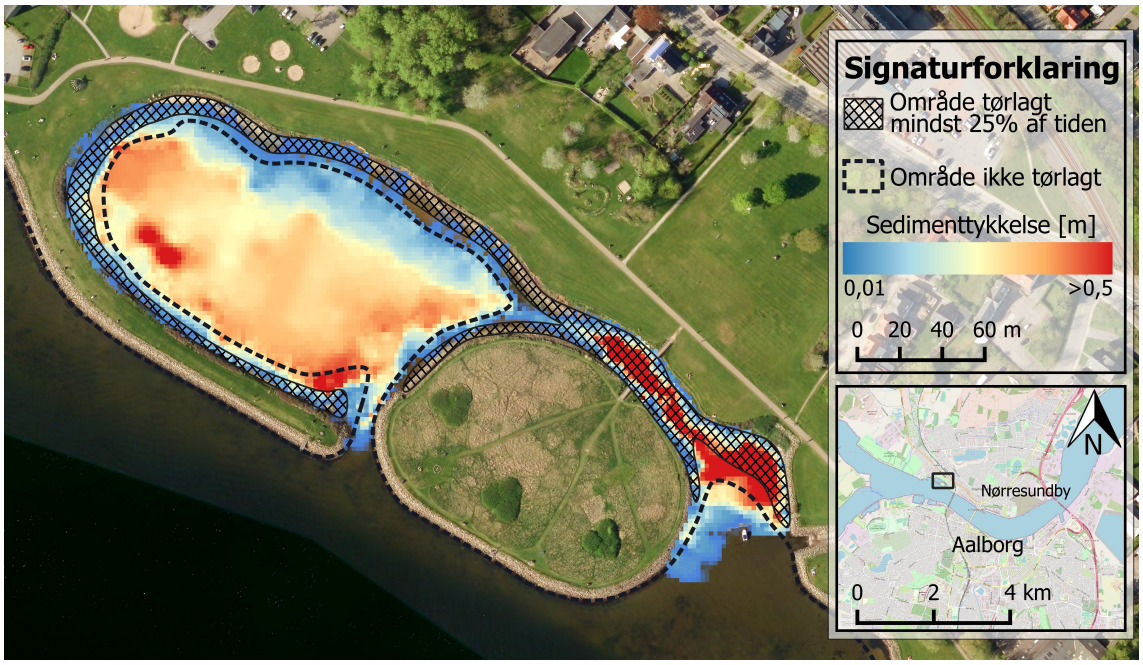
Figur 4.26: Målte iltkoncentrationer og temperaturer i Lagunen fra 28. maj 2020 til 1. juni 2020.

For Kanalen observeres der ikke samme produktion fra sedimentet. Ved temperaturer på ≈10 °C og ≈20 °C ses det, at respirationen er markant højere end produktionen. Dette vidner om, at sedimentet i Kanalen primært er domineret af respiration, hvorfor det forventes, at iltkoncentrationen i bundvandet ved Kanalen er lav. Sedimentet i Kanalen adskiller sig fra Lagunen og Limfjorden, da det primært består af dødt ålegræs. Tilstedeværelsen af ålegræs medfører et højt indhold af organisk materiale, og skaber bedre forudsætninger for den bakterielle respiration. Der er i projektet ikke foretaget iltmålinger i Kanalen, men med udgangspunkt i sedimentets respiration forventes det, at iltkoncentrationen i bundvandet vil falde hurtigere i dette område. En lav iltkoncentration i bundvandet skaber forudsætningerne for anaerob respiration i sedimentet, og dermed vil svovlbrintefronten bevæge sig op til sedimentets overflade i Kanalen. Dette er i overensstemmelse med respirationsprocesserne præsenteret i sektion 4.2. Med udgangspunkt i forsøget vurderes det, at akkumuleringen af ålegræs i Kanalen og ved Bådbroen skaber forudsætningerne for, at svovlbrintefronten findes nær sedimentets overflade, og er i høj grad medvirkende til at skabe lugtgenerne fra området.

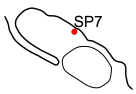
4.4 Tørlægning af sediment

Andelen af tid hvormed sedimentet er tørlagt, samt placeringen af svovlbrintefronten har en betydning for, hvor ofte der opstår lugtgener i Lindholm Strandpark. På baggrund af projektgruppens observationer skabes lugtgenerne, når svovlbrintefronten findes nær sedimentets overflade og tørlægges, hvormed det frigives til luften.

Det undersøges derfor i hvilke områder sedimentet periodevis tørlægges, og dermed udgør en større risiko for frigivelse af svovlbrinte til luften. Hertil foretages en analyse af vandstanden i perioden fra den 1. januar 2011 til den 1. januar 2020, for at klarlægge hvor ofte de forskellige områder er tørlagt, samt hvilke områder der ikke tørlægges. De områder som ikke tørlægges i den evaluerede periode, udgør en mindre risiko for, at der frigives svovlbrinte til luften. Områder som ikke tørlægges, og områder som er tørlagt minimum 25% af tiden, ses på figur 4.27, hvor også sedimenttykkelsen fremgår. Området der ikke tørlægges, findes på indersiden af den stiplede linje. For yderligere dokumentation af tørlagte perioder henvises til appendiks D.2.



Figur 4.27: Områder der ikke tørlægges, og områder som er tørlagt mindst 25% af tiden, baseret på en analyse af vandstanden i perioden fra den 1. januar 2011 til den 1. januar 2020. I appendiks D.2 fremgår analysen, som dette kort er baseret på.



Figur 4.28: Placering af SP7.

På figur 4.27 fremgår det, at en stor del af Lagunen og Limfjorden ikke tørlægges i den evaluerede periode. I disse områder er sedimentet underlagt vand i hele den analyserede periode, hvorfor der herfra ikke frigives svovlbrinte direkte fra sedimentet til luften. Som det fremgår af figuren, er det i Lagunen kun bredderne, som tørlægges i mindst 25% af tiden. Dette vurderes ikke værende kritisk for dannelsen af svovlbrinte, da der i SP7, som er beliggende langs bredden, er et organisk indhold på 1,54%, som dokumenteret i appendiks B.1. Placeringen af SP7 ses på figur 4.28. Det lave indhold af organisk materiale sikrer, at der hverken sker en høj aerob eller anaerob respiration i sedimentet, hvorfor svovlbrintefronten tilbageholdes heri.

Ved at betragte området i Kanalen og ved Bådbroen fremgår det, at hele Kanalen samt dele af området ved Bådbroen tørlægges mindst 25% af tiden. Dette er særligt kritisk for frigivelsen af svovlbrinte, da der i dette område findes en stor pulje af organisk materiale i form af dødt ålegræs. Ydermere blev det i forrige sektion dokumenteret, at der forekommer en høj respiration fra sedimentet i Kanalen, hvilket mindsker iltkoncentrationen i bundvandet, og dermed skubbes svovlbrintefronten mod sedimentets overflade. Dette underbygger, at svovlbrinte i Lindholm Strandpark skabes og frigives til luften fra Kanalen og området ved Bådbroen.

4.5 Opsummering

Ved at betagte udvalgte sedimentprøver i Limfjorden, Lagunen og Kanalen, er det klarlagt, hvilke respirationsprocesser der foregår i sedimentet. På baggrund af de klarlagte respirationsprocesser fremgår det, at svovlbrintefronten er tilbageholdt i Limfjordens sediment, men findes i det topnære sediment i Lagunen og Kanalen. Lugtgenerne opstår, når der sker frigivelse af svovlbrinte til luften, hvilket sker, når svovlbrintefronten er nær sedimentets overflade samtidigt med, at sedimentet er tørlagt. På baggrund af målte iltkoncentrationer i Lagunen, er det dokumenteret, at der generelt i Lagunen er gode iltforhold, og at iltkoncentrationen kun periodevis kommer under 5 mgO_2/l.

Der er ikke målt iltkoncentrationer i Kanalen, men ved at sammenligne respirationen og produktionen i Kanalen og Lagunens sediment, antages det, at disse indikerer, hvordan iltforholdene er i Kanalen. Sedimentets respiration i Kanalen er højere end den tilsvarende i Lagunen ved ≈20 °C og omtrent den samme ved ≈10 °C. Produktionen i Kanalen er ved begge temperaturer lavere end respirationen, hvilket medfører, at sedimentet altid har et nettoforbrug af ilt. Dette øger sandsynligheden for anaerobe forhold i Kanalens sediment. De anaerobe processer er primært domineret af sulfatreduktion, med svovlbrinte som restprodukt. Da sedimentet i hele Kanalen samt dele af området ved Bådbroen er tørlagt mindst 25% af tiden, frigives svovlbrinten til luften, hvormed der skabes de observerede lugtgener i Lindholm Strandpark.

For at undgå lugtgenerne fra Kanalen og området ved Bådbroen, er det nødvendigt at fjerne kilderne som forårsager lugtgenerne. For at undgå lugtgener skal det dermed sikres:

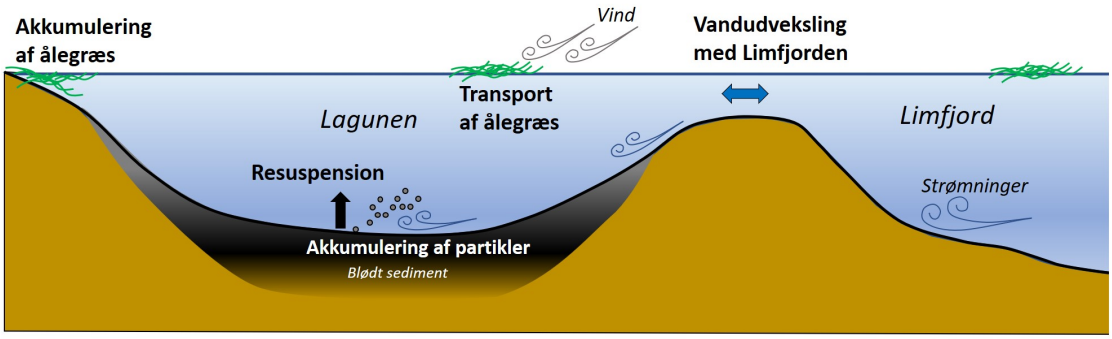
- at områderne ikke tørlægges, således svovlbrinten ikke frigives til luften.
- at der er iltrigt bundvand, som tilbageholder svovlbrinten i sedimentet.
- at der ikke akkumulerer dødt ålegræs, som øger mængden af det organiske indhold.

Tørlægning af områder sker som bekendt primært i Kanalen og ved Bådbroen, som resultat af det akkumulerede ålegræs der hæver fjordbunden. Iltindholdet i bundvandet er ligeledes påvirket af tilstedeværelsen af ålegræs, og det er dokumenteret, at sedimentets respiration i Kanalen ved ≈20 °C er ca. dobbelt stor som den tilsvarende i Lagunen. I Lagunen er der i oktober 2019 observeret iltsvind i en periode med en vandtemperatur på ca. 11 °C, hvorfor det formodes, at iltsvind også vil opstå i Kanalen. Hvorvidt der opstår lugtgener i området ved Kanalen og Bådbroen, afhænger derfor af, om det er muligt at undgå, at der akkumulerer ålegræs i området.

5. Strømningsforhold

Gennem den forrige del af rapporten er årsagen til det bløde sediment og lugtgenerne analyseret. Det bløde sediment i Lindholm Strandpark forekommer som et resultat af de rolige strømningsforhold i området, som blev skabt ved etableringen af Lindholm Strandpark. Det bløde sediment består i Lagunen af fine partikler og organisk materiale, mens det i Kanalen og i området ved Bådbroen består af dødt ålegræs. Årsagen til lugtgenerne i området er, at der i området er en stor pulje af organisk materiale, som begunstiger svovlbrintedannelsen. Den store pulje af organisk materiale er forårsaget af ålegræs, der transporteres ind i området, og akkumulerer i Kanalen og området ved Bådbroen.

I dette kapitel undersøges derfor strømningerne i Lindholm Strandpark, da det er årsagen til, at fine partikler akkumulerer, og ålegræs ender i området. Dette gør, at visionerne for området ikke indfries. På figur 5.1 ses en principskitse af, hvad der påvirker transporten af ålegræs og resuspensionen af fine partikler.



Figur 5.1: Principskitse af hvad der påvirker transporten af ålegræs og resuspensionen af fine partikler.

På figur 5.1 ses det, at transporten af ålegræs sker i overfladevandet, mens resuspension af fine partikler sker på bunden. Transporten af ålegræs er afhængig af overfladestrømningerne og vinden, mens resuspensionen er afhængig af strømningerne nær bunden. Disse mekanismer er komplekse, hvorfor der benyttes en hydrodynamisk model til at håndtere dette. Anvendelsen af modellen samt parametre som den skal afspejle, er som følger:

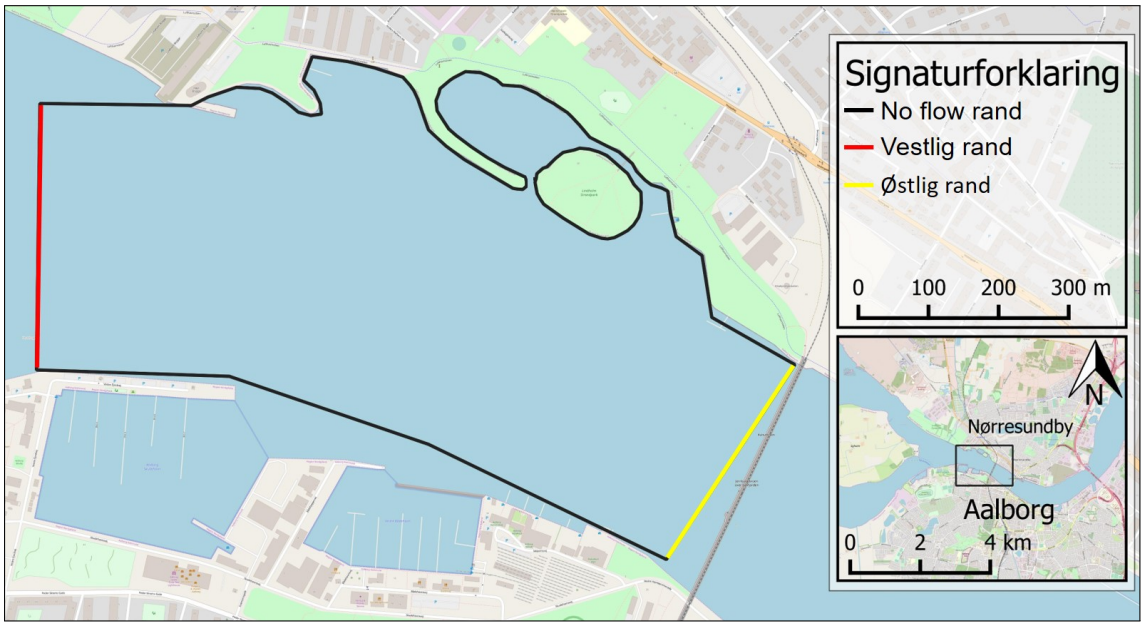
- **Resuspension**: Modellen anvendes til at klarlægge, hvor strømningerne i området ikke sikrer tilstrækkelige bundforskydningsspændinger til at resuspendere de fine partikler. Strømningerne påvirkes af vandudvekslingen med Limfjorden samt vinden, som er de drivende kræfter i Lindholm Strandpark. Det er derfor afgørende, at modellen kan afspejle vandtilførslen til og fra området samt vindens påvirkning.
- **Transport af ålegræs:** Modellen anvendes til at klarlægge, hvilke vindretninger der er kritiske for transport af ålegræs til området. For at modellen kan benyttes til at simulere, hvordan ålegræs kommer ind i Lindholm Strandpark, skal modellen være i stand til at afspejle hastighed og retning på overfladevandet.

5.1 Hydrodynamisk model

Til at afspejle strømningsforholdene i Lindholm Strandpark og den omkringliggende Limfjord, er der opbygget en tredimensionel hydrodynamisk model. Det er valgt at benytte en tredimensionel model, for at være i stand til at simulere overfladehastigheder samt retninger som vandet i overfladen bevæger sig i. Desuden skal den tredimensionelle model sikre, at tværsnittene ved Åbningen og Kanalen er repræsentative for de virkelige, så vandudvekslingen mellem Limfjorden og Lindholm Strandpark modelleres korrekt. Ved at modellere vandudvekslingen korrekt antages det, at modellen kan benyttes til at simulere de strømningsgenererede bundforskydningsspændinger.

5.1.1 Modelområde og randbetingelser

Der er opbygget en model, der fra Lindholm Strandpark strækker sig ca. 500 meter øst og vest for området. Området der modelleres ses på figur 5.2, hvor der ydermere er markeret en vestlig og østlig rand.



Figur 5.2: Modelområde og randbetingelser til tredimensionel hydrodynamisk model omkring Lindholm Strandpark.

Den vestlige og østlige rand på figur 5.2 udgøres af randbetingelser med fastholdt vandspejl. Det er vandstandsforskelle i disse randbetingelser, der er bidragende til at drive vandet i modellen. Der findes ikke en målestation, der måler vandstand ved disse lokationer, hvorfor der er opbygget en todimensionel hydrodynamisk model, der benyttes til at generere den vestlige og østlige randbetingelse. Modellen der benyttes til dette, dækker et større geografisk område af Limfjorden, se figur 5.3. Dette skyldes, at denne model kræver, at der benyttes randbetingelser, hvor der er målt vandstande.

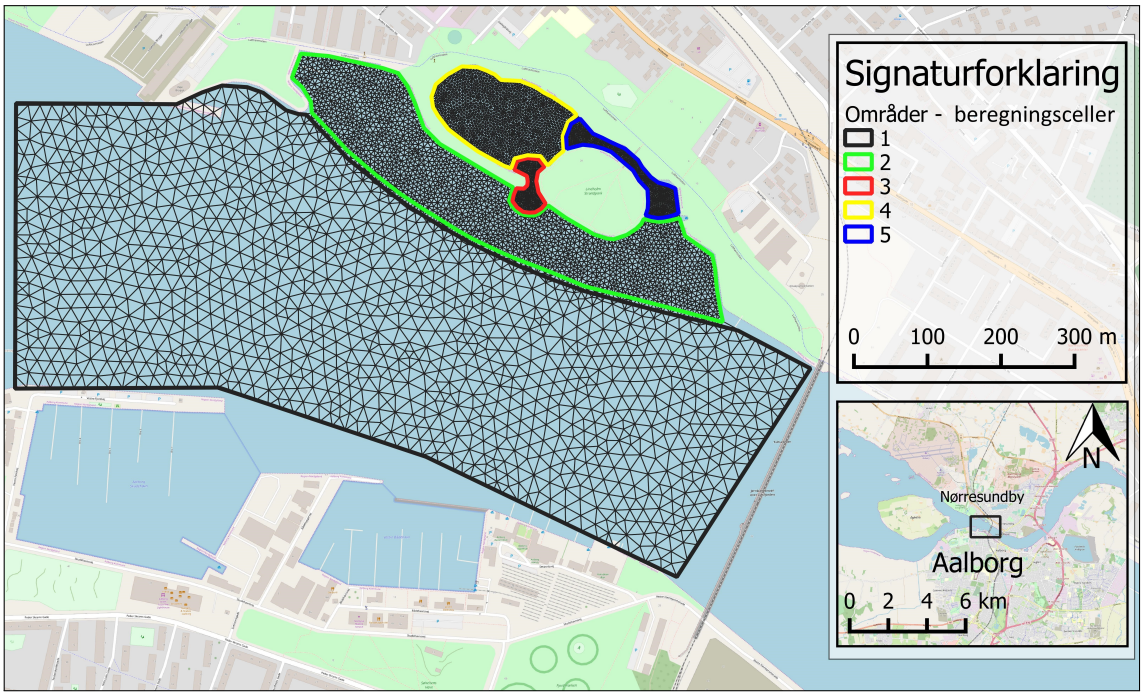


Figur 5.3: Modelområde der benyttes i todimensionel hydrodynamisk model til at simulere vandstand.

Opbygningen af den todimensionelle model samt kalibreringen heraf er dokumenteret i appendiks E, og der henvises til dette appendiks for yderligere dokumentation.

Beregningsnet

Til den tredimensionelle model benyttes et heterogen beregningsnet. Dette medfører, at størrelsen på beregningscellerne varierer i modelområdet. Dette er valgt for at diskretisere området i og omkring Lindholm Strandpark finere end i den resterende del af Limfjorden. På figur 5.4 ses modelområdet med beregningsceller.



Figur 5.4: Modelområde med beregningsnet samt markering af områder hvor størrelsen på beregningsceller varieres.

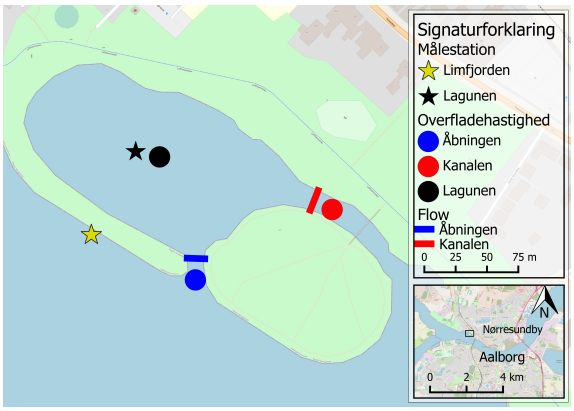
Det er valgt at have den fineste diskretisering i område 3 og område 5, som dækker Åbningen og Kanalen. Dette er valgt for at være i stand til at opløse batymetrien ved disse lokationer korrekt, og dermed sikre, at tværsnittene i modellen, som tidligere nævnt, er repræsentative for de virkelige.

Det er valgt at øge størrelsen på beregningscellerne i område 4 i Lagunen med en faktor to i forhold til cellerne i Kanalen og Åbningen. Dette sikrer, at der bevares en fin diskretisering, hvor det stadig er muligt at bibeholde de overordnede strømningsmønstre uden en masse beregningstunge celler. I område 2 udenfor Lindholm Strandpark er størrelsen på beregningscellerne forøget men en faktor fem i forhold til de mindste beregningsceller, og i område 1 længere væk fra Lindholm Strandpark forøget med en faktor 50. Dette skyldes, at der ikke ønskes at se på detaljerede strømningsmønstre i område 1, da det formodes, at det ikke er afgørende for strømningerne i Lindholm Strandpark, hvorfor finere beregningsceller blot ville medføre en øget beregningstid. For yderligere dokumentation af det anvendte beregningsnet henvises til appendiks F.3.

5.1.2 Data til kalibrering af hydrodynamisk model

Til at kalibrere den hydrodynamisk model er der indmålt forskellige parametre i Lindholm Strandpark. Der måles vandstand ved de to målestationer i hhv. Lagunen og Limfjorden. Disse vandstandsdata benyttes til at sikre, at modellen tilnærmelsesvis er i stand til at afspejle den virkelige variation i vandspejlet. I denne forbindelse er det afgørende, at modellen kan simulere gradienterne på vandspejlet, da det sammen med vinden er de drivende kræfter for vandets bevægelse og deraf strømningerne.

Der måles ydermere overfladehastigheder på vandet, og retningen som det bevæger sig i. Dette måles ved tre lokationer: Åbningen, Lagunen og Kanalen. Målingen af disse parametre anvendes til at kalibrere modellen, så den er i stand til at simulere transporten af ålegræs. I denne forbindelse vurderes det, at det er væsentligt, at modellen kan simulere retningen som overfladevandet bevæger sig i, da den er styrende for, hvorvidt ålegræsset transporteres i den rigtige retning. Modellen skal ligeledes være i stand til at simulere størrelsesordenen på målte overfladehastigheder. Slutteligt er der indmålt flows ved Kanalen og Åbningen, da det er de primære steder, hvor der sker vandudveksling med Limfjorden. De indmålte flows benyttes som kalibreringsparametre, da dette sikrer, at vandudvekslingen fordeles korrekt mellem Åbningen og Kanalen. Lokationen hvor de forskellige indmålinger er foretaget, ses på figur 5.5, og det er ved disse lokationer, resultaterne af kalibreringen evalueres. Vandstandsdataene er indmålt som en kontinuert dataserie med start den 7. oktober 2019 og slut den 1. juni 2020. For yderligere dokumentation af hvordan vandstanden er målt, henvises til appendiks C. Der er foretaget indmåling af flows samt overfladehastighed og retning to gange fordelt over tre dage. Dagene de forskellige målinger er foretaget, ses i tabel 5.1. I tabellen er det ydermere markeret, hvilke målinger der benyttes til henholdsvis kalibrering og validering. Den grønne farve angiver dagen, der benyttes til kalibrering, mens den grå farve angiver dage, der benyttes til validering.



Figur 5.5: Lokationer hvor der er målt vandstand (angivet med stjerne), flow (angivet som linje) samt overfladehastighed og retning (angivet som punkter).

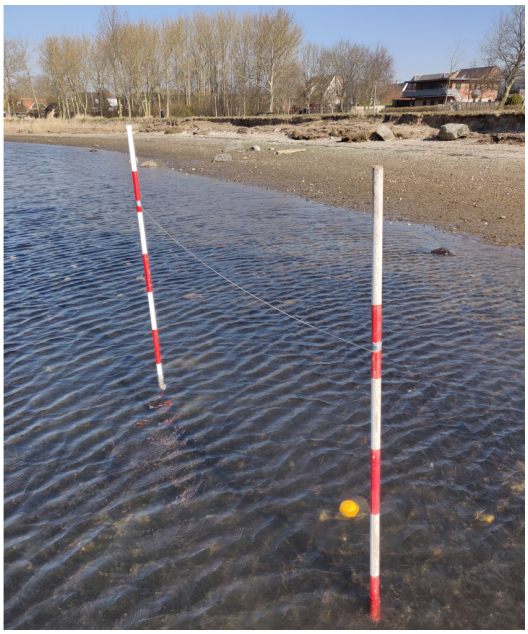
Tabel 5.1: Dage hvor der er indmålt hhv. flow samt overfladehastighed og retning. Den grønne farve angiver kalibreringsdage, mens den grå angiver dage, der benyttes til validering.

Dato	Flow	Overfladehastighed og retning
3. marts 2020	x	
16. marts 2020	x	x
9. april 2020		x

Opmåling af flows er foretaget med en propelmåler, som måler antallet af omdrejninger over en given tid. Ved at konvertere antallet af omdrejninger om til en hastighed og integrere denne over tværsnittet, bestemmes flowet. Denne metode forudsætter, at der måles på parallelle strømlinjer, hvilket er årsagen til, at den anvendes ved Kanalen og Åbningen. Desuden forudsættes det, at der måles vinkelret på fladen, hvor flowet ønskes. Dette er i praksis tilnærmet, men svært at sikre, da vandet til tider er uklart. Det antages dog, at flowmålingerne er repræsentative for flowet ved de målte tværsnit. På figur 5.6 ses, hvordan propelmålingen er foretaget. For yderligere dokumentation af metoden henvises til appendiks F.2. Overfladehastighederne er indmålt ved at placere en appelsin i vandet, og måle distancen som denne er blevet transporteret, samt tiden det har taget. Ved at anvende denne metode antages det, at appelsinen har bevæget sig i samme retning gennem hele opmålingen. Dette vurderes at være en acceptabel antagelse, da distancen som appelsinen skal bevæge sig, er kort, og den dermed ikke når at afvige markant fra den direkte vej. Når Appelsinen slippes i vandet, har der været fokus på at lade appelsinen accelerere inden opmålingen påbegyndes. Dette for at sikre, at hastigheden ikke underestimeres som resultat af, at vandet først skal accelerere appelsinen. På figur 5.7 ses et billede taget under en måling af overfladehastigheden. Efterfølgende er retningen mellem start og slut indmålt med et digitalt kompas, og det vurderes at usikkerheden ved indmålingen ligger i omegnen af 10-20°.



Figur 5.6: Illustration af propelmåler der anvendes i Åbningen.



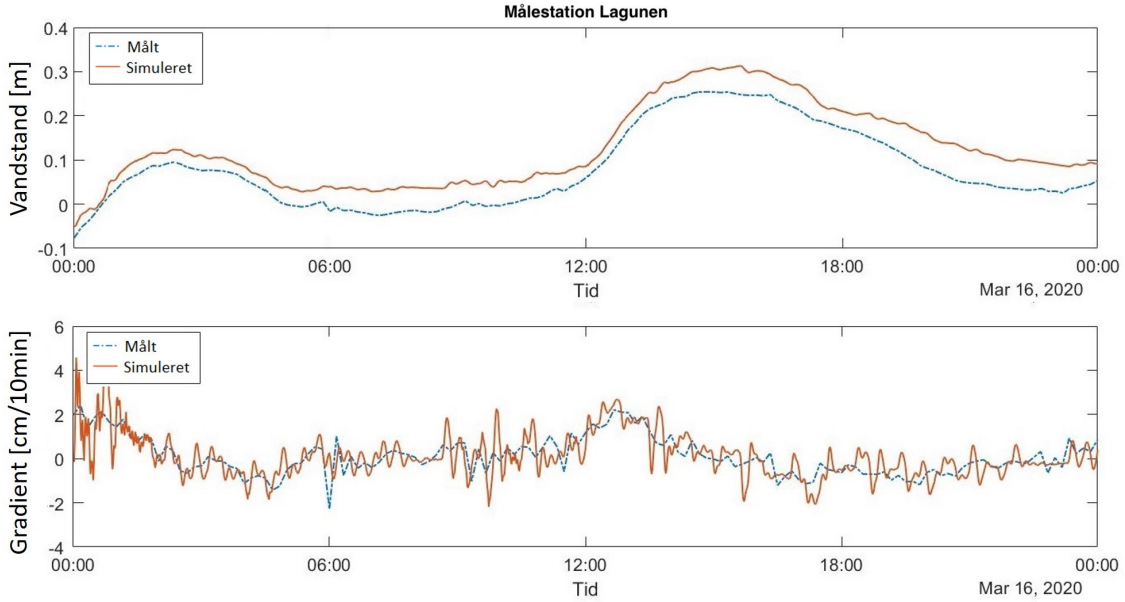
Figur 5.7: Måling af overfladehastighed med appelsin

5.1.3 Kalibrering af hydrodynamisk model

Den hydrodynamiske model er kalibreret, så den tilnærmelsesvis er i stand til at vise de målte parametre. I dette afsnit præsenteres alene den færdigkalibrerede model, og der henvises til appendiks F for yderligere dokumentation af, hvordan modellen er kalibreret.

Vandspejl og vandspejlsgradient

Det er afgørende, at modellen er i stand til at simulere gradienterne på vandspejlet, da det er disse gradienter, sammen med vinden, der antages at være styrende for strømningerne i Lindholm Strandpark. På figur 5.8 ses simulerede og målte vandstande samt vandspejlsgradienter den 16. marts 2020 ved målestationen i Lagunen.

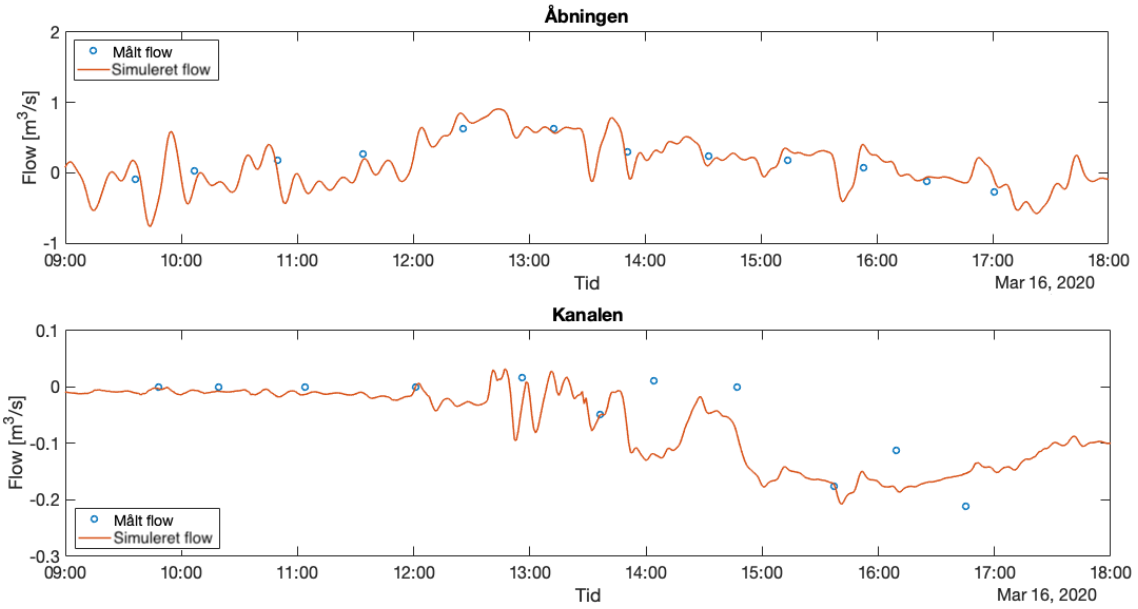


Figur 5.8: Målt og simuleret vandstand og vandspejlsgradienter den 16. marts 2020 ved målestation i Lagunen.

Som det ses på figur 5.8, overestimeres den simulerede vandstand generelt med 5 cm. Dette skyldes, at de anvendte randbetingelser fra den todimensionelle model ikke giver anledning til en bedre simulering af vandstanden. Det ses dog, at de simulerede og målte vandspejlsgradienter er tilnærmelsesvis ens, og da det er disse, der er vigtige for strømningerne i modellen, vælges det at acceptere, at modellen overestimerer vandstanden.

Flow

Flowet er kalibreret ved at justere på Manningtallet i området. Dette har resulteret i, at der anvendes et Manningtal på 60 $m^{1/3}/s$ i hele modelområdet pånær ved Kanalen, hvor der benyttes et Manningtal på 20 $m^{1/3}/s$. Anvendelsen af et Manningtal på 20 $m^{1/3}/s$ i Kanalen skyldes, at højere Manningtal resulterer i for stort flow gennem Kanalen og modsat ved lavere Manningtal. Dokumentation herfor ses i appendiks F.4. Det lavere Manningtal i Kanalen er i overensstemmelse med forventningen om, at det sammenfiltrede døde ålegræs medfører en øget modstand. På figur 5.9 ses det målte og simulerede flow i hhv. Åbningen og Kanalen.

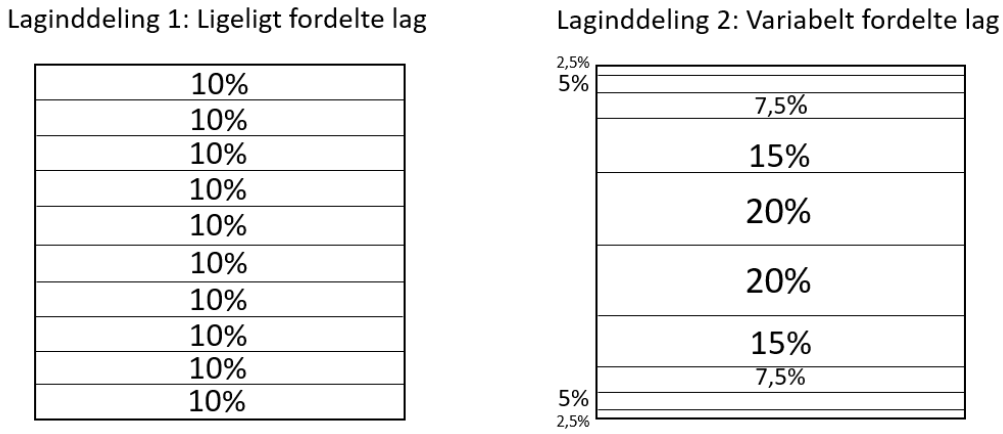


Figur 5.9: Målt og simuleret flow ved Åbningen og Kanalen den 16. marts 2020. Negativt flow angiver at flowet er udadgående (fra Lagunen mod Limfjorden) og positivt flow angiver at flowet er indadgående (fra Limfjorden mod Lagunen).

Som det ses af figur 5.9, er modellen i stand til at simulere forløbet af de målte flows i både Åbningen og Kanalen. I Kanalen ses det dog, at det simulerede flow bliver negativt startende fra omkring klokken 13:00, hvorefter det falder indtil klokken 16:00. Det ses, at de virkelige målinger forbliver omkring 0 m^3/s indtil klokken 15:00, hvorefter der måles negative flows på omkring -0,2 m^3/s. Det vurderes, at afvigelsen mellem de målte og simulerede flows skyldes, at det er udfordrende at måle nøjagtige hastigheder i den lavvandede Kanal med propelmåleren. De målte flows giver dog en indikation på flowretningen, og denne er i overensstemmelse med det simulerede. Det vurderes derfor, at det simulerede flow er repræsentativ for de virkelige flowmålinger, og at afvigelsen mellem målte og simulerede flows ikke er utilstrækkelig i forhold til modellens anvendelse.

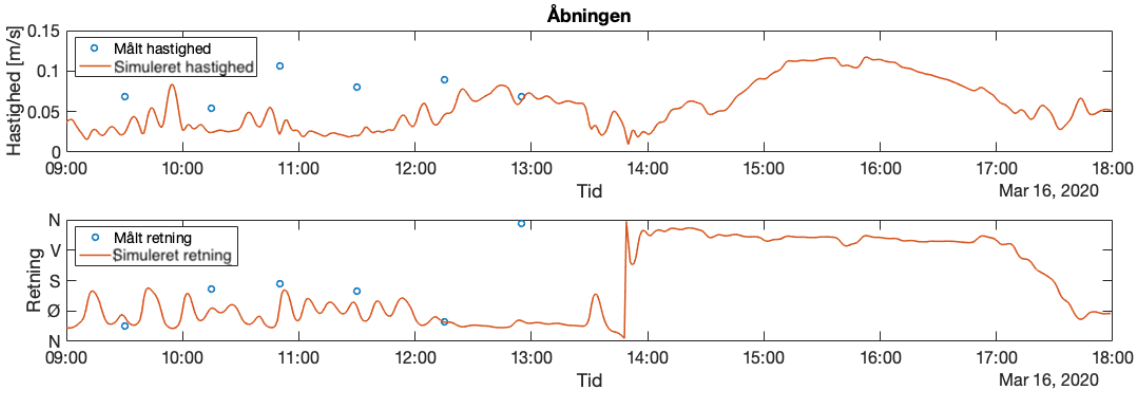
Overfladehastighed og retning

Kalibreringen af overfladehastigheden og retningen er foretaget, ved at justere på den vertikale laginddeling der benyttes fra kote -1 m og op til vandspejlet samt vindfriktionskoefficienten. Den vertikale laginddeling er kalibreret, da den har betydning for hastigheden på overfladevandet, samt retningen som overfladevandet bevæger sig i, hvilket er afgørende parametre for transporten af ålegræs. Ligeledes har vindfriktionskoefficienten en effekt på det samme. I appendiks F.5 er det dokumenteret, hvordan forskellige vertikale lagdelinger og vindfriktionskoefficienter påvirker overfladehastigheden og retningen, som vandet bevæger sig i. På figur 5.10 ses de to vertikale laginddelinger, som er benyttet fra kote -1 m til vandspejlet. Det ses, at forskellen er, hvorvidt lagene er ligeligt fordelt eller variabelt fordelt.

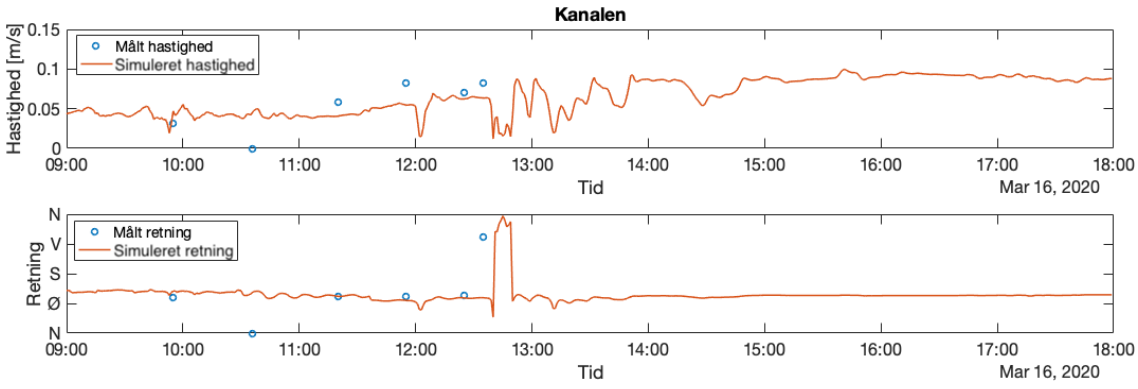


Figur 5.10: Forskellige laginddelinger der er anvendt til at kalibrere modellen. Laginddeelingen benyttes fra kote -1 m til vandspejlskoten. Under disse lag benyttes lag med en konstant tykkelse på 1 m.

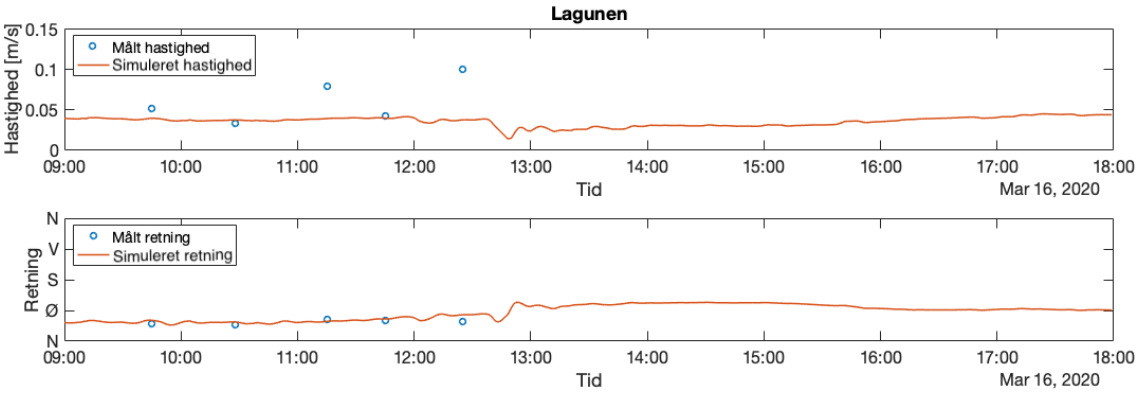
Resultatet af analysen i appendiks F.5 viser, at modellen tilnærmelsesvis er i stand til at simulere målte overfladehastigheder, retninger og flows, når der anvendes en model, hvor lagene forfines nær toppen, som vist ved "laginddeling 2" på figur 5.10. Ved at forfine lagene nær toppen kan vindfriktionskoefficienten mindskes sammenlignet med anvendelsen af tykke lag i toppen, som vist ved "laginddeling 1" på figur 5.10. En mindre vindfriktionskoefficient i kombination med variabelt fordelte lag sikrer, at modellen bedst afspejler de målte data. På figur 5.11, 5.12 og 5.13 ses målte og simulerede overfladehastigheder og retninger i Åbningen, Kanalen og Lagunen.



Figur 5.11: Målte og simulerede overfladehastigheder og retninger i Åbningen.



Figur 5.12: Målte og simulerede overfladehastigheder og retninger i Kanalen.



Figur 5.13: Målte og simulerede overfladehastigheder og retninger i Lagunen.

Som det ses på figur 5.11, underestimerer modellen overfladehastighederne ved Åbningen. Metoden hvorpå den er indmålt, giver en indikation på størrelsesordenen af overfladehastigheden. Desuden repræsenterer den simulerede overfladehastighed, hastigheden i et punkt i modellen, hvilket også medfører en usikkerhed. Overfladehastigheden er ikke den entydige parametre for, hvorvidt ålegræs transporteres til Lindholm Strandpark, men blot den styrende parameter for, hvor hurtigt det transporteres i overfladevandet. Den styrende parameter for, hvorvidt ålegræs transporteres mod Lindholm Strandpark er retningen, som overfladevandet bevæger sig i. Her viser retningen simuleret i Åbningen, at der sker hyppige retningsændringer, hvilket også afspejles i de målte retninger. De simulerede retningsskift er dog med en tidslig forskydelse, som antages værende ubetydelig, da det vigtigste er, at modellen kan afspejle, hvorvidt ålegræs kommer ind eller ud gennem Åbningen. Derfor vurderes det, at de simulerede overfladehastigheder og retninger i Åbningen er tilstrækkelige til at simulere transporten af ålegræs.

Overfladehastigheden og retningen i Kanalen, som ses på figur 5.12, viser, at modellen generelt afspejler de målte overfladehastigheder og retninger. Modellen er på tilfredsstillende vis i stand til simulere retningsændringen, der observeres lige inden klokken 13:00. Dette vidner om, at modellen, baseret på de målte data, er i stand til at håndtere dynamikken i Kanalen og deraf transporten af ålegræs i Kanalen.

I Lagunen ses det på figur 5.13, at den simulerede retning afspejler de virkelige målinger. Det ses, at modellen ikke kan afspejle de højeste overfladehastigheder, som er indmålt. Dette skyldes enten, at modellen ikke er i stand til at simulere overfladehastigheden korrekt, eller usikkerheden ved de indmålte overfladehastigheder. Det formodes, at det som ved Åbningen skyldes usikkerhederne ved indmåling af overfladehastighederne, der som bekendt skal ses som størrelsesordenen på overfladehastighederne. Baseret på, at modellen er i stand til præcist at simulere de målte retninger og tilnærmelsesvis simulere de målte overfladehastigheder, vurderes det, at modellen kan benyttes til at simulere hvordan ålegræsset transporteres i Lagunen.

5.1.4 Modellens anvendelsesområde

Modellen er kalibreret, så den tilnærmelsesvis er i stand til at gengive målte overfladehastigheder, retninger og flows. Modellen er ydermere valideret, se appendiks F.6, således den kan afspejle disse parametre andre dage, end dagen som er benyttet til kalibrering. Dermed antages det, at modellen retmæssigt kan benyttes til at undersøge, hvordan ålegræs transporteres ind i området samt størrelsen på de strømningsgenererede bundforskydningsspændinger.

5.2 Bundforskydningsspændinger og strømningsmønstre

Med den kalibrerede og validerede model undersøges det, hvordan strømningsmønstrene i Lindholm Strandpark adskiller sig fra Limfjorden. Desuden undersøges de strømningsgenererede bundforskydningsspændinger i området.

Baseret på analysen foretaget i kapitel 3, blev det dokumenteret, at der i Lindholm Strandpark akkumuleres sediment, som danner rammerne om den bløde bund. I Kanalen og ved Bådbroen består den primært af dødt, sammenfiltret ålegræs, som er svært at resuspendere. Derfor blev kriteriet for genskabelse af de faste bundforhold i disse områder defineret ved, at der bør undgås tilførsel og deraf akkumulering af ålegræs.

I Lagunen er den bløde bund derimod bestående af fine partikler og organisk materiale, som antages at resuspendere, når bundforskydningsspændingen overgår den kritiske bundforskydningsspænding som blev fastsat til τ_{ce} = 0,25 N/m^2. I denne sektion fokuseres der derfor på Lagunen, ved udvælgelsen af kritisk periode for resuspension. Den kritiske periode udvælges på baggrund af en gentagelsesperiode for gradienterne på vandspejlet. Det antages, at de strømningsgenererede bundforskydningsspændingerne er størst, når der er størst gradient på vandspejlet, og at dette dermed er kritisk for resuspension af sedimentet i Lagunen. Når strømningsmønstre og bundforskydningsspændingerne undersøges, ses der dog på hele Lindholm Strandpark, for at belyse den stedslige variation.

5.2.1 Analyse og udvælgelse af kritiske perioder for bundforskydningsspændinger

Grundet lang beregningstid i den tredimensionelle hydrodynamiske model, udvælges en kritik periode, som benyttes til at undersøge strømningsmønstre og bundforskydningsspændinger.

Den kritiske periode bestemmes på baggrund af et kriterie, hvor mængden af det tilkomne sediment anvendes. Mængden benyttes til at bestemme en gentagelsesperiode for, hvor ofte der bør opnås bundforskydningsspændinger større end den kritiske bundforskydningsspænding.

Kriterie for valg af kritisk periode

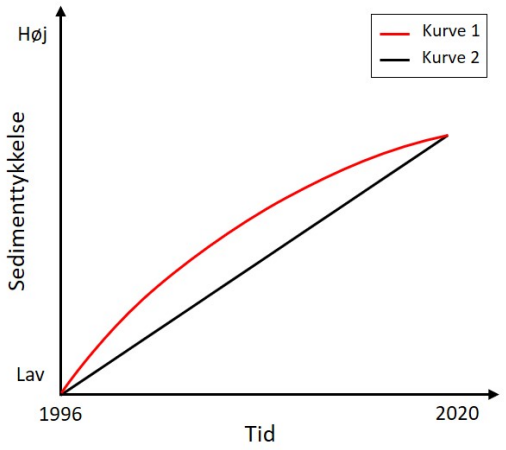
Baseret på mængden af det tilkomne sediment opnås der ikke tilstrækkelige bundforskydningsspændinger i Lagunen til at resuspendere det. Til at fastlægge gentagelsesperioden for, hvor ofte den kritiske bundforskydningsspænding skal opnås, benyttes følgende kriterie, som i projektet fastsættes ud fra områdets anvendelse som soppeområde:

- Gentagelsesperioden fastsættes ud fra sedimenttykkelsen i Lagunen. Det vurderes, på baggrund af områdets anvendelse, værende acceptabelt med en middel sedimenttykkelse i Lagunen på maksimalt 3 cm.

Opbygning af sediment

Forløbet for opbygningen af det tilkomne sediment kan have haft flere forløb, som skitseret på figur 5.14. Den røde kurve 1 illustrerer det forløb, hvor hastigheden sedimentet akkumulerer med, er størst lige efter etablering og faldende med tiden. Dette forløb skal forklares ud fra en teori om, at tilvæksten er størst i starten,

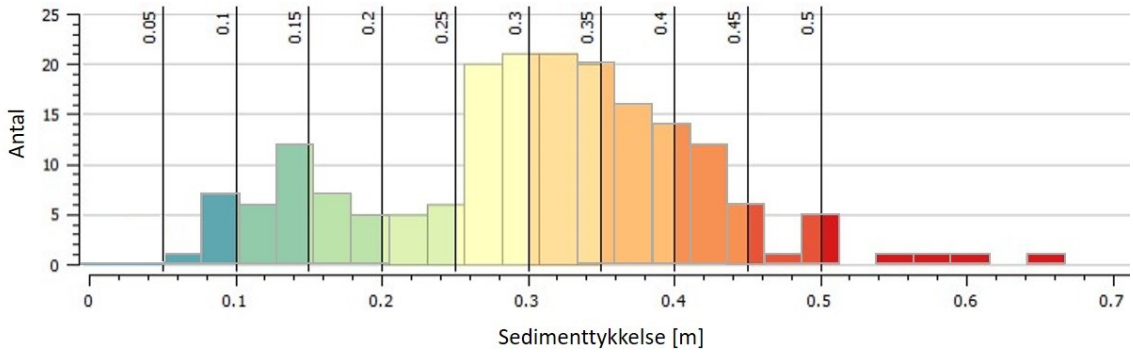
og i takt med at sedimenttykkelsen øges, går nettoakkumuleringen mod nul, da der vil opstå ligevægt mellem det sediment der akkumuleres, og det der resuspenderes. Dette betyder, at der med tiden opnås en tilstand, hvor sedimenttykkelsen forbliver konstant. Hvorvidt denne tilstand er opnået, er uvist, da der udelukkende er kendskab til punktet i 1996 og 2020. Derfor vurderes det, at der ikke er grundlag for at antage dette forløb for opbygningen af sediment. Den sorte kurve 2 repræsenterer det scenarie, hvor akkumuleringen af sediment er sket lineært over årene. Dette repræsenterer den situation, hvor tilvæksten i sedimenttykkelsen udgøres af det, der kommer ind i området fra Limfjorden, og at tilvæksten gennem årene har været konstant. Dette antages at være det bedste bud på, hvordan opbygningen af sediment er sket, da der som tidligere nævnt kun er kendskab til sedimenttykkelsen i 1996 og 2020. Hvorvidt der er tilkommet mere sediment i nogle år end andre er ukendt, og dermed giver det lineære forløb anledning til, at den gennemsnitlige nettotilvækst pr. år kan bestemmes.



Figur 5.14: Mulige forløb for opbygning af sediment.

Fastlæggelse af gentagelsesperiode

Som tidligere nævnt er det vurderet, at middel sedimenttykkelsen i Lagunen ikke bør være større end 3 cm, for at området kan anvendes til soppeområde. Gentagelsesperioden fastsættes derfor med udgangspunkt i sedimenttykkelsen fra figur 3.19 på side 25. Baseret på punkterne i Lagunen der er anvendt til at bestemme tykkelsen på det tilkomne sediment, se appendiks B.4, er en middel sedimenttykkelse på 30 cm bestemt. Til denne bestemmelse er der undladt punkter, hvor der er registreret sedimenttykkelser mindre end 5 cm. Dette er gjort for at få et estimat på den gennemsnitlige nettotilvækst af sediment i områder, hvor det bløde sediment vurderes at udgøre et problem. Et histogram over tykkelsen på det tilkomne sediment for de anvendte punkter ses på figur 5.15.



Figur 5.15: Sedimenttykkelse i Lagunen fordelt på punkter anvendt til bestemmelse af middel sedimenttykkelse, se appendiks B.4. Der ses udelukkende på punkter, hvor der er observeret mere end 5 cm tilkommet sediment. Middel sedimenttykkelsen er 30 cm.

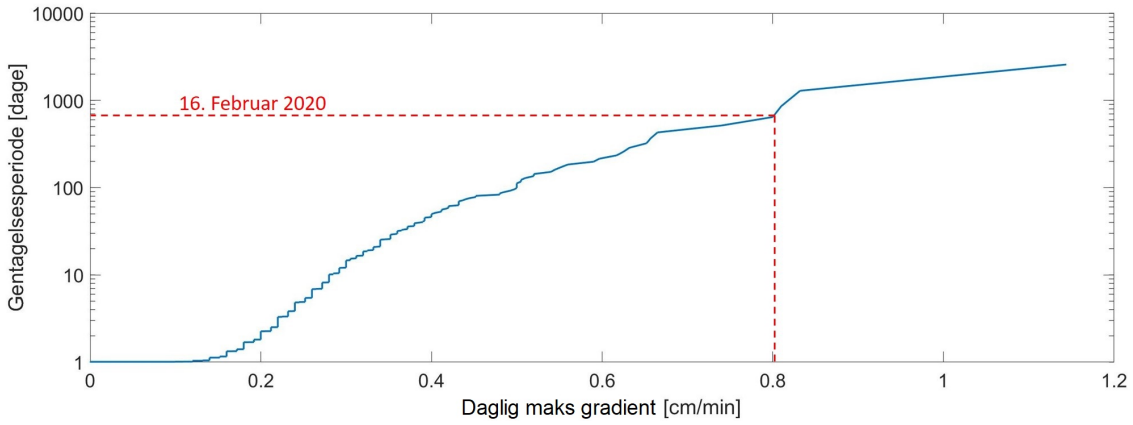
Opbygningen af sediment er sket gennem 24 år, da Lindholm Strandpark blev etableret i 1996. Ved at antage en lineær opbygning af sedimentet jf. kurve 2, er den gennemsnitlige nettotilvækst ca. 1,3 cm sediment/år. Dette betyder, at gentagelsesperioden på baggrund af en middel sedimenttykkelse på maksimal 3 cm i Lagunen er ca. 2 år.

Udvælgelse af kritisk periode baseret på gentagelsesperioden

Til at klarlægge den specifikke dag der repræsenterer en gentagelsesperiode på 2 år, ses der på kritiske perioder for bundforskydningsspændingerne. Det antages, at bundforskydningsspændingerne er størst, når vandspejlsgradienten og vindhastigheden er størst

Disse to parametre er ikke uafhængige af hinanden, da vinden har en betydning for den vandspejlsgradient, som forekommer i Lindholm Strandpark. Ved høje vindhastigheder kan der ske en opstuvning lokalt i Limfjorden, og dette medfører, at der kan ske store vandspejlændringer, som forplanter sig gennem systemet. Dette sker ekspemvis ved kraftig vestenvind, hvor der sker opstuvning i Løgstør Bredning grundet den smalle åbning ved Aggersund.[Christensen, 2011] En stor vandspejlsforskel mellem Løgstør Bredning og den østlige del af Limfjorden, skaber en stor gradient, som forplantes øst gennem Limfjorden, til Lindholm Strandpark. På denne måde ligger vindens påvirkning implicit i vandspejlsgradienten, hvorfor en gentagelsesperiode på 2 år udelukkende findes på baggrund af vandspejlsgradienterne.

Til analysen er der anvendt vandstandsdata fra målestationen ved Aalborg Øst i perioden fra 1. januar 2011 til 1. januar 2020, dog er der i enkelte perioder frasorteret data, grundet mangel på vandstandsdata og det samlede datagrundlag er ca. 7 år (2580 dage). Baseret på disse data bestemmes den maksimale gradient på dagsbasis, hvorefter en gentagelsesperiode for denne bestemmes. På figur 5.16 ses gentagelsesperioden som funktion af den maksimale daglige gradient.



Figur 5.16: Gentagelsesperiode som funktion af den maksimale daglige vandspejlsgradient. 2. års gentagelsesperiode markeret med rød stiplet linje.

Med gentagelsesperioden for hvor ofte en givet vandspejlsgradient forekommer, er én specifik dag udvalgt, som antages at repræsentere en gentagelsesperiode på 2 år. Den udvalgte dag fremgår af tabel 5.2, hvor den maksimale vandspejlsgradient og middelvindhastigheden på dagen ydermere ses. I appendiks G er vandstanden, vandspejlsgradienter, vindhastighed og vindretninger i løbet af dagen præsenteret.

Tabel 5.2: Dag der udgør 2 års gentagelsesperiode samt daglig maks. gradient, daglig middelvindhastighed og sandsynlighed for disse. Ydermere ses den kombinerede sandsynlighed.

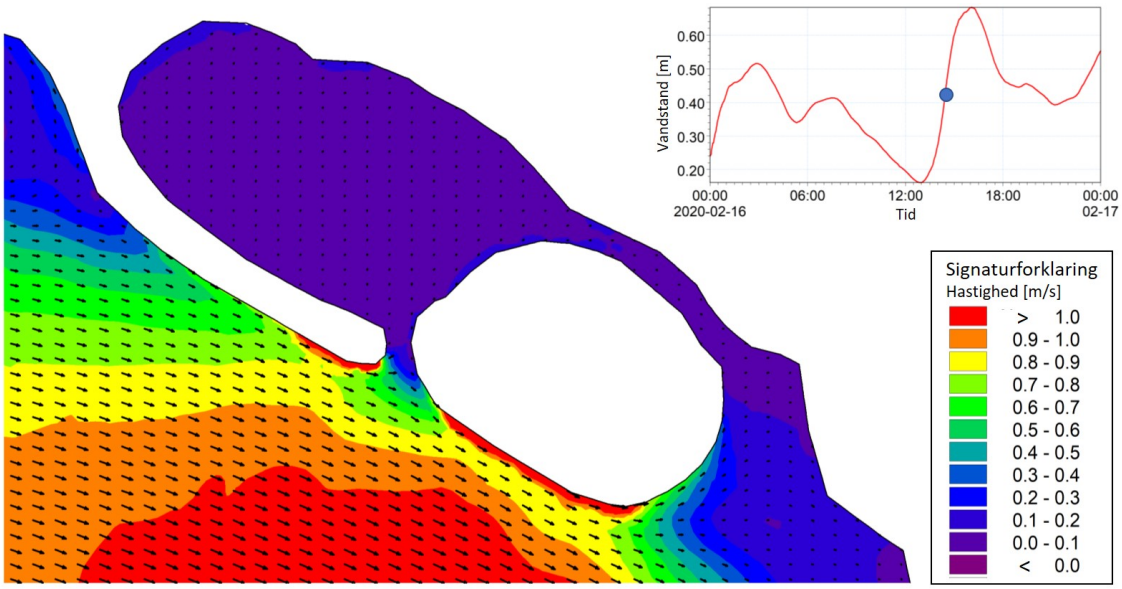
Gentagelsesperiode [år (dage)]	Dato	Daglig maks gradient [cm/min]	Daglig middel-vindhastighed [m/s]
2 år (730 dage)	16. februar 2020	0,81	10,7

Med udgangspunkt i hændelsen præsenteret i tabel 5.2, undersøges strømningsmønstre og bundforskydningsspændinger i Lindholm Strandpark.

5.2.2 Undersøgelse af strømningsmønstre

Det er tidligere dokumenteret, hvordan sedimentet og iltforholdene i Lindholm Strandpark adskiller sig fra Limfjorden. I dette afsnit belyses det ydermere, hvordan strømningsmønstrene er forskellige herimellem. Der tages udgangspunkt i dagen, der repræsenterer en 2 års gentagelsesperiode for bundforskydningsspændingerne, for at vise forskellen mellem de to systemer i en ekstrem situation.

Tangen og Hundeøen afskærmer Lindholm Strandpark fra Limfjordens påvirkning, således strømningerne i Lindholm Strandpark er rolige. Dette ses bl.a. ved at betragte overfladehastighederne i Lindholm Strandpark og Limfjorden, som ses på figur 5.17. På figuren er overfladehastigheden illustreret den 16 februar 2020 til det tidspunkt, hvor vandspejlsgradienten er maksimal på dagen. På samme tidspunkt er middelvindhastigheden ca. 12 m/s fra sydsydvestlig retning, se appendiks G.



Figur 5.17: Overfladehastigheder den 16. februar 2020 (2 års gentagelsesperiode) til det tidspunkt, hvor vandspejlsgradienten er maksimal på dagen. Overfladehastigheder symboliseret ved både farveskala og vektorpile. Vektorpilene angiver hastigheden relativt til den maksimale hastighed samt retning. Vandstanden på grafen i øvre højre hjørne, er vandstanden ved målestationen i Lagunen, og den blå prik illustrerer tidspunktet, der vises overfladehastigheder.

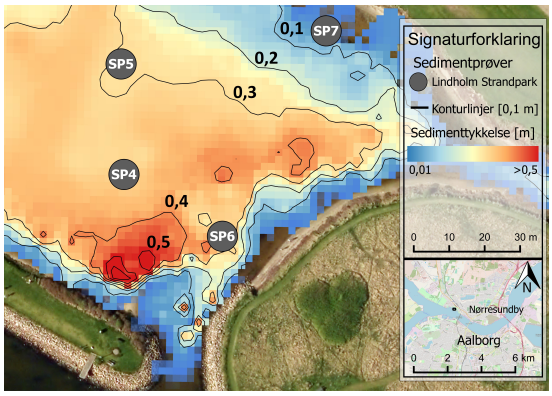
Som det ses af figur 5.17, er overfladehastigheden i Limfjorden ud for Lindholm Strandpark markant større end inde i Lindholm Strandpark. Ved at betragte figuren er det tydeligt, at Tangen og Hundeøen har en afskærmende effekt, da overfladehastigheden på vandet ikke forplanter sig betydeligt ind i området, som dermed skaber de rolige strømningsforhold. De rolige strømningsforhold fremmer som tidligere konstateret dannelsen af de bløde bundforhold. Overfladehastighederne indikerer dog kun, hvad der sker på overfladen, og ikke i dybden. Derfor ses der i det kommende på bundforskydningsspændingerne.

5.2.3 Analyse af bundforskydningsspændinger

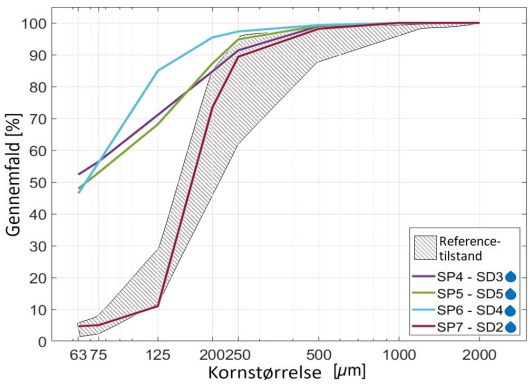
Det undersøges, hvordan bundforskydningsspændingerne varierer i Lindholm Strandpark samt i Limfjorden lige udenfor Strandparken. Som tidligere nævnt skal den kritiske bundforskydningsspænding i Lagunen være over 0,25 N/m^2 for at sikre, at det tilkomne sediment her resuspenderes.

Indikation på bundforskydningsspændinger ud fra sedimentkort

Bundforskydningsspændingerne i Lagunen er, baseret på tilstedeværelsen af det tilkomne sediment, ikke tilstrækkelige til at resuspendere de fine partikler. Ved Åbningen, hvor den primære vandtilførsel fra Limfjorden sker gennem, vil der dog være tilstrækkelige bundforskydningsspændinger til at resuspendere sedimentet. Dette antages, da kortet over sedimenttykkelsen viser, at der er minimal sedimenttykkelse, hvilket ses på figur 5.18. På figur 5.19 ses ydermere kornkurver for de fire sedimentprøver SP4, SP5, SP6 og SP7, der fremgår på figur 5.18. Som det fremgår af figur 5.19, er SP7 den eneste sedimentprøve, som er beliggende indenfor referencetilstanden. Da der ikke er optaget sedimentprøver i Åbningen, antages det, at SP7 er repræsentativ herfor, da sedimenttykkelsen ved disse to lokationer er tilnærmelsesvis ens. Referencetilstanden forekommer kun lokalt omkring Åbningen, da der i Lagunen, ved SP6, registreres en sedimenttykkelse på ca. 30 cm. Baseret på kornkurven for SP7 understøttes hypotesen om, at bundforskydningsspændingerne i Åbningen er tilstrækkelige, da der ikke ses samme grad af fine partikler som for SP4, SP5 og SP6.



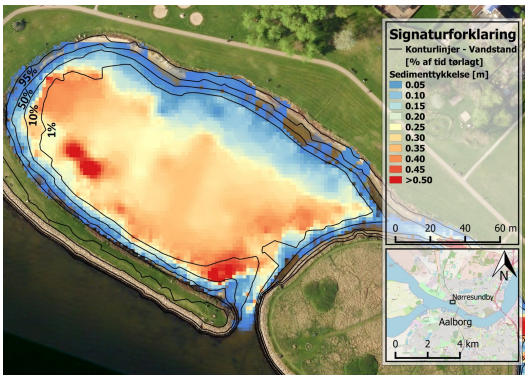
Figur 5.18: Sedimenttykkelse i området omkring Åbningen med konturlinjer, samt placeringen af de nærliggende sedimentprøverne.



Figur 5.19: Kornkurver for de nærliggende sedimentprøver SP4, SP5 SP6 og SP7.

Af figur 5.18 ses det ydermere, at der langs bredden er en minimal sedimenttykkelse. Dette skyldes formentligt effekten af bølger samt det faktum, at områderne langs bredden oftere er tørlagt. Når områderne langs bredden tørlægges, vil vandet trække partikler med ud i vandfasen, hvorefter

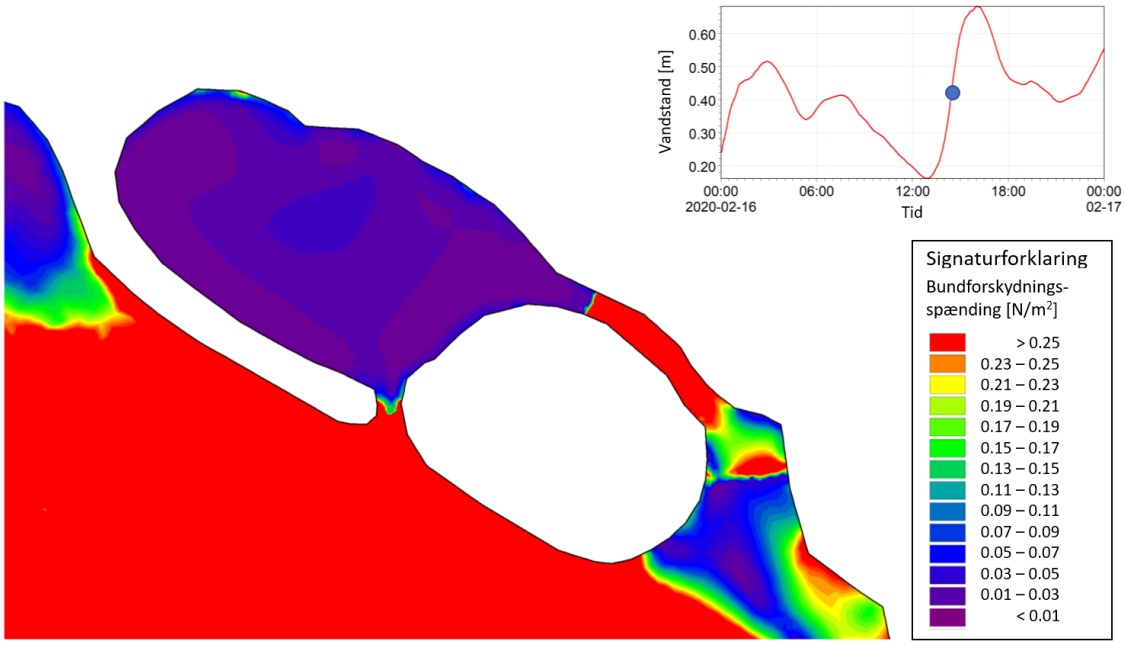
de vil sedimentere i områder, hvor der ikke er tilstrækkelige bundforskydningsspændinger til de fjernes. Ligeledes vil tørlagte områder være mindre eksponeret overfor akkumulering af partikler, da der er vand tilstede i en kortere periode. På figur 5.20 ses et kort over sedimenttykkelsen i Lagunen, samt konturlinjer der angiver den procentvise tid, hvor områderne er tørlagt. Analysen er baseret på vandstandsdata fra målestationen Aalborg Øst i perioden 1. januar 2011 til 1. januar 2020, se appendiks D.2. Som det ses af figuren, observeres de store sedimenttykkelser i de områder, som maksimalt er tørlagt i 10% af tiden, hvilket underbygger påstanden om, at tørlægningen har en effekt på sedimentet. Dette gør sig dog ikke gældende på den nordøstlige bred, hvor der observeres en sedimenttykkelse mindre end 10 cm i området, der i maksimalt 1% af tiden er tørlagt. Det formodes, at årsagen til at det ikke gør sig gældende her, er, at der i dette område af Lagunen er en større bølgepåvirkning.



Figur 5.20: Sedimentkort samt konturlinjer der angiver tid, hvor sediment er fritlagt. Baseret på vandstandsdata fra målestationen Aalborg Øst i perioden fra den 1. januar 2011 til den 1. januar 2020.

Evaluering af bundforskydningsspænding ved 2 års gentagelsesperiode

Til evaluering af bundforskydningsspændingerne der opnås ved en 2 års gentagelsesperiode, simuleres den 16. februar 2020. På figur 5.21 ses de strømningsgenererede bundforskydningsspændinger i Lindholm Strandpark samt i Limfjorden, ud for Strandparken, ved denne gentagelsesperiode. På figuren er bundforskydningsspændingerne illustreret til tidspunktet, hvor vandspejlsgradienten på dagen er maksimal, hvor vandstanden fremgår af grafen i øvre højre hjørne.



Figur 5.21: Bundforskydningsspændinger den 16. februar 2020 (2 års gentagelsesperiode) til det tidspunkt, hvor vandspejlsgradienten er maksimal på dagen. Vandstanden på grafen i øvre højre hjørne, er vandstanden ved målestationen i Lagunen, og den blå prik illustrerer tidspunktet, der vises bundforskydningsspændinger.

Som det ses på figur 5.21, opnås der ikke tilstrækkelige bundforskydningssspændinger i Lagunen. Der opnås maksimalt ca. 0,05 N/m^2 i det område af Lagunen, hvor der primært observeres tilkommet sediment.

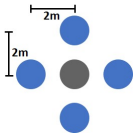
Ved Åbningen ses det, at der opnås bundforskydningsspændinger over 0,25 N/m^2, og at sedimentet dermed resuspenderes. Udbredelsen af området med bundforskydningsspændinger større end den kritiske bundforskydningsspænding er tilnærmelsesvis i overensstemmelse med udbredelsen, som blev observeret på sedimentkortet. Dermed er det som forventet kun lokalt i Åbningen, at der er tilstrækkelige bundforskydningsspændinger til at resuspendere sedimentet.

I Kanalen ses det, at der generelt observeres større bundforskydningsspændinger end i Lagunen. De større bundforskydningsspændinger i Kanalen kommer som et resultat af den øgede bundmodstand og den mindre vanddybde. Selvom der observeres bundforskydningsspændinger over den kritiske bundforskydningsspænding i Kanalen, er det ikke tilstrækkeligt til at resuspendere det døde ålegræs i området. Dette underbygger formodningen om, at det sammenfiltrede ålegræs har en ekstra sammenhængskraft, som besværliggør resuspensionen af dette, og at det derfor bør undgås, at ålegræs transporteres ind i området og akkumulerer.

I Limfjorden, ud for Lindholm Strandpark, ses det, at der opnås bundforskydningsspændinger over den kritiske bundforskydningsspænding. Dette vidner om, at Tangen og Hundeøen afskærmer Lindholm Strandpark fra den effekt, som Limfjorden potentielt ville have på området, såfremt disse fysiske barrierer ikke eksisterede. Dette understøtter den formodning, som Danmarks Naturfrednings Forening berettede inden opførslen af Lindholm Strandpark, hvor de gjorde opmærksom på, at der burde sikres større vandudskifte og bedre forbindelse mellem Limfjorden og Lagunen, se appendiks A.2.

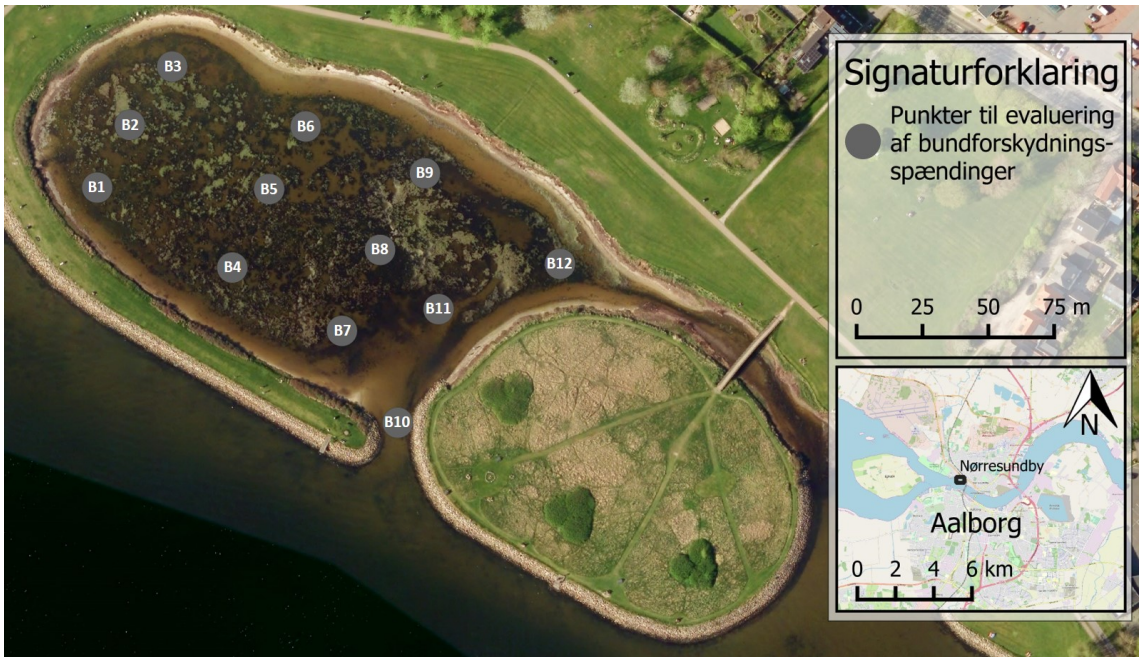
Det er som tidligere nævnt defineret, at det er i Lagunen, der skal opnås bundforskydningsspændinger større end den kritiske bundforskydningsspænding, hvorfor de maksimale bundforskydningsspændingerne i Lagunen, der opnås den 16. februar 2020, evalueres konkret ved udvalgte lokationer.

Evaluering af maksimale bundforskydningsspændinger ved udvalgte lokationer i Lagunen ved 2 års gentagelsesperiode



Figur 5.22: Punkter til evaluering af bundforskydningspændinger.

De maksimale bundforskydningsspændinger der opnås den 16. februar 2020 evalueres ved 12 punkter fordelt i Lagunen. Det antages at de 12 punkter er tilstrækkelige til at repræsentere den stedslige variation af de maksimale bundforskydningsspændinger i Lagunen. På figur 5.23 ses de 12 lokationer, hvor bundforskydningsspændingen evalueres. Den maksimale bundforskydningsspænding ved hver af de 12 lokationer evalueres på baggrund af middelværdien af den maksimale bundforskydningsspænding i fem punkter. Lokationen vist på figur 5.23 er centerpunktet af de fem punkter, og de resterende fire punkter placeres ligeligt fordelt rundt om dette punkt i en radius af 2 meter, se princip på figur 5.22. I tabel 5.3 ses den maksimale bundforskydningsspænding ved hver af de 12 lokationer, der opnås ved en 2 års gentagelsesperiode.



Figur 5.23: Punkter hvor der evalueres bundforskydningsspændinger.

Tabel 5.3: Maksimale bundforskydningsspændinger evalueret ved 12 udvalgte punkter i Lagunen den 16. februar 2020, som modsvarer en 2 års gentagelsesperiode for bundforskydningsspændingerne.

Punkt:	B1	B2	B3	B4	B5	B6	B7	B8	B9	B10	B11	B12
Bundforskydnings-spænding [N/m^2]	0,01	0,01	0,02	0,02	0,03	0,02	0,02	0,04	0,03	0,13	0,02	0,02

Som det ses af tabel 5.3, opnås der ikke bundforskydningsspændinger over den kritiske bundforskydningsspænding på 0,25 N/m^2 ved de 12 lokationer i Lagunen. Der opnås en maksimal bundforskydningsspænding ved B10 på 0,13 N/m^2. Det er dermed tydeligt, at der ikke opnås tilstrækkelige bundforskydningsspændinger i Lagunen til at resuspendere det tilkomne sediment.

5.3 Transport af ålegræs

Til at afklare hvordan ålegræs transporteres med overfladevandet ind i Lindholm Strandpark, og hvordan det bevæger sig i området, anvendes en partikelmodel. I forbindelse med partikelmodellen simuleres ålegræssets bevægelse, ved anvendelse af partikler som bevæger sig i overfladevandet. Partiklerne modelleres med opdrift, for at sikre, at de forbliver i vandoverfladen, som ålegræs. Partikelmodellen anvendes i kombination med den tredimensionelle hydrodynamiske model, da den som bekendt er i stand til at simulere overfladehastigheder og retninger på vandet i Lindholm Strandpark. Partiklerne som modelleres benævnes fremadrettet ålegræspartikler.

Formålet med partikelmodellen er, at den skal give et indblik i, under hvilke vindscenarier der kommer ålegræs ind i området. Grundet Lindholm Strandparks nordlige placering i forhold til Limfjorden, forventes det, at det er vind fra de sydlige retninger, som er det mest kritiske for transport af ålegræs til området, da Åbningen samt området ved Bådbroen vender mod sydsydøst.

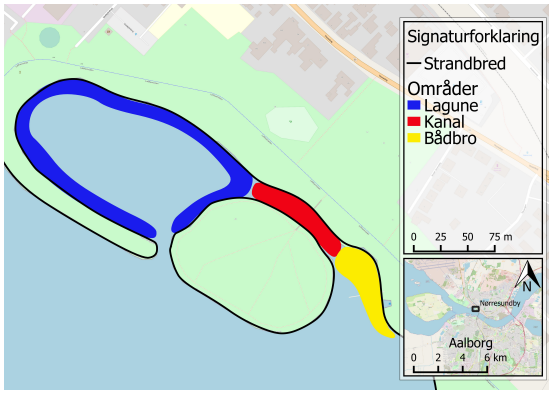
Til at undersøge dette, analyseres transporten af ålegræs indledningsvist i en middelsituation, da det er repræsentativt for størstedelen af tiden. Middelsituationen antages at kunne repræsenteres af en middel tidevandscyklus og middelvindhastighed. Den gennemsnitlige tidevandscyklus er bestemt ud fra tidevandstabeller fra Aalborg Øst, hvor den gennemsnitlige amplitude er 14,5 cm, middelvandstanden 0 cm og en tidevandscyklus varer 12,48 timer. Middelvindhastigheden introduceres i det respektive afsnit.

Foruden ovenstående benyttes partikelmodellen til at undersøge, hvilken betydning vindhastigheden har på transporten af ålegræs. Dette kombineres med sandsynligheden for vindhastigheder fra den respektive retning, og indikerer dermed, hvilke vindretninger og vindhastigheder der er kritiske for transport af ålegræs ind i området.

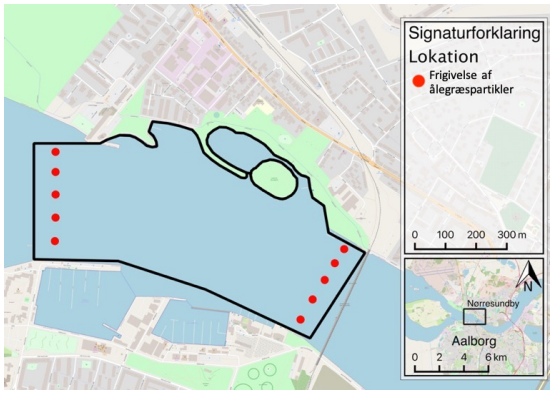
5.3.1 Metode til evaluering af ålegræs transport

Til at evaluere mængden af ålegræs der transporteres ind i Lindholm Strandpark, opgøres det, hvor mange ålegræspartikler der kommer til hhv. bredden i Lagunen, Kanalen og området ved Bådbroen. Det vælges at evaluere ålegræspartiklerne der ender på bredden, da det vurderes, at det er dem på bredden, der er kritiske for akkumuleringen af ålegræs. Ved at evaluere det på denne måde antages det, at ålegræs som strømmer ind i området, også akkumulerer i området. Dette vurderes at være repræsentativt for den nuværende udformning, hvor ålegræs akkumulerer i Lindholm Strandpark. Områderne hvori antallet af ålegræspartikler evalueres, ses på figur 5.24.

Der frigives ålegræspartikler ved 10 lokationer i Limfjorden, hvor fem af lokationerne er ved den vestlige rand og fem ved den østlige rand. Ved hver af de 10 lokationer frigives der fem ålegræspartikler hvert 5. minut. Dette betyder, at der tages højde for, at ålegræsset kan komme på forskellige tidspunkter ved forskellige lokationer, og desuden at ålegræsset transporteres forskelligt, alt efter om vinden eller vandspejlet er styrende for transporten. Desuden antages det, at der altid er lige meget ålegræs tilstede i Limfjorden, uafhængig af tidspunkt. På figur 5.25 ses de 10 lokationer, hvor der frigives ålegræspartikler.



Figur 5.24: Områder hvor der evalueres ålegræspartikler.



Figur 5.25: Lokationer hvor der frigives ålegræspartikler.

De første ålegræspartikler frigives efter 30 minutter, for at modellen kan nå at blive stabil. Herefter frigives de indtil 30 minutter før tidevandscyklussen slutter. Dette gøres, for at de sidste ålegræspartikler der frigives, har mulighed for at forplante sig i systemet, og dermed have mulighed for at ende i Lindholm Strandpark. Frekvensen og antallet af lokationer hvor der påsættes ålegræspartikler, medfører, at der totalt frigives 6950 ålegræspartikler i modellen. Det antages, at dette antal er tilstrækkeligt til at analysere transporten af ålegræs.

5.3.2 Transport af ålegræs ved middelvindhastighed

Som tidligere nævnt benyttes middelvindhastigheden til at undersøge, fra hvilke vindretninger der transporteres ålegræs ind i området. Middelvindhastigheden, uafhængig af vindretningen, er i perioden 1. januar 2012 til 1. januar 2020 bestemt til 5,05 m/s. Dette baseres på målte vindhastigheder fra stationerne i Aalborg Kommune, se appendiks E.1.

For at klarlægge hvilken vindretning der er kritisk for transport af ålegræs ind i Lindholm Strandpark, undersøges otte scenarier. Der undersøges for vindretningerne nord, nordøst, øst, sydøst, syd, sydvest, vest og nordvest, som det fremgår af scenarierne 1 til 8 herunder:

- Scenarie 1: 5,05 m/s fra nord
- Scenarie 2: 5,05 m/s fra nordøst
- Scenarie 3: 5,05 m/s fra øst
- Scenarie 4: 5,05 m/s fra sydøst
- Scenarie 5: 5,05 m/s fra syd
- Scenarie 6: 5,05 m/s fra sydvest
- Scenarie 7: 5,05 m/s fra vest
- Scenarie 8: 5,05 m/s fra nordvest

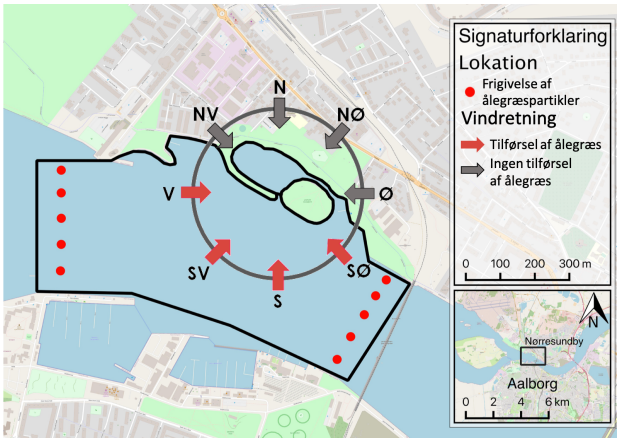
I tabel 5.4 fremgår resultatet af de otte scenarier, hvor antallet af ålegræspartikler der er registreret i hvert område, er angivet i procent af det totale antal frigivet i modellen. Det betyder, at de ålegræspartikler der er registreret i Lagunen, og bevæger sig videre til Kanalen, vil blive registreret begge steder. Derfor angives der i den sidste kolonne, hvor mange procent af de frigivne ålegræspartikler, der som minimum er registreret en gang i Lindholm Strandpark.

Tabel 5.4: Antal ålegræspartikler (angivet i procent) der ender i de tre områder, samt det totale antal der som minimum ender i ét af områderne. Der er totalt frigivet 6950 ålegræspartikler.

Scenarie		Bådbroen	Kanalen	Lagunen	Lindholm Strandpark
Nr.	Beskrivelse				
1	5,05 m/s fra N	0 %	0 %	0 %	0 %
2	5,05 m/s fra NØ	0 %	0 %	0 %	0 %
3	5,05 m/s fra Ø	0 %	0 %	0 %	0 %
4	5,05 m/s fra SØ	0,07 %	0,04 %	0,27 %	0,33 %
5	5,05 m/s fra S	5,05 %	0,78 %	2,78 %	7,81 %
6	5,05 m/s fra SV	8,09 %	0,03 %	2,86 %	10,92 %
7	5,05 m/s fra V	1,96 %	0,36 %	0,58 %	2,89 %
8	5,05 m/s fra NV	0 %	0 %	0 %	0 %

Af tabel 5.4 ses det, at der ender flest ålegræspartikler ved Bådbroen, og at størstedelen kommer ind i området ved vind fra sydvest. Af tabellen ses det ydermere, at der ved vind fra hhv. N, NØ, Ø og NV ikke registreres ålegræs i Lindholm Strandpark.

Det er forventeligt, at ålegræs ved vind fra disse retninger ikke ender i området, da det ville kræve, at strømningerne i vandet kunne drive dem i retning mod vinden og dermed mod Lindholm Strandpark. Det ses som tidligere nævnt, at der kommer mest ålegræs ind i Lindholm Strandpark ved vind fra sydvest og næstflest ved vind fra syd. Dette er som forventet, da ålegræs fra Limfjorden skal ind gennem Åbningen og Bådbroen fra en sydlig retning. Vindretningerne der bidrager med ålegræs, er illustreret med røde pile på figur 5.26.



Figur 5.26: Vindretninger der transporterer ålegræs til Lindholm Strandpark.

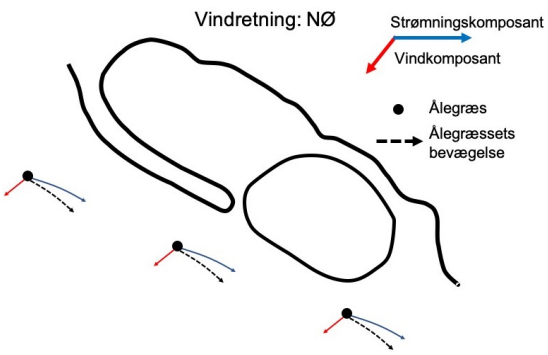
Ålegræssets bevægelse ved vind fra sydvest og nordøst

Måden hvorpå ålegræsset bevæger sig, er som tidligere nævnt afhængig af strømningerne og vinden. Herunder ses der på, hvordan ålegræsset bevæger sig ved vind fra hhv. sydvest og nordøst. Scenariet med vind fra sydvest benyttes, da det transporterer mest ålegræs til Lindholm Strandpark, og modsat benyttes scenariet med vind fra nordøst, da det ikke transporterer ålegræs til Lindholm Strandpark. Der ses på strømningsmønstrene ved to situationer:

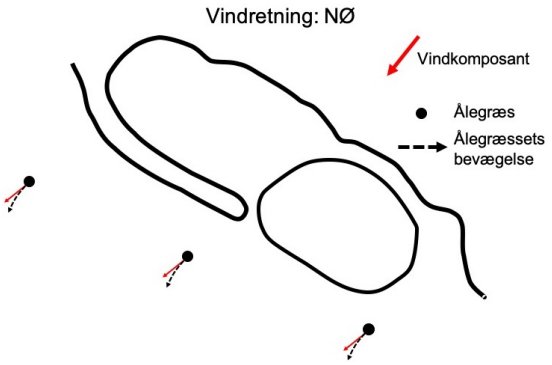
- Situationen hvor strømningerne i Limfjorden er styrende for transporten af ålegræs.
- Situationen hvor vinden er styrende for transporten af ålegræs.

Figur 5.27: Scan QR-kode: Ålegræspartiklernes bevægelse i modellen.

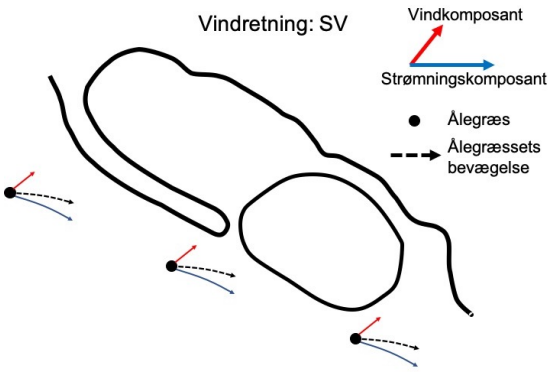
Baseret på de to situationer, er princippet for ålegræssets bevægelse ved vind fra nordøst optegnet på figur 5.28 og 5.29 og ved vind fra sydvest optegnet på figur 5.30 og 5.31. Figurerne er optegnet på baggrund af, hvordan ålegræspartiklerne bevæger sig i partikelmodellen. Ved at scanne QR-koden på figur 5.27, ses ålegræspartiklernes bevægelse i partikelmodellen.



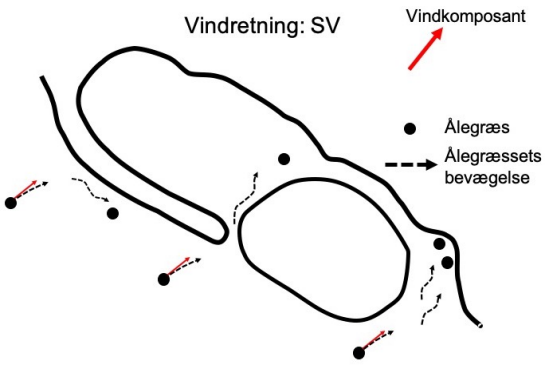
Figur 5.28: Transport af ålegræs domineret af strømningskomposanten ved vind fra nordøst.



Figur 5.29: Transport af ålegræs domineret af vindkomposanten ved vind fra nordøst.



Figur 5.30: Transport af ålegræs domineret af strømningskomponsanten ved vind fra sydvest.



Figur 5.31: Transport af ålegræs domineret af vindkomponsanten ved vind fra sydvest.

Ved vind fra nordøst ses det på figur 5.28, at transporten af ålegræs er domineret af strømningskomponsanten. Her bevæger ålegræsset sig tilnærmelsesvis parallel med Lindholm Strandpark, og ålegræsset bevæger sig ikke ind i området. Når vindkomponsanten bliver dominerende, som det ses på figur 5.29, bevæger ålegræsset sig væk fra Lindholm Strandpark. Derfor transporteres der ikke ålegræs til området ved vind fra nordøst.

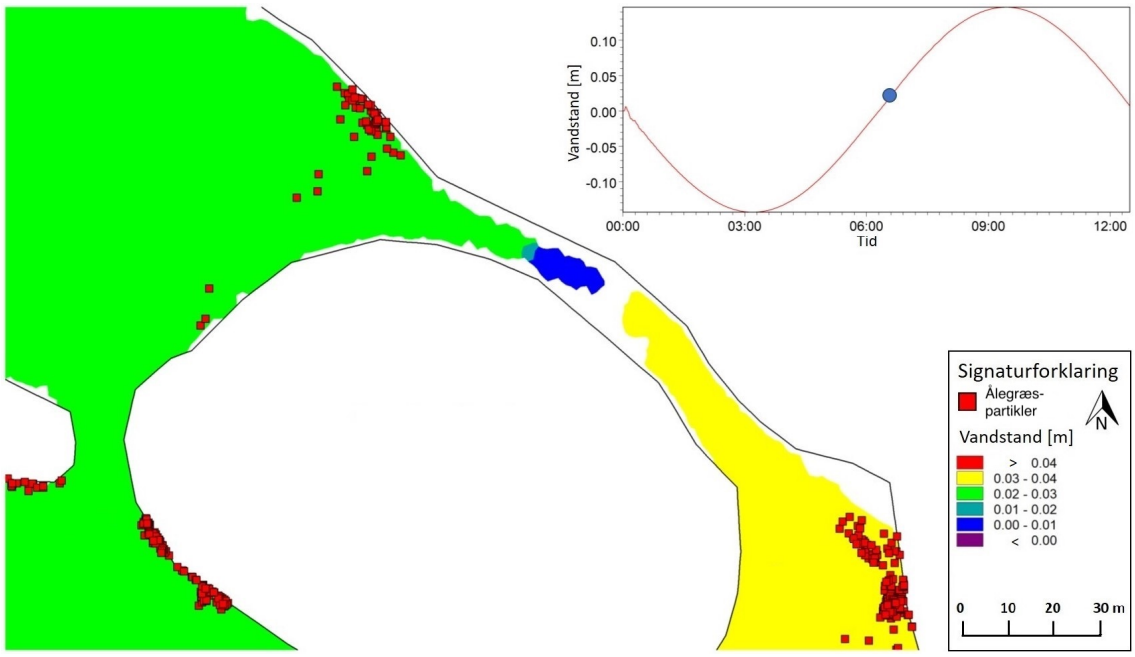
Som det ses af figur 5.30 med vind fra sydvest, bevæger ålegræsset sig primært med hovedstrømmen i Limfjorden, når strømningskomponsanten er dominerende. Vindens komponsant er ikke tilstrækkelig til at transportere ålegræsset ind i Lindholm Strandpark. På figur 5.31 ses det derimod, at når vindkomponsanten bliver dominerende, transporteres ålegræs ind i Lindholm Strandpark. Her er det, som det også fremgik af tabel 5.4, området ved Bådbroen der er hårdest belastet. Dette er i overensstemmelse med, hvor der akkumulerer ålegræs i virkeligheden, som det blev dokumenteret i sektion 3.1. Dette skyldes som tidligere nævnt, at der opstår en flaskehalseffekt i området. Denne effekt opstår som konsekvens af Hundeøens udbredelse, som gør, at Kanalen er smal, og ikke i stand til at transportere ålegræsset videre. På figur 5.32 ses et satellitfoto fra hhv. 2008 og 2018 taget over området ved Bådbroen. Her ses det, at udbredelsen af det akkumulerede ålegræs er forøget fra 2008 til 2018, som vidner om, at der hvor ålegræspartiklerne ender i modellen, er i overensstemmelse med virkeligheden.



Figur 5.32: Satellitfoto taget over området ved Bådbroen i hhv. 2008 og 2018. Billedet viser, hvordan udbredelsen af ålegræs er forøget fra 2008 til 2018. [Danmarks Miljøportal, 2020]

Ophobning af ålegræs

En observation der gøres af tabel 5.4, er, at der i alle tilfælde observeres ingen eller få ålegræspartikler i Kanalen, hvilket ikke er som forventet, da der observeres ålegræs i Kanalen i virkeligheden. Manglen på ålegræspartikler i Kanalen skyldes, at der i forbindelse med denne analyse undersøges for vandstande svingende mellem -14,5 cm og 14,5 cm, hvilket betyder, at Kanalen er tørlagt i en del af tiden der simuleres, og ålegræspartiklerne dermed ophobes udenfor Kanalen, i området ved Bådbroen og Lagunen. Et eksempel på ophobning af ålegræspartikler udenfor Kanalen er tilfældet ved scenarie 6 med vind fra sydvest, som det ses på figur 5.33. På figuren ses ydermere vandstanden i Lagunen til det viste tidspunkt, hvilket er markeret med en blå prik på vandstandsgrafen i øvre højre hjørne.



Figur 5.33: Ålegræspartikler der observeres udenfor Kanalen ved scenarie 6. Den blå prik på vandstandsgrafen illustrerer, til hvilket tidspunkt ålegræspartiklerne er illustreret.

Det kan dermed konstateres, at den vindretning der transporterer mest ålegræs til Lindholm Strandpark, er vind fra sydvest. Herefter følger vindretningerne syd, vest og sydøst. Analysen i dette afsnit dokumenterer udelukkende hvilke vindretninger der transporterer ålegræs til Lindholm Strandpark ved en middelvindhastighed. I det kommende undersøges vindhastighedens betydning på transporten af ålegræs til Lindholm Strandpark.

5.3.3 Transport af ålegræs ved forskellige vindhastigheder og vindretninger

Det undersøges, hvordan vindhastigheden påvirker mængden af ålegræspartikler der transporteres til Lindholm Strandpark. Dette er medvirkende til at belyse sammenhængen mellem vandspejlsgradienterne og vinden. Til denne analyse undersøges der for tre vindhastigheder på hhv. 2 m/s, 5 m/s og 8 m/s fra retningerne syd, sydøst, sydvest og vest. Vind fra disse retninger benyttes, da det i forrige afsnit blev dokumenteret, at disse retninger transporterer ålegræs til Lindholm Strandpark. Resultatet af analysen ses i tabel 5.5, hvor det er angivet, hvor mange procent af det

totale antal ålegræspartikler (6950), der ender i de respektive områder. Ligeledes er det angivet, hvor mange procent af de frigivne ålegræspartikler der som minimum registreres én gang i Lindholm Strandpark.

Tabel 5.5: Antal ålegræspartikler (angivet i procent) der ender i hhv. området ved Bådbroen, Kanalen og Lagunen samt det totale antal ålegræspartikler der som minimum ender i ét af områderne (Lindholm Strandpark). Der er totalt frigivet 6950 ålegræspartikler ved hver simulering).

Vindhastighed	Område	Vindretning			
		SØ	S	SV	V
2 m/s	Bådbroen	0,10 %	0,89 %	1,14 %	0,26 %
	Kanalen	0,04 %	0,24 %	0,03 %	0,04 %
	Lagunen	0,04 %	0,12 %	0,13 %	0,06 %
	Lindholm Strandpark	0,13 %	0,98 %	1,25 %	0,30 %
5 m/s	Bådbroen	0,07 %	5,05 %	8,09 %	1,96 %
	Kanalen	0,04 %	0,78 %	0,03 %	0,36 %
	Lagunen	0,27 %	2,78 %	2,86 %	0,58 %
	Lindholm Strandpark	0,33 %	7,81 %	10,92 %	2,50 %
8 m/s	Bådbroen	0,06 %	7,71 %	9,09 %	1,19 %
	Kanalen	0,06 %	1,08 %	0,01 %	0,07 %
	Lagunen	0,49 %	3,08 %	7,86 %	0,07 %
	Lindholm Strandpark	0,53 %	10,78 %	16,85 %	1,25 %

Som det ses af tabel 5.5, er der en generel tendens til, at en højere vindhastighed resulterer i flere ålegræspartikler i området. Dette er dog ikke tilfældet ved vind fra vest, hvor det ses af tabellen, at der totalt set kommer flest ålegræspartikler ind ved en vindhastighed på 5 m/s. Dette vidner om, at når der opstår tilstrækkelige høje vindhastigheder fra vest, bliver vinden for dominerende, og leder en større mængde af ålegræsset udenom Lindholm Strandpark.

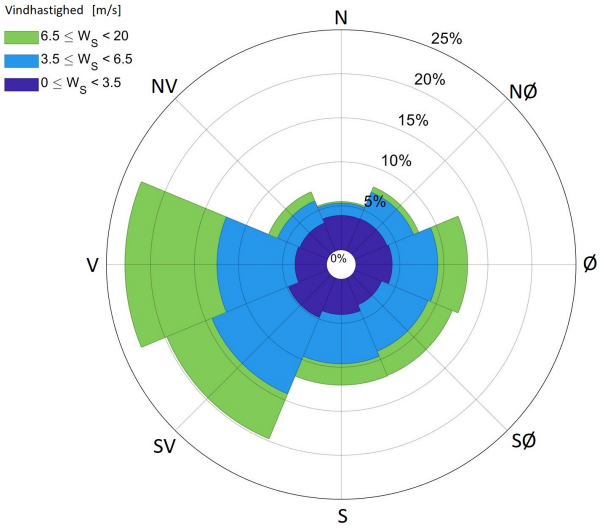
Af tabellen fremgår det som tidligere, at det i alle tilfælde er vind fra syd og sydvest, som transporterer flest ålegræspartikler til Lindholm Strandpark. I denne analyse er der dog ikke taget højde for sandsynligheden for vind fra forskellige retninger samt sandsynligheden for de forskellige vindhastigheder. Dette betyder, at det ikke endeligt kan fastlægges, hvilke scenarier der er kritiske for transport af ålegræs til Lindholm Strandpark. Derfor ses der i det kommende nærmere på dette.

5.3.4 Sandsynlighed for transport af ålegræs til Lindholm Strandpark ved forskellige vindhastigheder og vindretninger

Det er dokumenteret, hvilke scenarier der transporterer mest ålegræs til området. For at tage højde for, hvor ofte de forskellige scenarier forekommer, ses der i dette afsnit på sandsynligheden for vindretninger og vindhastigheder. Ved at kombinere dette med sandsynligheden for transporten af ålegræspartikler til Lindholm Strandpark under de forskellige scenarier, fås et samlet mål for, hvor stor sandsynligheden er for, at der transporteres ålegræs ind i området.

Analyse af vindretninger og vindhastigheder

Der foretages en analyse af vinden ved anvendelse af vinddata fra stationerne i Aalborg Kommune, se appendiks E.1, i perioden 1. januar 2012 til 1. januar 2020. Til analysen er vinddataene inddelt i retningerne N, NØ, Ø, SØ, S, SV, V og NV. På figur 5.34 ses sandsynligheden for vind fra de respektive retninger, samt sandsynligheden for vindhastigheder i forskellige intervaller. Intervallerne er valgt i forhold til de tre vindhastigheder, der undersøges for, således vindhastigheden 2 m/s repræsenterer intervallet 0-3,5 m/s, vindhastigheden 5 m/s repræsenterer intervallet 3,5 - 6,5 m/s og vindhastigheden 8 m/s repræsenterer vindhastighederne større end 6,5 m/s. I tabel 5.6 ses sandsynligheden for vind fra SØ, S, SV og V i de givne intervaller.



Figur 5.34: Sandsynlighed for vind fra vindretningerne N, NØ, Ø, SØ, S, SV, V og NV samt sandsynlighed for vindhastigheder i givne intervaller.

Tabel 5.6: Sandsynlighed for vindhastigheder i intervallerne 0-3,5 m/s, 3,5-6,5 m/s og >6,5 m/s fra retningerne SØ, S, SV og V som er vindretningerne der transporterer ålegræspartikler til Lindholm Strandpark. Vindhastighederne over tallene i parentes angiver vindhastigheden, der antages repræsentativ for intervallet ved simulering.

Vindretning	Sandsynlighed			
	2 m/s (0 - 3,5 m/s)	5 m/s (3,5 - 6,5 m/s)	8 m/s (>6,5 m/s)	Sum
SØ	3,28 %	5,71 %	2,99 %	11,98 %
S	4,00 %	5,60 %	2,42 %	12,03 %
SV	4,82 %	9,41 %	5,53 %	19,76 %
V	3,57 %	8,87 %	10,46 %	22,90 %

Af både figur 5.34 og tabel 5.6 ses det, at den mest dominerende vindretning er vest efterfulgt af sydvest. For alle vindretninger pånær vest ses det, at der er størst sandsynlighed for vind i intervallet 3,5-6,5 m/s. For vind fra vest ses det, at der er størst sandsynlighed for vindhastigheder over 6,5 m/s. Sandsynligheden for vinden medtages til vurdering af, hvilke scenarier der er kritiske for transport af ålegræs til Lindholm Strandpark

Sandsynlighed for transport af ålegræs til Lindholm Strandpark

For at tage højde for at alle vindretninger ikke fremkommer lige hyppigt, ses der på den kombinerede sandsynlighed for, at ålegræs fra de undersøgte scenarier kommer ind i Lindholm Strandpark. Den kombinerede sandsynlighed defineres som sandsynligheden for vind fra den respektive retning i det givne interval af vindhastighed, multipliceret med sandsynligheden for indkomne ålegræspartikler til Lindholm Strandpark ved samme scenarie.

Den kombinerede sandsynlighed er derved et udtryk for, hvor stor en andel af ålegræspartikler, som kommer ind i området ved det givne scenarie, medtaget hvor ofte dette scenarie forekommer. Summen af de kombinerede sandsynligheder udgør den totale sandsynlighed for, at der transporteres ålegræs ind i Lindholm Strandpark. Den kombinerede og totale sandsynlighed fremgår af tabel 5.7. Ydermere fremgår det af tabellen, hvor stor en andel den kombinerede sandsynlighed for hver scenarie udgør af den totale sandsynlighed. Dette angives som den relative andel udgjort af hvert scenarie, som ses til højre i tabellen.

Tabel 5.7: Den kombinerede sandsynlighed for transport af ålegræs til Lindholm Strandpark. Sandsynligheden for ålegræspartikler ved forskellige vindhastigheder fra tabel 5.5 multipliceret med sandsynligheden for vindretningen i respektive intervaller for vindhastigheder fra tabel 5.6. Den relative andel udgjort af hvert scenarie angiver, hvor stor en andel den kombinerede sandsynlighed for hvert scenarie udgør af den totale sandsynlighed. Den totale sandsynlighed er 3,16%.

Vindretning	Kombineret sandsynlighed for ålegræspartikler i Lindholm Strandpark				Relativ andel udgjort af hvert scenarie			
	SØ	S	SV	V	SØ	S	SV	V
2 m/s	0,00 %	0,04 %	0,06 %	0,01 %	0,13 %	1,24 %	1,91 %	0,34 %
5 m/s	0,02 %	0,44 %	1,03 %	0,22 %	0,60 %	13,85 %	32,52 %	7,03 %
8 m/s	0,02 %	0,26 %	0,93 %	0,13 %	0,50 %	8,25 %	29,49 %	4,14 %
Sum	0,04 %	0,74 %	2,02 %	0,36 %	1,23 %	23,34 %	63,92 %	11,51 %
	3,16 %							

Som det fremgår af tabel 5.7, er den totale sandsynlighed for, at der kommer ålegræs ind i Lindholm Strandpark 3,16%. Af tabellen fremgår det, at ca. 2/3 af alle ålegræspartikler kommer fra sydvest, og at vind fra denne retning dermed er kritisk for transport af ålegræs til Lindholm Strandpark. Ligeledes fremgår det af tabellen, at transport af ålegræs ved 2 m/s udgør en minimal andel af den samlede ålegræs transport. Dette skyldes, at strømningerne i overfladen ved denne vindhastighed er styret af vandspejlsgradienten og ikke vinden. Af tabellen fremgår det ydermere, at vind fra sydøst med 1,23% udgør en ubetydelig del af ålegræs transporten til Lindholm Strandpark.

For at forbedre lugtgenerne i Lindholm Strandpark samt undgå akkumulering af ålegræs ved Kanalen og området ved Bådbroen vurderes det, at såfremt sandsynligheden for transport af ålegræs ind i området reduceres, vil det have en positiv effekt på netop dette. Dette skyldes, at en reduktion af ålegræs i området vil være en reduktion af det organiske materiale, som er medvirkende til at forbruge ilten i området, og dermed øge sandsynligheden for forekomsten af anaerobe processer, som skaber lugtgenerne i området.

5.4 Opsummering

Ved at opbygge en tredimensionel hydrodynamisk model, der kan simulere vandspejlsgradienter, overfladehastighed og retning samt flows, er de strømningsgenererede bundforskydningsspændinger og strømningsmønstre i området samt transport af ålegræs til området belyst.

Baseret på analysen af strømningsmønstre og bundforskydningsspændinger er det tydeligt, at opførslen af Tangen og Hundeøen har medført, at Lindholm Strandpark adskiller sig fra Limfjorden. I Lagunen hvor der akkumuleres sediment bestående af fine partikler og organisk materiale, opnås der som forventet ikke tilstrækkelige bundforskydningsspændinger til at resuspendere sedimentet, hvilket er årsagen til de bløde bundforhold er tilstede.

Ålegræs er i Lindholm Strandpark med til at danne de bløde bundforhold i Kanalen og ved Bådbroen samt danne grundlaget for en stor organisk omsætning, som begunstiger svovlbrintedannelsen. Ved at analysere sandsynligheden for vind og vindhastigheder fra forskellige retninger, samt hvordan ålegræs transporteres til Lindholm Strandpark under forskellige vindscenarier, er det dokumenteret, hvad der udgør kritiske scenarier for tilførslen af ålegræs. Analysen viser, at der er størst sandsynlighed for, at ålegræs transporteres ind i området ved vind fra sydvest og faldende sandsynlighed ved vind fra syd, vest og sydøst. Ved vind fra nord, nordøst, øst og nordvest transporteres der ikke ålegræs ind i Lindholm Strandpark. Analysen viser desuden, at den største mængde af ålegræs der transporteres til Lindholm Strandpark, ender i området ved Bådbroen.

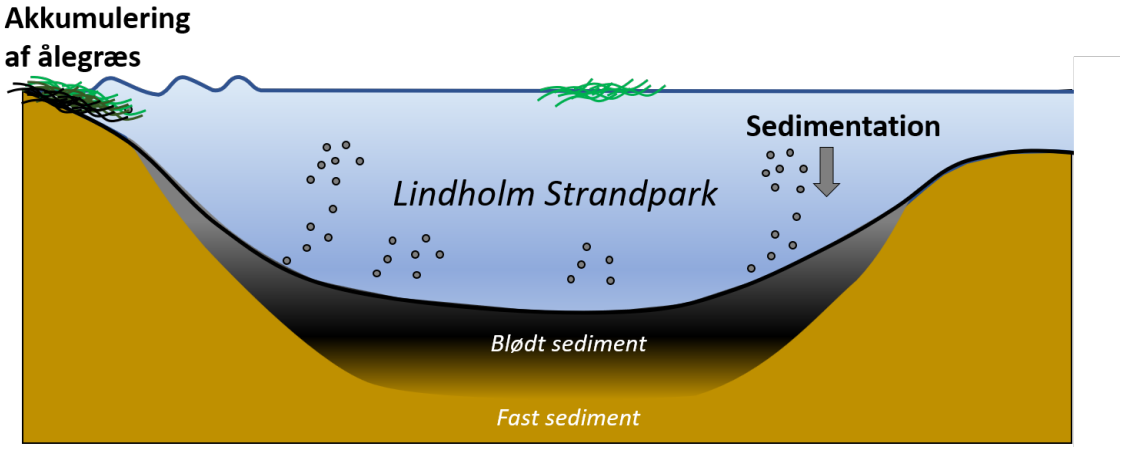
III Løsningsforslag

6 Løsningsforslag 77

7 Vurdering og anbefaling af løsningsforslag 99

6. Løsningsforslag

I den forrige del af rapporten er det klarlagt, hvad der er årsagen til dannelsen af de bløde bundforhold og lugtgener. De bløde bundforhold i Lindholm Strandpark er skabt som et resultat af utilstrækkelige bundforskydningsspændinger og akkumulering af ålegræs. Førstnævnte er årsagen til de bløde bundforhold i Lagunen, mens sidstnævnte er årsagen til de bløde bundforhold i Kanalen og ved Bådbroen. Akkumulering af det døde ålegræs er desuden den primære årsag til lugtgenerne i området, da tilstedeværelsen af dødt ålegræs øger sedimentets respiration, og begunstiger dannelsen af svovlbrinte. Derfor stammer lugtgenerne primært fra området ved Kanalen og Bådbroen. De to overordnede problemer er skitseret på figur 6.1.



Figur 6.1: Skitsering af problemer der skaber de bløde bundforhold samt lugtgenerne i Lindholm Strandpark.

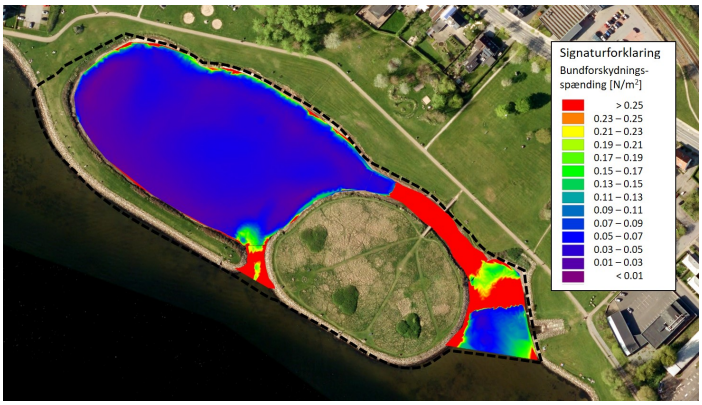
I denne del af rapporten fremstilles der forslag til, hvordan problemerne i Lindholm Strandpark løses. Dette gøres gennem to kapitler, hvor der i dette kapitel præsenteres forskellige løsningsforslag, samt hvilken effekt de har på bundforholdene og lugtgenerne i Lindholm Strandpark. I kapitel 7 vurderes løsningsforslagene, hvorefter der fremsættes en anbefaling til, hvordan problemerne i Lindholm Strandpark håndteres bedst. Før løsningsforslagene introduceres, præsenteres det, hvordan løsningsforslagene evalueres.

Evaluering af bundforskydningsspændinger

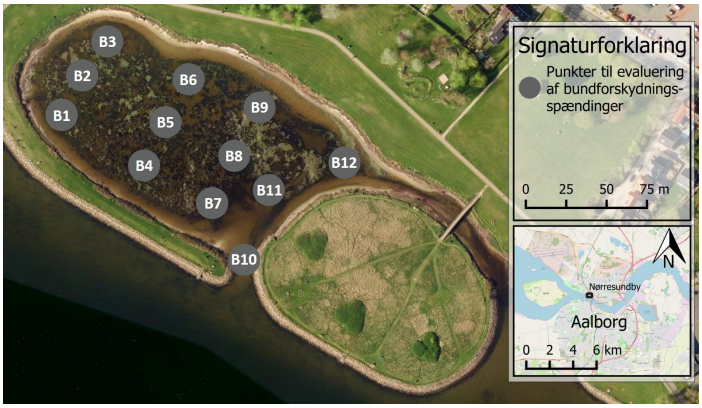
Bundforskydningsspændingerne er den centrale parameter, der benyttes til at evaluere, hvorvidt det tilkomne sediment i Lagunen resuspenderes. Dette kræver som bekendt, at bundforskydningsspændingerne er over den kritiske bundforskydningsspænding for resuspension af partikler med en diameter mindre end 125 µm, som i kapitel 3 blev fastsat til τ_{ce} = 0,25 N/m^2. Bundforskydningsspændingerne evalueres for alle løsningsforslag den 16. februar 2020, som antages at repræsentere en 2 års gentagelsesperiode, som præsenteret i sektion 5.2. Ved at opnå den kritiske

bundforskydningsspænding ved denne gentagelsesperiode sikres det, at der i løbet af to år ikke sker en gennemsnitlig nettoakkumulering på mere end 3 cm sediment i Lagunen, baseret på den nuværende nettotilvækst. Det betyder dog ikke, at det tilkomne sediment alene vil resuspenderes i denne periode. Det skyldes, at der vil blive resuspenderet sediment til vandfasen ved en bundforskydningsspænding på 0,15 N/m^2 som beskrevet i kapitel 3, og denne bundforskydningsspænding vil sandsynligvis forekomme oftere end hvert andet år. Dette undersøges dog ikke nærmere, men det antages blot, at såfremt der opnås bundforskydningsspændinger over 0,25 N/m^2 ved en 2 års gentagelsesperiode, sikres faste bundforhold.

For hvert løsningsforslag evalueres det, hvordan bundforskydningsspændingerne varierer i området. Hertil bestemmes det, i hvor stor en del af Lindholm Strandpark der den 16. februar 2020 opnås bundforskydningsspændinger over 0,25 N/m^2. Ved den nuværende udformning opnås det i ca. 10,3% af Lindholm Strandpark, og denne andel udgøres primært af Kanalen og Åbningen, se figur 6.2. Desuden evalueres det ved 12 punkter i Lagunen, på samme måde som i sektion 5.2, hvorvidt den maksimale bundforskydningsspænding er over den kritiske bundforskydningsspænding. Ved at evaluere bundforskydningsspændingerne ved de samme punkter, er det ligeledes muligt at se på løsningsforslagets effekt på bundforskydningsspændingerne. De 12 punkter ses på figur 6.3. Ved løsningsforslag, hvor det ikke er muligt at evaluere bundforskydningsspændingen i alle 12 punkter som følge af en fysisk ændring, gøres opmærksom på, hvilke punkter der evalueres.



Figur 6.2: Maksimale bundforskydningsspændinger i Lindholm Strandpark den 16. februar 2020. Det stiplede omrids definerer området Lindholm Strandpark.



Figur 6.3: 12 punkter i Lagunen, hvor maksimale bundforskydningsspændinger evalueres.

Evaluering af ålegræs transport

Akkumulering af ålegræs er årsagen til de bløde bundforhold i Kanalen og ved Bådbroen, og desuden den primære årsag til, at der opstår lugtgener i området. Derfor skal mængden af ålegræs, der transporteres til området og akkumulerer, reduceres.

Transport af ålegræs til området evalueres som i sektion 5.3 ved at tælle antallet af ålegræspartikler, der kommer ind i Lindholm Strandpark ved en gennemsnitlig tidevandscyklus. For løsningsforslag hvor det kan antages, at strømningsmønstrene ikke ændres i forhold til de nuværende, evalueres alene transporten af ålegræs fra retningerne syd, sydøst, sydvest og vest. Dette skyldes, at det i sektion 5.3 blev fundet værende retningerne, der transporterer ålegræs til Lindholm Strandpark ved den nuværende udformning. Ved løsningsforslag hvor strømningsmønstrene ikke kan antages

at ligne de nuværende, evalueres transporten af ålegræs fra retningerne nord, nordøst, øst, sydøst, syd, sydvest, vest og nordvest. For alle løsningsforslag evalueres transporten af ålegræs ved vindhastighederne 2 m/s, 5 m/s og 8 m/s, og desuden evalueres den totale sandsynlighed for, at der kommer ålegræs ind i Lindholm Strandpark. Ved den nuværende udformning af Lindholm Strandpark er den totale sandsynlighed for, at der transporteres ålegræs ind i Lindholm Strandpark 3,16%.

Den totale sandsynlighed er dog alene et mål for transporten af ålegræs til området, og ikke et mål for hvorvidt det fjernes. Ved den nuværende udformning er den totale sandsynlighed repræsentativ for akkumuleringen af ålegræs, da det som bekendt antages, at det indkomne ålegræs akkumulerer. Ved en strukturel ændring af Lindholm Strandpark, hvor den strømningsmæssige påvirkning fra Limfjorden forøges, ændres strømningsmønstrene i Lindholm Strandpark. Dette betyder, at den totale sandsynlighed ikke længere er et mål for mængden af ålegræs, der akkumulerer i området, men blot et mål for mængden af ålegræs der transporteres til Lindholm Strandpark. Dermed er nettoakkumuleringen i området ikke længere sammenligneligt med den totale sandsynlighed for transport af ålegræs til området. Ved løsningsforslag hvor dette gør sig gældende, kommenteres der derfor på, hvordan det formodes, at ålegræs vil akkumulere.

6.1 Løsningsforslag 1 - Opgravning af sediment

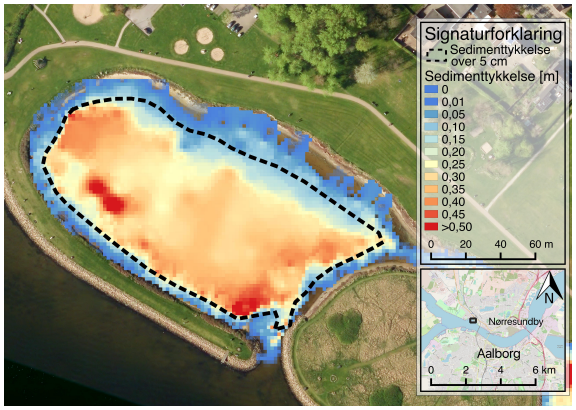
I dette løsningsforslag tages der udgangspunkt i at grave sedimentet op med en fast frekvens. Dette gøres under forudsætning af, at den fysiske udformning af området forbliver, som det fremgår af figur 6.4. Desuden gøres det ved antagelse af, at sedimentet vil akkumulere med samme hastighed som hidtil, når den oprindelige fjordbund genskabes. Ved dette løsningsforslag evalueres bundforskydningsspændingerne derfor ikke, da de med sikkerhed ikke vil være over den kritiske bundforskydningsspænding. Dette baseres på, at der siden 1996, hvor den oprindelige fjordbund udgjorde bunden, er tilkommet sediment. Ved dette løsningsforslag undlades det desuden at evaluere transporten af ålegræs til området, da det antages, at denne forbliver uændret. Siden opførelsen af Lindholm Strandpark i 1996 er der i løbet af 24 år tilkommet ca. 5600 m^3 sediment til området, hvoraf 4400 m^3 er tilkommet i Lagunen, og 1200 m^3 er tilkommet Kanalen samt området ved Bådbroen. Første gang sedimentet skal fjernes, kræver det, at der opgraves 5600 m^3 sediment. For at sætte denne mængde i perspektiv, sammenholdes den med mængden af sediment der opgraves i Aalborg Østhavn. I en rapport fra Miljøministeriet fremgår det, at der i årene 2015 til 2020 skulle opgraves 155.000 m^3 i Aalborg Østhavn, hvilket er ca. 28 gange så meget, som der efter 24 år skal opgraves i Lindholm Strandpark [Miljøministeriet Naturstyrelsen, 2015].



Figur 6.4: Oprindelige udformning af Lindholm Strandpark.

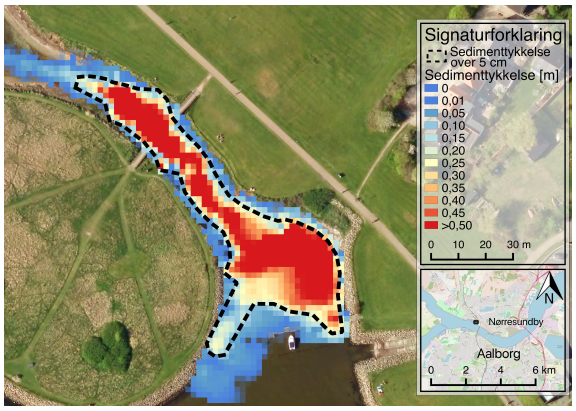
Efter sedimentet er blevet opgravet, og den oprindelige fjordbund er blevet genskabt, antages det som bekendt, at hastigheden hvormed sedimentet opbygges, er den samme som ved den nuværende tilstand. Dette betyder, at nettotilvæksten af sediment i Lagunen er gennemsnitligt

1,3 cm/år, som bestemt i sektion 5.2. Ved anvendelse af samme metode, er nettotilvæksten af sediment i Kanalen og området ved Bådbroen opgjort til gennemsnitligt 2,0 cm/år, baseret på, at den gennemsnitlige sedimenttykkelse er 47 cm i området markeret på figur 6.6. Det blev i sektion 5.2 ydermere fastlagt, at der maksimalt bør være en gennemsnitlig sedimenttykkelse på 3 cm i Lagunen, således området kan anvendes som soppeområde. Med udgangspunkt i nettotilvæksten af sediment betyder det, at sedimentet i Lagunen skal graves væk minimum hver 842. dag eller ca. en gang hvert andet år. Området som nettotilvæksten er baseret på, er som bekendt det område, hvor der over 24 år er opbygget mere end 5 cm sediment, og området er markeret på figur 6.5. Området markeret på figuren udgør 1,41 ha, og baseret på den gennemsnitlige årlige nettotilvækst af sediment i området, skal der hvert andet år opgraves ca. 370 m^3 sediment.



Figur 6.5: Område i Lagunen hvor der over 24 år er opbygget en sedimenttykkelse over 5 cm. Området udgør 1,41 ha.

Ved Kanalen og området ved Bådbroen er det ikke defineret, hvor meget ålegræs der kan tillades at akkumulere, før der opstår lugtgener. Det er derimod blot defineret, at transport af ålegræs til området og akkumulering i området skal undgås. For at området kan benyttes som soppeområde, bør der, som i Lagunen, ligeledes undgås en gennemsnitlig sedimenttykkelse over 3 cm. Med en gennemsnitlig nettotilvækst på 2,0 cm/år, betyder det, at sedimentet i Kanalen og området ved Bådbroen skal opgraves ca. en gang hver 548. dag svarende til ca. en gang hvert halvandet år. Området som nettotilvæksten er baseret på, er markeret på figur 6.5, og dækker det område, hvor der over 24 år er opbygget mere end 5 cm sediment. Området markeret på figuren udgør 0,25 ha, og baseret på den gennemsnitlige årlige nettotilvækst af sediment i området, skal der hvert halvandet år opgraves ca. 75 m^3 sediment. Med henblik på lugtgenerne forventes det, at såfremt opgravningen foregår i den tidlige sommer, omkring juni måned, vil de bedste vilkår for at undgå lugtgener skabes. Dette skyldes, at der er en tæt sammenhæng mellem mængden af organisk materiale, vandtemperaturen og dannelsen af svovlbrinte, som præsenteret i kapitel 4. Ved at fjerne sedimentet i Kanalen og området ved Bådbroen omkring juni, undgås det sandsynligvis, at en stor pulje organisk materiale er tilstede samtidigt med høje vandtemperaturer. Dette vurderes ud fra, at den største mængde ålegræs ses langs bredderne i efteråret jf. [Pellikaan, 1984], og at en fjernelse i juni dermed vil sikre, at tilstedeværelsen af ålegræs i området er minimal over sommeren.



Figur 6.6: Område i Kanalen og ved Bådbroen hvor der over 24 år er opbygget en sedimenttykkelse over 5 cm. Området udgør 0,25 ha.

Fjernelse af ålegræs i juni er dog problematisk i forhold til den bestemte fjernelsesfrekvens. For at få den fulde effekt af fjernelsen vurderes det derfor, at det er hensigtsmæssigt at ændre frekvensen til hvert år. Ved at fjerne det hvert år i juni sikres det, at sedimenttykkelsen ikke bliver over 3 cm samtidigt med, at sandsynligheden for tilstedeværende ålegræs i sommermånederne reduceres og risikoen for dannelse af lugtgener deraf formindskes.

6.2 Løsningsforslag 2 - Afskærmende Ø ved Bådbroen

Dette løsningsforslag tager udgangspunkt i at implementere en ekstra afskærmning i området ved Bådbroen, for at reducere mængden af ålegræs der kommer ind i dette område. Det er valgt at fokusere på området ved Bådbroen, da analysen af ålegræs transporten til Lindholm Strandpark, foretaget i sektion 5.3, viste, at dette område var hårdest belastet af indkomne ålegræspartikler. Det er valgt at implementere afskærmningen som en Ø, med mulighed for vandgennemstrømning omkring den for at undgå, at der skabes en struktur, som opfanger ålegræsset. På figur 6.7 ses den fysiske udformning af Lindholm Strandpark ved implementering af Øen i området ved Bådbroen. I forbindelse med Øen etableres to bro overgange, således der er mulighed for ophold herpå. Ved dette løsningsforslag forudsættes det, at alt det tilkomne sediment fjernes forud for implementeringen, og bundkoterne fremgår i appendiks H.

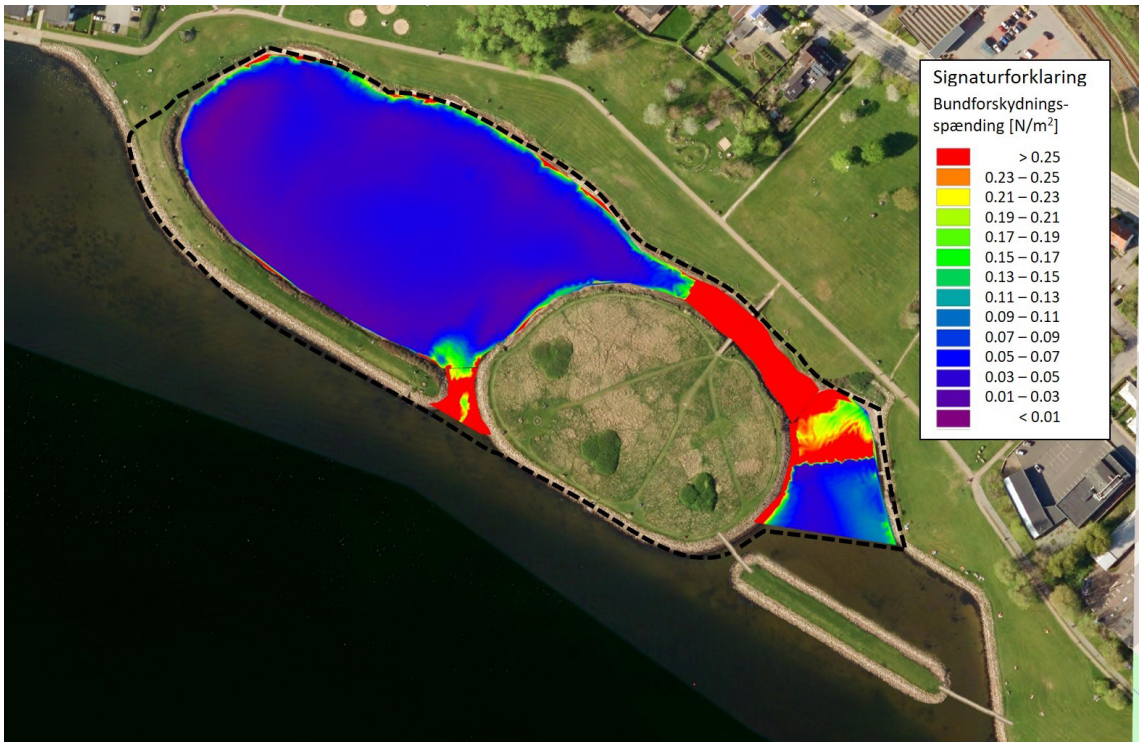


Figur 6.7: Fysisk udformning af Lindholm Strandpark ved implementering af afskærmende Ø ved Bådbroen.

For løsningsforslaget evalueres det, hvordan det påvirker bundforskydningsspændingerne i Lagunen. Desuden evalueres det, hvilken effekt det har på transporten af ålegræs ind i området.

6.2.1 Evaluering af bundforskydningsspændinger

Bundforskydningsspædningerne evalueres ved at klarlægge, hvor stor en del af Lindholm Strandpark der ved etablering af Øen i området ved Bådbroen, overstiger den kritiske bundforskydningsspænding på 0,25 N/m^2. På figur 6.8 fremgår de maksimale bundforskydningsspændinger den 16. februar 2020.



Figur 6.8: Maksimale bundforskydningsspændinger for løsningforslaget den 16. februar 2020 (2 års gentagelsesperiode). Den sorte stiplede linje angiver området, der udgør Lindholm Strandpark.

Som det fremgår på figur 6.8, har implementeringen af Øen ikke en betydelig effekt på bundforskydningsspændingerne i området. For løsningsforslaget er det opgjort, at den kritiske bundforskydningsspænding på 0,25 N/m^2 kun overstiges i 9,4% af området, som er 0,9 procentpoint færre end den nuværende udformning, hvor den overstiges i 10,3% af området. Reduktionen skyldes, at Øen bidrager med yderligere afskærmning af strømningspåvirkningen fra Limfjorden.

Til at sammenligne bundforskydningsspændingerne der opnås ved dette løsningsforslag med den nuværende udformning, udtrækkes bundforskydningsspændingerne i de 12 punkter, som præsenteret på figur 6.2 på side 78. Den maksimale bundforskydningsspænding der opnås ved disse punkter, ses i tabel 6.1 for dette løsningsforslag og den nuværende udformning.

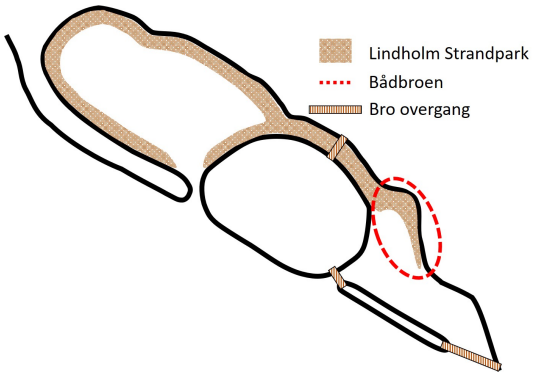
Tabel 6.1: Bundforskydningsspændingen evalueret i 12 punkter for løsningsforslaget samt den oprindelig udformning. Placeringen af punkterne ses på figur 6.2 på side 78.

Udformning	Bundforskydningsspænding [N/m^2]											
	B1	B2	B3	B4	B5	B6	B7	B8	B9	B10	B11	B12
Nuværende	0,01	0,01	0,02	0,02	0,03	0,02	0,02	0,04	0,03	0,13	0,02	0,02
Løsningsforslag 2	0,01	0,01	0,02	0,02	0,03	0,02	0,03	0,04	0,03	0,13	0,02	0,02

Som det ses af tabel 6.1, har etableringen af Øen ingen betydelig effekt på bundforskydningsspændingerne. Der opnås ikke bundforskydningsspændinger i Lagunen, som er tilstrækkelige til at resuspendere det sediment som tilkommer, og dermed vil der ved denne udformning ske en akkumulering af sediment. Ved antagelse af, at Øen ikke har en betydningen for nettotilvæksten i Lagunen, skal der ved dette løsningsforslag graves 370 m^3 sediment væk hvert andet år, for at imødekomme kriteriet om, at der tillades en gennemsnitlig sedimenttykkelse på 3 cm i Lagunen.

6.2.2 Evaluering af ålegræs transport

Til analyse af ålegræs transporten, er det tidligere i rapporten opgjort, hvor mange ålegræspartikler der ender i områderne Lagunen, Kanalen og Bådbroen samt hele Lindholm Strandpark. Implementeringen af Øen er lavet med det formål at afskærme området ved Bådbroen mod en del af det indkomne ålegræs. Evalueringen af indkomne ålegræspartikler til området sker i området "Lindholm Strandpark" markeret på figur 6.14. Ydermere evalueres det i området ved Bådbroen, da etableringen af Øen er fokuseret mod dette område. Det antages, at implementeringen af Øen ikke har en betydning for de overordnede strømningsmønstre i Lindholm Strandpark, hvorfor det som bekendt antages, at det alene er vindretningerne syd, sydøst, sydvest og vest der transporterer ålegræs til området. I tabel 6.2 ses det, hvor mange procent af de frigivne ålegræspartikler der transporteres til området ved Bådbroen, markeret med rød på figur 6.9. I tabellen fremgår det for både dette løsningsforslag og den nuværende udformning ved forskellige vindhastigheder og retninger.



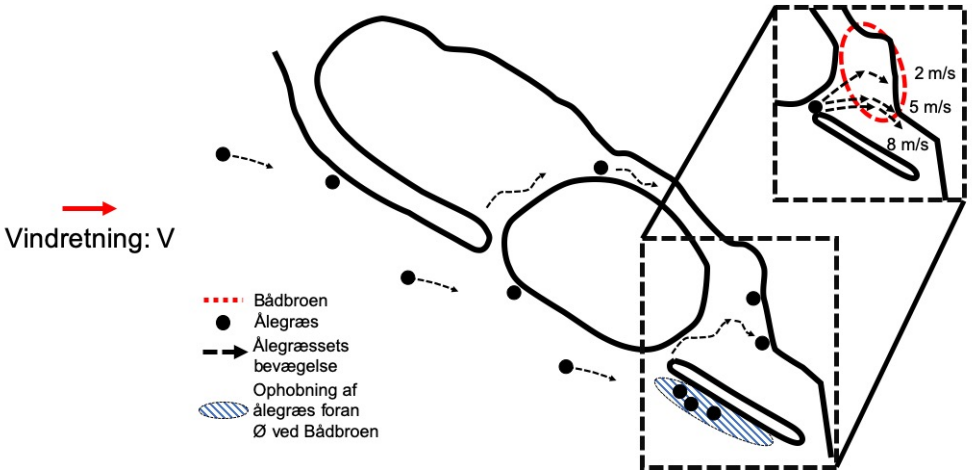
Figur 6.9: Område hvor ålegræspartikler evalueres for løsningsforslaget.

Tabel 6.2: Antal ålegræspartikler, angivet i procent af det totale antal der er frigivet (6950), som ender i området ved Bådbroen ved forskellige vindretninger og vindhastigheder. Angivet for både dette løsningsforslag og den nuværende udformning.

Område	Vindhastighed	Vindretning			
		SØ	S	SV	V
		Nuværende			
Bådbroen	2 m/s	0,10 %	0,89 %	1,14 %	0,26 %
	5 m/s	0,07 %	5,05 %	8,09 %	1,96 %
	8 m/s	0,06 %	7,71 %	9,09 %	1,19 %
		Løsningsforslag 2			
Bådbroen	2 m/s	0,06 %	0,68 %	1,12 %	0,47 %
	5 m/s	0,03 %	2,63 %	4,49 %	0,12 %
	8 m/s	0,01 %	3,97 %	6,23 %	0,07 %

Som det ses af tabel 6.2, sikrer Øen som tiltænkt, at transporten af ålegræs til Lindholm Strandpark fra de vindretninger som transporterer flest ålegræspartikler til området, syd og sydvest, i flere tilfælde reduceres med ca. 50%. Desuden ses det, at etableringen af Øen har en betydelig effekt på

mængden af ålegræs, der transporteres ind ved vind fra vest. Her ses det, at mængden øges ved 2 m/s fra vest, mens den reduceres betragteligt ved 5 m/s og 8 m/s fra vest. Dette kan forklares ud fra, hvordan ålegræsset bevæger sig ved vind fra denne retning. På figur 6.10 ses en simplificering af ålegræssets bevægelse i partikelmodellen.



Figur 6.10: Skitsering af hvordan ålegræsset bevæger sig ved vind fra vest, baseret på resultater fra partikelmodellen. Figuren i øvre højre hjørne illustrerer princippet bag, hvordan ålegræsset bevæger sig ved forskellige vindhastigheder fra vest i området ved Bådbroen.

Som det ses på figur 6.10, rammer en del af ålegræsset Øen, som er etableret i området ved Bådbroen. Dette er årsagen til, at der generelt ses mindre ålegræs ved Bådbroen. På figuren er det i øvre højre hjørne illustreret, hvorfor der transporteres mere ålegræs til dette område ved 2 m/s end ved 5 m/s og 8 m/s fra vestlig retning. Ved 2 m/s er ålegræsset, der kommer ind i området, i højere grad styret af strømningerne, sammenlignet med ålegræsset ved 5 m/s og 8 m/s. Ålegræsset her er i højere grad styret af vinden, og transporteres dermed ikke så langt ind bag Øen ved vind fra vest.

Øen der etableres ved Bådbroen har naturligvis en effekt på den samlede transport af ålegræs til Lindholm Strandpark. I tabel 6.3 ses andelen af frigivne ålegræspartikler, angivet i procent, som kommer ind i Lindholm Strandpark ved de fire undersøgte vindretninger ved hhv. 2 m/s, 5 m/s og 8 m/s. I tabellen fremgår resultaterne for den nuværende udformning og Løsningsforslag 2.

Tabel 6.3: Antal ålegræspartikler, angivet i procent af det totale antal der er frigivet (6950), der ender i Lindholm Strandpark.

Område	Vindhastighed	Vindretning			
		SØ	S	SV	V
		Nuværende			
Lindholm Strandpark	2 m/s	0,13 %	0,98 %	1,25 %	0,30 %
	5 m/s	0,33 %	7,81 %	10,92 %	2,50 %
	8 m/s	0,53 %	10,78 %	16,85 %	1,25 %
		Løsningsforslag 2			
Lindholm Strandpark	2 m/s	0,09 %	1,00 %	1,55 %	0,58 %
	5 m/s	0,52 %	4,86 %	7,34 %	1,06 %
	8 m/s	0,49 %	6,81 %	10,67 %	0,37 %

Som det fremgår af tabel 6.3, transporteres flest ålegræspartikler til Lindholm Strandpark ved vind fra syd og sydvest, hvilket er de samme retninger, som transporterer flest ålegræspartikler ind ved den nuværende udformning. Ved dette løsningsforslag er mængden af ålegræs, der transporteres ind reduceret i forhold til den nuværende udformning. Eksempelvis ved 8 m/s fra hhv. syd og sydvest transporteres der ved den nuværende udformning hhv. 10,78% og 16,85% ind i området, hvor der ved implementering af dette løsningsforslag blot transporteres hhv. 6,81% og 10,67% ind i området.

Til vurdering af sandsynligheden for at ålegræs kommer ind i området ved dette løsningsforslag, kombineres sandsynligheden for transport af ålegræspartikler til området med sandsynlighed for vindretningen og vindhastigheder i de givne intervaller fra de respektive retninger. Den kombinerede sandsynlighed for transport af ålegræspartikler til Lindholm Strandpark ved hvert scenarie ses i tabel 6.4. Ydermere fremgår den relative andel udgjort af hvert scenarie, som angiver, hvor stor en andel den kombinerede sandsynlighed for hvert scenarie udgør af den totale sandsynlighed.

Tabel 6.4: Den kombinerede sandsynlighed for transport af ålegræspartikler til Lindholm Strandpark. Den relative andel udgjort af hvert scenarie angiver, hvor stor en andel den kombinerede sandsynlighed for hvert scenarie udgør af den totale sandsynlighed. Den totale sandsynlighed er 2,03%.

Vindretning	Kombineret sandsynlighed for ålegræspartikler i Lindholm Strandpark				Relativ andel udgjort af hvert scenarie			
	SØ	S	SV	V	SØ	S	SV	V
2 m/s	0,00 %	0,04 %	0,07 %	0,02 %	0,14 %	1,98 %	3,68 %	1,01 %
5 m/s	0,03 %	0,27 %	0,69 %	0,09 %	1,45 %	13,39 %	33,94 %	4,64 %
8 m/s	0,01 %	0,16 %	0,59 %	0,04 %	0,72 %	8,10 %	29,02 %	1,92 %
Sum	0,05 %	0,48 %	1,36 %	0,15 %	2,31 %	23,46 %	66,65 %	7,58 %
	2,03 %							

Som det fremgår af tabel 6.4, er den totale sandsynlighed for, at der transporteres ålegræs til Lindholm Strandpark 2,03%, hvilket er en reduktion i forhold til den nuværende udformning, hvor den totale sandsynlighed er 3,16%. Som ved den nuværende udformning antages det, at den totale sandsynlighed for transport af ålegræs til området ligeledes er et mål for akkumuleringen i området. Løsningsforslaget sikrer dermed, at ålegræsset er langsommere om at akkumulere i området. Det sikrer dog ikke, at der undgås akkumulering af ålegræs i Kanalen og området ved Bådbroen. Ved dette løsningsforslag kræves det derfor, at ålegræs fjernes manuelt med en fast frekvens.

Under antagelse af, at reduktionen af den totale sandsynlighed er proportional med nettotilvæksten af ålegræs i Kanalen og området ved Bådbroen, reduceres nettotilvæksten fra gennemsnitligt at være 2,0 cm/år til at være 1,3 cm/år. Dette betyder, at der med udgangspunkt i kriteriet om en maksimal gennemsnitlig sedimenttykkelse på 3 cm, for at området lever op til projektets definition af et soppeområde, skal fjernes ålegræs hver 842. dag eller ca. hvert andet år. Som for løsningsforslag 1 vil det være hensigtsmæssigt at fjerne sedimentet i juni måned, hvorfor der hvert andet år skal fjernes ca. 65 m^3 ålegræs i området, som præsenteret på figur 6.6 på side 80.

6.3 Løsningsforslag 3 - Fjernelse af Tangen og Hundeøen

Dette løsningsforslag tager udgangspunkt i at fjerne Tangen og Hundeøen i Lindholm Strandpark, for opnå en større strømnigspåvirkning fra Limfjorden i området. Tangen og Hundeøen er opført med det formål, at reducere Limfjordens påvirkning i Lindholm Strandpark, med det resultat at skabe de rolige strømningsforhold i Lagunen. Dette har dog medført, at der sedimenterer fine partikler, som skaber bløde bundforhold. I sektion 5.2 på side 58 er strømningerne og bundforskydningsspændingerne undersøgt i Lindholm Strandpark og Limfjorden. Her blev det dokumenteret, at de strømningsgenererede bundforskydningsspændinger på den sydlige side af Tangen, i Limfjorden, oversteg 0,25 N/m^2, mens de i Lagunen ikke oversteg 0,04 N/m^2. Dermed resuspenderes de fine partikler i Limfjorden mens de akkumulerer i Lagunen. Ved at fjerne Tangen og Hundeøen vil der komme en større påvirkning fra Limfjorden, og strømningerne kan forplante sig ind i området, øge bundforskydningsspændingerne, resuspendere de fine partikler og skabe faste bundforhold. Konsekvensen ved at fjerne Tangen og Hundeøen er dog, at dette giver mulighed for at ålegræs kan strømme frit ind i området, da de virker som en afskærmning for det indkomne ålegræs.

Dette løsningsforslag sigter derfor mod at fjerne Tangen og Hundeøen, og få effekten af strømningerne fra Limfjorden ind i Lindholm Strandpark. Den fysiske udformningen af løsningsforslaget ses på figur 6.11. Ved dette løsningsforslag forudsættes det, at det tilkomne sediment graves væk ved ændringen af den fysiske udformning, og at bunden etableres med bundkoter som præsenteret i appendiks H.

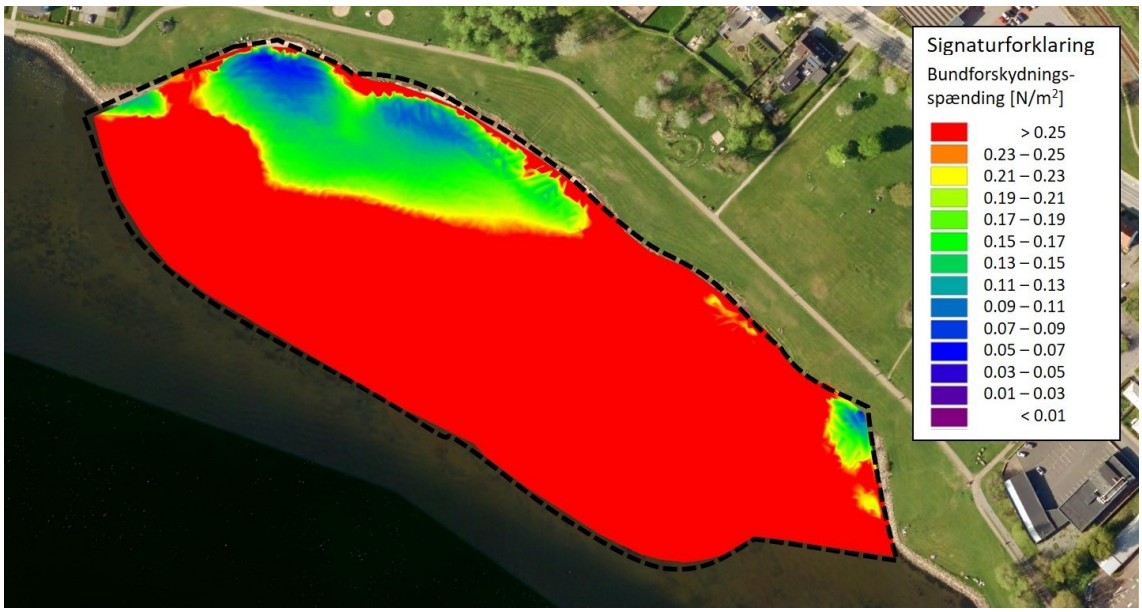


Figur 6.11: Skitsering af løsningsforslag 3 hvor både Tangen og Hundeøen fjernes.

Til at vurdere løsningsforslaget på figur 6.11, evalueres det, hvilken effekt det har på bundforskydningsspændingerne i området samt transporten og akkumuleringen af ålegræs i området.

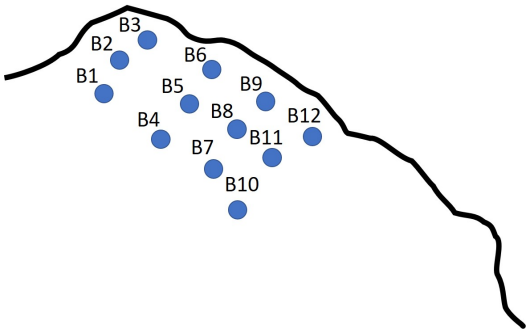
6.3.1 Evaluering af bundforskydningsspænding

Bundforskydningsspændingen evalueres ved at klarlægge hvor stor en del af Lindholm Strandpark der med løsningsforslaget overstiger den kritiske bundforskydningsspænding på 0,25 N/m^2. På figur 6.12 fremgår de maksimale bundforskydningsspændinger der opnås den 16. februar 2020.



Figur 6.12: Maksimale bundforskydningsspændinger for løsningforslaget den 16. februar 2020. Den sorte stiplede linje angiver området, der udgør Lindholm Strandpark.

Som det fremgår af figur 6.12, har løsningsforslaget en overordnet positiv effekt på bundforskydningsspændingen i området. Det er kun områder inde langs den nordvestlige bred, som ikke opnår den kritiske bundforskydningsspænding på 0,25 N/m^2. Ved løsningsforslaget er det opgjort, at 78,1% af området har en bundforskydningsspænding over 0,25 N/m^2. Dette er en betydelig stigning i forhold til den nuværende udformning, hvor kun 10,3% af området har bundforskydningsspændinger over 0,25 N/m^2. Fjernelsen af både Tangen og Hundeøen betyder, at der ikke er afskærmende elementer, hvorved der kommer større påvirkning fra Limfjorden ind i området. Dette er som forventet, da dette løsningsforslag medfører en fysisk udformning som tilbage i 1996, før opførslen af Lindholm Strandpark. Tilbage i 1996 var området som bekendt et lavvandet kystområde med sandede bundforhold. Til at sammenligne bundforskydningsspændingerne der opnås ved dette løsningsforslag med den nuværende udformning, udtrækkes de maksimale bundforskydningsspændinger i de 12 punkter, som er gengivet på figur 6.13. I tabel 6.5 ses de maksimale bundforskydningsspændinger opnået ved den nuværende udformning samt ved løsningsforslag 3. Tallene der er markeret med grøn, angiver de punkter, hvor bundforskydningsspændingen overstiger den kritiske bundforskydningsspænding.



Figur 6.13: Placering af de 12 punkter hvor bundforskydningsspændingen evalueres.

Tabel 6.5: Bundforskydningsspænding ved de 12 punkter der evalueres for både dette løsningsforslag og den nuværende udformning.

Udformning	Bundforskydningsspænding [N/m^2]											
	B1	B2	B3	B4	B5	B6	B7	B8	B9	B10	B11	B12
Nuværende	0,01	0,01	0,02	0,02	0,03	0,02	0,02	0,04	0,03	0,13	0,02	0,02
Løsningsforslag 3	0,67	0,28	0,07	0,50	0,17	0,13	0,60	0,30	0,15	0,75	0,45	0,33

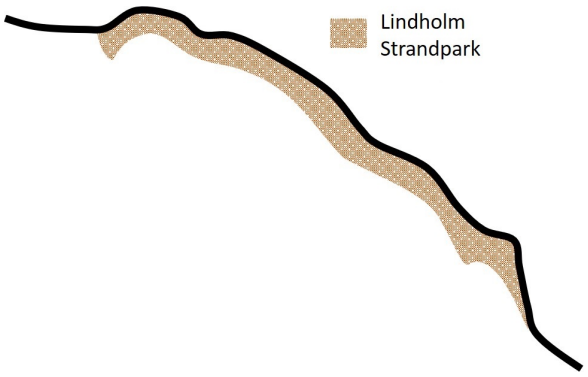
Som det fremgår af tabel 6.5, overstiger bundforskydningsspædingen ikke den kritiske bundforskydningsspænding i punkterne B3, B5, B6 og B9. Det ses dog, at der for disse punkter er en betydelig stigning, sammenlignet med den nuværende udformning. Ved den nuværende udformning observeres der dog ikke en betydelig sedimenttykkelse ved B3, B6 og B9, selvom bundforskydningsspændingerne ikke overstiger den kritiske bundforskydningsspænding. Dette skyldes sandsynligvis, at der er bølgepåvirkning langs bredden, som resuspenderer det tilkomne sediment. Det antages, at der ved dette løsningsforslag vil være større bølgepåvirkning end ved den nuværende udformning, og at der langs bredden derfor ikke vil akkumulere fine partikler.

I de resterende punkter ses det, at bundforskydningsspændingen overstiger 0,25 N/m^2. I flere tilfælde er den markant over 0,25 N/m^2, hvilket medfører, at sedimentet sandsynligvis vil resuspenderes oftere end hvert andet år. Dette betyder, at der i løbet af en to års periode ikke forventes en gennemsnitligt nettoakkumulering større end 3 cm i området.

Analysen af bundforskydningsspændingerne ved dette løsningsforslag viser, at der kommer en større strømningspåvirkning fra Limfjorden, som dermed sikre, at det tilkomne sediment resuspenderes i Lindholm Strandpark. Løsningsforslaget lever op til hensigten om at undgå akkumulering af fine partikler, da det er helt tydeligt, at det har en positiv effekt på bundforholdene i området.

6.3.2 Evaluering af ålegræs transport

Fjernelsen af Tangen og Hundeøen gør området til en åben kyststrækning, som naturligt vil være eksponeret overfor indkommen ålegræs. Evalueringen af ålegræs der transporteres til området, sker i området markeret på figur 6.14. Ved evaluering af ålegræs langs bredden, registreres det totale antal ålegræspartikler, der har været i området i løbet af simuleringsperioden. Ændringen i den fysiske udformning har en påvirkning på strømningsmønstrene i Lindholm Strandpark, og derfor undersøges transporten af ålegræs ved de otte vindretninger: nord, nordøst, øst, sydøst, syd, sydvest, vest og nordvest. I tabel 6.6 ses andelen af de frigivne ålegræspartikler, angivet i procent, som kommer ind i Lindholm Strandpark ved de otte vindretninger ved hhv. 2 m/s, 5 m/s og 8 m/s. Som tidligere frigives der totalt 6950 ålegræspartikler i modellen.



Figur 6.14: Område hvor ålegræspartikler evalueres for løsningsforslaget hvor Tangen og Hundeøen fjernes.

Tabel 6.6: Antal ålegræspartikler, angivet i procent af det totale antal der er frigivet (6950), der ender i Lindholm Strandpark når Tangen og Hundeøen fjernes.

Område	Vindhastighed	Vindretning							
		N	NØ	Ø	SØ	S	SV	V	NV
Lindholm Strandpark	2 m/s	0,00 %	0,00 %	0,00 %	0,95 %	4,00 %	5,18 %	2,47 %	0,00 %
	5 m/s	0,00 %	0,00 %	0,00 %	4,68 %	12,40 %	20,01 %	4,14 %	0,00 %
	8 m/s	0,00 %	0,00 %	0,00 %	3,91 %	17,54 %	27,94 %	5,50 %	0,00 %

Som det fremgår af tabel 6.6, kommer der kun ålegræs ind i området ved vindretningerne SØ, S, SV og V for løsningsforslag 3. Dette er de samme vindretninger, som transporterer ålegræs ind i området ved den nuværende udformning, og dermed har løsningsforslaget ikke en betydning for, hvilke vindretninger der er kritiske for transporten af ålegræs.

Til at vurdere sandsynligheden for at ålegræs kommer ind i området ved løsningsforslaget, kombineres sandsynligheden for transport af ålegræspartikler til området med sandsynlighed for vindretningen og vindhastigheder i de givne intervaller fra de respektive retninger. Den kombinerede sandsynlighed for transport af ålegræspartikler til Lindholm Strandpark ved hvert scenarie ses i tabel 6.7. Ydermere fremgår den relative andel udgjort af hvert scenarie, som angiver, hvor stor en andel den kombinerede sandsynlighed for hvert scenarie udgør af den totale sandsynlighed.

Tabel 6.7: Den kombinerede sandsynlighed for transport af ålegræspartikler til Lindholm Strandpark. Den relative andel udgjort af hvert scenarie angiver, hvor stor en andel den kombinerede sandsynlighed for hvert scenarie udgør af den totale sandsynlighed. Den total sandsynlighed er 6,40%.

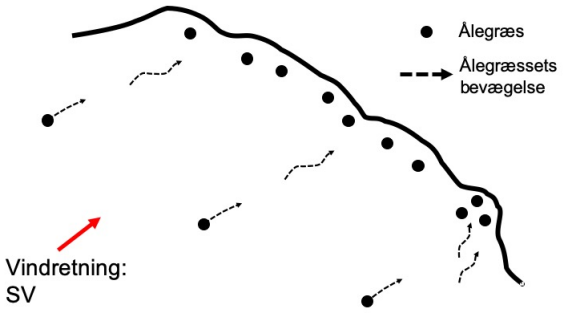
Vindretning	Kombineret sandsynlighed for ålegræspartikler i Lindholm Strandpark			
	SØ	S	SV	V
2 m/s	0,03 %	0,16 %	0,25 %	0,09 %
5 m/s	0,27 %	0,69 %	1,88 %	0,37 %
8 m/s	0,12 %	0,42 %	1,55 %	0,57 %
Sum	0,41 %	1,28 %	3,68 %	1,03 %
	6,40 %			

Relativ andel udgjort af hvert scenarie			
SØ	S	SV	V
0,48 %	2,50 %	3,90 %	1,38 %
4,17 %	10,85 %	29,41 %	5,74 %
1,83 %	6,63 %	24,13 %	8,98 %
6,48 %	19,98 %	57,45 %	16,10 %

Af tabel 6.7 fremgår det, at den totale sandsynlighed for, at der transporteres ålegræs ind i Lindholm strandpark, når Tangen og Hundeøen fjernes, er 6,40%. Til sammenligning var denne 3,16% ved den nuværende udformning. Dermed er der ved dette løsningsforslag større sandsynlighed for, at ålegræs transporteres ind i området, da den totale sandsynlighed stiger med 3,24 procentpoint. Selvom sandsynligheden for indkommen ålegræs er større for dette løsningsforslag, fordeler ålegræsset sig anderledes end for den nuværende udformning.

Når Tangen og Hundeøen fjernes, ses der en overordnet tendens til, at ålegræsset befinder sig langs hele bredden. Dette tydeliggøres ved at betragte ålegræssets bevægelse i partikelmodellen ved vind fra sydvest, som er den vindretning, der transporterer mest ålegræs ind i området. En simplificering af ålegræssets bevægelse er skitseret på figur 6.15, og er baseret på modelresultater fra partikelmodellen.

Som det fremgår af figur 6.15, ender ålegræsset langs hele bredden, og vil sandsynligvis skylle op på bredden grundet bølge- og tidevandspåvirkningen. Dette afviger betydeligt fra den nuværende udformning, hvor der primært sker en akkumulering af ålegræs ved Kanalen og Bådbroen. For løsningsforslag 3 sker tilførslen af ålegræs over hele strækningen, hvorfor det ikke vil akkumulere på samme måde, som ved den nuværende udformning. Derudover ændres strømningsforholdene ved løsningsforslaget, så der kommer en større strømningspåvirkning inde langs bredden. Dette vil betyde, at der er større sandsynlighed for, at en del af ålegræsset vil blive transporteret tilbage ud i Limfjorden og ud af området. Den totale sandsynligheden for transport af ålegræs til området, fra tabel 6.7, er som bekendt ikke et udtryk for nettoakkumuleringen af ålegræs i området, men blot sandsynligheden for, at det kommer ind i området. I partikelmodellen er transporten af ålegræs ud af området ikke medtaget, og det er derfor ikke muligt at estimere nettoakkumuleringen af ålegræs for dette løsningsforslag. Til at vurdere om der vil ske en nettoakkumulering af ålegræs ved løsningsforslaget, er det valgt at betragte et ligende område. På figur 6.16 ses den fysiske udformning af løsningsforslag 3 sammen med Rærup Strand, som er beliggende med tilknytning til Limfjorden 7 km nordøst for Lindholm Strandpark.



Figur 6.15: Skitsering af den generelle tendens for ålegræssets bevægelse ved dette løsningsforlag. Skitsen er baseret på modelresultat fra partikelmodellen ved vind fra sydvest.



Figur 6.16: Fysisk udformning af løsningsforslag 3 og Rærup Strand. Kritisk område ift. akkumulering af ålegræs er markeret med en rød cirkel.

Som det fremgår på figur 6.16, er Rærup Strand, ligesom Lindholm Strandpark i løsningsforslag 3, en sydvestvendt åben kyststrækning. Det er undersøgt om der sker akkumulering af ålegræs på Rærup Strand. Dette er gjort ved visuel inspektion af området den 29. maj 2020. Det antages, at akkumuleringen af ålegræs i Lindholm Strandpark ved løsningsforslag 3 tilnærmelsesvis vil være som ved Rærup Strand. På figur 6.18 ses to billeder fra Rærup Strand, og placeringen af billederne fremgår på figur 6.17.







Figur 6.17: Placering af billeder taget ved Rærup Strand.

Figur 6.18: Billeder taget ved Rærup Strand den 29. maj 2020. Placering af billede 1 (venstre) og 2 (højre) fremgår af figur 6.17.

Af billedet til venstre på figur 6.18 ses det, at der er skyllet ålegræs op på den nordlige bred. På billedet til højre ses det, at der er skyllet en større mængde ålegræs op på den nordøstlige bred, som akkumulerer. I denne del af området danner den fysiske udformning ved Rærup Strand et hjørne, hvor ålegræs tilsyneladende akkumulerer. Et lignende område findes i løsningsforslag 3, hvor den fysiske udformning skaber et kritisk område ved Bådbroen, hvor ålegræs har mulighed for at akkumulere, se rød markering på figur 6.16. I dette område er der mulighed for, at ålegræs vil skylle op på bredden og akkumulere, som på billedet til højre på figur 6.18. Ålegræsset som er skyllet op på bredden, udgør dog ikke samme risiko for lugtgener som ved den nuværende udformning, hvor ålegræs ophobes i Kanalen og ved Bådbroen. Når ålegræs akkumulerer oppe på bredden, vil der være gode forudsætninger for aerob omsætning. Desuden er der ikke samme tilførsel af sulfat på bredden som i vandfasen, og sulfat er som bekendt nødvendigt for dannelsen af svovlbrinte [Bendtsen et al., 2006]. Derved er der ofte kun æstetiske gener ved ålegræs, der er skyllet op på bredden, og sjældent lugtgener [Dannisøe et al., 2009].

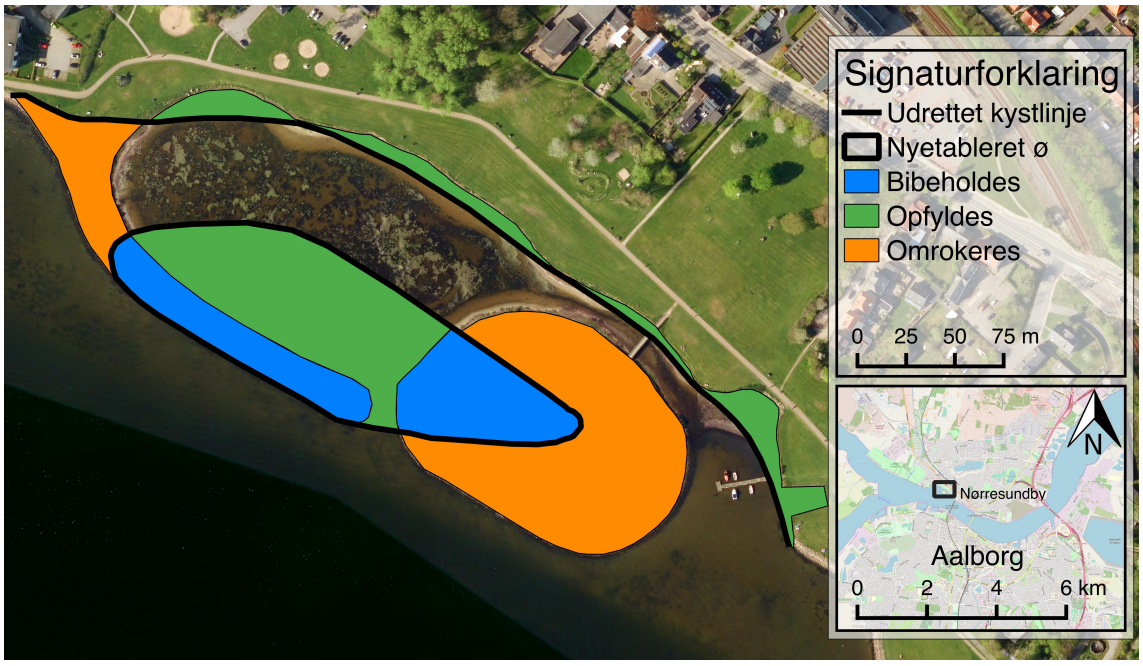
6.4 Løsningsforslag 4 - Kanalisering

For den nuværende udformning er det dokumenteret, at der i Lagunen ikke er tilstrækkelige bundforskydningsspændinger til at resuspendere sedimentet, men at der i Kanalen opstår bundforskydningsspændinger over den kritiske bundforskydningsspænding. Kanalen er smal og lavvandet, hvilket skaber betingelserne for høje bundforskydningsspændinger. På trods af de høje bundforskydningsspændinger akkumuleres ålegræs i Kanalen og ved Bådbroen, hvilket resulterer i, at ålegræsset sammenfiltres, hvormed det bliver sværere at resuspendere. Akkumuleringen af ålegræs sker, da der ved Kanalen skabes en flaskehals. Dette løsningsforslag tager derfor udgangspunkt i at skabe et lavvandet og kanaliseret område, hvor der ikke skabes en flaskehals. Ydermere udrettes bredden, således der ikke opstår områder langs bredden, hvor ålegræs har bedre vilkår for at akkumulere. Kanaliseringen skabes ved at etablere en ø på ca. 1,3 ha, som skitseret på figur 6.19.



Figur 6.19: Skitsering af løsningsforslag med en nyetableret Ø, som skaber en kanalisering.

Den nye Ø opbygges af allerede eksisterende fysiske elementer fra Lindholm Strandpark. På figur 6.20 fremgår det, hvilke fysiske elementer der bibeholdes, samt hvilke fysiske elementer som omrokeres, og anvendes til opfyldning for at skabe den nye Ø. Ved opgørelse af områder der skal omrokeres, og benyttes til opfyldning, er der blot taget udgangspunkt i overfladearealerne. Som det fremgår på figur 6.20, bibeholdes den del af Tangen og Hundeøen, som er markeret med blå. De områder af Tangen og Hundeøen, som er markeret med orange, omrokeres og benyttes til at opfylde de af områderne, som er markeret med grøn. Ved at genbruge materialet fra de allerede eksisterende fysiske elementer skabes den nyetablerede Ø og kystlinjen udrettes.

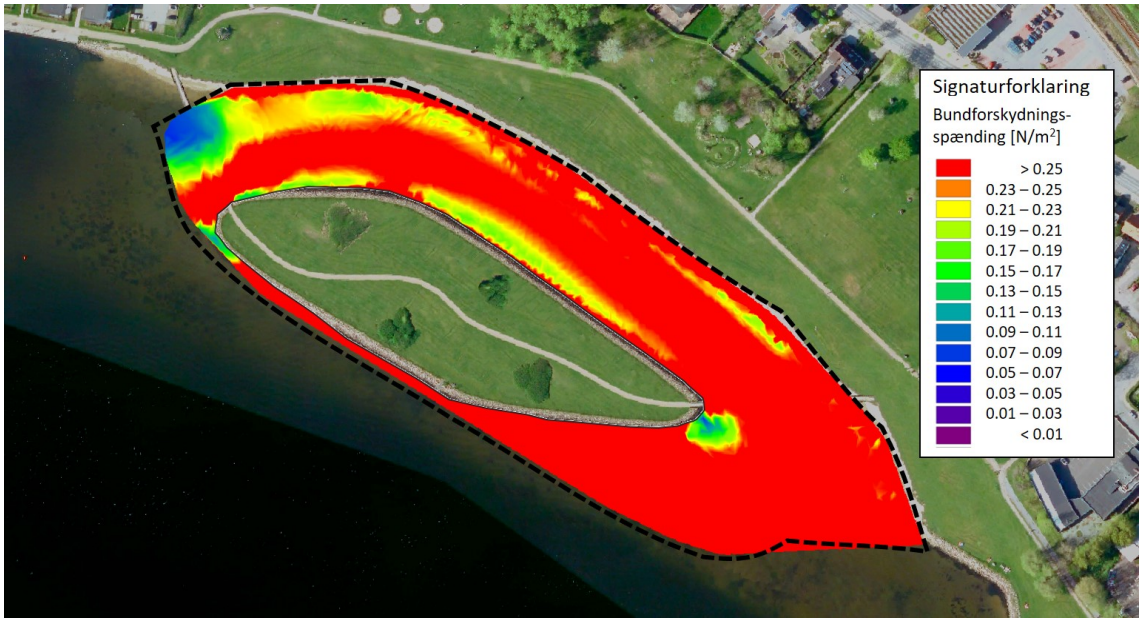


Figur 6.20: Områder der bibeholdes, opfyldes og omrokeres for at skabe den nye Ø.

For at skabe et lavvandet område etableres fjordbunden med bundkote i -0,5 m, som præsenteret i appendiks H. Med disse tiltag skabes, på samme måde som for Kanalen ved den nuværende udformning, en lavvandet og kanaliseret strækning med en bredde på ca. 50 m. Til at vurdere løsningsforslaget på figur 6.19, evalueres det, hvilken effekt det har på bundforskydnignsspændingerne samt transporten af ålegræs til området.

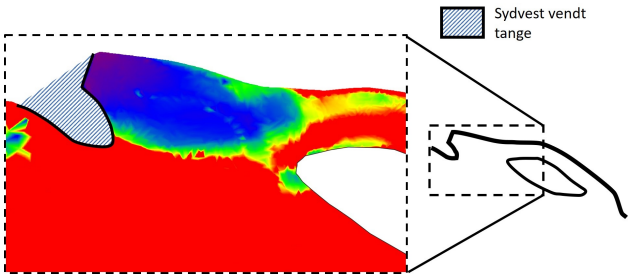
6.4.1 Evaluering af bundforskydningsspændinger

Det evalueres i hvor stor en del af Lindholm Strandpark, der opnås bundforskydningsspændinger over den kritiske bundforskydningsspænding på 0,25 N/m^2. På figur 6.21 fremgår de maksimale bundforskydningsspændinger, der opnås den 16. februar 2020 i Lindholm Strandpark.



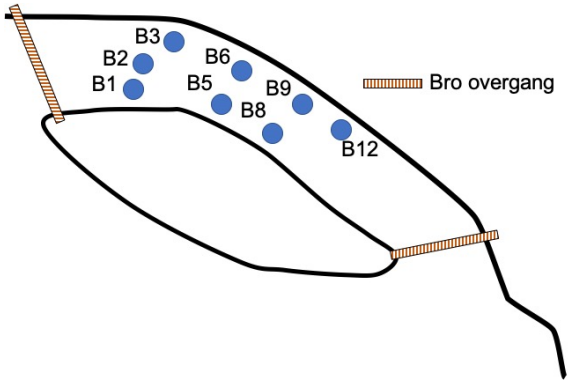
Figur 6.21: Maksimale bundforskydningsspændinger for løsningforslaget den 16. februar 2020 (2 års gentagelsesperiode). Den sorte stiplede linje angiver området, der udgør Lindholm Strandpark.

Som det fremgår af figur 6.21, er bundforskydningsspændingerne større end den kritiske bundforskydningsspænding, i en større del af området ift. den nuværende udformning, hvilket skyldes kanaliseringen og den hævede fjordbund. Desuden fremgår det, at der i den nordvestlige del af Lindholm Strandpark, findes bundforskydningsspændinger, som er lavere end den kritiske bundforskydningsspænding. Dette er et resultat af den lille sydvestvendte tange beliggende vest for Lindholm Strandpark, som ses på figur 6.22. Denne afskærmer for Limfjordens påvirkning i det omkringliggende område, og vurderes derfor værende årsagen til, at der forekommer lave bundforskydningsspændinger ved den vestlige indgang af det kanaliserede område. Det er valgt ikke at ændre på den sydvestvendte tange, da denne ligger udenfor



Figur 6.22: Udsnit af maksimale bundforskydningsspændinger den 16. februar 2020, ved den sydvest vendte tange, vest for Lindholm Strandpark. Farveinddelingen er som på figur 6.21.

projektområdet. På baggrund af figur 6.21 er det opgjort, at 73,3% af Lindholm Strandpark har en bundforskydningsspænding højere end 0,25 N/m^2, hvor det for den nuværende udformning blot er 10,3%. Med dette løsningsforslag vil 63,0 procentpoint mere af området opnå en tilstrækkelig bundforskydningsspænding til at resuspendere det tilkomne sediment. Til at sammenligne de maksimale bundforskydningsspændinger der opnås i løbet af den simulerede dag, ved dette løsningsforslag og den nuværende udformning, udtrækkes de maksimale bundforskydningsspændinger i de otte punkter, som ses på figur 6.23. I tabel 6.8 ses de maksimale bundforskydningsspændinger opnået ved den nuværende udformning samt ved dette løsningsforslag. Tallene der er markeret med grøn, angiver de punkter, hvor bundforskydningsspændingen overstiger den kritiske bundforskydningsspænding.



Figur 6.23: Placering af 8 punkter hvor bundforskydningsspændingen evalueres.

Tabel 6.8: Bundforskydningsspændingen evalueret ved 8 punkter for dette løsningsforslag samt den nuværende udformning.

Udformning	Bundforskydningsspænding [N/m^2]							
	B1	B2	B3	B5	B6	B8	B9	B12
Nuværende	0,01	0,01	0,02	0,03	0,02	0,02	0,03	0,02
Løsningsforslag 4	0,28	0,25	0,22	0,28	0,26	0,22	0,26	0,29

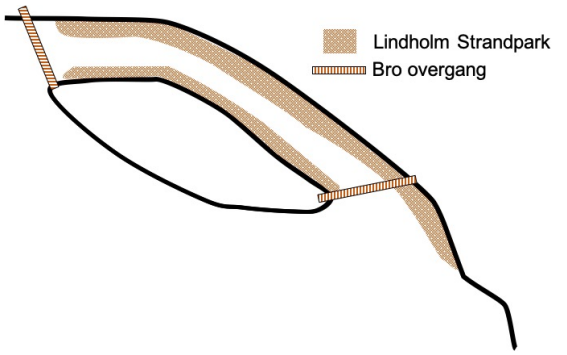
Af tabel 6.8 fremgår det, at der i Lagunen, hvor der ved den nuværende udformning ikke blev opnået tilstrækkelige bundforskydningsspændinger, nu opnås bundforskydningsspændinger op til 0,29 N/m^2. I seks af de otte evaluerede punkter opnås bundforskydningsspændinger på 0,25 N/m^2 eller større, hvormed kriteriet til bundforskydningsspændinger opnås. I to af punkterne, B3 og B8, opnås en bundforskydningsspænding på 0,22 N/m^2, hvilket ikke er tilstrækkeligt til at resuspendere partikler med diametre på 125 µm. Den opnåede bundforskydningsspænding i disse to punkter er dog tilstrækkelig til at resuspendere en del af de finere partikler, da det i sektion 3.3 blev dokumenteret, at de allerfineste partikler resuspenderes ved en bundforskydningsspænding på 0,15 N/m^2.

Ved at etablere dette løsningsforslag resuspenderes fine partikler i størstedelen af området, hvormed der ikke vil ske en akkumulering. Dette resulterer i, at der med dette løsningsforslag bibeholdes en fast fjordbund.

6.4.2 Evaluering af ålegræs transport

Ved kanalisering af Lindholm Strandpark er kyststrækningen mere eksponeret overfor ålegræs fra Limfjorden end ved den nuværende udformning, hvor Tangen og Hundeøen har en afskærmende effekt. Ålegræsset der transporteres til Lindholm Strandpark evalueres langs kyststrækningen, som illustreret på figur 6.24.

Ændringen i den fysiske udformning har en påvirkning på strømningsmønstrene i Lindholm Strandpark, og derfor undersøges transporten af ålegræs ved de otte vindretninger: nord, nordøst, øst, sydøst, syd, sydvest, vest og nordvest. I tabel 6.9 ses andelen af de frigivne ålegræspartikler, angivet i procent, som kommer ind i Lindholm Strandpark ved de otte vindretninger ved hhv. 2 m/s, 5 m/s og 8 m/s. Som tidligere frigives der totalt 6950 ålegræspartikler i modellen.



Figur 6.24: Område hvor ålegræspartikler evalueres.

Tabel 6.9: Antal ålegræspartikler, angivet i procent af det totale antal der er frigivet (6950), der ender i Lindholm Strandpark ved kanalisering af området.

Område	Vindhastighed	Vindretning							
		N	NØ	Ø	SØ	S	SV	V	NV
Lindholm Strandpark	2 m/s	0,00 %	0,00 %	0,00 %	0,75 %	2,83 %	4,00 %	2,53 %	0,00 %
	5 m/s	0,00 %	0,00 %	0,00 %	1,57 %	9,63 %	18,55 %	2,58 %	0,00 %
	8 m/s	0,00 %	0,00 %	0,00 %	3,65 %	13,32 %	25,81 %	4,79 %	0,00 %

Som det fremgår af tabel 6.9, kommer der i dette løsningsforslag kun ålegræs ind i Lindholm Strandpark ved vind fra SØ, S, SV og V. Disse vindretninger er derfor kritiske i forhold til transport af ålegræs til området.

Til at vurdere sandsynligheden for at ålegræs kommer ind i området ved løsningsforslaget, kombineres sandsynligheden for transport af ålegræspartikler til området med sandsynlighed for vindretningen og vindhastigheder i de givne intervaller fra de respektive retninger. Den kombinerede sandsynlighed for transport af ålegræspartikler til Lindholm Strandpark ved hvert scenarie ses i tabel 6.10. Ydermere fremgår den relative andel udgjort af hvert scenarie, som angiver, hvor stor en andel den kombinerede sandsynlighed for hvert scenarie udgør af den totale sandsynlighed.

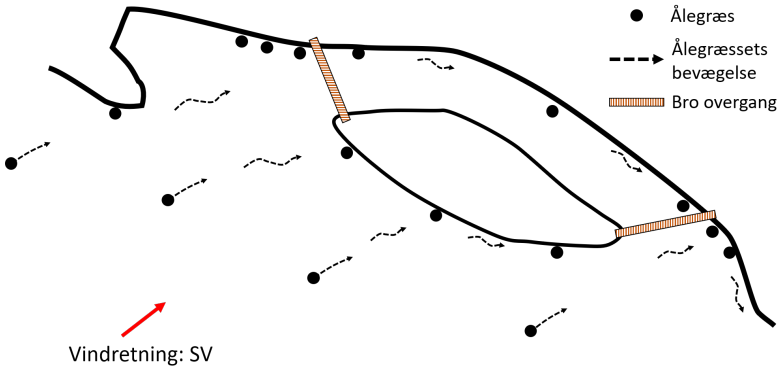
Tabel 6.10: Den kombinerede sandsynlighed for transport af ålegræspartikler til Lindholm Strandpark. Den relative andel udgjort af hvert scenarie angiver, hvor stor en andel den kombinerede sandsynlighed for hvert scenarie udgøre af den totale sandsynlighed. Den totale sandsynlighed er 5,37%.

Vindretning	Kombineret sandsynlighed for ålegræspartikler i Lindholm Strandpark			
	SØ	S	SV	V
2 m/s	0,02 %	0,11 %	0,19 %	0,09 %
5 m/s	0,09 %	0,54 %	1,75 %	0,23 %
8 m/s	0,11 %	0,32 %	1,43 %	0,50 %
Sum	0,22 %	0,97 %	3,36 %	0,82 %
	5,37 %			

Relativ andel udgjort af hvert scenarie			
SØ	S	SV	V
0,46 %	2,11 %	3,57 %	1,68 %
1,66 %	10,01 %	32,42 %	4,24 %
2,03 %	5,99 %	26,52 %	9,31 %
4,65 %	18,11 %	62,51 %	15,23 %

Som det fremgår af tabel 6.10, er den totale sandsynlighed for, at der kommer ålegræs ind i Lindholm Strandpark 5,37%, hvor det for den nuværende udformning er 3,16%. Forøgelsen af ålegræs der transporteres til området, skyldes, at det ikke længere afskærmes af Tangen og Hundeøen, men i stedet af den nye Ø. Desuden er vandgennemstrømningen i området forøget, hvormed der transporteres mere ålegræs gennem det kanaliserede område. I dette løsningsforslag er strømningspåvirkningen fra Limfjorden forøget, hvorfor en del af det ålegræs som kommer ind i området, også vil forlade området igen, og dermed ikke akkumulere som tidligere.

For nærmere at se på hvilken effekt kanaliseringen har på transporten af ålegræs til og fra Lindholm Strandpark, ses der på det mest kritiske vindscenarie, som er vind fra sydvest. På figur 6.25 fremgår en simplificering af, hvorledes ålegræsset fra Limfjorden transporteres ind i området. Ålegræssets bevægelse er baseret på modelresultater fra partikelmodellen med vind fra sydvest.



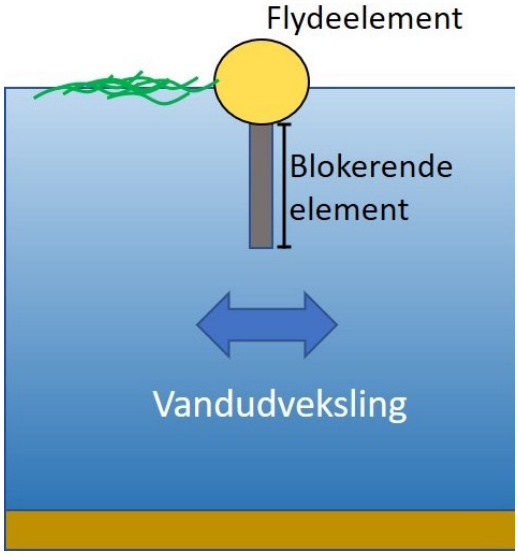
Figur 6.25: Skitsering af de generelle tendenser for ålegræssets bevægelse ved vind fra sydvest. Baseret på modelresultater fra partikelmodellen ved vind fra sydvest.

Det fremgår af figur 6.25, at den nyetablerede Ø er bidragende til at føre en del af ålegræsset udenom Lindholm Strandpark, hvor det i stedet ender på kysten ved den østlige bro overgang, hvorefter det transporteres videre langs bredden grundet strømningerne. Ydermere fremgår det, at ålegræs som strømmer ind i området gennem den vestlige åbning, bevæger sig øst gennem Lindholm Strandpark langs den nordlige bred grundet den øgede vandgennemstrømning. Ålegræsset som strømmer gennem området, har mulighed for at akkumulere. Der gives et forslag til, hvordan transporten af ålegræs til området kan reduceres, således det ikke akkumulerer.

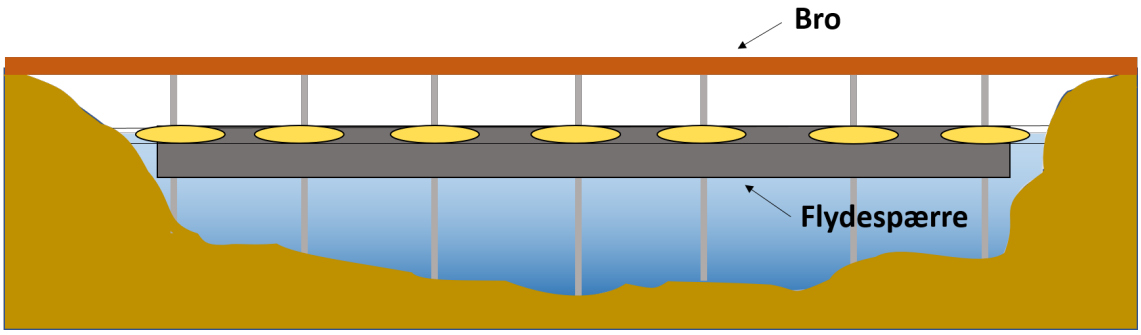
Forslag til reduktion af ålegræs tilførslen til Lindholm Strandpark

I dette afsnit præsenteres et koncept med flydespærre, som muliggør tilbageholdelse af ålegræs, så det ikke transporteres ind i Lindholm Strandpark. I en bugt beliggende i København, Svanemøllebugten, opleves der lignende problemer med akkumulering af ålegræs, som i Lindholm Strandpark. I Svanemøllebugten er der opsat en flydespærre, som har haft en positiv effekt på tilbageholdelse af ålegræs [Dannisøe et al., 2009]. Det antages, at en flydespærre vil have samme effekt i Lindholm Strandpark. Konceptet ved at anvende en flydespærre er, at den blokerer ålegræsset der transporteres i overfladen,

samtidigt med at den tillader vandudveksling. Dermed er det muligt at bevare strømningspåvirkningen fra Limfjorden og undgå transport af ålegræs til området. På figur 6.26 ses en illustration af konceptet bag anvendelsen af en flydespærre. Som det ses på figuren, består den af et flydeelement samt et blokerende element, som stikker ned i vandet. Flydeelementet sikrer, at det blokerende element forbliver i den ønskede dybde under vandspejlet, og at ålegræsset dermed ikke passerer under flydespærren. Der findes forskellige udformninger af en flydespærre, men i denne rapport behandles blot konceptet, som er illustreret på figur 6.26. Det er nødvendigt at forankre flydespærren, så den forbliver i området, og giver den fulde effekt. Dette kan bl.a. gøres med en brokonstruktion som skitseret på figur 6.27.

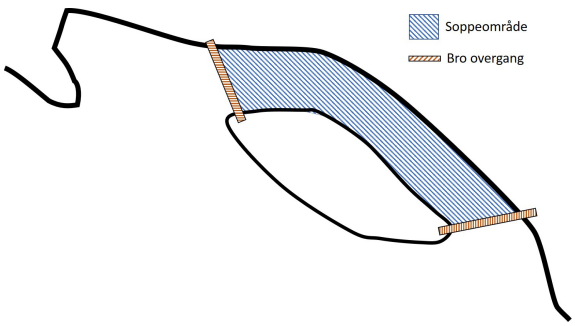


Figur 6.26: Visualisering af konceptet bag anvendelse af en flydespærre, som består af et flydeelement og et blokerende element, som stikker ned i vandsøjlen.



Figur 6.27: Skitsering af hvordan en bro kan kombineres med flydespærren.

I dette løsningsforslag implementeres flydespærre ved de to bro overgange efter princippet vist på figur 6.27, hvor flydespærrene er fastgjort til broernes bærende elementer. Derved opstår et afskærmet område herimellem, som er tiltænkt værende soppeområdet. Soppeområdet er illustreret med en blå skravering på figur 6.28. Flydespærrene antages at tilbageholde alt ålegræs fra at komme ind soppeområdet. Udformningen af en flydespærre bør dog undersøges eksperimentielt, for at sikre, at den tilbageholder ålegræs. Dette er ikke gjort i projektet, da der grundet COVID-19 ikke har været adgang til laboratorierne på Aalborg Universitet, hvorfor ovenstående antagelse benyttes.



Figur 6.28: Skitsering af soppeområde efter implementering af flydespærre langs broerne.

Til at vurdere hvilken betydning længden af det blokerende element har på bundforskydningsspændingerne i soppeområdet, er det implementeret i den hydrodynamiske model. Det blokerende element er undersøgt med en længde på henholdsvis 10 cm, 20 cm og 30 cm. Andelen af soppeområdet som har bundforskydningsspændinger over 0,25 N/m^2, for hver af de tre længder, fremgår i tabel 6.11.

Tabel 6.11: Andel af soppeområdet, som har bundforskydningsspændinger over 0,25 N/m^2 i løbet den 16. februar 2020.

Længde på blokerende element	10 cm	20 cm	30 cm
Andel af soppeområdet med bundforskydningsspændinger over 0,25 N/m^2	99,8 %	99,8 %	99,9 %

Som det fremgår af tabel 6.11, opnås der bundforskydningsspændinger over den kritiske bundforskydningsspænding i tilnærmelsesvis hele soppeområdet. Længden på det blokerende element ved de undersøgte længder har ingen effekt på, hvorvidt den kritiske bundforskydningsspænding overstiges. På figur 6.29 ses udbredelsen af de maksimale bundforskydningsspændinger den 16. februar 2020 med et blokerende element på 30 cm.

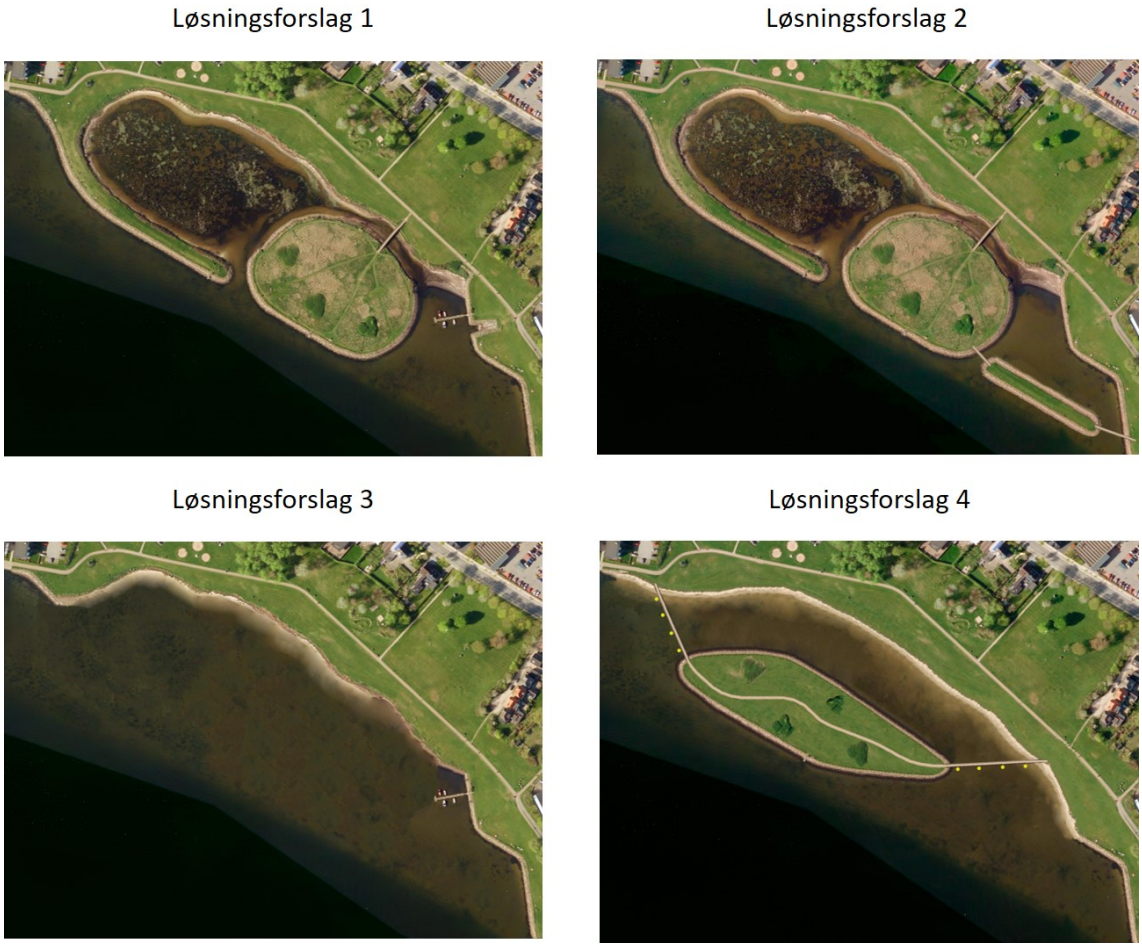


Figur 6.29: Maksimale bundforskydningsspændinger for løsningforslaget den 16. februar 2020 (2 års gentagelsesperiode). Den sorte stiplede linje afgrænser soppeområdet, og flydespærrene er placeret i forbindelse med bro overgangene.

Som det fremgår af figur 6.29, har det en positiv effekt på bundforskydningsspændingerne i soppeområdet, at etablere flydespærre i forbindelse med bro overgangene. Ved at etablere flydespærrer med et blokerende element på 30 cm er 99,9% af bundforskydningsspændingerne i soppeområdet over 0,25 N/m^2, hvor det uden flydespærrene blot er 60,9%. Der kan dermed med fordel etableres flydespærrer i forbindelse med den østlige og vestlige bro overgang, da det sikrer faste bundforhold i soppeområdet, og at ålegræsset tilbageholdes fra at strømme ind i soppeområdet.

7. Vurdering og anbefaling af løsningsforslag

I dette kapitel sammenholdes de forskellige løsningsforslag i forhold til, hvordan de sikrer, at der undgås bløde bundforhold og lugtgener i området. Desuden vurderes løsningsforslagene i forhold til effekten på den rekreative værdi af området, samt hvad det kræver at gennemføre løsningsforslagene. Slutteligt anbefales det, hvad der anses som værende den bedste løsning på problemerne i området. På figur 7.1 er den fysiske udformning af de fire løsningsforslag gengivet. For løsningsforslag 4 medtages alene forslaget, hvor flydespærrene er implementeret.



Figur 7.1: Gengivelse af den fysiske udformning ved de fire løsningsforslag.

Med udgangspunkt i de fire løsningsforslag er fordele og ulemper præsenteret i tabel 7.1. Fordelene og ulemperne hører sig til parametrene præsenteret indledningsvist i kapitlet.

Tabel 7.1: Fordele og ulemper ved de fire løsningsforslag.

	Løsningsforslag 1	Løsningsforslag 2	Løsningsforslag 3	Løsningsforslag 4
Fordele	+ Rekreative områder bibeholdes + Hurtig implementering og ingen ændring af fysisk udformning	+ Rekreative områder bibeholdes + Ekstra rekreativt element etableres i form af en Ø	+ Faste bundforhold uden vedligeholdelse	+ Faste bundforhold uden vedligeholdelse + Ingen tilførsel af ålegræs og ingen risiko for lugtgener + Rekreativt område skabes ved etablering af ny Ø
Ulemper	÷ Behov for vedligeholdelse med opgravning af 370 m^3 sediment hvert andet år i Lagunen for at sikre faste bundforhold ÷ Behov for årlig vedligeholdelse med opgravning af 50 m^3 i Kanalen og området ved Bådbroen for at sikre faste bundforhold ÷ Ålegræs har mulighed for at komme ind i området, og udgør dermed en risiko for dannelsen af lugtgener	÷ Mindre konstruktionsfase med opbygning af ekstra Ø i området ved Bådbroen ÷ Behov for vedligeholdelse hvert andet år med opgravning af 370 m^3 sediment i Lagunen og 65 m^3 sediment i Kanalen og området ved Bådbroen for at sikre faste bundforhold ÷ Ålegræs har mulighed for at komme ind i området, og udgør dermed en risiko for dannelsen af lugtgener	÷ Stor konstruktionsfase ved fjernelse af Tangen og Hundeøen, grundet opbygningen med betonaffald ÷ Fjernelse af rekreative områder hvor besøgende kan opholde sig ÷ Mulighed for akkumulering af ålegræs på bredden	÷ Stor konstruktionsfase ved etablering af ny Ø bestående af betonaffald fra Tangen og Hundeøen ÷ Flydespærre kræver potentielt vedligeholdelse

Som det fremgår af tabel 7.1, er der fordele og ulemper ved alle de fire løsningsforslag. Med henblik på at genetablere faste bundforhold, sikres det ved alle fire løsningsforslag. I løsningsforslag 1 og 2 sikres det ved at fjerne det tilkomne sediment manuelt med en fast frekvens, mens det for løsningsforslag 3 og 4 sker naturligt. Både løsningsforslag 3 og 4 kræver, at der foretages en markant strukturel ændring af den fysiske udformning på lokationen, før der sikres tilstrækkelige bundforskydningsspændinger til at undgå den bløde bund. For løsningsforslag 2 etableres der en ekstra Ø ved Bådbroen, som ligeledes er omfattende at etablere, dog vurderes den værende mindre omfattende end de strukturelle ændringer ved løsningsforslag 3 og 4. Øen reducerer tilførslen af ålegræs til området, som medfører, at det er tilstrækkeligt at fjerne sedimentet hvert andet år i Kanalen og området ved Bådbroen, for at sikre de faste bundforhold. Dette er sammenfaldende med frekvensen for fjernelse af sedimentet i Lagunen, og dermed kan det fjernes samtidigt. Ved løsningsforslag 1 skal der ikke foretages en ændring af den fysiske udformning, men det kræver derimod, at sedimentet i Kanalen og området ved Bådbroen fjernes årligt. Dette betyder, at det er nødvendigt med årlig vedligeholdelse af området.

Med henblik på lugtgenerne i området sikres det ved at undgå akkumulering af ålegræs. For løsningsforslag 1 og 2 transporteres der ålegræs til området, som akkumulerer, hvilket fjernes manuelt med en fast frekvens. Udfordringen ved at der kommer ålegræs ind i området og akkumulerer, er, at det udgør en risiko for, at der opstår lugtgener. Ved at fjerne ålegræsset i juni reduceres mængden af ålegræs i området over sommermånederne. Der vil dog være mulighed for, at ålegræs akkumulerer igen lige efter fjernelsen, og dermed udgøre en risiko for, at der kan opstå lugtgener. Ved løsningforslag 3 fjernes både Tangen og Hundeøen, hvormed sandsynligheden for at ålegræs skyller op på bredden øges, hvilket udgør en risiko for lugtgener i området. Da det er en åben kyststrækning, øges også strømningspåvirkningen fra Limfjorden, hvilket er bidragende til, at en del af ålegræsset vil fjernes naturligt. Derfor vurderes det, at risikoen for at der opstår lugtgener ved løsningsforslag 3, er minimale. For løsningsforslag 4 opsættes der flydespærrer, der har til formål at tilbageholde ålegræs fra at komme ind i området. I forbindelse med disse må der indregnes potentiel vedligeholdelse. Ved anvendelse af flydespærrerne vil der være en risiko for, at ålegræs kan strømme under og ind i soppeområdet. Det vurderes dog, at hvis der strømmer ålegræs under flydespærrerne, vil denne mængde være så lille, at det ikke udgør en trussel for dannelsen af svovlbrinte og dermed lugtgenerne. Lugtgenerne er et problem, som ikke kun påvirker de besøgende, der anvender området som soppeområde, men også for besøgende der opholder sig i de rekreative områder. Da der ved løsningsforslag 1 og 2 er risiko for lugtgener grundet ålegræssets mulighed for at akkumulere i området i sommermånederne, vurderes det, at disse løsningsforslag ikke er hensigtsmæssige at implementere. Det vurderes desuden, at løsningsforslag 3 ikke er hensigtsmæssig at implementere, da der er mulighed for akkumulering af ålegræs på bredden, som ikke alene udgør en risiko for lugtgener, men skaber også æstetiske gener. Derudover er der ved løsningsforslaget en stor konstruktionsfase, som kræver at materiale fra Tangen og Hundeøen køres bort, hvilket vurderes at være forbundet med væsentlige omkostninger.

Løsningsforslag 4 sikrer som bekendt, at der opnås faste bundforhold og ingen lugtgener. Med henblik på de rekreative elementer i Lindholm Strandpark, ønsker Aalborg Kommune, at de grønne områder fortsat skal være et samlingssted for byens borgere. Her sikrer løsningsforslaget, at der bibeholdes grønne arealer i form af en nyetableret Ø. Øen er opbygget af allerede eksisterende materiale fra Tangen og Hundeøen, og der er derfor ikke behov for bortskaffelse af materiale. Baseret på, at løsningsforslaget sikrer, at der opnås faste bundforhold og ingen lugtgener, vurderes løsningsforslag 4 værende mest hensigtsmæssig at opføre. Derfor anbefales det at implementere løsningsforslag 4.

IV Afrunding af projektet

8 Konklusion 105

9 Diskussion 107

Litteratur 107

8. Konklusion

I dette projekt er det undersøgt, hvad der forårsager de bløde bundforhold og oplevede lugtgener i Lindholm Strandpark. Ved at klarlægge årsagen til problemerne, er der i projektet fremstillet løsningsforslag til, hvordan disse løses.

Der er i projektet anvendt en tredimensionel hydrodynamisk model, til at undersøge strømningsforholdene i og omkring Lindholm Strandpark. Resultater fra den hydrodynamiske model viser, at strømningerne i Limfjorden ikke forplanter sig ind i Lagunen grundet afskærmning fra Tangen og Hundeøen, hvilket skaber roligt vand i Lagunen. Det rolige vand begunstiger sedimentationen af fine partikler, som danner grundlaget for den bløde bund. Der er optaget sedimentprøver til at dokumentere forskellen mellem den oprindelige fjordbund og det tilkomne sediment. Sedimentet fra den oprindelige fjordbund består hovedsageligt af partikler større end 125 µm, hvor det tilkomne sediment i Lagunen hovedsageligt er bestående af partikler mindre end 125 µm, hvilket kan konkluderes at være årsagen til den bløde bund.

I Lindholm Strandpark er der problemer med akkumulering af ålegræs. Ved at kombinere den hydrodynamiske model med en partikelmodel der kan simulere ålegræssets bevægelse i overfladevandet, er det dokumenteret, at en stor del af ålegræsset tilføres Lindholm Strandpark gennem området ved Bådbroen. Grundet den fysiske udformning af Lindholm Strandpark dannes en flaskehals ved Bådbroen og Kanalen, hvor ålegræs fanges og akkumulerer, hvilket kan konkluderes at være årsagen til, at de bløde bundforhold skabes i dette området.

Ved analyse af de optagne sedimentprøver er det dokumenteret, at der dannes svovlbrinte i det overfladenære sediment, som er tilkommet Lindholm Strandpark. Det tilkomne sediment er kendetegnet ved at have et højere organisk indhold end den oprindelige fjordbund, som begunstiger svovlbrintedannelsen. Lugtgenerne i området opstår, når den overfladenære svovlbrinte frigives til luften. Frigivelsen til luften er påvirket af, hvorvidt sedimentet tørlægges, og hertil er der foretaget en analyse af, hvor ofte dette sker. Analysen viser, at det tilkomne sediment i Lagunen ikke tørlægges, mens det tilkomne sediment ved Kanalen og Bådbroen tørlægges mindst 25% af tiden. Dermed kan det konkluderes, at årsagen til lugtgenerne skyldes, dannelsen af svovlbrinte grundet et højt organisk indhold samt hyppig tørlægning, hvilket forekommer i Kanalen og ved Bådbroen.

For at opnå en fast fjordbund i Lagunen er det nødvendigt at resuspendere fine partikler med en diameter på 125 µm og mindre. I projektet er det bestemt at partikler mindre end 125 µm resuspenderes ved en bundforskydnignsspænding på 0,25 N/m^2. I Kanalen og ved Bådbroen er det nødvendigt at undgå akkumulering af ålegræs, så der ikke opstår bløde bundforhold og lugtgener.

Der er givet fire forslag til, hvordan problemerne i Lindholm Strandpark løses. Baseret på disse forslag er det tydeligt, at der ikke findes en simpel løsning på problemerne. Ud fra de fire løsningsforslag kan det konkluderes, at det er nødvendigt at opgrave det tilkomne sediment med en fast frekvens eller ændre markant på den fysiske udformning, således der opnås bundfor-

skydningsspændinger over 0,25 N/m^2, for at genskabe de faste bundforhold. Med henblik på lugtgenerne vil der være en risiko for, at de opstår, så længe ålegræs har mulighed for at strømme ind i området og akkumulere. For at undgå dette er det nødvendigt at gøre yderligere tiltag, som eksempelvis at opsætte flydespærre, hvilket tilbageholder ålegræs fra området. Baseret på dette kan det konkluderes, at lugtgenerne ikke alene kan fjernes ved at opgrave eller foretage markante ændringer på den fysiske struktur, men kræver yderligere tiltag.

9. Diskussion

I dette kapitel diskuteres enkelte aspekter som ikke er medtaget i evalueringen af løsningsforslagene. Disse aspekter diskuteres, da de i praksis kan have betydning for den endelige anbefaling af løsningsforslagene.

Iltfrie forhold i sommerperioden?

Vurderingen af, at sedimentet fra Kanalen og Bådbroen er den primære årsag til lugtgenerne, er et centralt emne i rapporten til at beskrive, at det er akkumulering af ålegræs, som medfører de oplevede lugtgener i området. Akkumulering af ålegræs bliver benyttet som parameter til at evaluere risikoen for lugtgener ved de forskellige løsningsforslag. I vurderingen af årsagen til lugtgener anses Lagunen ikke at bidrage betydeligt, da sedimentet ikke tørlægges, samt at der generelt er målt iltkoncentration over 5 mgO_2/L i måleperioden fra den 7. oktober 2019 til den 1. Juni 2020. Denne vurdering baseres dog kun på målinger af iltkoncentrationen i efteråret, vinteren og foråret, hvor det forventes, at de laveste iltkoncentrationer forekommer i sommerperioden. Såfremt at der i sommerperioden forekommer længerevarende perioder med lave iltkoncentrationer, kan det betyde, at svovlbrintefronten i Lagunens sediment bliver skubbet op til sedimentets overflade, og frigives til vandfasen. I tilfælde hvor hele vandsøjlen bliver iltfri, vil det frigivne svovlbrinte fra sedimentet ikke blive reoxideret, men derimod frigivet fra vandfasen til luften. Da der ikke er målt iltkoncentrationer i sommerperioden, er det et aspekt, som ikke er berørt i rapporten. Såfremt målinger og observationer kan dokumentere lugtgener fra Lagunen i sommerperioden, ville det være relevant at medtage iltforholdene i evalueringen af løsningsforslagene, og ikke blot basere risikoen for lugtgener på baggrund af akkumulering af ålegræs.

Håndtering af eventuel forurenet sediment og materiale ved løsningsforslag

For alle løsningsforslag er det forudsat, at sedimentet som er tilkommet siden etableringen i 1996 bortgraves. I forbindelse med at dette bortgraves, er der i projektet ikke taget stilling til, hvorvidt det kan klappes i Limfjorden, eller om det skal afskaffes på land. I denne forbindelse er det relevant at foretage yderligere undersøgelser af det tilkomne sediment, for at klarlægge hvordan det skal håndteres. Da forudsætningen vedrørende opgravning af det tilkomne sediment er ens forud for alle løsningsforslag, er det ikke en parameter, der direkte påvirker anbefalingen af løsningen, men en parameter som blot påvirker det økonomiske omfang i at løse problemerne.

For løsningsforslag 3 hvor Tangen og Hundeøen fjernes, er det i rapporten ikke berørt, hvordan materialet skal håndteres. I løsningsforslaget er det nødvendigt at afskaffe materialet korrekt, som kan være forbundet med øgede omkostninger, såfremt det ikke kan bortskaffes som uforurenet materiale. For løsningsforslag 4 er det tiltænkt, at materialet fra Tangen og Hundeøen genbruges til at opbygge den nye Ø. Materialet består som bekendt af byggeaffald, og såfremt at dette klassificeres som forurenet, og det dermed ikke kan benyttes til at etablere den nye Ø, vurderes der at være væsentlige omkostninger forbundet med fremskafning af nyt materiale og bortskaffelse af det forurenede materiale. Derfor er dette et aspekt, der i praksis bør undersøges for at afdække de økonomiske omkostninger ved løsningsforslaget. Effekten af dette kan være, at det ikke er økonomisk rentabelt at opføre, selvom det er vurderet værende den bedste løsning på problemerne.

Litteratur

Aalborg Kommune, **1999**. Aalborg Kommune. *Aalborg Kommunes Fjordkyster - Fjordkatalog*. http://apps.aalborgkommune.dk/images/teknisk/BM/PDF/PlanVis/stadark/fjord.kat/Fjordk99.pdf, 1999. set d. 9/12-2019.

Aalborg Kommune, **1989**. Aalborg Kommune. *Lokalplan 12-029, Nørresundby Området - Thistedvej Kvarteret, Lindholm Strandpark*. http://apps.aalborgkommune.dk/images/teknisk/PLANBYG/lokplan/01/12-029.pdf, 1989. set d. 28-02-2020.

Aalborg Kommune, **2006**. Aalborg Kommune. *Kommuneplan - 1.2.R3 Lindholm Strandpark*. http://www.aalborgkommuneplan.dk/kommuneplanrammer/midtbyen/noerresundby-midtby/12r3.aspx, 2006. set d. 17/12-2019.

Aalborg Kommune, **2019a**. Aalborg Kommune. *Digitale kort og luftfotos - kortinfo*. https://drift.kortinfo.net/Map.aspx?page=kortHjemmesideSite=Aalborg, 2019.

Aalborg Kommune, **2019b**. Aalborg Kommune. *Møde med Aalborg Kommune omkring Lindholm Strandpark 16. december 2019*, 2019. *Medvirkende fra Aalborg Kommune: Hans Tophøj og Anne Marie Overgaard. Medvirkende fra Aalborg Universitet: Michael R. Rasmussen og Jesper E. Nielsen.*

Aalborg Kommune, **2019c**. Aalborg Kommune. *Vi udvikler Nørresundby sammen*. http://www.e-pages.dk/aalborgkommune/3124/html5/, 2019. set d. 9/12-2019.

Aalborg Kommune, **2013**. Aalborg Kommune. *Fysisk Vision 2025 - hovedstruktur 2013*. http://www.e-pages.dk/aalborgkommune/690/, 2013. set d. 9/12-2019.

Aalborg Kommune et al., **2015**. Aalborg Kommune, By og Landskabsforvaltningen og Park og Natur. *GRØN-BLÅ STRUKTUR 2.0 - En strategi for landskabelige interesser i og omkring Aalborg by*. 2015.

Aalborg Universitet, **2020**. Aalborg Universitet. *Online Weather Observations*. http://www.vejrradar.dk/weatherstation/, 2020. set d. 23-02-2020.

Ansbæk et al., **2001**. Jesper Ansbæk, Mette Selchau, Mogens Terkelsen, Jacob Nis Ingerslev og Helge Gravesen. *Nyttiggørelse, rensning og fraktionering af havneslam*. Miljøstyrelsen, https://www2.mst.dk/udgiv/publikationer/2001/87-7944-670-1/html/default.htm, 2001. Miljøprojekt Nr. 632.

Bendtsen et al., **2006**. Jørgen Bendtsen, Jens Borum, Trine Christiansen, Tom Fenchel, Henrik Gislason, Ronni N. Glud, Karin Gustafsson, Lars Hagerman, Per J. Hansen, Carl C. Kinze, Reinhard M. Kristensen, Michael Kuhl, Marianne Køie, Birger Larsen, Mathias Middelboe,

Torkel G. Nielsen, Michael Olesen, Morten Pejrup, Britta Petersen, Bo Riemann, Henrik Skov, John F. Steffensen og Bent Vismann. *Naturen i Danmark - Havet.* Gyldendal, 2006.

Calleja et al., **2007**. Maria Ll. Calleja, Núria Marbà og Carlos M. Duarte. *The relationship between seagrass (Posidonia oceanica) decline and sulfide porewater concentration in carbonate sediments.* Estuarine, Coastal and Shelf Science, Vol. 73(No. 3), P. 583 – 588, 2007. ISSN 0272-7714. URL http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0272771407000662.

Christensen, **2011**. Bo Brahtz Christensen. *Stormflodsundersøgelse i Limfjorden*, 2011. URL https://kyst.dk/media/79977/11807534-stormflodsundersplus-gelseilimfjorden-final.pdf. set d. 08-05-2020.

Christensen et al., **4 2002**. Peter Bondo Christensen, Tage Dalsgaard, Henrik Fossing, Søren Rysgaard og Niels Sloth. *Stofomsætningen i havbunden.* Danmarks Miljøundersøgelser©, Miljøministeriet, https://www.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_Temarapporter/rapporter/tema42_19-37.pdf, 2002. ISBN 87-7772-667-7. set d. 6 december 2019.

Danmarks Miljøportal, **2020**. Danmarks Miljøportal. *Danmarks Arealinformation.* https://arealinformation.miljoeportal.dk/html5/index.html?viewer=distribution, 2020.

Dannisøe et al., **2009**. Jesper Goodley Dannisøe, Bo Brahtz Christensen, Erik Aagaard Hansen, Karsten Mangor og Henrik Skov. *Marine miljøkonsekvensvurderinger ved udvidelse af Københavns Nordhavn og ny krydstogtterminal*, 2009. URL https://blivhoert.kk.dk/sites/blivhoert.kk.dk/files/200509-_1.pdf. Projekt nr. 11802596.

DHI, **2017**. DHI. *MIKE 21 MIKE 3 Flow Model FM - Hydrodynamic and Transport Module - Scientific Documentation*, DHI, 2017.

DMI, **2019**. DMI. *Danmarks Meteorologiske Institution.* https://www.dmi.dk/, 2019. set d. 9/12-2019.

DS/EN 15934, **2012**. DS/EN 15934. *Slam, bioaffald, jord og affald - Beregning af tørstofandel efter bestemmelse af tørstofrest eller vandindhold*, Dansk Standard, 2012. DS projekt: M237850, ICS: 13.030.01; 13.080.20.

DS/EN 15935, **2012**. DS/EN 15935. *Slam, bioaffald, jord og affald - Bestemmelse af glødetab*, Dansk Standard, 2012. DS projekt: M237850, ICS: 13.030.01; 13.080.20.

GEUS, **2020**. GEUS. *Boringsdatabasen.* https://data.geus.dk/geusmap/?mapname=jupiter#baslay=baseMapDa&optlay=&extent=553595.7206033343,6323832.348534073,556334.9636120333,6325140.62240854&layers=jupiter_boringer_ws, 2020. set d. 16-01-2020.

Heiri et al., **2001**. Oliver Heiri, Andre F. Lotter og Gerry Lemcke. *Loss on ignition as a method for estimating organic and carbonate content in sediments: reproducibility and comparability of results.* Journal of Paleolimnology, 2001.

Høgslund et al., **2019**. Signe Høgslund, Jacob Carstensen, Dorte Krause-Jensen og Jørgen L.S. Hansen. *SAMMENHÆNGE I DET MARINE MILJØ - Betydning af sedimentændringer.* Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, Videnskabelig rapport nr. 323, 74s, 2019.

Jessen et al., **2017**. Gerdhard L. Jessen, Anna Lichtschlag, Alban Ramette, Silvio Pantoja, Pamela E. Rossel, Carsten J. Schubert, Ulrich Struck og Antje Boetius. *Hypoxia causes preservation of labile organic matter and changes seafloor microbial community composition (Black Sea).* Science advances, Vol. 3.2, 2017. URL https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC5302875/.

Jr. et al., **1986**. James Marsh Jr., William Dennison og Randall Alberte. *Effects of temperature on photosynthesis and respiration in eelgrass.* Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, Vol. 101(3), P. 257–267, 1986. URL https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0022098186902674.

Jørgensen og Toftdal, **2012**. Bo Barker Jørgensen og Camilla Nissen Toftdal. *Verdens største bakterier.* Aktuel Naturvidenskab, Nr. 06, P. 31– 35, 2012.

Jørgensen og Fath, **2008**. Sven Erik Jørgensen og Brian D. Fath. *Encyclopedia of Ecology.* Elsevier Science, 2008. ISBN 978-0-08-045405-4.

Kaas et al., **7 1999**. Hanne Kaas, Øjvind Moestrup, Jacob Larsen og Peter Henriksen. *Giftige alger og algeopblomstringer.* Miljø- og Energiministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser, https://www2.dmu.dk/1_viden/2_publikationer/3_Temarapporter/rapporter/87-7772-476-3.pdf, 1999. ISBN 87-7772-476-3. TEMA-rapport fra DMU, 27/1999, set d. 6 juni 2020.

Krak, **2020**. Krak. *Kort - Krak.* https://map.krak.dk/?c=57.221839,10.148621&z=9&l=aerial, 2020. set d. 19-02-2020.

Krause-Jensen et al., **2008**. Dorte Krause-Jensen, Michael Bo Rasmussen, Michael Stjernholm, Peter Bondo Christensen og Søren Laurentius Nielsen. *SEDIMENTETS BETYDNING FOR ÅLEGRÆSSETS DYBDEGRÆNSE.* SLUTRAPPORT FOR F&U OVERVÅGNINGSPROJEKT UNDER NOVANA, 2008. set d. 03-12-2019.

Leica Geosystems, **2020**. Leica Geosystems. *Leica CS10/CS15 Brugervejledning.* https://leica-geosystems.com/da/products/gnss-systems/controllers/leica-viva-cs15-and-cs10, 2020. set d. 05-03-2020.

Massel, **2015**. Stanislaw R. Massel. *Internal Gravity Waves in the Shallow Seas*, Institute of Oceanology, Sopot, Poland, 2015. Appendix A -Sea Water Density According to UNESCO Formula.

Miljøministeriet, **2019**. Miljøministeriet. *Venstenvind.* https://mst.dk/friluftsliv/undervisning/undervisningsmaterialer/danmarks-natur/vejr-og-himmelfaenomener/vestenvinden/, 2019. set d. 03-12-2019.

Miljøministeriet Naturstyrelsen, **2015**. Miljøministeriet Naturstyrelsen. *Klaptilladelse til Aalborg Havn A/S*, 2015. URL https://mst.dk/media/127899/aalborg-havn-2015.pdf. set d. 06-05-2020.

Møldrup og Loll, **2000**. Per Møldrup og Per Loll. *Soil Characterization and Polluted Soil Asseessment.* Aalborg University, 2000.

Onset Computer Corporation, **2019**. Onset Computer Corporation. *Hoboware.* https://www.onsetcomp.com, 2019. set d. 27-10-2019.

Onset Hobo Data Loggers, **2020**. Onset Hobo Data Loggers. *Leica CS10/CS15 Brugervejledning*. UsingtheConductivityAssistant:CalculatingSpecificConductancewithSeaWater, 2020. set d. 05-03-2020.

Pellikaan, **1984**. G.C. Pellikaan. *LABORATORY EXPERIMENTS ON EELGRASS (ZOSTERA MARINA L.) DECOMPOSITION.* Netherlands Journal of Sea Reseach, Vol. 18, P. 360–383, 1984.

Portielje og Lijklema, **1995**. Robert Portielje og Lambertus Lijklema. *The effect of reaeration and benthic algae on the oxygen balance of an artificial ditch.* Ecological Modelling, Vol. 79(1), P. 35 – 48, 1995. ISSN 0304-3800. URL http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0304380093E0122J.

Rasmussen, **ukendt**. Michael R. Rasmussen. *Måling af vandføring i åbne kanaler.* Institut for vand, jord og miljøteknik, hydraulik og havnebygnings gruppen, Aalborg Universitet, ukendt. set d. 01-02-2020.

Thomsen et al., **2010**. Anne Pernille Thomsen, Christine Helene Vagner Lichon, Maj-Britt Grønlund Larsen, Niels Thule Jensen, Peter Grandjean Jørgensen og Sine Vels Pedersen. *Improvement of the bathing conditions in Lindholm Strandpark*, 2010. set d. 14-04-2020.

Valiela, **2015**. Ivan Valiela. *Marine Ecological Processes.* Springer, New York, NY, 2015. ISBN 978-0-387-79070-1. Third edition.

V Appendiks

A Materiale fra Aalborg Stadsarkiv 115

B Analyse af sediment 121

C Opstilling og kalibrering af måleudstyr 167

D Lugtgener fra sedimentet 177

E Hydrodynamisk MIKE21 model 185

F Hydrodynamisk MIKE3 model 199

G Periode til bundforskydningsspænding 221

H Batymetri til løsningsforslag 223

I Elektronisk appendiks 227

A. Materiale fra Aalborg Stadsarkiv

A.1 Notat fra Rambøll & Hannemann fra 1988

RAMBØLL & HANNEMANN
RÅDGIVENDE INGENIØRER A/S

Kjærulfsgade 2
Postboks 192
DK 9400 Nørresundby
Telefon 08 17 38 00
Telex 69649 ramhan dk
Telefax 08 17 57 33
Giro 9 17 23 86

R&H
CONSULTING ENGINEERS

NØRRESUNDBY STRANDPARK

1988.12.12
jcs/kns

N O T A T

Vedr.: Indsigelse til lokalplan

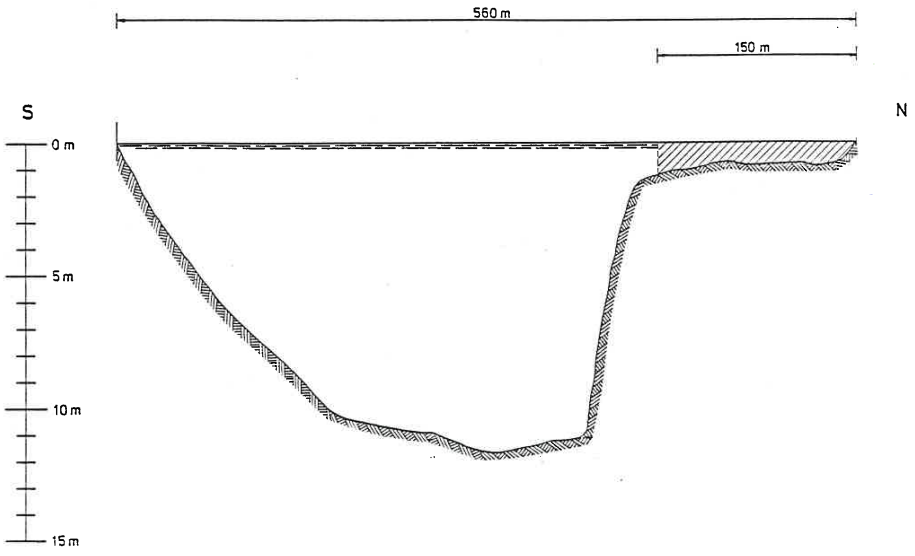
Generelt

Nærværende notat omfatter en vurdering af følgende forhold i forbindelse med etableringen af Nørresundby Strandpark.

- Højvandsforhold
- Strømforhold
- Ophobning af drivtang m.v.

Højvandsforhold

Opfyldningen i fjorden betyder, at fjordens bredde formindskes fra ca. 560 m til ca. 410 m. Tværsnitsarealet formindskes med 3-4% ved normal vandstand. Fjordens vandføringsevne er mindst på de lavvandede arealer.



2008-12/87

Umiddelbart vest for Strandparken er fjordens bredde ved DAC's havn ca. 380 m, og umiddelbart øst for Strandparken er bredden ved Jernbanebroen ca. 350 m.

I forbindelse med den planlagte opfyldning for havnens slamdepot ved Rærup blev af Dansk Hydraulisk Institut udført en beregning, som viste, at denne opfyldning ville medføre en forøgelse af vandstandsstigningen ved højvande på mindre end 1 cm. Opfyldningen ved Rærup vil have større konsekvens for vandstandsforholdene i fjorden end Strandparken vil have, idet indsnævringen af fjorden er større (4-5% mod 3-4%). Fjordens tværsnit er i forvejen indsnævret mere på begge sider af Strandparken, og endelig er der inden for opfyldningen et vandareal i direkte forbindelse med fjorden.

Opfyldningen for Strandparken betyder altså ikke nogen forøgelse af risikoen for oversvømmelse.

Strømforhold

Strømmen vil følge dybdekurverne og løbe stærkere på dybt vand end på de fladvandede områder.

Dybdekurverne forløber parallelt med opfyldningens yderdæmninger.

Opfyldningen vil derfor ikke medføre påvirkning af betydning på strømretningen. Idet der allerede eksisterer endnu større indsnævringer af fjorden på begge sider af Strandparken, og da tværsnitsreduktionen er meget lille og sker, hvor strømhastigheden er lavest, vil opfyldningen ikke medføre nogen betydende ændring af strømhastigheden i fjorden.

Ophobning af drivtang m.v.

Området er i dag belastet af ophobning af drivtang o.lign., som kan aflejres langs hele kystlinien. Idet der etableres yderdæmninger parallele med strømretningen og relativt smalle indsejlingsåbninger, vil mulighederne for, at drivtang og lign. kan komme ind i bassiner, være meget begrænset, idet strømmen vil transportere disse materialer videre.

Den fremherskende vindretning er SW og W, og strømmen forløber i ca. 2/3 af tiden fra vest mod øst. Materialer vil derfor fortrinsvis komme fra vest, og der er af denne årsag ikke lavet en indsejlingsåbning i vestenden af det vestlige bassin. Det vil dog i forbindelse med detailprojekteringen blive overvejet at lave et mindre indløb i bassinets vestende med henblik på at forbedre vandudskiftningen. Indløbet vil enten blive lavet meget smalt eller som et rør igennem dæmningen.

881212jcs/not48

300-4/85

Af forannævnte vil fremgå, at forholdene med drivtang o.lign. forbedres i forhold til tilstanden i dag.

Rambøll & Hannemann

Jens-Chr. Schmidt

881212jcs/not48

300-4/85

A.2 Notat fra Danmarks Naturfrednings Forening fra 1988

Danmarks Naturfrednings Forening

PARKFORVALTNINGEN
Modtaget 25.4.88
Sagsbeh.: ES | Eftndr.:
Journ.nr.: 04.01.10P20
Kopi til: BC

Parkforvaltningen
Vesterbro 18
postbox 765
9100 Aalborg

Lokalkomiteen
i
Aalborg

Den 21.april 1988

Ang. Parkforvaltningens brev vedr. Strandpark i Nørresundby.

Lokalkomiteen takker for det tilsendte skitseforslag til en kommende strandpark i Nørresundby (dateret 18.marts 1988).

I denne forbindelse vil lokalkomiteen gerne knytte nogle kommentarer til forslaget.
Situationsplanen viser, at parken er bygget op omkring en kunstig ø og består iøvrigt af to landtanger/revler og 2 laguner. Ud fra den fremsendte kortskitse må der umiddelbart sættes spørgstegn ved tilstrækkeligheden af vandskiftet i lagunerne, særlig for den vestligste lagune.

Periodevis driver der store mængder løsrevet ålegræs sammen i fjorden, og dette har en tendens til at samle sig i rolige vandområder. Ophobes dødt ålegræs og andet i lavvandede områder, dvs. i lagunerne, vil det ved forrådnelse være skyld i en dårlig vandkvalitet og evt. lugtgener, foruden det vil være uæstetisk at se på.
Derfor må der i projektet sikres en bedre cirkulation af vandet bag landtangerne, end hvad umiddelbart fremgår af skitseforslaget. Dette kunne f.eks ske ved at gennembryde tangen ud for område C i dens vestligste del. Derudover kunne de øvrige løb gøres bredere og sikres en vis dybde, for derigennem at sikre et godt vandskifte i lagunerne.

I forbindelse med anlægsarbejderne må det bemærkes, at sedimentet i Limfjorden på strækningen gennem Aalborg-Nørresundby området er kraftigt belastet med en række tungmetaller(Limfjordskomiteen febr. 1984,Tungmetaller,Limfjorden 1982 bd.1-6). Nye analyser fra de berørte områder vil være nødvendige forud for gravearbejderne i-forbindelse med anlæggelsen af strandparken.
Ved gravearbejdet skal der tages forholdsregler, der sikrer, at der sker den mindst mulige forurening fra de opgravede sedimenter.

Venlig hilsen

J. Balslev Hansen

J.Balslev Hansen

A.3 Orientering fra bygherre

A. ALMINDELIG ORIENTERING

Bygherre

Aalborg Kommune
Magistratens 2. afdeling
Park- og Kirkegårdsforvaltningen
Vesterbro 18
9000 Aalborg
Tlf. 99 31 31 31

Rådgivende ingeniører

Rambøll, Hannemann & Højlund A/S
Kjærulfsgade 2
9400 Nørresundby
Tlf. 98 17 38 00

Anlæg

Nærværende entreprise omfatter 1. etape af Lindholm Strandpark. Ideen i strandparken er at åbne fjordarealerne mellem jernbanebroen og den tidligere cementfabrik DAC for offentligheden.

Strandparken vil - fuldt udbygget - komme til at indeholde et vandbassin til badende, areal til både, klubhuse, opholdsskure til fritidsfiskere mv.

På længere sigt er det tanken, at strandparken vil komme til at bestå af to bassiner adskilt af en "ø" og en kanal samt strandarealer og bådebroer. 1. etape, som nærværende entreprise omfatter, består af dæmningerne for det ene bassin ("badebassinet") og yderdæmningen for det, der senere skal blive til en ø.

Dæmningerne opbygges med en kerne af byggeaffald og projektets gennemførlighed er i høj grad afhængig af hvor store mængder, der kan skaffes. Kommunen forbeholder sig således også ret til at tage en del af arbejderne ud, hvis der ikke kan skaffes nok materialer.

Arbejdet indeholder følgende hovedmængder:

ca. 420 m dæmning med stenkastning på ca. 1,0 m vand

ca. 110 m brokkedæmning mellem kysten og den ny yderdæmning for den fremtidige ø

A.4 Notat fra Landskabsarkitekt

AALBORG KOMMUNE
MAGISTRATENS 2. AFDELING
TEKNISK FORVALTNING

Park- og kirkegårdsforvaltningen
Vesterbro 18, Postboks 765, 9100 Aalborg, Telefon 98 11 22 11
Ekspeditionstid: Mandag-fredag 9-14, torsdag 9-17

18. januar 1993.

NOTAT

Lindholm Strandpark

Aalborg kommune har i samarbejde med de østlige Limfjordskommuner undersøgt mulighederne for at fremme fjordturismen i Limfjordsområdet.

Området vil især egne sig til aktiv ferie til vands eller til lands, (surfe, dykke, bade, sejle kano, cykle, vandre eller tage på bilture). Lindholm Strandpark indgår i dette forslag som et støttepunkt.

Ved etablering af Lindholm Strandpark vil man åbne fjordarealerne for turister, beboere m.v. Der vil blive mulighed for et samlet stisystem langs fjorden til Lindholm Å og, i løbet af et til to år, fortsætte stien mod vest, når den eksisterende fyldplads lukker.

Etablering af Lindholm Strandpark vil gøre området mere attraktivt og smukt. I parken vil der blive lavet en badestrand, store landarealer til ophold, teltslagning m.v. samt en mindre jolle- og gæstehavn.

Else Strøm
landskabsarkitekt

B. Analyse af sediment

Dette appendiks relaterer sig til sedimentet i Lindholm Strandpark. I forbindelse med dette projekt er der udført forskellige analyser af sedimentet. I dette appendiks beskrives behandlingen af sedimentprøverne, samt metoden til lokaliseringen af referencetilstanden i Lindholm Strandpark er fundet. Yderligere præsenteres metoder vedrørende in-situ opmålingen af sedimenttykkelsen.

B.1 Behandling, analyse og resultat af sedimentprøver

Sedimentprøverne der er optaget i Lindholm Strandpark har forskellige længder. Dette skyldes, at sedimenttykkelsen er forskellig, og det tilstræbes at komme 20-30 cm gennem den oprindelige fjordbund. Når sedimentprøverne tages, markeres vandspejlet på plastrøret før og efter det nedsænkes, så den reelle længde på prøven kendes. Derudover måles længden på prøven efter udtræk, da prøven komprimeres ved denne proces, hvilket skyldes sammentrykning af det bløde sediment i toppen. Den reelle længde og længden efter udtræk af de forskellige prøver fremgår af tabel B.1. Ydermere fremgår af tabellen topkoten af sedimentet indmålt med GPS, bundkoten samt koten hvor målestokken stopper.



Figur B.1: Placering af de 11 sedimentprøver optaget i Lindholm Strandpark

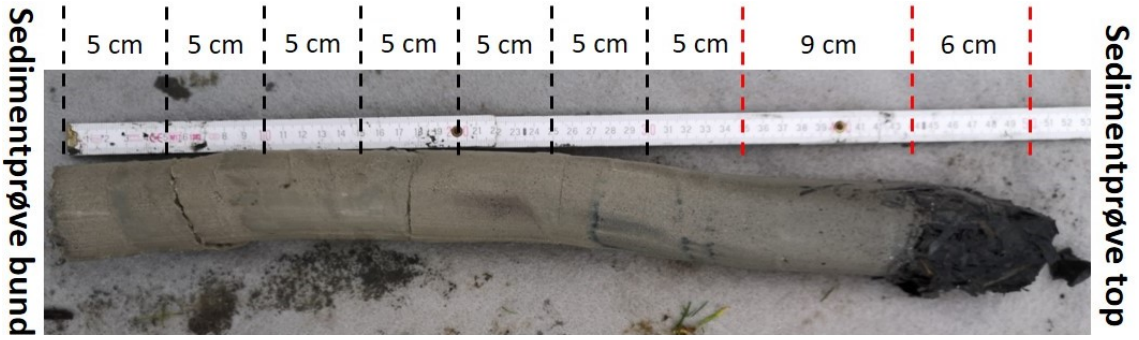
Tabel B.1: Reel længde af sedimentprøver og længde efter udtræk. Desuden fremgår den reelle top og bundkote på sedimentprøverne samt koten hvor målestokken stopper.

Sedimentprøver	R1	R2	SP1	SP2	SP3	SP4	SP5	SP6	SP7	SP8	SP9
Reel længde [cm]	29	35	60	80	58	50	95	47	30	120	120
Længde efter udtræk [cm]	29	35	48	80	43	36	95	39	30	50	65
Topkote [m]	-1,14	-0,88	-0,59	-0,58	-0,47	-0,58	-0,67	-0,52	-0,46	-0,09	-0,29
Bundkote [m]	-1,43	-1,23	-1,19	-1,38	-1,05	-1,08	-1,62	-0,99	-0,76	-1,29	-1,49
Målestok kote [m]	-1,14	-0,88	-0,84	-1,18	-0,85	-0,83	-1,17	-0,77	-0,46	-0,85	-0,84

Som det ses af tabel B.1, er der forskel på, hvor meget prøverne komprimeres. Det ses, at prøverne SP8 og SP9 komprimeres til ca. den halve størrelse. I disse to tilfælde skyldes det, at prøveråret ikke kan indfange ålegræsset, og det derfor er en mangel på materiale i sedimentprøven og ikke en komprimering. I de andre tilfælde komprimeres prøverne mellem 0 og 15 cm.

Til analysen af sedimentprøverne er alle sedimentprøver efter optagelse så vidt muligt opdelt i delprøver på 5 cm. I tilfælde hvor der har været anledning til andet, afviges fra denne længde,

dog ikke mindre end 5 cm. Dette er eksempelvis tilfældet ved sedimentprøve SP8, som fremgår på figur B.2. Her har det været nødvendigt at inddele den sidste delprøve inden ålegræsset i en længde på 9 cm, da der ellers ville blive dannet en delprøve med to forskellige materialer. Desuden er delprøven bestående af ålegræs 6 cm, hvilket skyldes, at der ikke ønskes delprøver mindre end 5 cm og i dette tilfælde ville resultatet formentligt være det samme.



Figur B.2: Opdeling af sedimentprøve SP8 i delprøver. Delprøven på 6 cm nær sedimentprøvens top, består af delvist nedbrudt ålegræs.

De forskellige delprøver er medtaget til laboratoriet, hvor de analyseres yderligere. Analysen af delprøverne dækker over en karakterisering af forskellige parametre med relevans for sedimentet samt bestemmelse af det organiske indhold og kornfordelingen. De forskellige analyser introduceres i det kommende.

B.1.1 Karakterisering af sedimentprøver

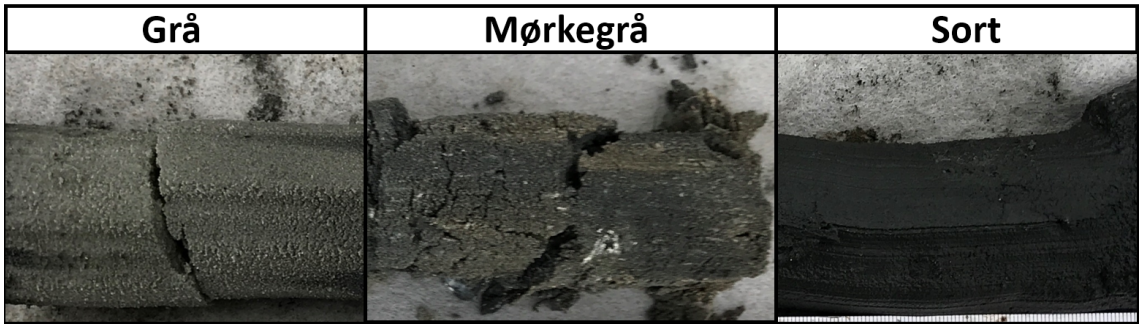
Karakteriseringen af prøverne tager udgangspunkt i fire overordnede kategorier:

- Karakteristika
- Organisk Indhold
- Konsistens
- Bikomponenter

Kategorien karakteristika indeholder underkategorierne farve og lugt, mens kategorien bikomponenter indeholder underkategorierne kalk og skaller. De to andre kategorier indeholder ikke underkategorier. Da karakteriseringen er foretaget som en subjektiv vurdering, er det samme person, der har foretaget alle karakteriseringerne.

Farve

Farven på sedimentprøven klassificeres med udgangspunkt i farverne grå, mørkegrå og sort, som ses på figur B.3. Det er valgt at anvende disse tre farver, da det er de hyppigst observerede farver på sedimentprøverne. Der kunne være blevet anvendt flere forskellige nuancer af farverne, men det er vurderet, at dette ikke vil gavne præcisionen af karakteriseringen, men blot skabe større usikkerheder.



Figur B.3: Referencefarver til klassificering af sedimentprøver.

Lugt

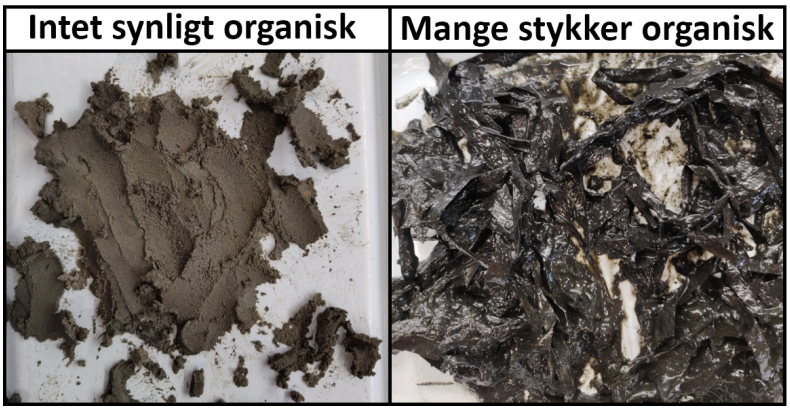
Da der i Lindholm Strandpark opleves lugtgener, klassificeres sedimentprøverne også i forhold til parameteren lugt. I forbindelse med klassifikationen er lugten inddelt i fire kategorier:

- Ingen lugt
- Svag rådden lugt
- Moderat rådden lugt
- Kraftig rådden lugt

For at minimere usikkerheden ved den manglende reference, er det samme person, der foretager alle karakteriseringerne.

Organisk materiale

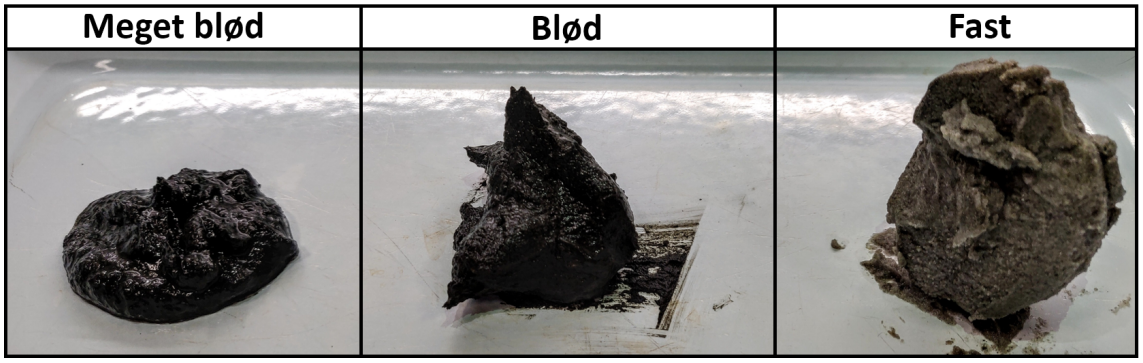
Karakteriseringen af det organiske materiale foretages med udgangspunkt i, hvad der observeres af organisk materiale, hvilket for prøverne primært er ålegræs og enkelte rodstykker. Klassificeringen af det organiske materiale foretages med udgangspunkt i fire kategorier; intet synligt organisk, enkelte stykker organisk, nogen stykker organisk og mange stykker organisk. Det er en udfordring at visualisere med et kamera, hvad der defineres som enkelte og nogen stykker organisk, hvorfor der på figur B.4 udelukkende ses referencer for intet synligt organisk og mange stykker organisk.



Figur B.4: Reference organisk til klassificering af sedimentprøver.

Konsistens

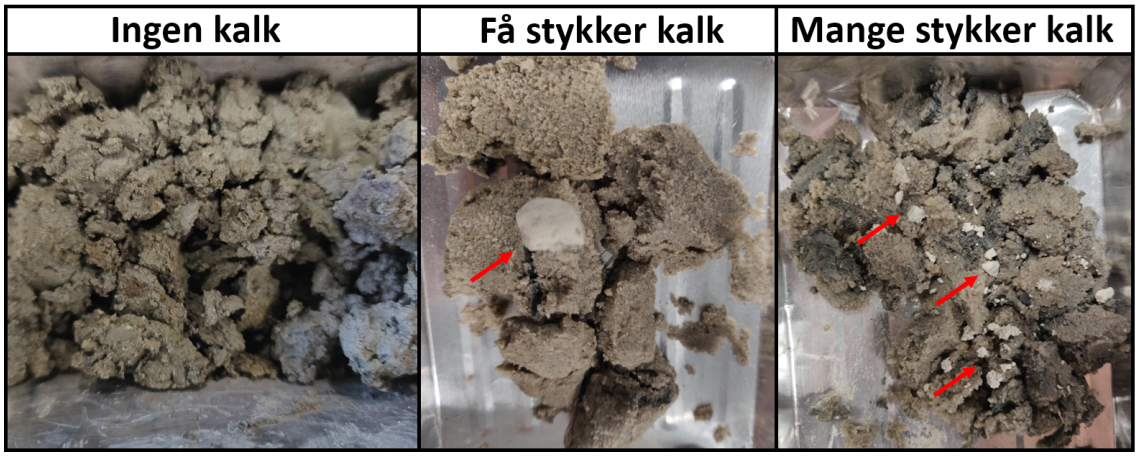
Konsistensen inddeles i kategorierne meget blød, blød og fast. Det er valgt at have to inddelinger af blødt sediment, for at kunne skelne mellem sediment der er blødt, og sediment der tilnærmelsesvis er flydende. Inddelingen i disse kategorier antages, at kunne beskrive konsistensen på det forskellige sediment. På figur B.5 ses tre forskellige konsistenser, som er anvendt som reference for konsistensen.



Figur B.5: Reference konsistens til klassificering af sedimentprøver.

Kalk

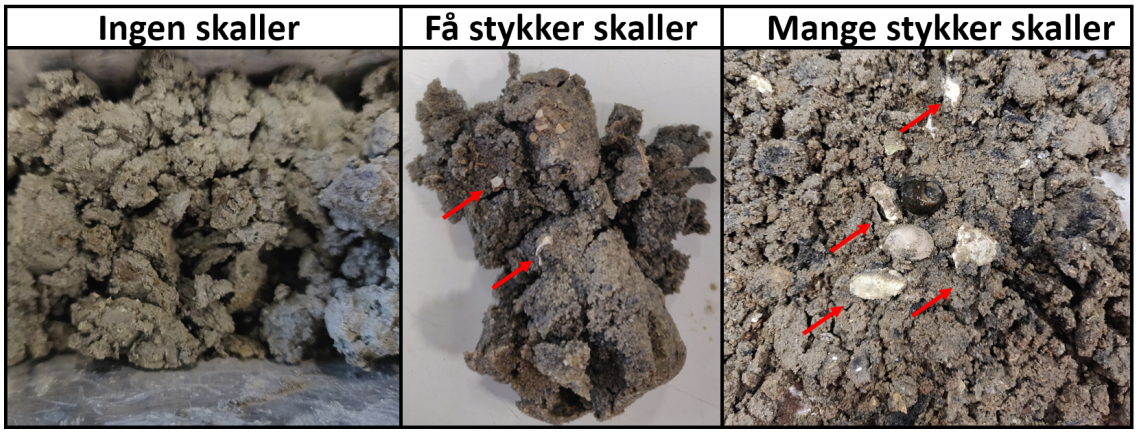
Det karakteriseres om der er kalk i sedimentet, da der tidligt i karakteriseringsfasen blev observeret kalkstykker i nogle af prøverne. Kalkindholdet klassificeres med udgangspunkt i kategorierne ingen kalk, få stykker kalk og mange stykker kalk. På figur B.6 ses referencer for de forskellige kategorier.



Figur B.6: Reference kalk til klassificering af sedimentprøver.

Skaller

Karakteriseringen af skallerne inddeles i kategorierne ingen skaller, få stykker skaller og mange stykker skaller, og fremgår af figur B.7. Inddelingen refererer dermed til mængden af skallerne og ikke størrelsen af skaller, der observeres.



Figur B.7: Reference skaller til klassificering af sedimentprøver.

Referencer og symboler

For at lette visualiseringen af resultaterne fra karakteriseringen, er der anvendt ét symbol for hver enkelt reference. Referencen og det tilhørende symbol fremgår af tabel B.2

Tabel B.2: Referencer og symboler der anvendes til at angive resultater fra karakteriseringen af sedimentprøverne.

Karakteristika			
Farve		Lugt	
Reference	*Symbol*	*Reference*	*Symbol*
Grå	G	Ingen lugt	L-
Mørkegrå	MG	Svag rådden lugt	L+
Sort	S	Moderat rådden lugt	L++
		Kraftig rådden lugt	L+++

Organisk beskrivelse	
Reference	*Symbol*
Intet synligt	OM-
Enkelte stykker organisk	OM+
Nogen stykker organisk	OM++
Mange stykker organisk	OM+++

Bikomponenter			
Kalk		Skaller	
Reference	*Symbol*	*Reference*	*Symbol*
Ingen kalk	K-	Ingen Skaller	S-
Få stykker kalk	K+	Få stykker skaller	S+
Mange stykker kalk	K++	Mange stykker skaller	S++

Konsistens	
Reference	*Symbol*
Meget blød	MB
Blød	B
Fast	F

B.1.2 Analyse af organisk indhold

Det organiske indhold, OM, af hver delprøve bestemmes, for at undersøge hvordan dette varierer ned gemmen sedimentet. For at bestemme det organiske indhold kræves det, at sedimentprøven er tør og uden vand. For at opnå dette, skal sedimentprøven tørre i minimum 16 timer ved 105° jf. proceduren angivet i DS/EN 15934 [2012]. Alle prøverne der analyseres er dog tørret i 24 timer ved

105°. Når prøven er tør, afvejes der ca. 30 gram materiale som brændes i glødeovn ved 550° som foreskrevet i DS/EN 15935 [2012]. For flere af prøverne har der ikke været 30 gram tørt materiale til analyse af det organiske indhold. Der er dog alligevel foretaget analyse af det organiske indhold på disse delprøver, da det antages, at usikkerheden på mangel af materiale ikke er så stor, at den påvirker konklusionen på analysen af det organiske indhold i sedimentet.

I et studie omhandlende bestemmelse af glødetab i sediment, er det undersøgt, hvor lang tid det er nødvendigt at brænde prøven, før det organiske materiale er brændt væk. Her viser studiet, at der er i de første to timer tabes mellem 40-70% af det organiske materiale. I den efterfølgende tid tabes der stadig mere organisk materiale, og der fortsættes med at tabe organisk materiale op til den maksimale brændetid på 64 timer. I studiet forklares dette ud fra, at der sker forskellige tab ved lang brændetid, som ikke skyldes tab af organisk materiale men derimod bl.a. frigivelse af strukturel vand fra lermineraler eller oxidation af metaller. [Heiri et al., 2001]

Det er valgt at brænde prøverne i glødetabsovn i 20 timer, da det antages at være tilstrækkelig, da formålet er at se, hvordan det organiske indhold varierer ned gennem sedimentet for at kunne sammenligne de forskellige delprøver.

B.1.3 Sigteanalyse

Der foretages sigteanalyse til bestemmelse af kornfordelingen, og det vælges i flere tilfælde at sammenlægge flere delprøver fra samme sedimentprøve. Sammenlægningen af delprøver foretages med udgangspunkt i karakteriseringen af hver delprøve for at sikre, at delprøverne der lægges sammen, er tilnærmelsesvis ens. Ved at sammenlægge ensformige prøver antages det, at dette ikke har en effekt på kornfordelingen, og dermed effektiviseres processen til bestemmelsen af denne. Når delprøverne lægges sammen til sigteanalysen, betegnes det som en sigteprøve(SD). De sammenlagte delprøver omrøres for at skabe en homogen prøve, som antages at være repræsentativ for sigteprøven. Sigteanalysen foretages enten som en tørsigtning eller en vådsigtning. Tørsigtning bør anvendes i de tilfælde, hvor der vil være minimal dannelse af aggregater, hvilket oftest er tilfældet for prøver, hvor en overvejende del af prøven er sand. I de tilfælde hvor det formodes, at partiklerne i sigteprøven vil danne aggregater, bør vådsigtning anvendes. Dette er oftest tilfældet i prøver med mange fine partikler, da disse ofte indeholder lerpartikler og organisk materiale, som er negativt ladet, hvilket fremmer dannelsen af aggregater [Møldrup og Loll, 2000]. Ved angivelse af resultater markeres de sigteprøver, der er vådsigtet med 💧.

Til tørsigtning er der anvendt otte sigter, som fordeler sig på følgende størrelser: 63 µm, 75 µm, 125 µm, 200 µm, 250 µm, 500 µm, 1000 µm og 2000 µm. Fordelingen af de anvendte sigter gør det muligt at bestemme både fordelingen af groft og fint sand. Årsagen til at der ønskes en fordeling på de fine fraktioner, er, at materiale fra fjorde typisk vil være mere finkornet [Ansbæk et al., 2001]. De grove sandpartikler ønskes undersøgt, da det formodes, at en del af det der findes i referencerne, er i denne kategori. Ved vådsigtning anvendes samme sigter med undtagelse af sigterne med maskevidde på 1000 µm og 2000 µm, da materialet der vådsigtes, primært består af fine partikler. På figur B.8 og figur B.9 ses et billede under hhv. tør og vådsigtning



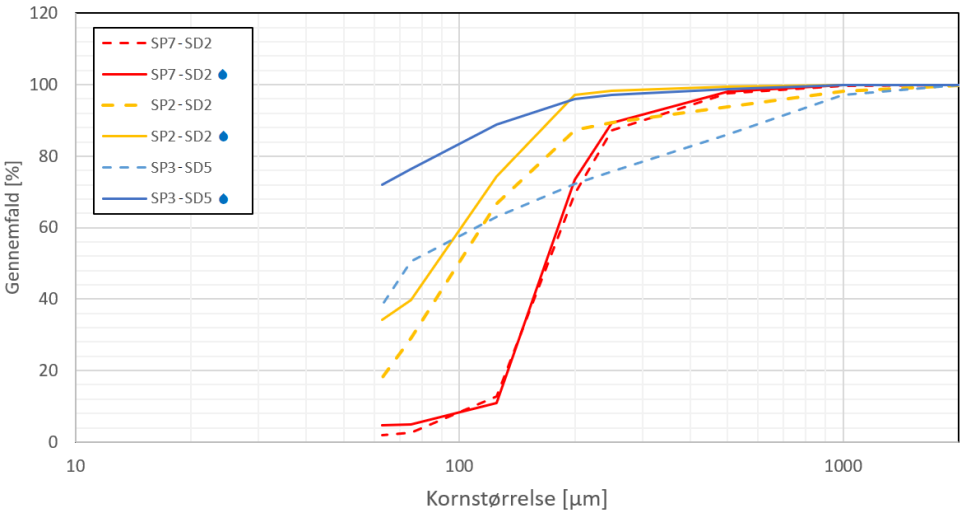
Figur B.8: Illustration af anvendt sigtetårn til tørsigtning.



Figur B.9: Illustration af de to nederste sigter der anvendes under vådsigtning.

Anvendelse af tørsigtning eller vådsigtning

Tørsigtningen anvendes til de sigteprøver, hvor det formodes, at partiklerne ikke aggregerer. Vådsigtning anvendes i de tilfælde, hvor partiklerne formentligt danner aggregater. I disse tilfælde kan en vådsigtning være bidragende til at adskille partikler der aggregerer, og dermed mindske fejlen ved, at disse ikke ligger på forkerte sigter. Det er undersøgt for tre forskellige sigteprøver, hvor stor forskel der er på tørsigtning og vådsigtning. Prøverne der er anvendt er SD2 i SP7 som er grovkornet, SD2 i SP2 som er finkornet og SD5 i SP3 som ligeledes er finkornet. Resultatet af de forskellige sigtninger ses på figur B.10.



Figur B.10: Sammenligning af tør- og vådsigtning ved anvendelse af SD2 i SP7, SD2 i SP2 og SD5 i SP3.

Som det ses af figur B.10, er der en ubetydelig fejl mellem tør- og vådsigtningen for SP7, som er grovkornet. Ved SP2 som er mere finkornet, vokser fejlen mellem tør- og vådsigtningen, da

tørsigtningen formentligt er påvirket af partikler der aggregerer. Ved SP3 ses det tydeligt, at tørsigtningen ikke er tilstrækkelig, når prøven primært består af fine partikler. I takt med at mængden af fine partikler stiger, er det også sandsynligt, at det organiske indhold stiger, da fine partikler i form af bl.a. lerpartikler vil bindes til det organiske materiale, og danne aggregater. Dette bevirker, at der vil være større forskel på tør- og vådsigtning i disse tilfælde.

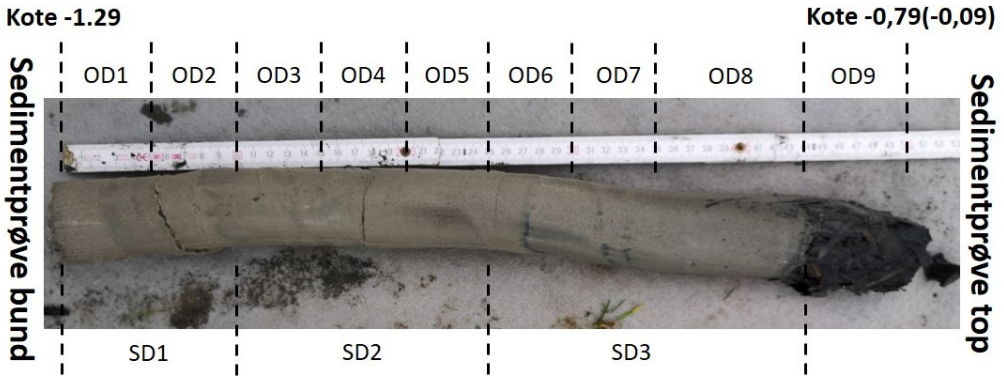
For at opnå det mest troværdige resultat ved prøver indeholdende mange fine partikler, og potentielt meget organisk materiale, bør de som bekendt derfor vådsigtes. For prøver som vurderes primært at bestå af grove sandpartikler, vil det være tilstrækkeligt med tørsigtning.

B.1.4 Præsentation af resultatangivelse for sedimentprøverne

Karakterisering og analyse af organisk indhold fortages på den enkelte delprøve. Hver delprøve betegnes med OD(Organisk Dybde) efterfulgt af et nummer, hvor nummereringen starter med 1 fra bunden af sedimentprøven. Når der angives koter på de forskellige delprøver, angives koten altid i midten af den pågældende prøve, således at en prøve gående fra kote -1,00 m til -0,95 m får angivet middelkoten -0,975 m. Såfremt der ikke angives en middelkote, angives koteintervallet for prøven. Ved angivelse af sigteprøver, benyttes betegnelsen SD(Sigte Dybde) efterfulgt af et nummer, som ligeledes starter med 1 fra bunden af sedimentprøven.

Ved angivelse af topkoten for hele sedimentprøven kan der fremgå to koter, som det ses på figur B.11. Koten i parentes angiver koten på toppen af sedimentet og deraf den nuværende fjordbund. Denne kote er indmålt med differential GPS, og kan ses som den usammentrykkede topkote. Koten udenfor parentes angives som resultat af den sammentrykning, der sker ved udpresning af sedimentprøverne, og angives som bundkoten tillagt den udpressede længde af sedimentprøven, og kan ses som den sammenpressede topkote. Hvis de to koter er ens, skyldes det, at sedimentprøven ikke er blevet sammentrykket(komprimeret) under udpresning af prøven, som tilfældet er med R1, R2, SP2, SP5 og SP7.

På figur B.11 ses et eksempel på de anvendte inddelinger fra sedimentprøve SP8. Her ses det, at der er ni delprøver, der anvendes til karakterisering og analyse af organisk indhold, samt tre sigteprøver der anvendes til sigteanalyse. På figuren ses det ydermere, at sedimentprøvens bundkote er -1,29 m mens den sammenpressede topkote er -0,79 m. Det ses desuden at den usammenpressede prøves topkote er -0,09 m, hvilket betyder, at prøven er sammenpresset 70 cm, som det også blev præsenteret i tabel B.1 på side 121.



Figur B.11: Præsentation af symboler anvendt til karakterisering, analyse af organisk indhold og kornfordeling for SP8. OD angiver delprøver der anvendes til karakterisering og analyse af organisk indhold. SD angiver prøver der sigtes.

B.1.5 Resultat af analyser foretaget på sedimentprøverne

Resultaterne af alle analyser på de 11 sedimentprøver præsenteres på resultatark, som består af fire overordnede elementer:

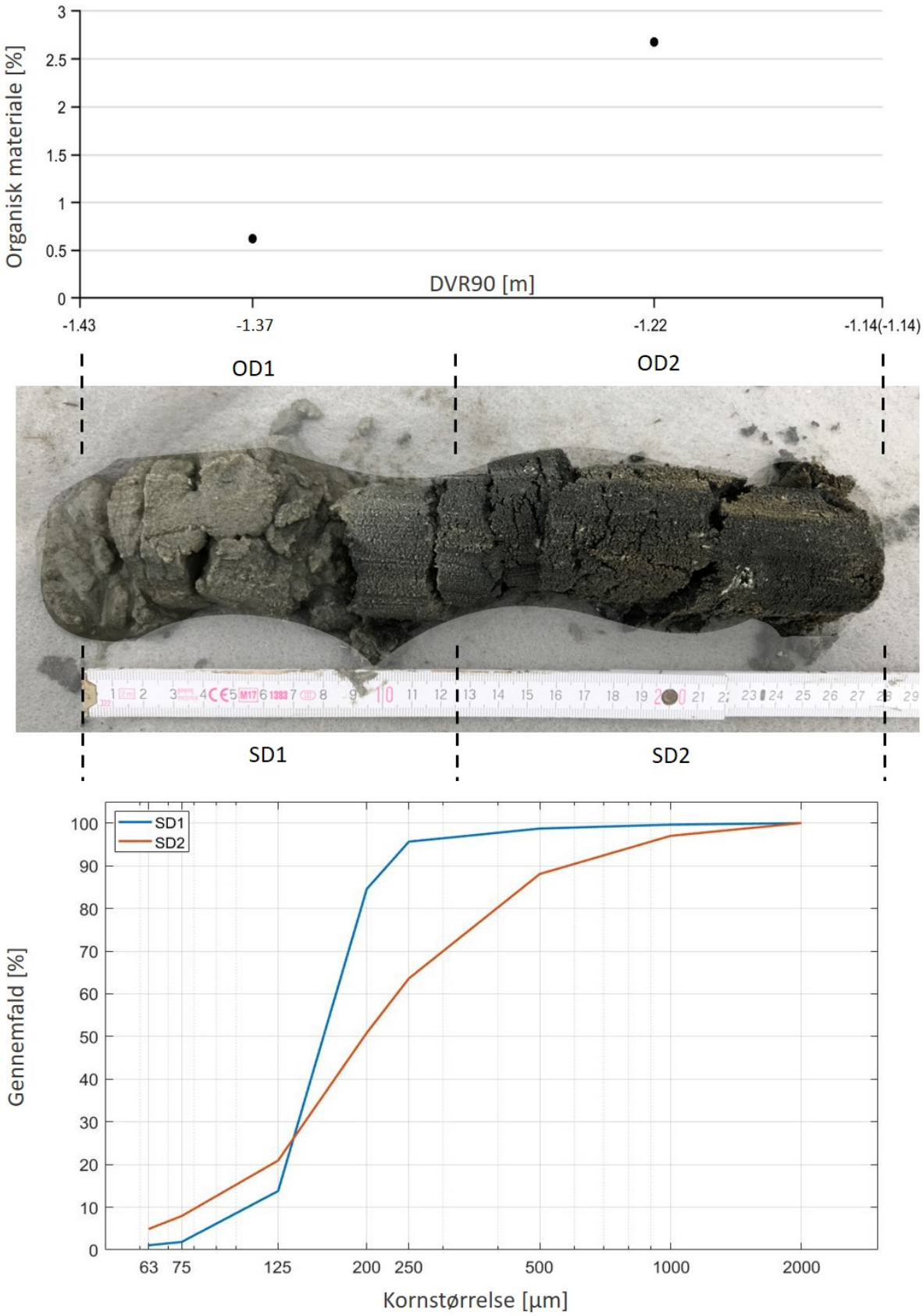
- **Billede af sedimentprøve efter udpresning** benyttes til at illustrere, hvilken del af prøven, som er anvendt til de forskellige analyser. Delprøverne som er anvendt til karakterisering og bestemmelse af det organiske indhold har notationen OD, mens sigteprøverne har notationen SD.
- **Resultat af organisk indhold** vises som en graf i sammenspil med billedet af sedimentprøven nedenunder. Koterne som angives på grafen til organisk materiale, rammer midten af de forskellige delprøver (OD), så det er muligt at se, hvordan delprøven ser ud.
- **Resultatet af sigteanalysen** for de forskellige sigteprøver vises som et samlet plot for hver sedimentprøve, så de forskellige dybder kan sammenlignes. Da der er anvendt to forskellige sigtemetoder, angives alle sigteprøver der er vådsigtet med en 💧.
- **Karakteriseringen** af hver delprøve er angivet i en tabel, hvor alle delprøver i den enkelte sedimentprøve er angivet. Notationen for hvert element er vist i tabel B.2 på side 125

Resultatarkene præsenteres i det følgende, og dataene der ligger til grund for disse, findes i det elektroniske appendiks I.2.

Referenceprøve R1

Tabel B.3: Karakterisering samt resultat af det organiske indhold bestemt for de forskellige delprøver i R1. ***Symboler;*** *Farve: G(grå), MG(mørkegrå) // Lugt: L-(ingen lugt) // Organisk: OM-(intet synlig), OM+(enkelte stykker organisk) // Konsistens: F(fast) // Kalk: K-(ingen kalk) // Skaller: S-(ingen skaller), S++(mange stykker skaller).*

Prøve	Prøve Længde [cm]	Prøve kote DVR90 [m]	Karakteristika Farve	Lugt	Organisk beskrivelse	Konsistens	Bikomponenter Kalk	Skaller	OM [%]
OD1	12,5	-1,37	G	L-	OM-	F	K-	S-	0,62
OD2	16,5	-1,22	MG	L-	OM+	F	K-	S++	2,68

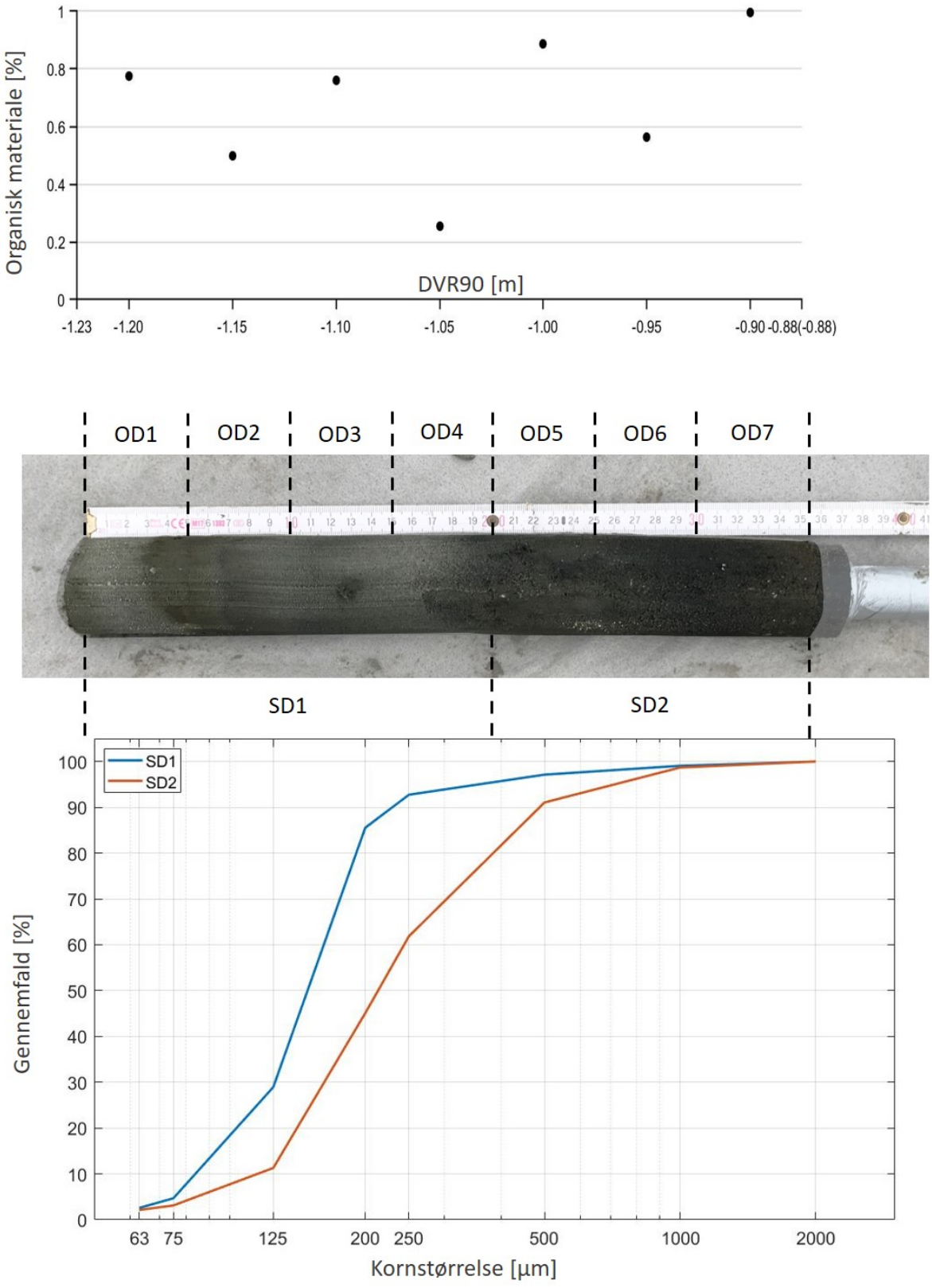


Figur B.12: Billede af referenceprøve R1 med markering af dybder der er anvendt til analyse af organisk indhold, OD, og dybder anvendt til kornfordeling, SD. Desuden ses resultatet af det organiske indhold og kornfordeling.

Referenceprøve R2

Tabel B.4: Karakterisering samt resultat af det organiske indhold bestemt for de forskellige delprøver i R2. ***Symboler;*** *Farve: G(grå), MG(mørkegrå) // Lugt: L-(ingen lugt) // Organisk: OM-(intet synlig), OM+(enkelte stykker organisk), OM++(nogen stykker organisk) // Konsistens: F(fast) // Kalk: K-(ingen kalk) // Skaller: S-(ingen skaller), S+(få stykker skaller), S++(mange stykker skaller).*

Prøve	Prøve længde [cm]	Prøve kote DVR90 [m]	Karakteristika Farve	Lugt	Organisk beskrivelse	Konsistens	Bikomponenter Kalk	Skaller	OM [%]
OD1	5	-1,20	G	L-	OM-	F	K-	S-	0,77
OD2	5	-1,15	G	L-	OM-	F	K-	S-	0,50
OD3	5	-1,10	G	L-	OM-	F	K-	S-	0,76
OD4	5	-1,05	G	L-	OM-	F	K-	S-	0,25
OD5	5	-1,00	G	L-	OM++	F	K-	S+	0,89
OD6	5	-0,95	MG	L-	OM-	F	K-	S++	0,56
OD7	5	-0,90	MG	L-	OM+	F	K-	S+	0,99

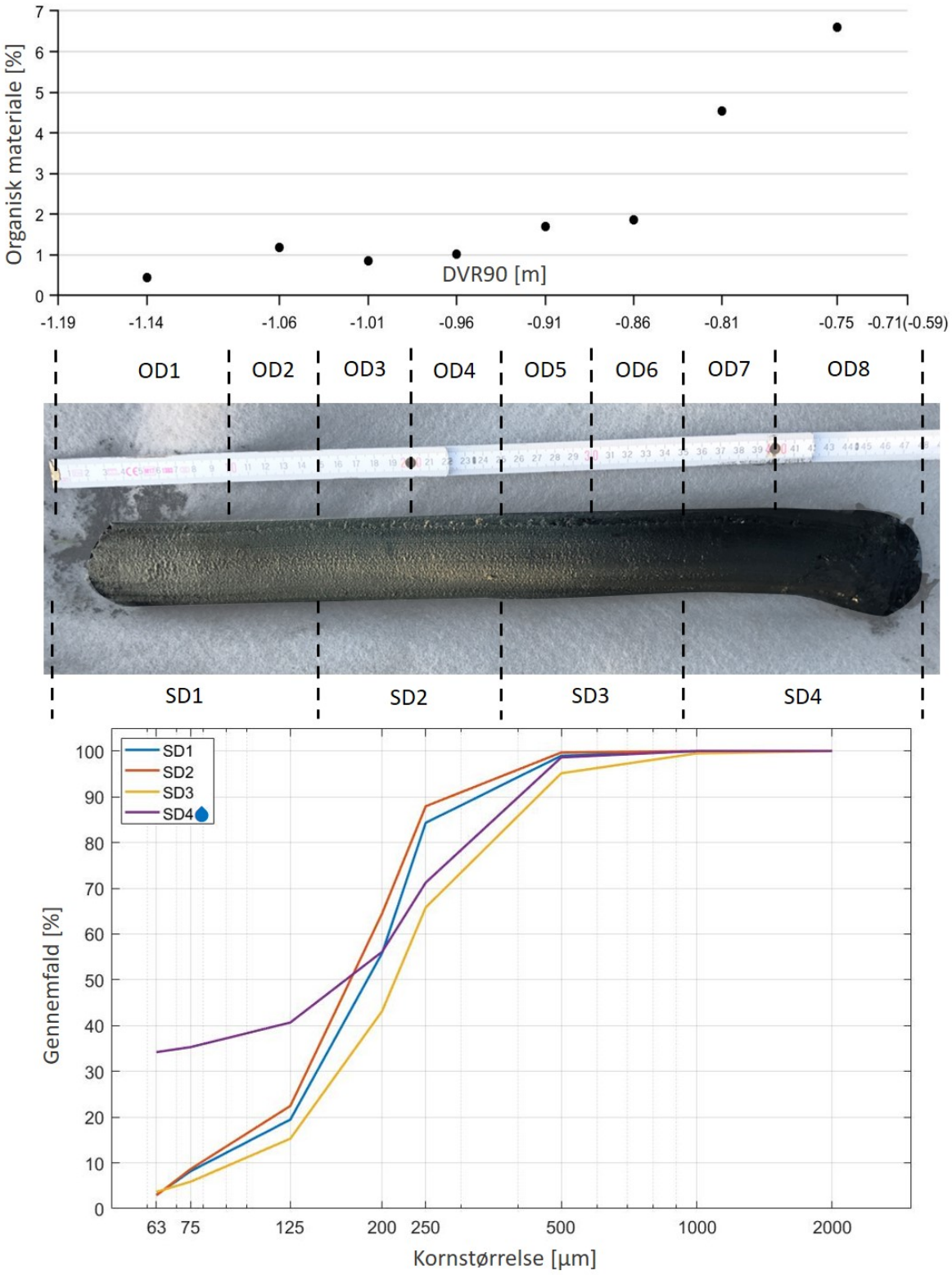


Figur B.13: Billede af referenceprøve R2 med markering af dybder der er anvendt til analyse af organisk indhold, OD, og dybder anvendt til kornfordeling, SD. Desuden ses resultatet af det organiske indhold og kornfordeling.

Sedimentprøve SP1

Tabel B.5: Karakterisering samt resultat af det organiske indhold bestemt for de forskellige delprøver i SP1. ***Symboler;*** *Farve: G(grå), MG(mørkegrå), S(sort) // Lugt: L-(ingen lugt), L+(svag rådden lugt), L++(moderat rådden lugt) // Organisk: OM-(intet synlig), OM+(enkelte stykker organisk), OM++(nogen stykker organisk) // Konsistens: MB(meget blød), B(blød), F(fast) // Kalk: K-(ingen kalk) // Skaller: S-(ingen skaller), S+(få stykker skaller), S++(mange stykker skaller).*

Prøve	Prøve Længde [cm]	Prøve kote DVR90 [m]	Karakteristika Farve	Lugt	Organisk beskrivelse	Konsistens	Bikomponenter Kalk	Skaller	OM [%]
OD1	10	-1,14	G	L-	OM-	F	K-	S+	0,44
OD2	5	-1,06	G	L-	OM-	F	K-	S-	1,19
OD3	5	-1,01	G	L-	OM-	F	K-	S-	0,85
OD4	5	-0,96	G	L-	OM-	F	K-	S-	1,00
OD5	5	-0,91	G	L-	OM-	F	K-	S+	1,70
OD6	5	-0,86	MG	L+	OM-	F	K-	S++	1,87
OD7	5	-0,81	S	L+	OM+	B	K-	S++	4,55
OD8	20	-0,68	S	L++	OM++	MB	K-	S++	6,60

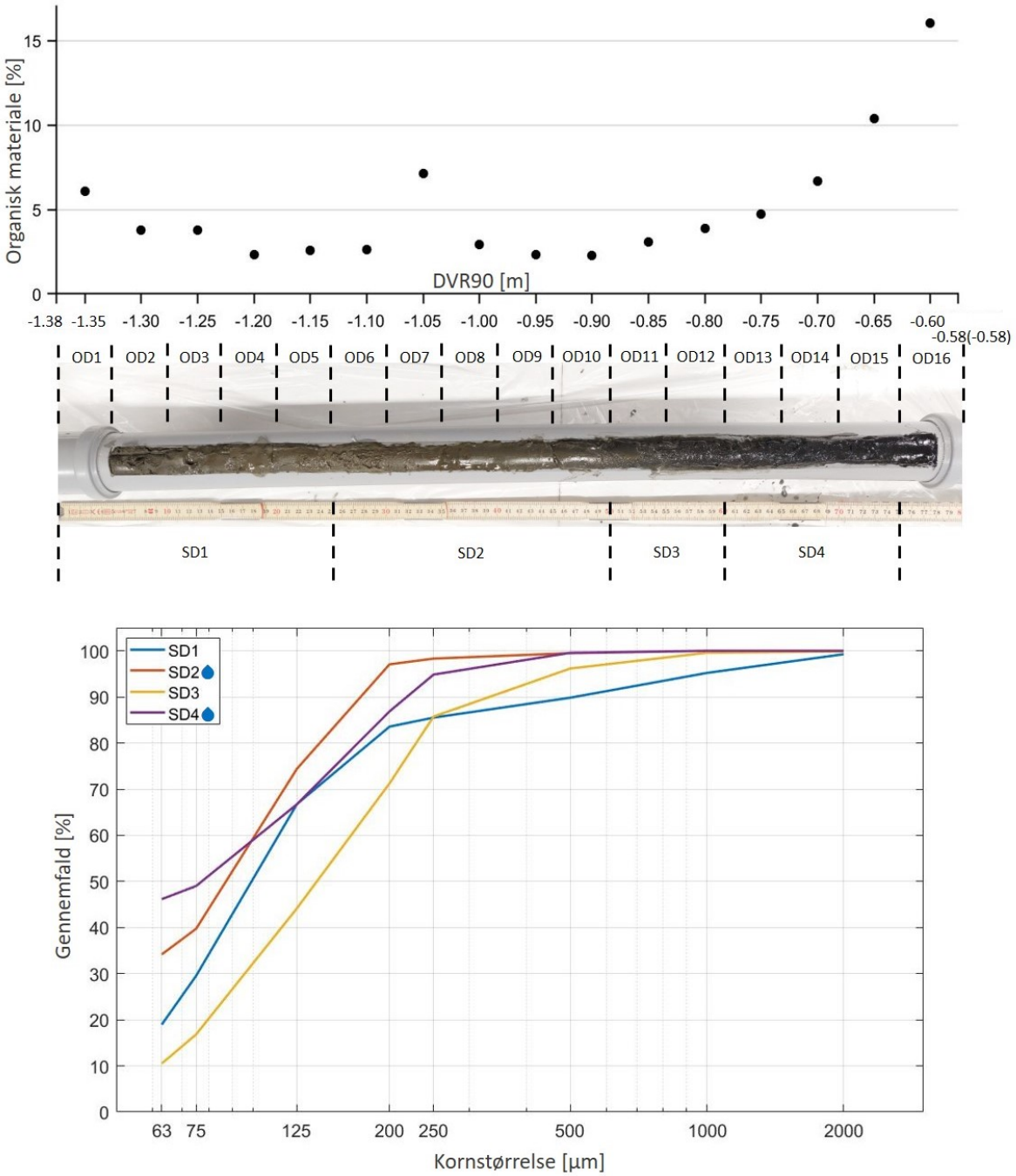


Figur B.14: Billede af sedimentprøve SP1 med markering af dybder der er anvendt til analyse af organisk indhold, OD, og dybder anvendt til kornfordeling, SD. Desuden ses resultatet af det organiske indhold og kornfordeling.

Sedimentprøve SP2

Tabel B.6: Karakterisering samt resultat af det organiske indhold bestemt for de forskellige delprøver i SP2. ***Symboler;*** *Farve: G(grå), MG(mørkegrå), S(sort) // Lugt: L-(ingen lugt), L+(svag rådden lugt), L++(moderat rådden lugt), L+++(kraftig rådden lugt) // Organisk: OM-(intet synlig), OM+(enkelte stykker organisk), OM+++(mange stykker organisk) // Konsistens: MB(meget blød), B(blød), F(fast) // Kalk: K-(ingen kalk), K+(få stykker kalk), K++(mange stykker kalk) // Skaller: S-(ingen skaller), S+(få stykker skaller). *Prøvestørrelse på 24,87 g **Prøvestørrelse på 18,39 g ***Prøvestørrelse på 4,15 g.*

Prøve	Prøve længde [cm]	Prøve kote DVR90 [m]	Karakteristika Farve	Lugt	Organisk beskrivelse	Konsistens	Bikomponenter Kalk	Skaller	OM [%]
OD1	5	-1,35	MG	L-	OM-	F	K-	S-	6,06
OD2	5	-1,30	MG	L-	OM-	F	K-	S-	3,76
OD3	5	-1,25	G	L-	OM-	F	K-	S-	3,75
OD4	5	-1,20	G	L-	OM-	F	K-	S-	2,33
OD5	5	-1,15	G	L++	OM-	F	K-	S-	2,57
OD6	5	-1,10	G	L+	OM-	F	K-	S-	2,62
OD7	5	-1,05	G	L+++	OM+++	F	K-	S+	7,11
OD8	5	-1,00	G	L+++	OM+	B	K-	S-	2,94
OD9	5	-0,95	G	L+++	OM+	B	K-	S-	2,30
OD10	5	-0,90	G	L++	OM-	B	K-	S-	2,27
OD11	5	-0,85	MG	L++	OM-	F	K-	S+	3,07
OD12	5	-0,80	S	L-	OM+	B	K-	S+	3,85
OD13	5	-0,75	S	L-	OM-	B	K-	S+	4,73
OD14	5	-0,70	S	L+	OM+	B	K-	S-	6,68*
OD15	5	-0,65	S	L-	OM+	MB	K-	S-	10,36**
OD16	5	-0,60	S	L+	OM+	MB	K-	S-	16,04***

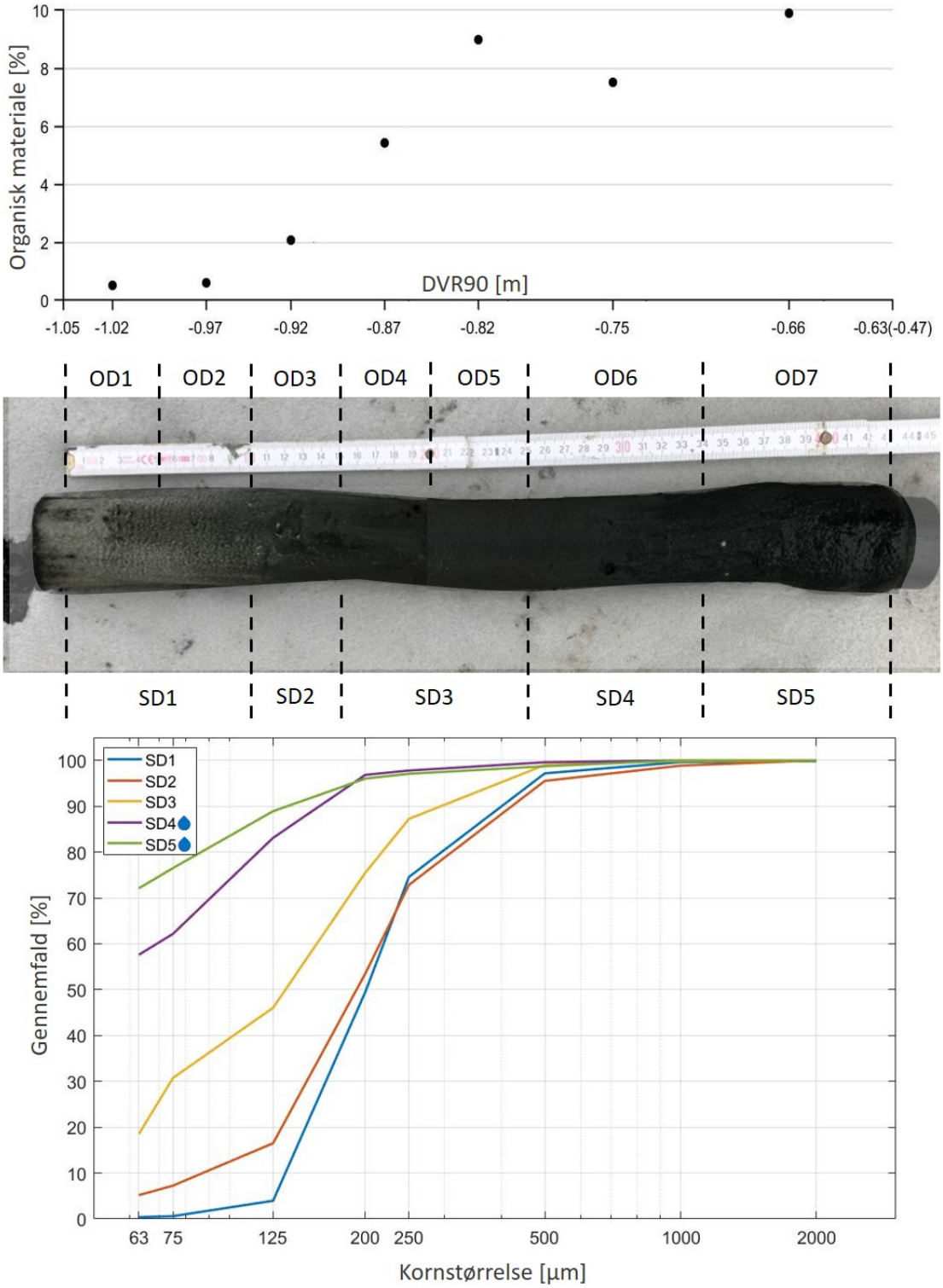


Figur B.15: Billede af sedimentprøve SP2 med markering af dybder der er anvendt til analyse af organisk indhold, OD, og dybder anvendt til kornfordeling, SD. Desuden ses resultatet af det organiske indhold og kornfordeling.

Sedimentprøve SP3

Tabel B.7: Karakterisering samt resultat af det organiske indhold bestemt for de forskellige delprøver i SP3. ***Symboler;*** *Farve: G(grå), MG(mørkegrå), S(sort) // Lugt: L-(ingen lugt), L+(svag rådden lugt), L++(moderat rådden lugt), L+++(kraftig rådden lugt) // Organisk: OM-(intet synlig), OM+(enkelte stykker organisk), OM++(nogen stykker organisk) // Konsistens: MB(meget blød), B(blød), F(fast) // Kalk: K-(ingen kalk) // Skaller: S-(ingen skaller), S+(få stykker skaller), S++(mange stykker skaller). *Prøvestørrelse på 20,63 g **Prøvestørrelse på 24,80 g ***Prøvestørrelse på 19,58 g.*

Prøve	Prøve længde [cm]	Prøve kote DVR90 [m]	Karakteristika Farve	Lugt	Organisk beskrivelse	Konsistens	Bikomponenter Kalk	Skaller	OM [%]
OD1	5	-1,02	G	L-	OM-	F	K-	S-	0,50
OD2	5	-0,97	G	L-	OM-	F	K-	S-	0,60
OD3	5	-0,92	MG	L+	OM+	F	K-	S++	2,07
OD4	5	-0,87	S	L+	OM-	B	K-	S++	5,42
OD5	5	-0,82	S	L++	OM-	B	K-	S+	8,99*
OD6	9	-0,75	S	L+++	OM++	B	K-	S+	7,52**
OD7	24	-0,59	S	L+++	OM+	MB	K-	S-	9,88***

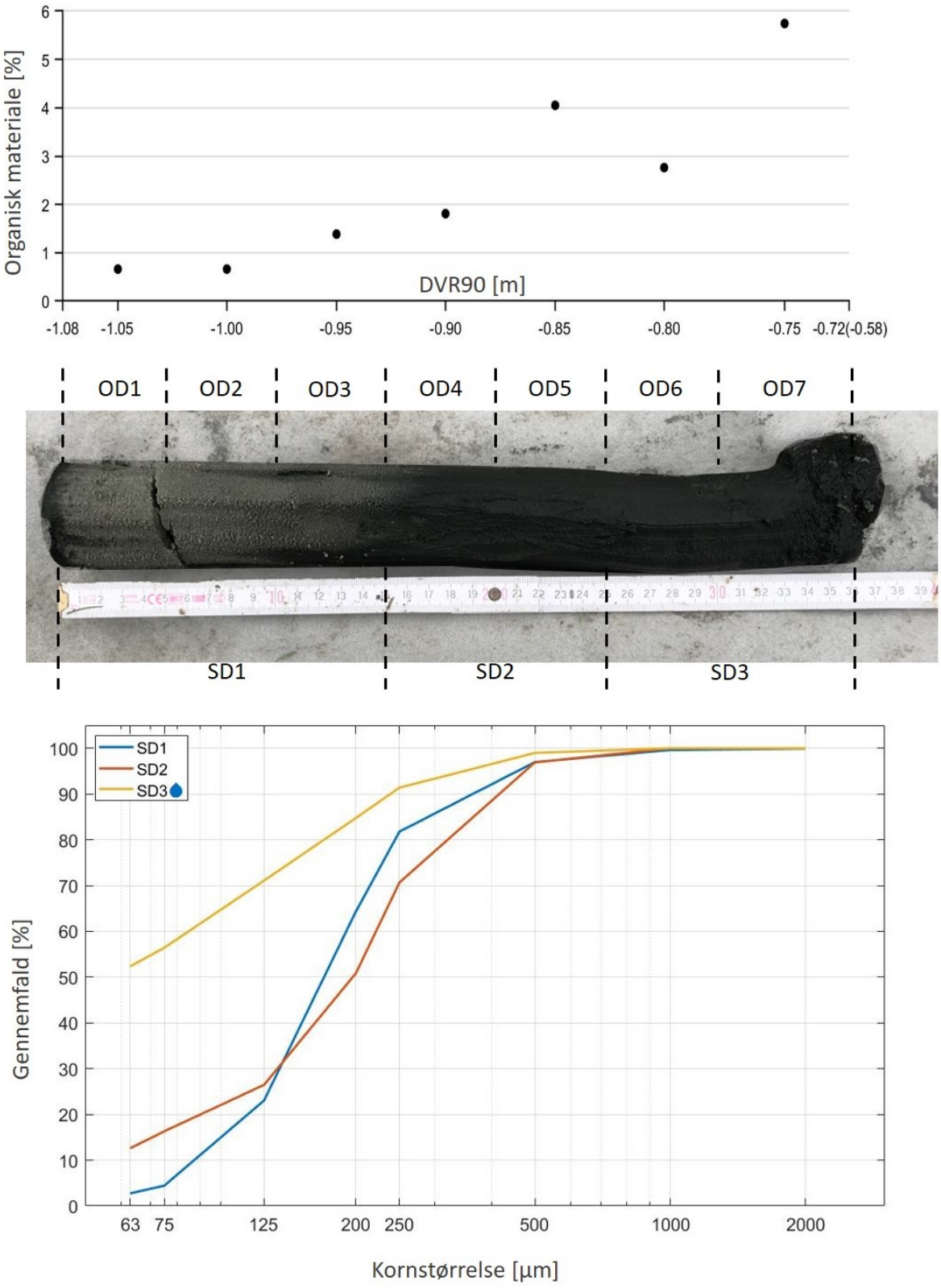


Figur B.16: Billede af sedimentprøve SP3 med markering af dybder der er anvendt til analyse af organisk indhold, OD, og dybder anvendt til kornfordeling, SD. Desuden ses resultatet af det organiske indhold og kornfordeling.

Sedimentprøve SP4

Tabel B.8: Karakterisering samt resultat af det organiske indhold bestemt for de forskellige delprøver i SP4. ***Symboler;*** *Farve: G(grå), MG(mørkegrå), S(sort) // Lugt: L-(ingen lugt), L+(svag rådden lugt), L++(moderat rådden lugt), L+++(kraftig rådden lugt) // Organisk: OM-(intet synlig), OM+(enkelte stykker organisk), OM++(nogen stykker organisk) // Konsistens: MB(meget blød), B(blød), F(fast) // Kalk: K-(ingen kalk) // Skaller: S-(ingen skaller), S+(få stykker skaller), S++(mange stykker skaller).*

Prøve	Prøve længde [cm]	Prøve kote DVR90 [m]	Karakteristika Farve	Lugt	Organisk beskrivelse	Konsistens	Bikomponenter Kalk	Skaller	OM [%]
OD1	5	-1,05	G	L-	OM-	F	K-	S-	0,66
OD2	5	-1,00	G	L-	OM-	F	K-	S-	0,67
OD3	5	-0,95	MG	L-	OM-	F	K-	S++	1,38
OD4	5	-0,90	MG	L+	OM+	F	K-	S++	1,80
OD5	5	-0,85	S	L++	OM+	B	K-	S+	4,05
OD6	5	-0,80	S	L++	OM+	B	K-	S+	2,77
OD7	20	-0,68	S	L+++	OM++	MB	K-	S+	5,73

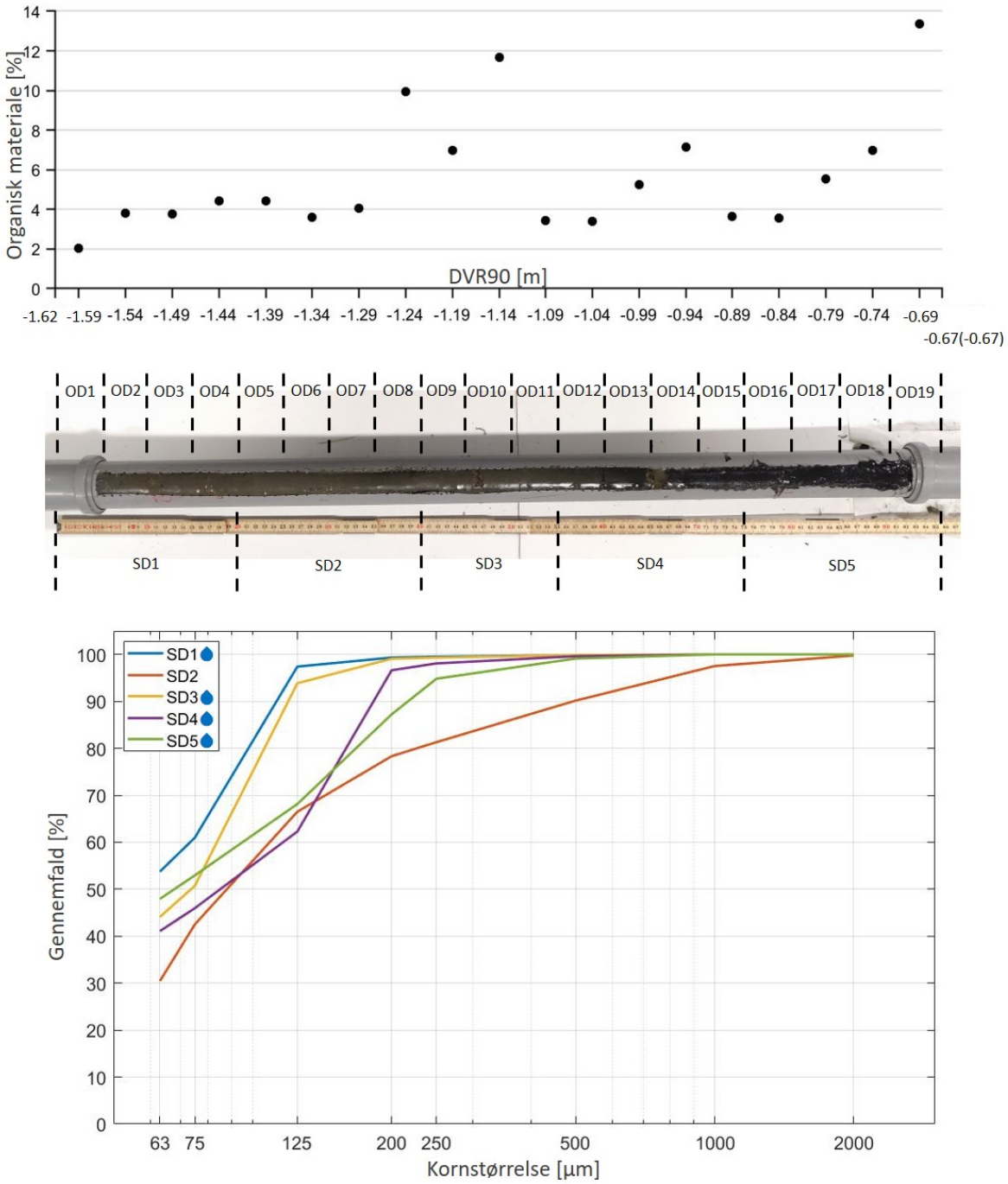


Figur B.17: Billede af sedimentprøve SP4 med markering af dybder der er anvendt til analyse af organisk indhold, OD, og dybder anvendt til kornfordeling, SD. Desuden ses resultatet af det organiske indhold og kornfordeling.

Sedimentprøve SP5

Tabel B.9: Karakterisering samt resultat af det organiske indhold bestemt for de forskellige delprøver i SP5. ***Symboler;*** *Farve: G(grå), MG(mørkegrå), S(sort) // Lugt: L+(svag rådden lugt), L++(moderat rådden lugt), L+++(kraftig rådden lugt) // Organisk: OM-(intet synlig), OM+(enkelte stykker organisk), OM+++(mange stykker organisk) // Konsistens: MB(meget blød), B(blød), F(fast) // Kalk: K-(ingen kalk) // Skaller: S-(ingen skaller), S+(få stykker skaller). *Prøvestørrelse på 16,71 g.*

Prøve	Prøve længde [cm]	Prøve kote DVR90 [m]	Karakteristika		Organisk beskrivelse	Konsistens	Bikomponenter		OM [%]
			Farve	Lugt			Kalk	Skaller	
OD1	5	-1,59	G	L+	OM-	F	K-	S-	2,05
OD2	5	-1,54	G	L+	OM-	F	K-	S-	3,83
OD3	5	-1,49	G	L+	OM+++	F	K-	S-	3,76
OD4	5	-1,44	G	L+	OM+++	F	K-	S-	4,41
OD5	5	-1,39	G	L+	OM+	F	K-	S-	4,42
OD6	5	-1,34	G	L+	OM-	F	K-	S-	3,60
OD7	5	-1,29	G	L+	OM-	F	K-	S-	4,04
OD8	5	-1,24	G	L+	OM+++	F	K-	S-	9,96
OD9	5	-1,19	G	L+	OM+	F	K-	S-	6,98
OD10	5	-1,14	G	L+	OM+	F	K-	S-	11,68
OD11	5	-1,09	G	L+	OM-	F	K-	S-	3,44
OD12	5	-1,04	G	L+	OM-	B	K-	S-	3,38
OD13	5	-0,99	G	L+	OM+	B	K-	S-	5,25
OD14	5	-0,94	G	L+	OM-	B	K-	S-	7,15
OD15	5	-0,89	MG	L++	OM+	B	K-	S+	3,63
OD16	5	-0,84	S	L++	OM-	B	K-	S+	3,55
OD17	5	-0,79	S	L++	OM-	B	K-	S-	5,52
OD18	5	-0,74	S	L+++	OM-	MB	K-	S-	6,97
OD19	5	-0,69	S	L+++	OM+	MB	K-	S+	13,37*

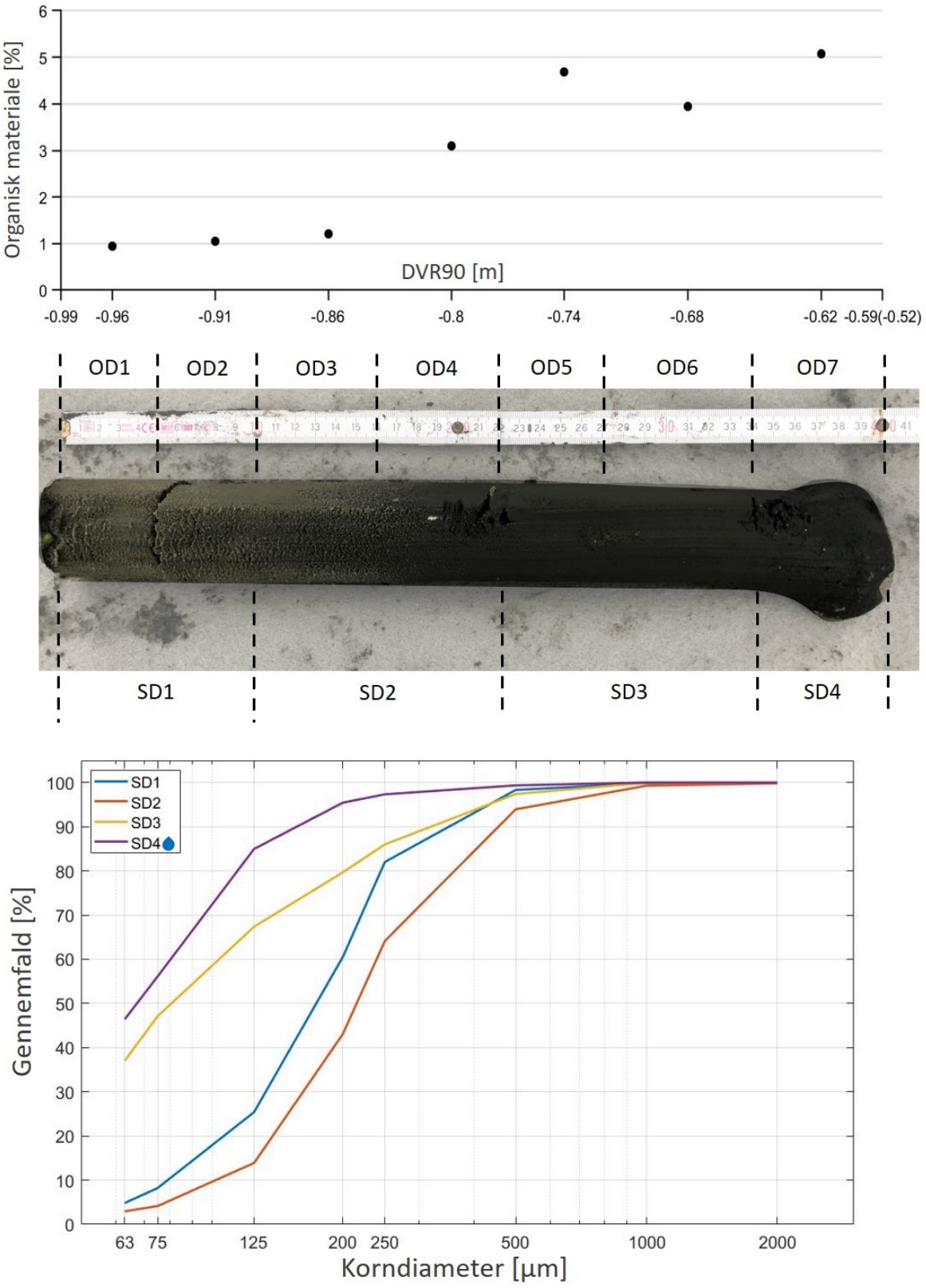


Figur B.18: Billede af sedimentprøve SP5 med markering af dybder der er anvendt til analyse af organisk indhold, OD, og dybder anvendt til kornfordeling, SD. Desuden ses resultatet af det organiske indhold og kornfordeling.

Sedimentprøve SP6

Tabel B.10: Karakterisering samt resultat af det organiske indhold bestemt for de forskellige delprøver i SP6. ***Symboler;*** *Farve: G(grå), MG(mørkegrå), S(sort) // Lugt: L-(ingen lugt), L+(svag rådden lugt), L++(moderat rådden lugt) // Organisk: OM-(intet synlig), OM++(nogen stykker organisk) // Konsistens: MB(meget blød), B(blød), F(fast) // Kalk: K-(ingen kalk) // Skaller: S-(ingen skaller), S+(få stykker skaller).*

Prøve	Prøve længde [cm]	Prøve kote DVR90 [m]	Karakteristika Farve	Lugt	Organisk beskrivelse	Konsistens	Bikomponenter Kalk	Skaller	OM [%]
OD1	5	-0.96	G	L+	OM-	F	K-	S-	0,94
OD2	5	-0,91	G	L+	OM-	F	K-	S-	1,06
OD3	6	-0,86	G	L-	OM-	F	K-	S+	1,20
OD4	6	-0,80	MG	L-	OM-	F	K-	S+	3,10
OD5	5	-0,74	MG	L-	OM-	B	K-	S-	4,68
OD6	7	-0,68	S	L-	OM++	B	K-	S-	3,94
OD7	13	-0,58	S	L+++	OM++	MB	K-	S+	5,07

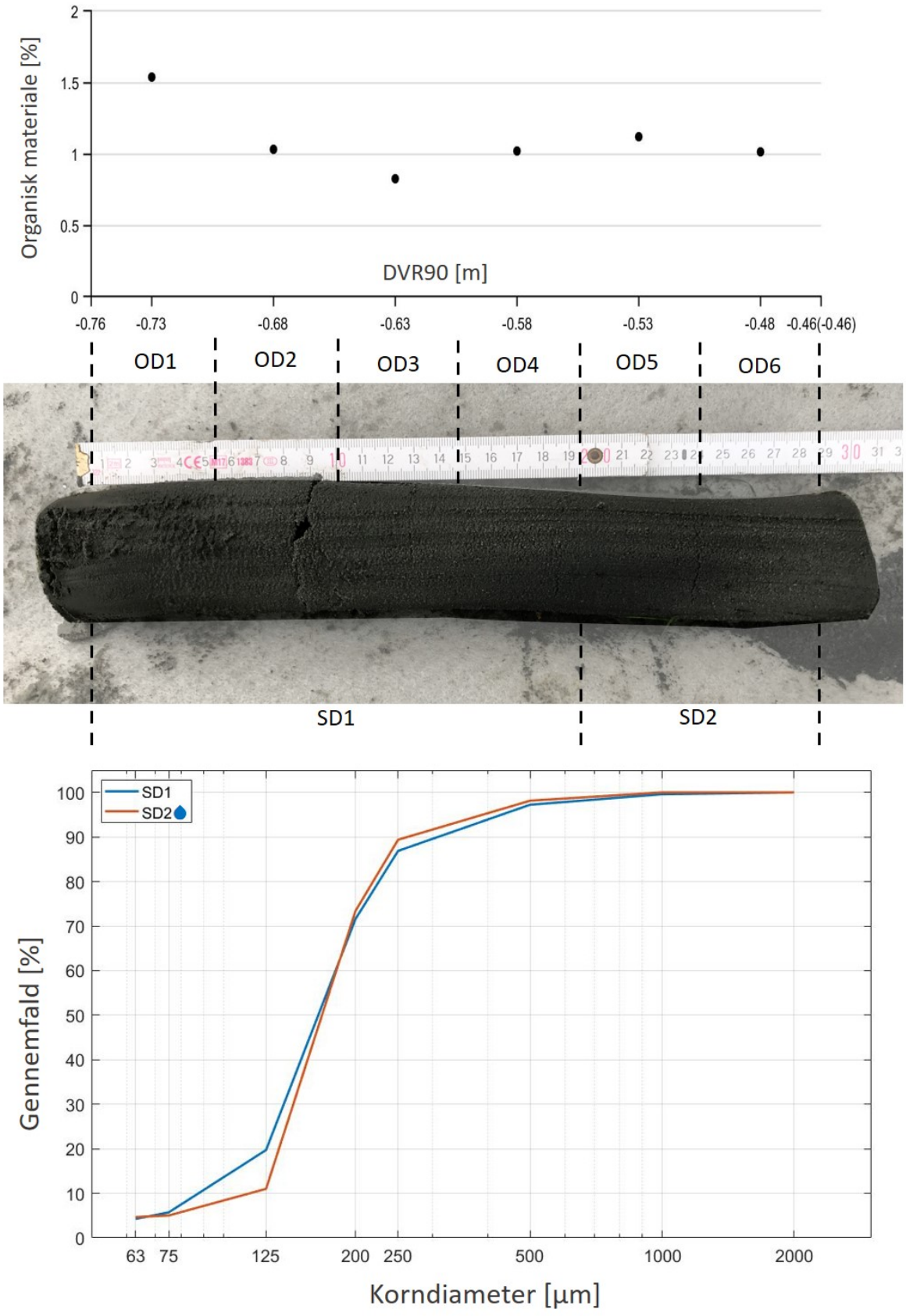


Figur B.19: Billede af sedimentprøve SP6 med markering af dybder der er anvendt til analyse af organisk indhold, OD, og dybder anvendt til kornfordeling, SD. Desuden ses resultatet af det organiske indhold og kornfordeling.

Sedimentprøve SP7

Tabel B.11: Karakterisering samt resultat af det organiske indhold bestemt for de forskellige delprøver i SP7. ***Symboler;*** *Farve: MG(mørkegrå) // Lugt: L-(ingen lugt) // Organisk: OM-(intet synlig), OM+(enkelte stykker organisk) // Konsistens: F(fast) // Kalk: K-(ingen kalk) // Skaller: S-(ingen skaller), S+(få stykker skaller), S++(mange stykker skaller).*

Prøve	Prøve længde [cm]	Prøve kote DVR90 [m]	Karakteristika Farve	Lugt	Organisk beskrivelse	Konsistens	Bikomponenter Kalk	Skaller	OM [%]
OD1	5	-0,73	MG	L-	OM-	F	K-	S++	1,54
OD2	5	-0,68	MG	L-	OM-	F	K-	S+	1,03
OD3	5	-0,63	MG	L-	OM-	F	K-	S-	0,83
OD4	5	-0,58	MG	L-	OM-	F	K-	S-	1,02
OD5	5	-0,53	MG	L-	OM+	F	K-	S-	1,12
OD6	5	-0,48	MG	L-	OM+	F	K-	S+	1,01

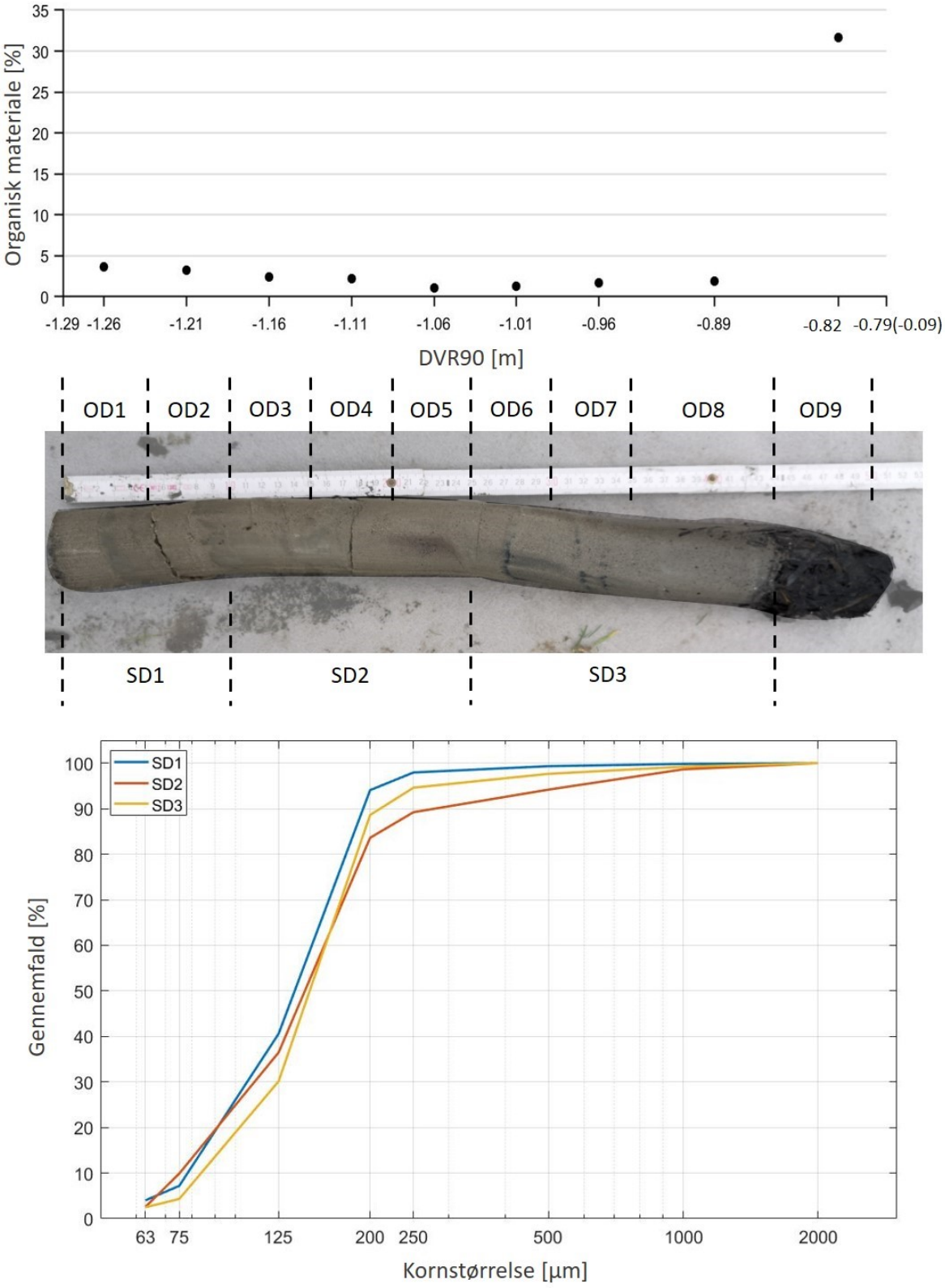


Figur B.20: Billede af sedimentprøve SP7 med markering af dybder der er anvendt til analyse af organisk indhold, OD, og dybder anvendt til kornfordeling, SD. Desuden ses resultatet af det organiske indhold og kornfordeling.

Sedimentprøve SP8

Tabel B.12: Karakterisering samt resultat af det organiske indhold bestemt for de forskellige delprøver i SP8. ***Symboler;*** *Farve: G(grå), S(sort) // Lugt: L-(ingen lugt), L+++(kraftig rådden lugt) // Organisk: OM-(intet synlig), OM+(enkelte stykker organisk), OM+++(mange stykker organisk) // Konsistens: B(blød), F(fast) // Kalk: K-(ingen kalk), K+(få stykker kalk), K++(mange stykker kalk) // Skaller: S-(ingen skaller), S+(få stykker skaller), S++(mange stykker skaller).*

Prøve	Prøve længde [cm]	Prøve kote DVR90 [m]	Karakteristika		Organisk beskrivelse	Konsistens	Bikomponenter		OM [%]
			Farve	Lugt			Kalk	Skaller	
OD1	5	-1,26	G	L-	OM-	F	K-	S-	3,70
OD2	5	-1,21	G	L-	OM-	F	K-	S-	3,27
OD3	5	-1,16	G	L-	OM-	F	K-	S-	2,45
OD4	5	-1,11	G	L-	OM-	F	K-	S+	2,18
OD5	5	-1,06	G	L-	OM-	F	K-	S-	1,09
OD6	5	-1,01	G	L-	OM+	F	K++	S-	1,34
OD7	5	-0,96	G	L-	OM+	F	K+	S-	1,72
OD8	9	-0,89	G	L-	OM+	F	K-	S++	1,95
OD9	76	-0,47	S	L+++	OM+++	B	K-	S++	31,70

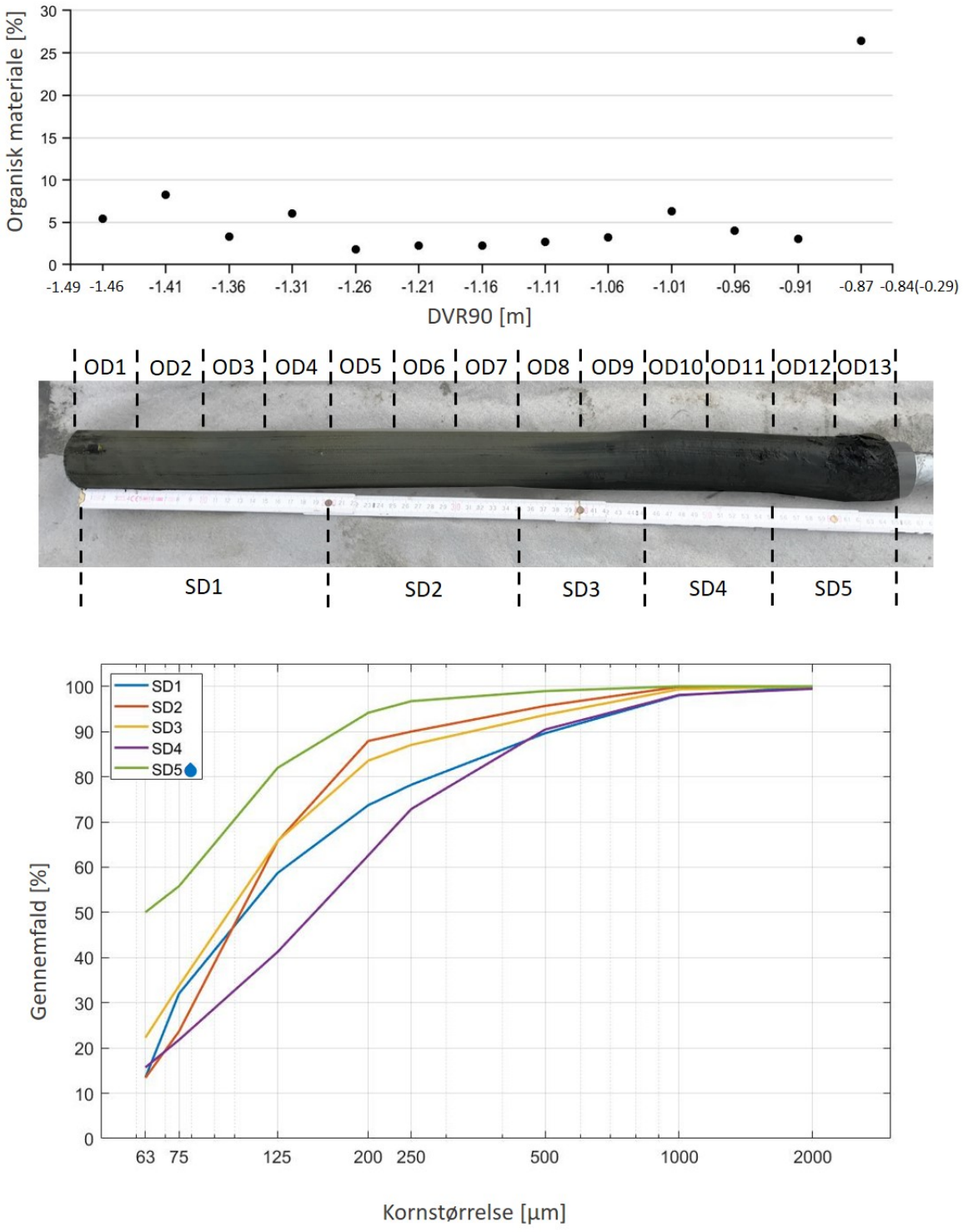


Figur B.21: Billede af sedimentprøve SP8 med markering af dybder der er anvendt til analyse af organisk indhold, OD, og dybder anvendt til kornfordeling, SD. Desuden ses resultatet af det organiske indhold og kornfordeling.

Sedimentprøve SP9

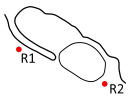
Tabel B.13: Karakterisering samt resultat af det organiske indhold bestemt for de forskellige delprøver i SP9. ***Symboler;*** *Farve: MG(mørkegrå), S(sort) // Lugt: L-(ingen lugt), L+(svag rådden lugt), L+++(kraftig rådden lugt) // Organisk: OM-(intet synlig), OM+(enkelte stykker organisk), OM++(nogen stykker organisk), OM+++(mange stykker organisk) // Konsistens: MB(meget blød), B(blød), F(fast) // Kalk: K-(ingen kalk), K+(få stykker kalk) // Skaller: S-(ingen skaller), S+(få stykker skaller), S++(mange stykker skaller).*

Prøve	Prøve længde [cm]	Prøve kote DVR90 [m]	Karakteristika		Organisk beskrivelse	Konsistens	Bikomponenter		OM [%]
			Farve	Lugt			Kalk	Skaller	
OD1	5	-1,46	MG	L-	OM++	F	K-	S-	5,44
OD2	5	-1,41	MG	L-	OM+++	F	K+	S+	8,22
OD3	5	-1,36	MG	L-	OM+	F	K-	S-	3,33
OD4	5	-1,31	MG	L-	OM+++	F	K-	S-	6,08
OD5	5	-1,26	MG	L-	OM-	F	K-	S-	1,80
OD6	5	-1,21	MG	L-	OM-	F	K-	S-	2,25
OD7	5	-1,16	MG	L-	OM-	F	K-	S-	2,22
OD8	5	-1,11	MG	L-	OM+	F	K-	S-	2,68
OD9	5	-1,06	MG	L-	OM+	F	K-	S-	3,18
OD10	5	-1,01	S	L+	OM++	B	K-	S+	6,32
OD11	5	-0,96	S	L+	OM++	B	K-	S+	4,04
OD12	5	-0,91	S	L+	OM++	B	K-	S+	3,05
OD13	60	-0,59	S	L+++	OM+++	MB	K-	S++	26,40



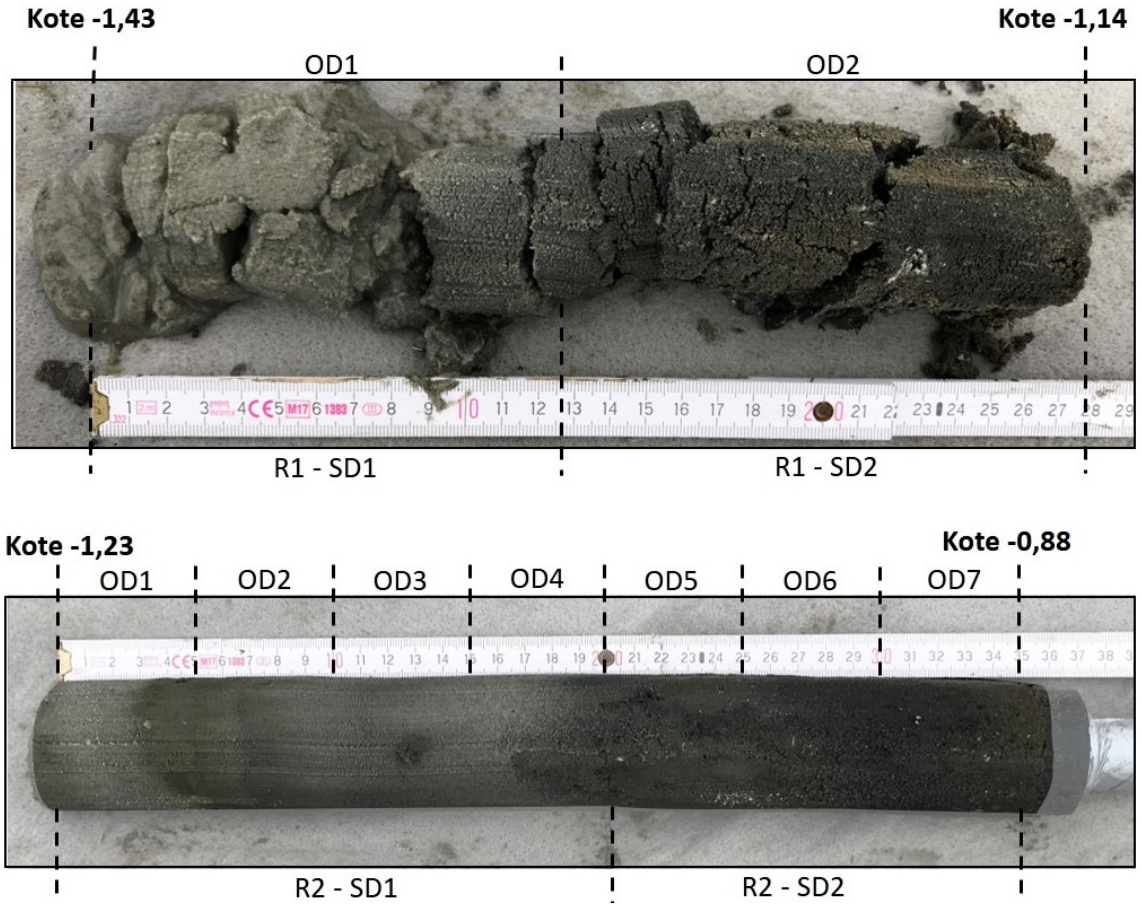
Figur B.22: Billede af sedimentprøve SP9 med markering af dybder der er anvendt til analyse af organisk indhold, OD, og dybder anvendt til kornfordeling, SD. Desuden ses resultatet af det organiske indhold og kornfordeling.

B.2 Klassifikation af Limfjordens bundsediment



Figur B.23: Placering af R1 og R2.

For at klarlægge hvilken del af sedimentet, som er tilkommet efter opførelsen af Lindholm Strandpark, anvendes de foretagne analyser for referenceprøverne R1 og R2, se placering på figur B.23. Under det tilkomne sediment findes den oprindelige fjordbund inden opførelsen af Lindholm Strandpark, denne defineres referencetilstanden. Det antages, at referencetilstanden har de samme karakteristika som sedimentprøver R1 og R2, hvorfor disse anvendes til at lokalisere den oprindelige fjordbund i Lindholm Strandpark. Der er fortaget bestemmelse af kornfordeling på to sigteprøver samt karakterisering og bestemmelse af organisk indhold på to delprøver i R1. For R2 er der karakteriseret og bestemt organisk indhold på syv delprøver og foretaget bestemmelse af kornfordelingen på to sigteprøver, som består af hhv. tre og fire delprøver. På figur B.24 ses de to referenceprøver, samt de delprøver og sigteprøver de er inddelt i.



Figur B.24: Sedimentprøve R1 og R2 i fuld længde samt inddeling af prøverne i delprøver og sigteprøver.

Af figur B.24 ses det, at de to referenceprøver har samme tendenser med hensyn til farve og konsistens. Resultatet af karakteriseringen og analysen af det organiske indhold for de to referenceprøver er præsenteret i tabel B.14.

Tabel B.14: Karakterisering samt resultat af det organiske indhold bestemt for de forskellige delprøver i R1 og R2. ***Symboler;*** *Farve: G(grå), MG(mørkegrå) // Lugt: L-(ingen lugt) // Organisk: OM-(ingen organisk), OM+(enkelte stykker organisk), OM++(nogen stykker organisk) // Konsistens: F(fast) // Kalk: K-(ingen kalk) // Skaller: S-(ingen skaller), S+(få stykker skaller), S++(mange stykker skaller).*

Referenceprøve R1									
Prøve	Prøve Længde [cm]	Prøve kote DVR90 [m]	Karakteristika Farve	Lugt	Organisk beskrivelse	Konsistens	Bikomponenter Kalk	Skaller	OM [%]
OD1	12,5	-1,37	G	L-	OM-	F	K-	S-	0,62
OD2	16,5	-1,22	MG	L-	OM+	F	K-	S++	2,68
Referenceprøve R2									
Prøve	Prøve længde [cm]	Prøve kote DVR90 [m]	Karakteristika Farve	Lugt	Organisk beskrivelse	Konsistens	Bikomponenter Kalk	Skaller	OM [%]
OD1	5	-1,20	G	L-	OM-	F	K-	S-	0,77
OD2	5	-1,15	G	L-	OM-	F	K-	S-	0,50
OD3	5	-1,10	G	L-	OM-	F	K-	S-	0,76
OD4	5	-1,05	G	L-	OM-	F	K-	S-	0,25
OD5	5	-1,00	G	L-	OM++	F	K-	S+	0,89
OD6	5	-0,95	MG	L-	OM-	F	K-	S++	0,56
OD7	5	-0,90	MG	L-	OM+	F	K-	S+	0,99

Som det ses af tabel B.14, er størstedelen af de undersøgte parametre ens for de to referenceprøver. Generelt ses det for begge prøver, at de er mørkegrå i toppen, hvorefter farven ændres til grå gående mod bunden. Ingen af prøverne lugter råddent, og ved begge referencerprøver observeres der enkelte eller nogen stykker organisk materiale i den øverste del af prøven, mens der i den nedre del af prøven ikke observeres organisk materiale. Alle delprøverne er yderligere karakteriseret som værende fast og uden kalk. Desuden ses det, at der er en tendens til, at der i den øverste del af sedimentet i begge prøver forefindes skaller, som er naturligt i det marine miljø.

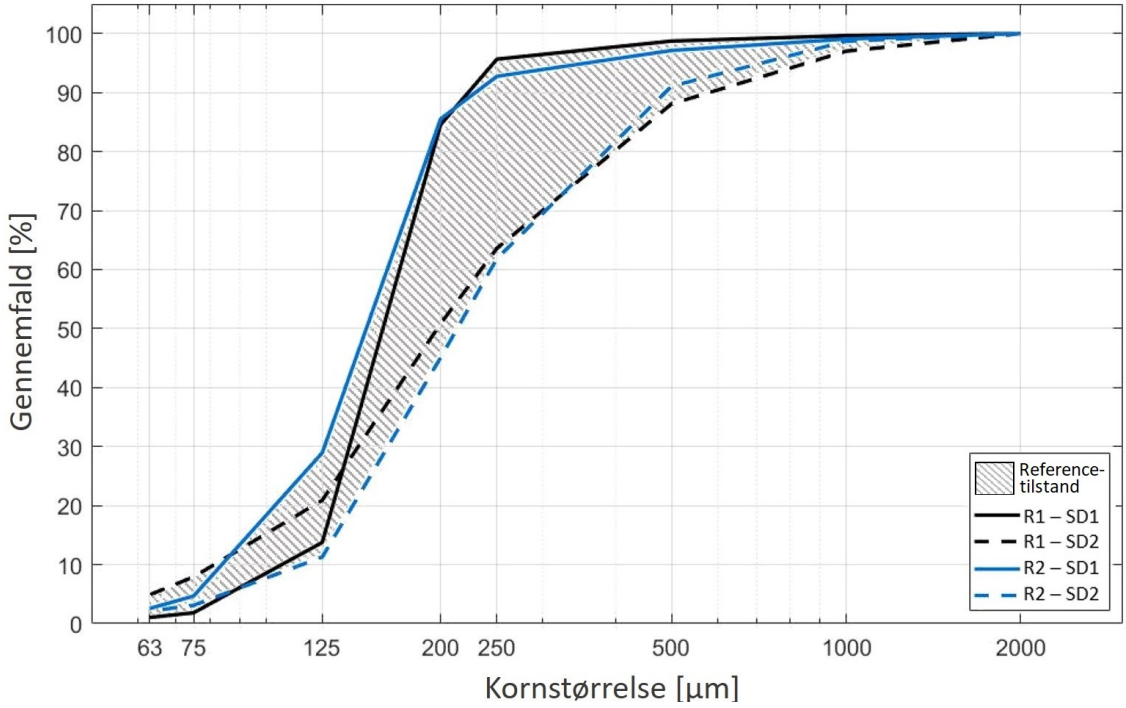
Det organiske indhold i de to referenceprøver ligger generelt under 1% med undtagelse af OD2 i R1, hvor det organiske indhold er bestemt til 2,68%. For ikke at udelukke, at delprøver med et organisk indhold på over 1% kan antages at ligne referencen, vælges det at benytte 2,68% fra OD2, som øvre grænse for det organiske indhold ved referencetilstanden.

For at referencen kan antages at være genfundet i en delprøve, vælges det at rette fokus på farven, lugten, konsistensen og tilstedeværelsen af kalk fra karakteriseringen, da disse parametre, med undtagelse af farven, er entydige for alle delprøver i referenceprøverne. Desuden vælges det at rette fokus på det organiske indhold frem for den organiske beskrivelse, da det antages, at det organiske indhold er mere retvisende, da denne parameter er objektivt bestemt. Karakteriseringen af skaller undlades, da alle de tre inddelinger er klassificeret i referenceprøverne, og dermed foreligger der ikke en klar tendens for denne parameter. Parametrene der repræsenterer referencetilstanden, er samlet i tabel B.15.

Tabel B.15: Klassifikation af referencetilstanden for karakterisering og organisk indhold. ***Symboler;*** *Farve: G(grå), MG(mørkegrå) // Lugt: L-(ingen lugt) // Konsistens: F(fast) // Kalk: K-(ingen kalk).*

Parameter	Farve	Lugt	Konsistens	Kalk	OM [%]
Referencetilstand	G/MG	L-	F	K-	$\leq$ 2,68

Foruden parametrene fra karakteristikken og bestemmelsen af det organiske indhold, er kornfordelingen også en parameter, der benyttes til at bestemme, hvorvidt referencen er genfundet. For referenceprøverne foreligger der fire kornkurver, som benyttes til at fastsætte en referencetilstand. På figur B.25 ses kornfordelingen af de fire sigteprøver, som repræsenterer referencetilstanden.



Figur B.25: Resultat af sigteanalyse for referenceprøverne R1 og R2. Det skraverede område angiver det område, som antages at repræsentere referencefordelingen af partikler.

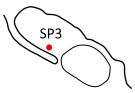
På figur B.25 fremgår de fire kornkurver fra referenceprøverne samt et skraveret område, som repræsenterer referencetilstanden. Det er valgt at antage, at alt beliggende beliggende i det skraverede område, klassificeres som referencetilstanden.

B.3 Lokalisering af referencetilstand i Lindholm Strandpark

Med den definerede referencentilstanden, skal denne om muligt genfindes i de forskellige sedimentprøver. Fremgangsmåden for at lokalisere denne tilstand er indledningsvist at sammenligne kornfordelingen for sigteprøverne med kornfordelingen for referencetilstanden. Dette gøres for hver af de ni sedimentprøver. I tilfælde hvor flere kornkurver er beliggende i referenceområdet, vil det være sigteprøven, som er beliggende længst mod toppen, som antages at repræsentere referencetilstanden. Foruden kornfordelingen benyttes karakteriseringen og bestemmelsen af det organiske indhold til at validere, at den pågældende dybde kan antages at repræsentere den oprindelige fjordbund. Ydermere anvendes disse til at præcisere koten på referencetilstanden, da sigteprøven kan indeholde flere delprøver.

B.3.1 Metode til lokalisering af referencetilstand illustreret med SP3

Metoden hvorpå referencetilstanden er genfundet, præsenteres i denne sektion for sedimentprøve SP3. For SP3 foreligger der fem sigteprøver, hvor prøvelængde og kote fremgår af tabel B.16. Ydermere fremgår det af tabellen, hvilke delprøver der er indeholdt i de forskellige sigteprøver.

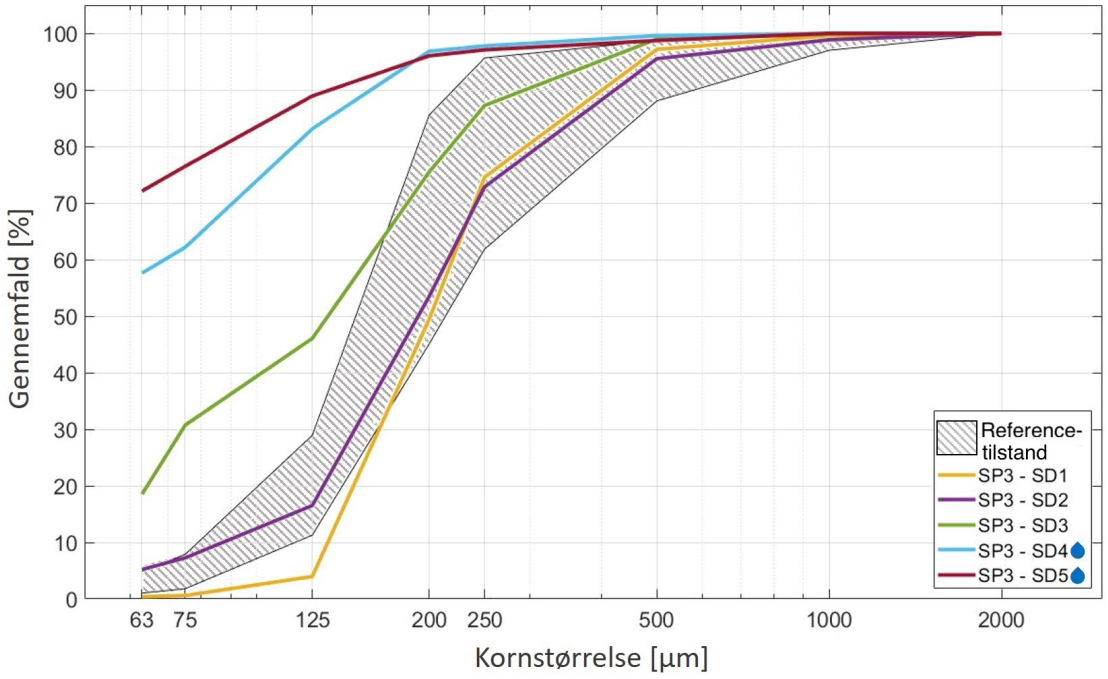


Figur B.26: Placering af SP3.

Tabel B.16: Sigteprøver i sedimentprøve SP3 samt angivelse af delprøver indeholdt i hver sigteprøve. Ydermere fremgår prøvelængden af sigteprøven samt prøvekoten (koten til midten af prøven).

Sigteprøve	Indeholdt delprøver	Sigteprøve	
		Længde [cm]	Kote [m]
SD1	OD1, OD2	10	-1,00
SD2	OD3	5	-0,92
SD3	OD4, OD5	10	-0,85
SD4 💧	OD6	9	-0,75
SD5 💧	OD7	24	-0,59

Som det fremgår af tabel B.16, er SD4 og SD5 vådsigtet, mens de resterende er tørsigtet. På figur B.27 ses kornkurverne for de fem sigteprøver samt referenceområdet, som blev introduceret på figur B.25.



Figur B.27: Kornkurver for de fem sigteprøver fra SP3 samt markering af referenceområdet.

Af figur B.27 fremgår det, at det kun er SD2, som er fuldstændigt beliggende indenfor referenceområdet. SD1 er beliggende indenfor referenceområdet pånær i området ved de fine sandpartikler. Dette skyldes, at der er færre fine partikler i SD1 end de to referenceprøver. Det vurderes dog, at denne sigteprøve alligevel kan antages at ligne referencen. De resterende sigteprøver afviger markant fra referencetilstanden, da de indeholder væsentligt flere fine partikler.

I denne sedimentprøve er det derfor kun SD1 og SD2, der repræsenterer referencetilstanden, og da SD2 er beliggende øverst i sedimentprøven, antages denne at repræsentere dybden, hvorunder referencetilstanden findes. For at validere at SD2 ligner referencen, ses der også på karakteriseringen og analysen af det organiske indhold. Resultatet af dette ses i tabel B.14, hvor også referencetilstanden ses.

Tabel B.17: Karakteristik og analyse af organisk indhold for SP3 og referencetilstanden. ***Symboler;*** *Farve: G(grå), MG(mørkegrå) // Lugt: L-(ingen lugt), L+(svag rådden lugt) // Organisk: OM-(intet synlig), OM+(enkelte stykker organisk) // Konsistens: F(fast) // Kalk: K-(ingen kalk) // Skaller: S-(ingen skaller) S++(mange stykker skaller).*

Sigte-prøve	Del-prøve	Delprøve kote [m]	Farve	Lugt	Organisk	Konsistens	Kalk	Skaller	OM [%]
SD1	OD1	[-1,00 : -1,05]	G	L-	OM-	F	K-	S-	0,5
	OD2	[-0,95 : -1,00]	G	L-	OM-	F	K-	S-	0,6
SD2	OD3	[-0,90 : -0,95]	MG	L+	OM+	F	K-	S++	2,07
Referencetilstand		-	G/MG	L-	-	F	K-	-	$\leq$ 2,68%

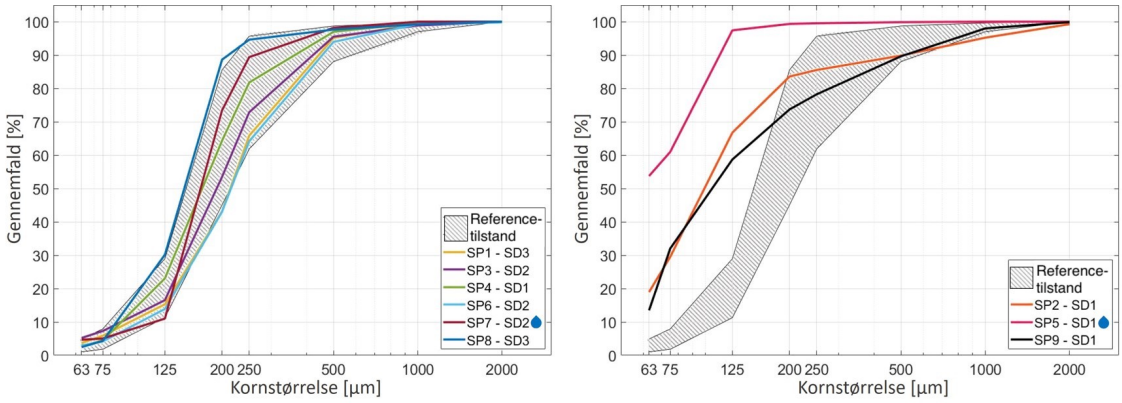
Som det ses af tabel B.17, afgiver hverken SD1 eller SD2 markant fra referencetilstanden for nogle af de undersøgte parametre. Derfor antages det, at begge sigteprøver ligner referencen. SD2 antages derfor stadigvæk at repræsentere referencetilstanden. Da SD2 kun indeholder én delprøve, er referencetilstanden beliggende mellem kote -0,90 m og -0,95 m. Da delprøven er sammenblandet til en homogen prøve, antages det, at referencetilstanden har en middelkote på -0,925 m.

B.3.2 Lokalisering af referencentilstanden i resterende sedimentprøver

Til at lokalisere referencetilstanden i de resterende sedimentprøver, er fremgangsmåden den samme som præsenteret i forrige afsnit.
På figur B.29 fremgår én kornkurve for hver sedimentprøve. Placeringen af sedimentprøverne ses på figur B.28. For hver kornkurve beliggende i referenceområdet, er det den øverst beliggende sigteprøve i den respektive sedimentprøve, som antages at ligne referencen, der er vist. For kornkurverne beliggende udenfor referenceområdet er referencetilstanden ikke genfundet i sedimentprøven, hvorfor kornfordelingen fra den dybest beliggende sigteprøve er illustreret.



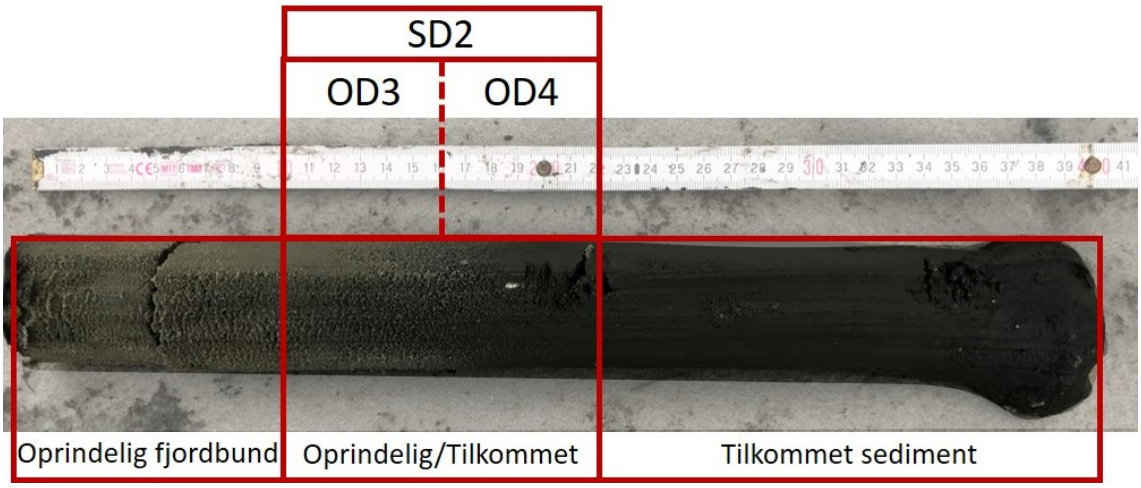
Figur B.28: Placering af sedimentprøver.



Figur B.29: Kornfordeling af den øverst beliggende sigteprøve for hhv. SP1, SP3, SP4, SP6, SP7 og SP8 som ligger indenfor referenceområdet. Ydermere fremgår den dybeste beliggende prøve for SP2, SP5 og SP9, da ingen sigteprøver i disse sedimentprøver er beliggende i referenceområdet.

Som det fremgår af figur B.29, har det med udgangspunkt i kornfordelingen været muligt at genfinde referencetilstanden for SP1, SP3, SP4, SP6, SP7 og SP8. For sedimentprøverne SP2, SP5 og SP9, har det ikke været muligt at finde en kornfordeling, som ligger i referenceområdet, da alle sigteprøver indeholder væsentlig flere fine partikler end referencen.

Flere af sigteprøverne som repræsenterer referencetilstanden, indeholder flere delprøver, hvorfor intervallet for hvor referencetilstanden findes, bliver op til 19 cm. Dette besværliggør processen i at adskille det tilkomne sediment fra den oprindelige fjordbund. For at præcisere dette interval, ses der på karakteriseringen samt analysen af det organiske indhold på delprøverne, som er indeholdt i disse sigteprøver. Et eksempel hvor referencetilstanden skal præciseres er SP6, som ses på figur B.30. Det er markeret på figuren, hvilken del af sedimentet der er tilkommet sediment, sediment fra den oprindelige fjordbund eller sediment hvor der er tvivl om, hvorvidt det er tilkommet sediment eller sediment fra den oprindelige fjordbund.



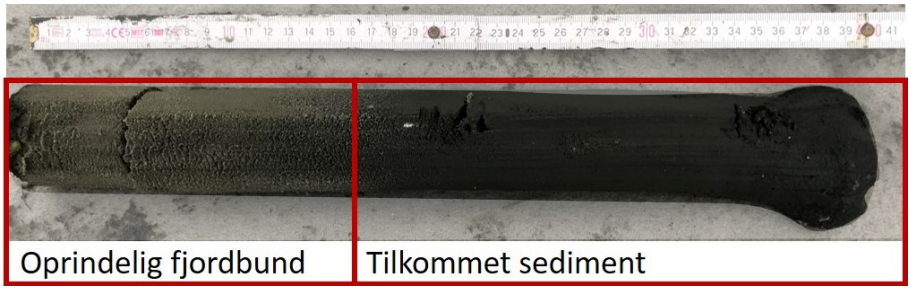
Figur B.30: Billede af sedimentprøve SP6 med markering af sigteprøve SD2 der angiver referencetilstanden. Ydermere ses de to delprøver indeholdt i denne sigteprøve. Desuden ses hvilken del af sedimentet, der er tilkommet sediment, sediment fra den oprindelige fjordbund og enten tilkommet sediment eller sediment fra den oprindelige fjordbund (Oprindelig/Tilkommet).

I tabel B.18 findes sigteprøverne der repræsenterer referencetilstanden for de seks sedimentprøver, hvor denne er fundet gennem kornfordelingen. Yderligere er det organiske indhold og farven præsenteret, for delprøverne der indgår i disse. Det organiske indhold og farven danner grundlaget for at præcisere, hvor referencetilstanden findes. Dette gøres som tidligere ved at finde den øverst beliggende delprøve, som kan klassificeres som referencetilstanden, og angive middelkoten for denne som repræsentativ for, hvor referencetilstanden findes. Delprøven for alle sedimentprøverne der klassificerer referencetilstanden, er markeret med fed i tabel B.18.

Tabel B.18: Sigteprøver der repræsenterer referencetilstanden for de forskellige sedimentprøver med tilhørende koteinterval ses i tabellen. Desuden ses delprøverne indeholdt i sigteprøven hvor koter, organisk indhold (OM) og farven fremgår. Det der er markeret med fed, angiver delprøven der angiver referencetilstanden. ***Symboler;*** *Farve: G(grå), MG(mørkegrå).*

Sediment-prøve	Sigteprøve reference	Sigteprøve kote [m]	Delprøve	Delprøve kote [m]	OM [%]	Farve	Reference Kote [m]
SP1	SD3	[-0,84 : -0,94]	OD5	[-0,89 : -0,94]	1,7	G	-0,86
			OD6	**[-0,84 : -0,89]**	**1,87**	**MG**	
SP3	SD2	[-0,90 : -0,95]	**OD3**	**[-0,90 : -0,95]**	**2,06**	**MG**	-0,92
SP4	SD1	[-0,93 : -1,08]	OD1	[-1,03 : -1,08]	0,67	G	-0,95
			OD2	[-0,98 : -1,03]	0,67	G	
			OD3	**[-0,93 : -0,98]**	**1,38**	**MG**	
SP6	SD2	[-0,77 : -0,89]	**OD3**	**[-0,83 : -0,89]**	**1,20**	**G**	-0,86
			OD4	[-0,77 : -0,83]	3,09	MG	
SP7	SD2	[-0,46 : -0,56]	OD5	[-0,51 : -0,56]	1,12	MG	-0,48
			OD6	**[-0,46 : -0,51]**	**1,01**	**MG**	
SP8	SD3	[-0,85 : -1,04]	OD6	[-0,99 : -1,04]	1,33	G	-0,89
			OD7	[-0,94 : -0,99]	1,72	G	
			OD8	**[-0,85 : -0,94]**	**1,94**	**G**	

Som det ses af tabel B.18, er det den øverst beliggende delprøve i SP1, SP3, SP4, SP7 og SP8 som repræsenterer referencetilstanden. I SP6 er det den dybest beliggende delprøve, som afspejler referencetilstanden, da den øvre delprøve har et organisk indhold på 3,09%, som afviger fra referencetilstanden. Baseret på delprøverne er det præciseret, hvor referencetilstanden genfindes og resultatet af dette er, at det er muligt at skelne mellem det tilkomne sediment og den oprindelige fjordbund. Med udgangspunkt i eksemplet med SP6 fra figur B.30, ses det på figur B.31, at der er en klar skillefalde mellem den oprindelige fjordbund og det tilkomne sediment, som findes omkring overgangen fra sort til gråt sediment. Dette har været en generel tendens ved den anvendte metode til klassificeringen af grænsefladen mellem tilkomne sediment og den oprindelige fjordbund.

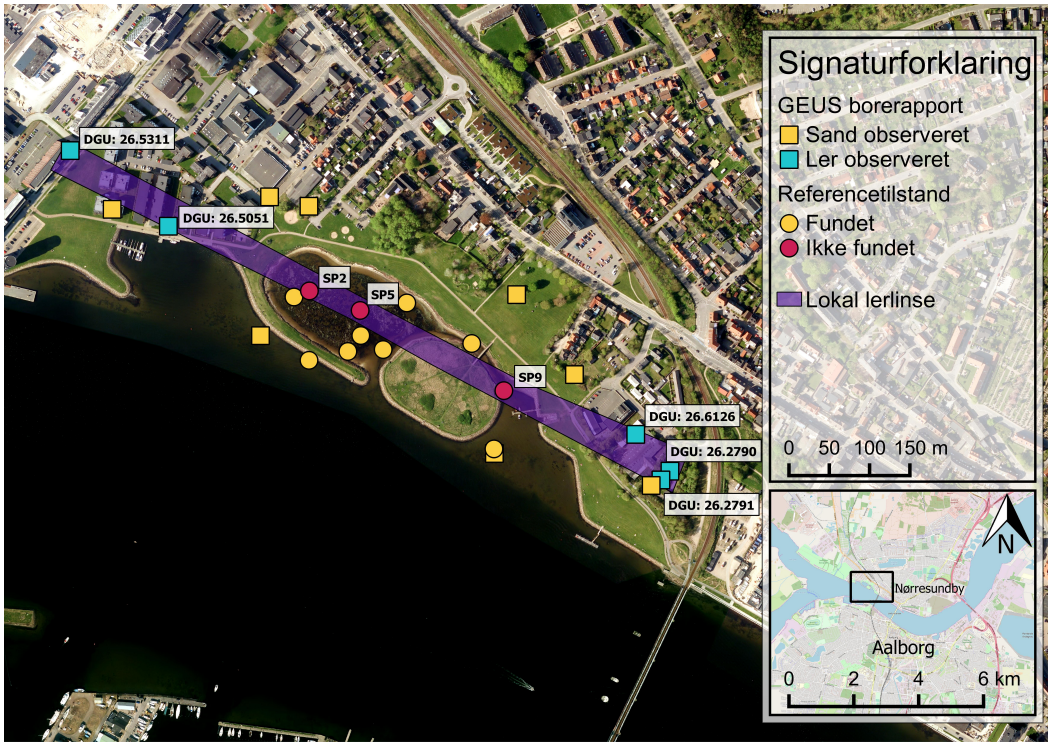


Figur B.31: Billede af sedimentprøve SP6 med markering af hvad der er klassificeret som den oprindelige fjordbund, og hvad der klassificeres som tilkommet sediment.

B.3.3 Lokalisering af referencetilstand i SP2, SP5 og SP9

For SP2, SP5 og SP9 har det ikke været muligt at finde en sigteprøve som har indeholdt samme kornfordeling som referencetilstanden. Dette betyder, at den præsenterede metode til lokalisering af referencetilstanden ikke kan anvendes. Herunder beskrives metoden til at lokalisere referencetilstanden i SP2, SP5 og SP9.

Det undersøges, om der er lokale forhold, som gør, at sedimentet ved SP2, SP5 og SP9 altid har adskilt sig fra det resterende sediment. Dette undersøges ved at kigge på omkringliggende boringer fra den nationale boringsdatabase "Jupiter" [GEUS, 2020]. I boringerne undersøges det, om der er forhold, der afviger fra den sandede referencetilstanden, som indikerer, at der kan være tale om lokale forhold, og dermed en lokal referencetilstand. Boringerne der benyttes til at undersøge dette, er præsenteret på figur B.32 sammen med de optagne sedimentprøver. De forskellige boringer er analyseret for, hvorvidt der findes ler over kote -1,62 m, da dette er bundkoten på den dybeste sedimentprøve, som er taget. Ved at kigge på de forskellige boringer, som er præsenteret på figur B.32, ses det, at der observeres ler i fem af boringerne fra boringsdatabasen. Ydermere ses det af figuren, at disse boringer sammen med SP2, SP5 og SP9 danner et bælte, som udgør en lokal lerlinse.

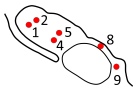


Figur B.32: Boringer fra den nationale boringsdatabase Jupiter samt sedimentprøver i Lindholm Strandpark, med markering af område med lokal lerlinse. DGU nummer er angivet for boringer, hvor der er fundet ler.

I de fem boringer fra Jupiter hvor der er klassificeret ler, observeres toppen af leret i forskellige koter, hvilket fremgår af tabel B.19

Tabel B.19: DGU nummer på boringer hvor der observeres ler over kote -1,62 med angivelse af topkote hvor leret først findes.

DGU nr.:	26.5311	26.5051	26.6126	26.2790	26.2791
Kote ler [m]	-0,90	-0,82	-0,60	-0,60	-0,60



Figur B.33: Placering af SP1, SP2, SP4, SP5, SP8 og SP9. SP undladt på figuren.

Som det ses af tabel B.19, er toppen af lerlinsen beliggende mellem kote -0,60 m og -0,90 m. I tabel B.18 blev det præsenteret, at referencetilstanden i SP1, som er beliggende tæt på SP2, blev fundet i kote -0,86 m. Referencetilstanden i SP4, som er beliggende tæt på SP5, blev fundet i kote -0,95 m, mens referencetilstanden i SP8, som er beliggende tæt på SP9, blev fundet i kote -0,89 m. Se placering af sedimentprøverne på figur B.33. Disse koter stemmer tilnærmelsesvis overens med, hvor toppen af lerlinsen blev fundet vest for Lindholm Strandpark. Det antages derfor, at den oprindelige fjordbund ved SP2, SP5 og SP9 har samme koter, som hvor referencetilstanden i de nærliggende sedimentprøver er fundet. Den antagne referencekote for SP2, SP5 og SP9 ses i tabel B.20.

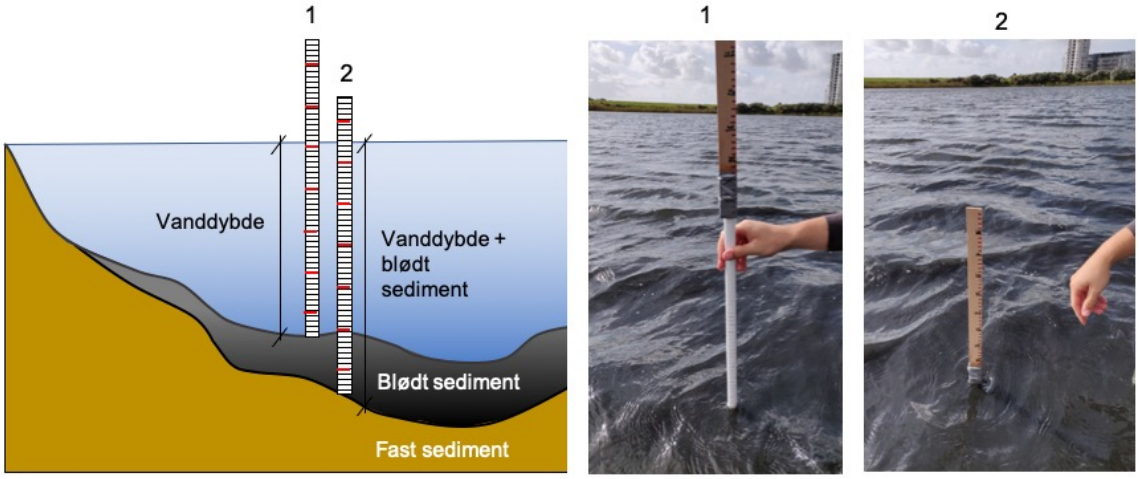
Tabel B.20: Kote der repræsenterer referencetilstanden for SP2, SP5 og SP9.

Sigte-prøve	Reference kote [m]
SP2	-0,86
SP5	-0,95
SP9	-0,89

Som det fremgår af tabel B.20 er koten på referencetilstanden i SP2, SP5, og SP9 bestemt. Dermed er koten for referencetilstanden bestemt for alle sedimentprøver optaget i Lindholm Strandpark.

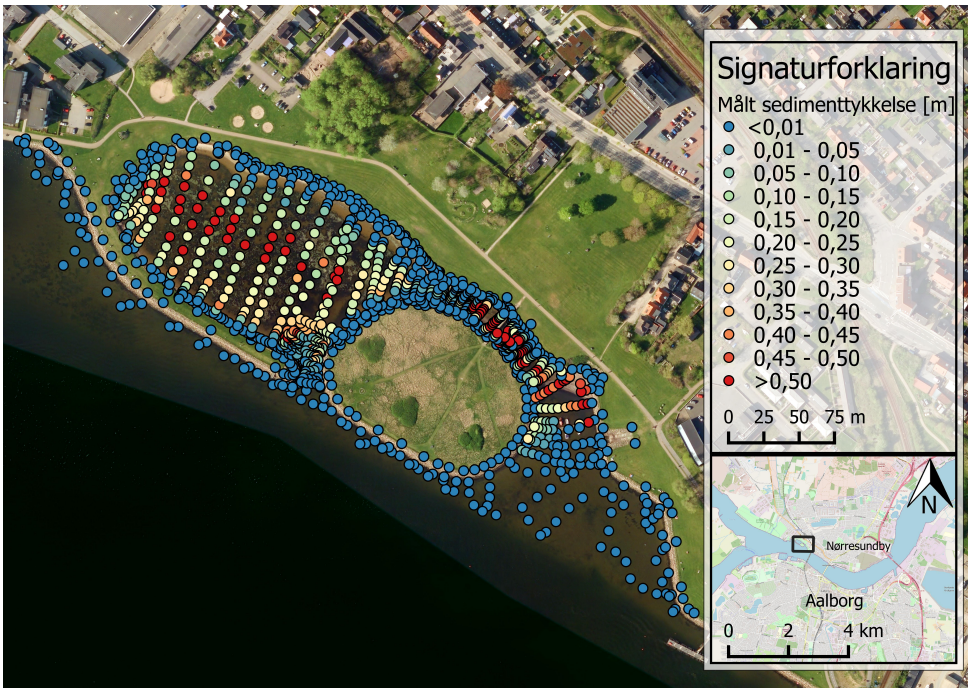
B.4 Behandling af in-situ opmåling af sedimenttykkelse

Til at klarlægge den stedslige variation af det tilkomne sediment, benyttes en in-situ opmåling af sedimenttykkelsen, som præsenteret på figur B.34. Som det fremgår af figuren, indmåles afstanden fra sedimentets top til vandspejlet. Herefter trykkes målestokken gennem det bløde sediment, indtil den stoppes af det faste sediment, som antages værende den oprindelige fjordbund. Afstanden fra det faste sediment til vandspejlet noteres, hvorefter tykkelsen af det bløde sediment bestemmes.



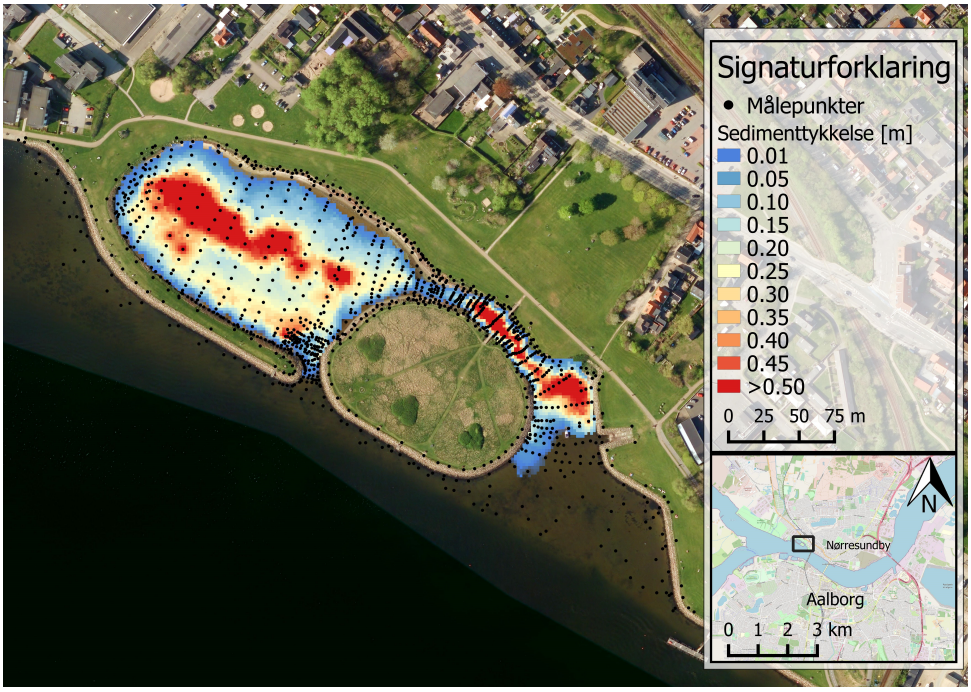
Figur B.34: In-situ opmåling af sedimenttykkelsen.

Der er i perioden 13. september 2019 til 20. september 2019 foretaget 1019 in-situ opmålinger af sedimenttykkelsen fordelt i Lindholm Strandpark. Placeringen af hver måling er indmålt med en differential GPS, hvor placeringen samt sedimenttykkelse for alle målinger ses på figur B.35.



Figur B.35: Opmåling af sedimentykkelse i 1019 forskellige punkter. *Sedimenttykkelse maks. 0,86 m, min. 0,00 m og middel 0,16 m.

Med udgangpunkt i de 1019 målinger af sedimenttykkelsen, laves der en interpolation, som anvendes til at estimere, volumen og fordelingen af sedimentet i Lindholm Strandpark. Interpolationen fremgår af figur B.36, hvor interpolationsværktøjet IDW(Inverse Distance Weighting) er anvendt. Interpolationen er lavet på baggrund af de 1019 målepunkter som også fremgår.



Figur B.36: Interpolation af sedimenttykkelsen med QGIS værktøjet IDW(Inverse Distance Weighting) baseret på alle punkter fra figur B.35. Indstillingerne for interpolationen er: Cellestørrelse: 2 m og antal interpolationspunkter til vægtning 4.

B.4.1 Revurdering af sedimenttykkelse

Sedimenttykkelsen vist på figur B.36 er fordelingen af sedimenttykkelsen baseret på den anvendte in-situ opmåling. Analysen er foretaget uden et standardiseret mål for, hvornår den oprindelige fjordbund nåes, hvilket medfører en usikkerhed på denne analyse. Med udgangspunkt i lokaliseringen af referencetilstanden i de ni sedimentprøver i Lindholm Strandpark, er det muligt at tage højde for denne usikkerhed. Analysen af usikkerheden tager udgangspunkt i koterne, hvor målestokken stopper, og koterne hvor referencentilstanden blev genfundet. Formålet med denne analyse er at danne grundlaget for et mere retvisende billede af sedimentforholdene i Lindholm Strandpark, og deraf en opgørelse over, hvor meget sediment der er tilkommet efter opførslen af Lindholm Strandpark.

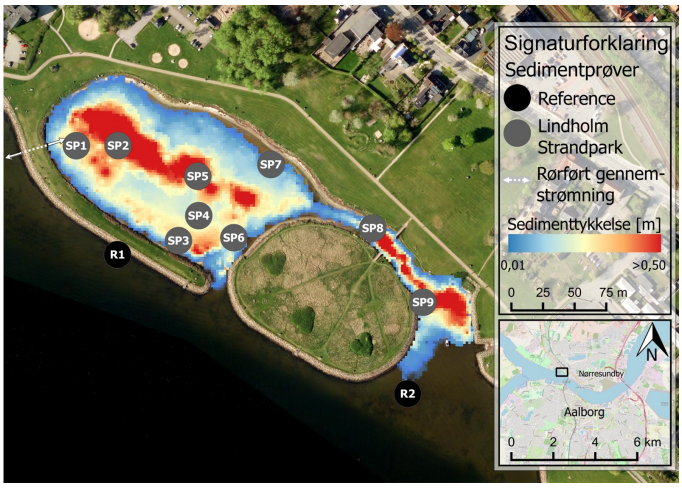
Der er forskel på præcisionen af in-situ opmålingen alt efter hvor den anvendes i Lindholm Strandpark. Dette ses ved at sammenligne koten, hvor målestokken stopper, med koten hvor referencetilstanden genfindes i sedimentprøverne, hvilket er gjort i tabel B.21.

Tabel B.21: Sammenligning af kote hvor målestokken stopper og kote for referencetilstanden. En negativ usikkerhed angiver at målestokken kommer for langt ned i sedimentet. **Lokal referencetilstand.*

Sediment-prøve:	In-situ opmålingen [m]	Kote referencetilstand [m]	Usikkerhed [cm]
SP1	-0,84	-0,86	2
SP2*	-1,18	-0,86	-32
SP3	-0,85	-0,92	7
SP4	-0,83	-0,95	12
SP5*	-1,17	-0,95	-22
SP6	-0,77	-0,86	9
SP7	-0,46	-0,48	2
SP8	-0,85	-0,89	4
SP9*	-0,84	-0,89	5

Som det ses af tabel B.21, er der forskel på, hvor stor en usikkerhed der er på målestokken ved de forskellige sedimentprøver. Usikkerheden afhænger af størrelsen på delprøverne, da middelkoten på delprøven er angivet. Dette betyder, at såfremt topkoten på delprøven er sammenfaldende med koten hvor målestokken stopper, introduceres en fejl på mindst 2,5 cm da den mindste længde på delprøverne er 5 cm. Hvad der ses som en generel tendens er, at målestokken ikke kommer langt nok ned i de seks sedimentprøver, hvor referencetilstanden er genfundet. I sedimentprøverne SP2 og SP5 hvor der findes en lokal referencetilstand, kommer målestokken for langt ned. Dette skyldes sandsynligvis, at sedimentet er leret, og dermed ikke i stand til at stoppe målestokken rettidigt. Ved SP9, hvor der ligeledes findes en lokal referencetilstand, er det dog omvendt. Ved denne sedimentprøve kommer målestokken ikke langt nok ned. Dette skyldes formentligt, at der i dette område findes en tyk måtte af dødt ålegræs, som stopper målestokken, inden den rammer det lerede sediment.

For at tage højde for den usikkerhed der ligger i målestokken, korrigeres kortet over sedimenttykkelsen som ses på figur B.37. Dette gøres med udgangspunkt i usikkerhederne fra tabel B.21. Der er en rumlig variation på usikkerheden af målestokken, hvorfor korrigeringen af sedimenttykkelsen laves i forskellige zoner. Zonerne er fastlagt med udgangspunkt i placeringen af sedimentprøverne, den lokale lerlinse samt målingen af sedimenttykkelsen, som fremgår af figur B.37. Zoneinddelingen ses på figur B.38.



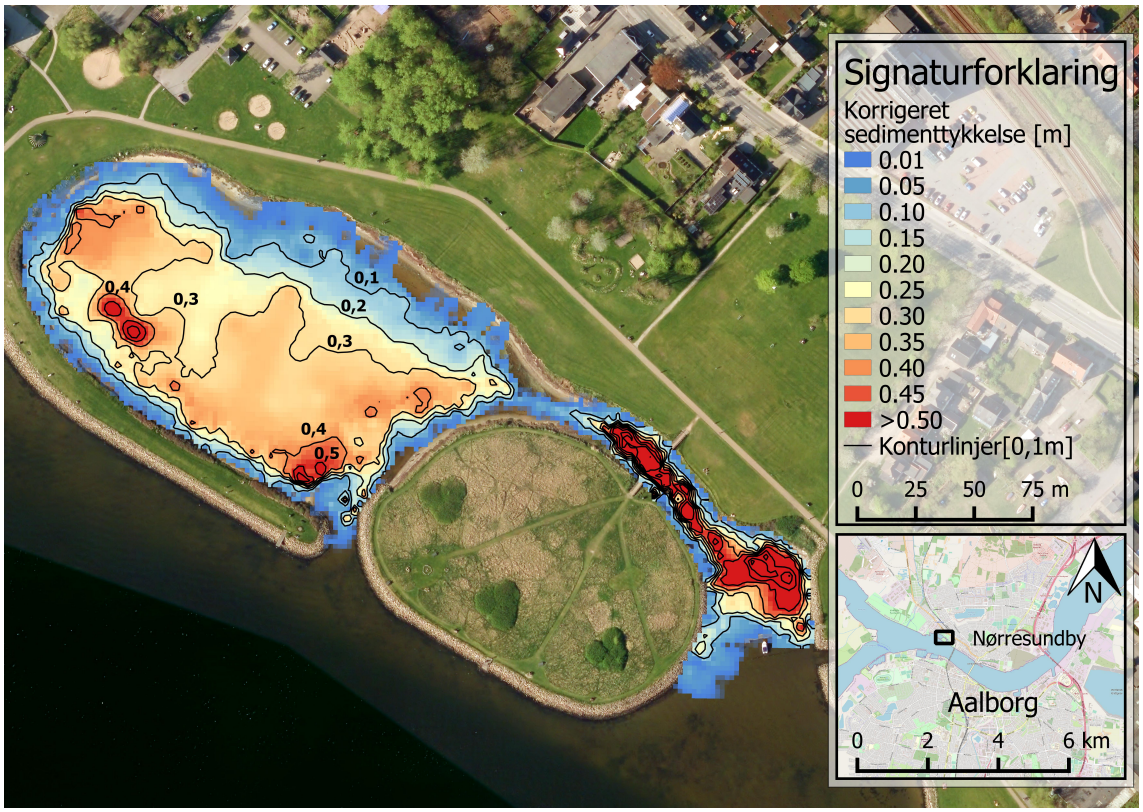
Figur B.37: Gengivelse af sedimenttykkelser og placering af sedimentprøver.



Figur B.38: Inddeling af Lindholm Strandpark i zoner der anvendes til at korrigere sedimenttykkelsen.

På figur B.38 er zonerne inddelt i "korrigeret zone" og "ukorrigeret zone". Zonerne med betegnelsen "korrigeret zone" korrigeres efter usikkerheden fra tabel B.21. Zonen tilhørende SP7 er som den eneste karakteriseret som en "ukorrigeret zone", selvom det i tabel B.21 blev præsenteret, at der er en usikkerhed på 2 cm på SP7. Dette er gjort, da det vurderes, at en korrigering af netop denne zone vil medføre en uhensigtsmæssig korrigering af sedimenttykkelsen, som ikke er i overensstemmelse med det observerede på lokationen.

Korrigeringen af sedimenttykkelsen er foretaget for alle punkter, der blev indmålt under in-situ opmålingen af sedimenttykkelsen. Punkterne der er korrigeret, danner grundlaget for den tilpassede sedimenttykkelse. En interpolation af den korrigerede sedimenttykkelse ses på figur B.39, og punkterne der er anvendt til interpolationen ses på figur B.36.



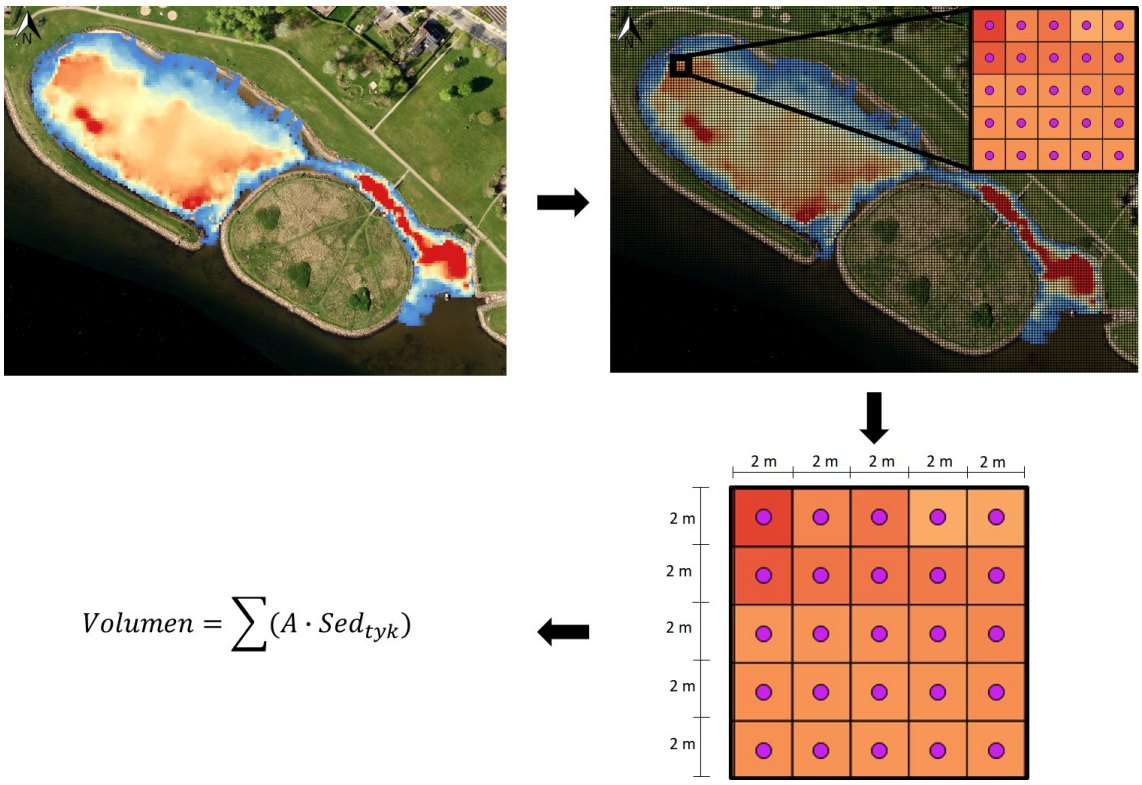
Figur B.39: Interpolation af sedimenttykkelse efter korrigering ift. usikkerheder fra tabel B.21. Indstillingerne for interpolationen er: Cellestørrelse: 2 m og antal interpolationspunkter 4.

Som det fremgår af figur B.39, observeres den store sedimenttykkelse ikke længere i zonerne ved SP2 og SP5 i Lagunens midte. Derimod observeres der en mere ligelig fordeling af sedimentet i Lagunen, hvilket stemmer bedre overens med, hvad der blev observeret på lokationen. Ved Kanalen og Bådbroen observeres der endnu en stor sedimenttykkelse som forventet. Revurderingen af sedimenttykkelsen antages derfor at være mere retvisende for sedimentforholdene i Lindholm Strandpark.

B.4.2 Volumenopgørelse af tilkommet sediment

Baseret på figur B.39 laves der en opgørelse over, hvor meget sediment der er tilkommet Lindholm Strandpark efter opførslen. For at opgøre hvor meget sediment der er tilkommet Lindholm Strandpark, benyttes en metode, hvor mængden af sediment opgøres i et net af beregningsceller. Beregningsnettet ligges ovenpå interpolationen af sedimenttykkelsen fra figur B.39, hvilket er illustreret på figur B.40. I hver beregningscelle beregnes volumen af sediment med udgangspunkt i cellens sedimenttykkelse og cellens størrelse. Cellerne i beregningsnettet laves som celler på 2x2 meter. Dette gøres, for at cellerne har samme opløsning, som dem der er anvendt til interpolationen af sedimenttykkelsen fra figur B.39. Inde i hver beregningscelle, bestemmes middelværdien af sedimenttykkelsen, hvilket er illustreret med en lilla prik på figur B.40. I dette tilfælde har beregningnscellerne samme størrelse som dem der blev anvendt til interpolationen, hvorfor middelværdien bliver lig værdien herfra. Dette forudsat at de to beregningsnet er placeret oven i hinanden, hvilket er tilfældet her. Når sedimenttykkelsen i beregningscellen kendes, bestemmes volumen af sediment i hver celle ved at multiplicere sedimenttykkelsen med arealet af cellen, og

den totale volumen bestemmes ved at summere sedimentvolumen fra hver celle. Dette er, som det fremgår af figur B.40, sidste step i at opgøre mængden af tilkommet sediment.



Figur B.40: Metode til opgørelse af sedimentvolumen.

Baseret på ovenstående metode, er det i Lindholm Strandpark opgjort, at der er tilkommet ca. 5600 m^3 sediment efter opførslen. Dette fordeler sig på ca. 4400 m^3 i Lagunen og 1200 m^3 i området ved Kanalen og Bådbroen.

C. Opstilling og kalibrering af måleudstyr

I forbindelse med udførelsen af dette projekt, anvendes der sensorer til at måle iltkoncentration, salinitet, pH, temperatur og tryk ved to lokationer hhv. i og udenfor Lindholm Strandpark. Formålet med at opstille de forskellige målere er at undersøge, hvordan Lagunen adskiller sig fra den omkringliggende Limfjord. Den ene målestation er placeret i Limfjorden, lige udenfor Lagunen, mens den anden målestation er opstillet i midten af Lagunen. Målestationerne har indsamlet data fra den 7. oktober 2019 til den 1. juni 2020, og samtlige data er samlet i det elektroniske appendiks I.1. Placeringen af de to målestationer fremgår på figur C.1.



Figur C.1: Placering af målestationer der måler iltkoncentration, salinitet, pH, temperatur og tryk.

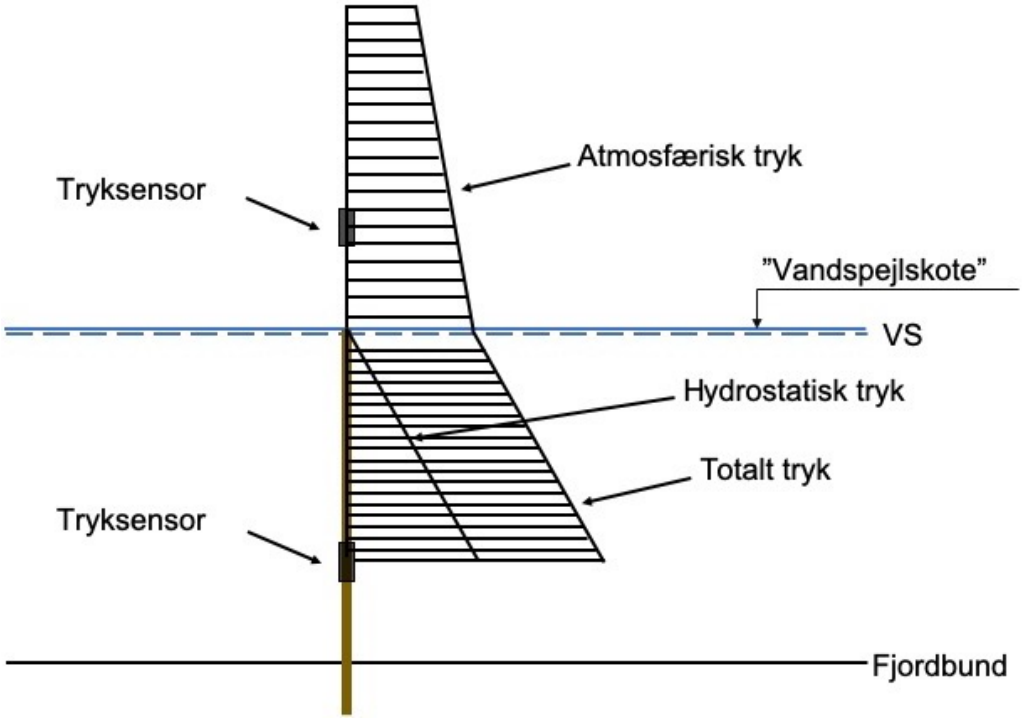
Ved at måle de forskellige parametre ved de to målestationer, kan det bidrage til, at der opnås en forståelse af systemet og samspillet mellem forskellige parametre. Sensorerne der anvendes er HOBO data loggers fra firmaet Onset Computer Corporation [Onset Computer Corporation, 2019]. Som introduceret måles der fem forskellige parametre, men der anvendes kun fire sensorer, hvilket skyldes, at der måles temperatur med alle sensorerne. På figur C.2 ses et billede af de fire sensorer, der anvendes.



Figur C.2: HOBOware tryksensor, salinitetsmåler, iltsensor og pH-sensor.

C.1 Tryksensor

Der anvendes tryksensorer til at bestemme vandspejlskoten. Udover tryksensoren der er placeret i vandet, er det nødvendigt at kende til lufttrykket, da der skal kompenseres for dette. Ydermere kræves som minimum et "set-point" i form af en indmålt "vandspejlskote" til et givet tidspunkt, så det er muligt at bestemme koten, hvorfra tryksensoren måler. På figur C.3 ses en illustration af målte tryk som benyttes til at bestemme vandspejlskoten.



Figur C.3: Illustration af målte tryk som benyttes til at bestemme vandspejlskoten.

På figur C.3 måler tryksensoren under vandspejlet det totale tryk, som består af det atmosfæriske tryk samt trykket fra vandsøjlen. Tryksensoren over vandspejlet måler det atmosfæriske tryk. Differencen mellem det totale tryk og det atmosfæriske tryk angiver det hydrostatiske tryk ved tryksensoren under vandspejlet, og det er vandstanden ækvivalent til dette tryk, som relateres til den indmålte vandspejlskote, som også ses på figur C.3.

Det hydrostatiske tryk omregnes til en vandstand ved anvendelse af formel (C.1).

$$P_{hyd} = \rho_{vand} \cdot g \cdot h \tag{C.1}$$

Hvor:

P_{hyd}	Hydrostatisk tryk ved tryksenor under "VS"[Pa].
ρ_{vand}	Densiteten af vand [kg/m^3].
g	Tyngdeacceleration [m/s^2].
h	Vandsøjle over tryksensor [m].

Formel (C.1) benyttes under forudsætning af, at der ikke er lagdeling i systemet, og dermed kan densiteten regnes konstant i hele vandsøjlen. Densiteten bestemmes med formel (C.2), hvor der korrigeres for både temperatur og salinitet [Massel, 2015].

$$\rho_{vand}(S,T) = \rho_{SMOW} + B1 \cdot S + C1 \cdot S^{3/2} + d_0 \cdot S^2 \tag{C.2}$$

Hvor:

ρ_{SMOW}	Densitet af *"Standard Mean Ocean Water"*.
B1	Temperaturafhængig konstant.
C1	Temperaturafhængig konstant.
S	Salinitet [PSU]
d_0	Konstant, $d_0 = 4.8314 \cdot 10^{-4}$

Den temperaturkorrigerede densitet, ρ_{SMOW}, bestemmes med formel (C.3), og de temperaturafhængige konstanter B1 og C1, bestemmes med henholdsvis formel (C.4) og (C.5).

$$\rho_{SMOW} = a_0 + a_1 \cdot T + a_2 \cdot T^2 + a_3 \cdot T^3 + a_4 \cdot T^4 + a_5 \cdot T^5 \tag{C.3}$$

$$B1 = b_0 + b_1 \cdot T + b_2 \cdot T^2 + b_3 \cdot T^3 + b_4 \cdot T^4 \tag{C.4}$$

$$C1 = c_0 + c_1 \cdot T + c_2 \cdot T^2 \tag{C.5}$$

Hvor:

a_0	Konstant, $a_0 = 999.842594$
a_1	Konstant, $a_1 = 6.793953 \cdot 10^{-2}$
a_2	Konstant, $a_2 = -9.095290 \cdot 10^{-3}$
a_3	Konstant, $a_3 = 1.001685 \cdot 10^{-4}$
a_4	Konstant, $a_4 = -1.120083 \cdot 10^{-6}$
a_5	Konstant, $a_5 = 6.536332 \cdot 10^{-9}$
b_0	Konstant, $b_0 = 8.2449 \cdot 10^{-1}$
b_1	Konstant, $b_1 = -4.0899 \cdot 10^{-3}$
b_2	Konstant, $b_2 = 7.6438 \cdot 10^{-5}$
b_3	Konstant, $b_3 = -8.2467 \cdot 10^{-7}$
b_4	Konstant, $b_4 = 5.3875 \cdot 10^{-9}$
c_0	Konstant, $c_0 = -5.7246 \cdot 10^{3}$
c_1	Konstant, $c_1 = 1.0227 \cdot 10^{4}$
c_2	Konstant, $c_2 = 1.6546 \cdot 10^{6}$
T	Temperatur [°C].

Med udgangspunkt i det målte hydrostatiske tryk og densiteten bestemt på baggrund af salinitet og temperatur, kan vandsøjlen over tryksensoren bestemmes. Med den tidligere indmålte vandspejlskote og vandsøjlen over tryksensoren til samme tidspunkt, er det muligt at lokalisere koten, hvorfra tryksensoren måler. Dette under forudsætning af, at placeringen af trykmåleren ikke ændrer sig. Med kendskab til denne kote, er det muligt at omsætte trykmålinger til en vandspejlskote.

Der er usikkerheder forbundet med anvendelse af tryksensorerne grundet den usikkerhed der ligger i måleinstrumentet. En række af disse måleusikkerheder er præsenteret i tabel C.1.

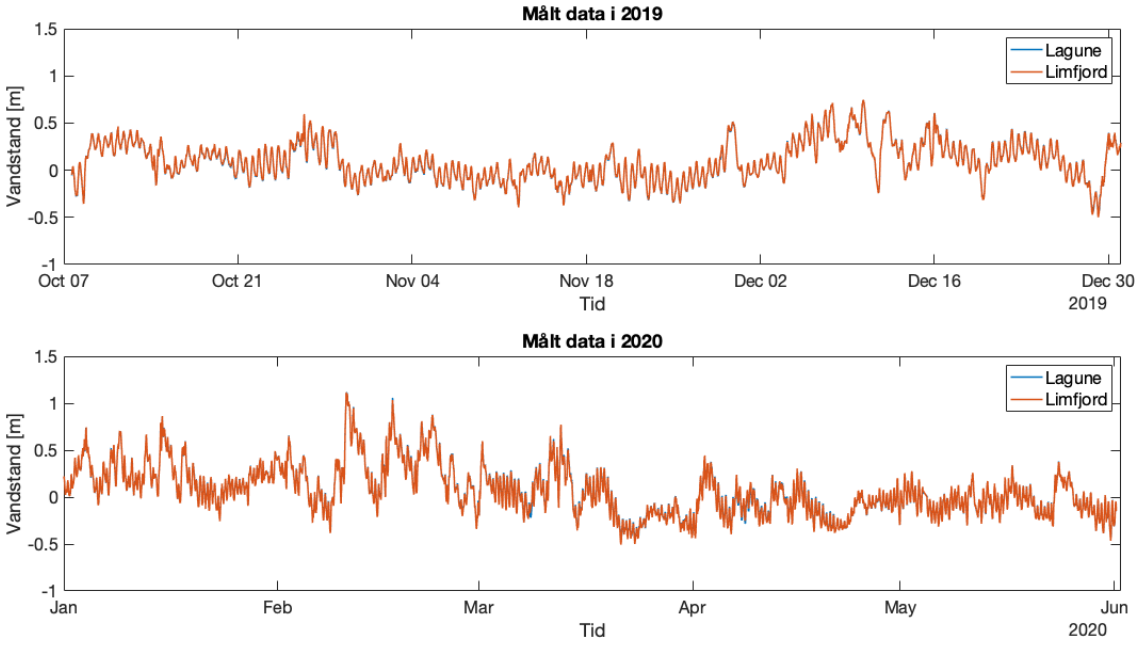
Tabel C.1: Specifikationer for tryksensoren [Onset Computer Corporation, 2019]. **Nøjagtigheden angives som maksimal værdi (145 kPa) fratrukket atmosfærisk tryk (≈101 kPa). Maksimal fejl på 1,3 cm ved saltvand med salinitet på 25 ‰ og vandtemperatur på 10 °C.*

Sensortype:	Tryksensor
Produkt nummer:	U20L - 004
Måleinterval	0 til 145 kPa
Fabrikskalibreret interval	69 til 145 kPa
Nøjagtighed (tryk)	±0,3% af tryk*
Dataopløsning	0,014 kPa
Responstid (90%), T90	<1 sekund
Temperatur interval	-20 °C til 50 °C

Desuden er der usikkerheder forbundet med indmåling af vandspejlskoten, da denne indmåles med en differential GPS. Ved anvendelse af differential GPS accepteres alle indmålte koter med en usikkerhed på maksimalt ± 2 cm i den vertikale retning og ± 1 cm i den horisontale retning. [Leica Geosystems, 2020]

C.1.1 Målt vandstand i perioden 7. oktober 2019 til 1. juni 2020

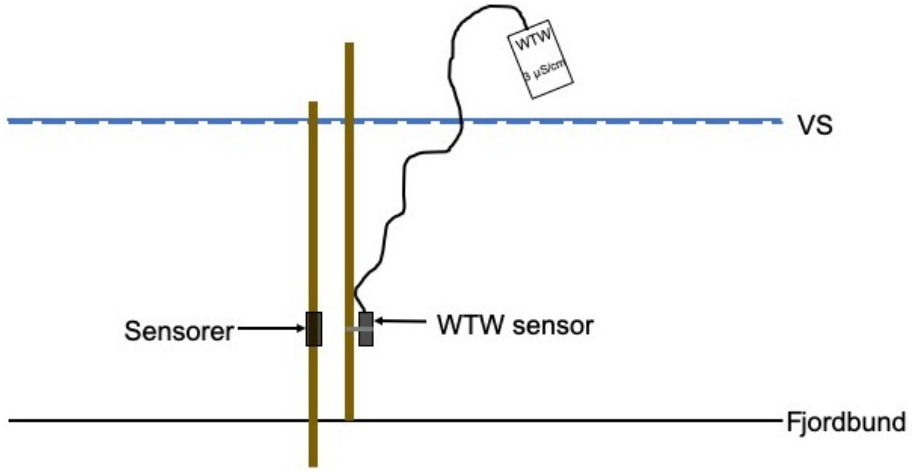
På figur C.4 fremgår hele dataserien for de målte vandstande i måleperioden fra 7. oktober 2019 til 1. juni 2020. Der er foretaget målinger i Limfjorden og Lagunen, som er præsenteret på figuren.



Figur C.4: Vandstand i perioden fra den 7. oktober 2019 til den 1. juni 2020.

C.2 Konduktivitetssensor

Der anvendes konduktivitetssensorer til at bestemme saliniteten. Ved anvendelse af konduktivitetssensorene logges ledningsevnen i [µSiemens/cm], som omsættes til en salinitet i [ppt], ved brug af "HOBOWare - Conductivity Assistant". Da det er saltvand der arbejdes med, konverteres de målte ledningsevner ved brug af "PSS-78", som er en ikke lineær metode til anvendelse for saltvand. For at omregne en ledningsevne til salinitet kræves en specifik ledningsevne ved start- og slut tidspunktet på den loggede dataserie, som de resterende ledningsevner kan relateres til. [Onset Hobo Data Loggers, 2020] Den specifikke ledningsevne er et udtryk for ledningsevnen ved 25 °C, og denne måles indirekte med "WTW - Multi 3630 IDS". Grunden til at den måles indirekte er, at apparaturet måler den aktuelle ledningsevne og temperatur, hvorefter det omsættes til en specifik ledningsevne ved 25 °C. Den specifikke ledningsevne måles i samme dybde som konduktivitetssensoren, hvilket er skitseret på figur C.5



Figur C.5: Principskitse af, måling af salinitet med WTW.

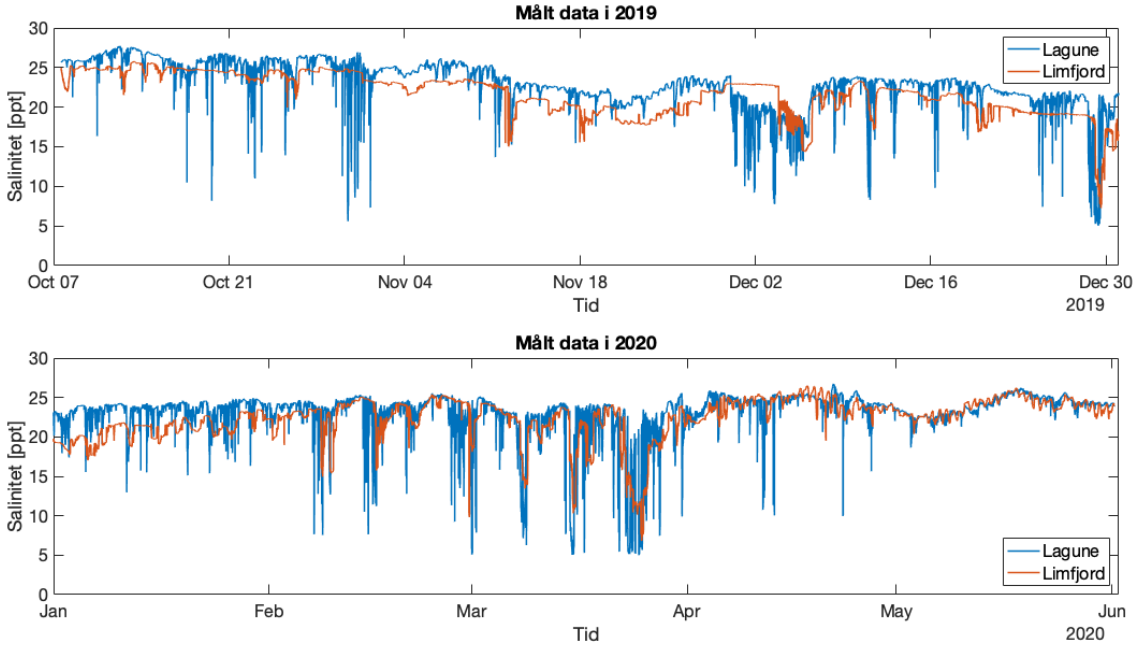
På figur C.5 ses det, at sonden fra WTW måleren er fastgjort på en pind, så der måles i samme dybde, som konduktivitetssensoren måler. Derved mindskes usikkerhederne forbundet med placeringen af WTW måleren i forhold til konduktivitetssensoren i vandsøjlen. Der findes dog andre usikkerheder ved anvendelse af konduktivitetssensoren, grundet usikkerheder, som ligger i måleinstrumentet. En del af disse usikkerheder er præsenteret i tabel C.2.

Tabel C.2: Specifikationer for konduktivitetssensor [Onset Computer Corporation, 2019].

Sensortype:	Konduktivitetssensor/salinitetsmåler
Produkt nummer:	U24-002-C
Måleinterval	High Range 5000 til 55000 µS/cm
Fabrikskalibreret interval(temperatur)	5 °C til 35 °C
Nøjagtighed (konduktivitet)	5% af ±3000 µS/cm fra kalibreringspunktet (ukendt).
Dataopløsning	2 µS/cm
Responstid (90%), T90	1 sekund
Temperatur interval	-2 °C til 36 °C

C.2.1 Målt salinitet i perioden 7. oktober 2019 til 1. juni 2020

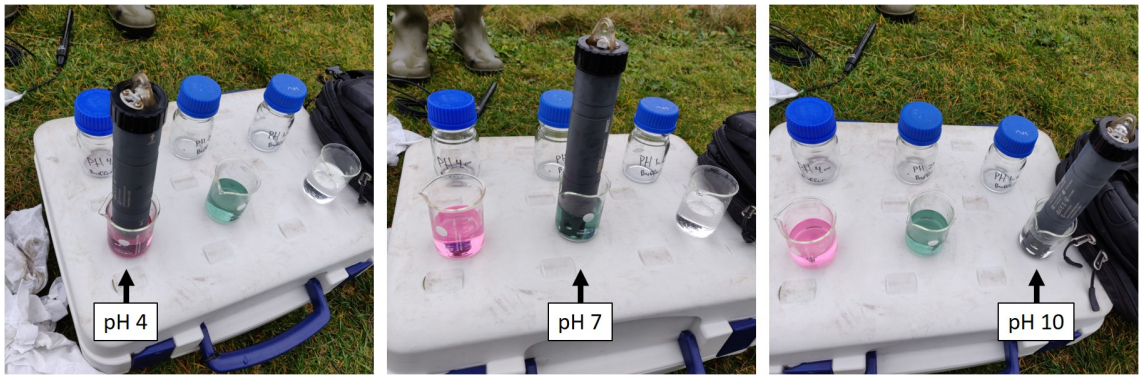
På figur C.6 fremgår hele dataserien for saliniteten i måleperioden fra 7. oktober 2019 til 1. juni 2020. Der er foretaget målinger i Limfjorden og Lagunen, som er præsenteret på figuren.



Figur C.6: Målt salinitet i perioden fra den 7. oktober 2019 til den 1. juni 2020.

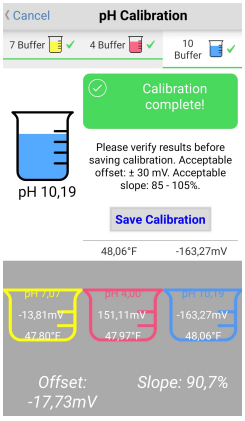
C.3 pH-sensor

Der anvendes pH-sensorer til bestemmelse af surhedsgraden af vandet i Lagunen og Limfjorden. pH-sensorerne er kalibreret med en tre-punkts kalibrering, hvor tre kalibreringsvæsker benyttes, med pH på henholdsvis 4, 7 og 10, som ses på figur C.7. Dette er gjort for at være sikker på, at måleinstrumentet er kalibreret i størst muligt interval.



Figur C.7: Kalibreringsprocess af pH-sensor.

Kalibreringen foregår ved, at pH-sensoren placeres i pH 7 buffer væsken, dernæst i henholdsvis pH 4 og 10 buffer væskerne. På baggrund af disse målinger bliver et "offset" og en "slope" beregnet, som det er illustreret på figur C.8. Dette benyttes nu aktivt i sensoren, når pH værdien af vandet i Lagunen og Limfjorden bestemmes. pH-sensoren kalibreres løbende under måleperioden, for at sikre at offsettet ikke ændrer sig betydeligt for dermed at opnå mest pålidelige målinger. På trods af de løbende kalibreringer vil der stadigvæk være usikkerheder til stede, som er forbundet med pH-sensoren. En del af usikkerhederne ved udstyret fremgår af tabel C.3.



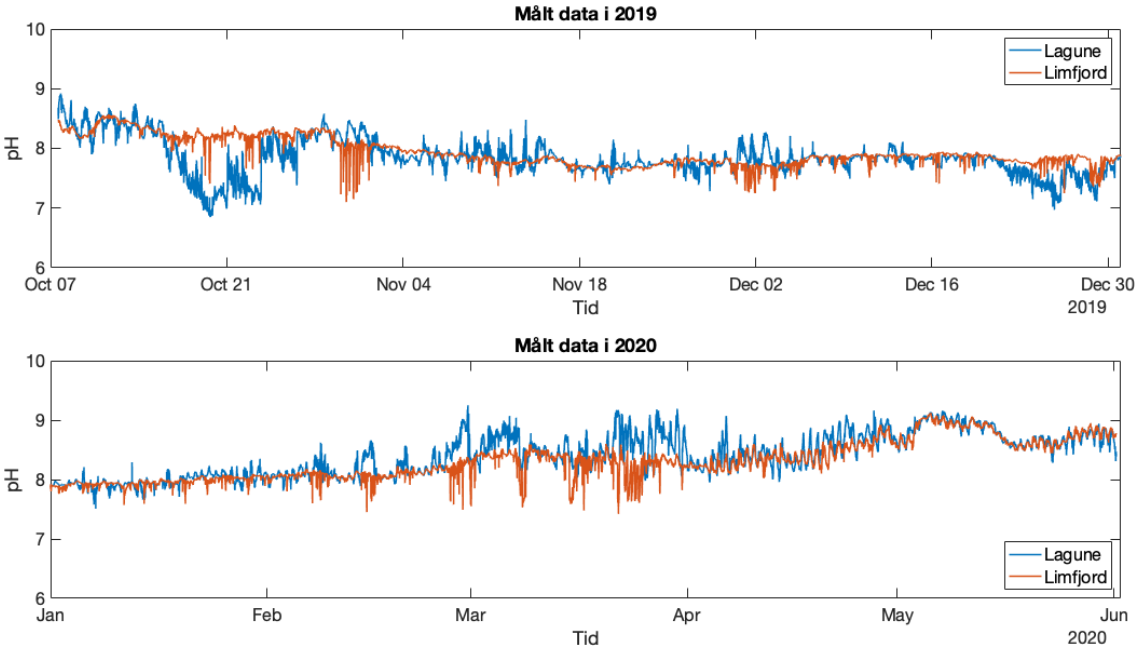
Figur C.8: Kalibrering af pH-sensor.

Tabel C.3: Specifikationer for pH-sensoren [Onset Computer Corporation, 2019].

Sensortype:	pH sensor
Produkt nummer:	MX2501
Måleinterval	2,00 til 12,00 pH
Kalibreret interval	pH 4 til pH 10
Nøjagtighed	±0,10 pH enhed indenfor ± 10°C af temperatur ved kalibrering
Dataopløsning	0,01 pH
Responstid (90%), T90	1 minut
Temperatur interval	-2 °C til 50 °C

C.3.1 Målt pH i perioden 7. oktober 2019 til 1. juni 2020

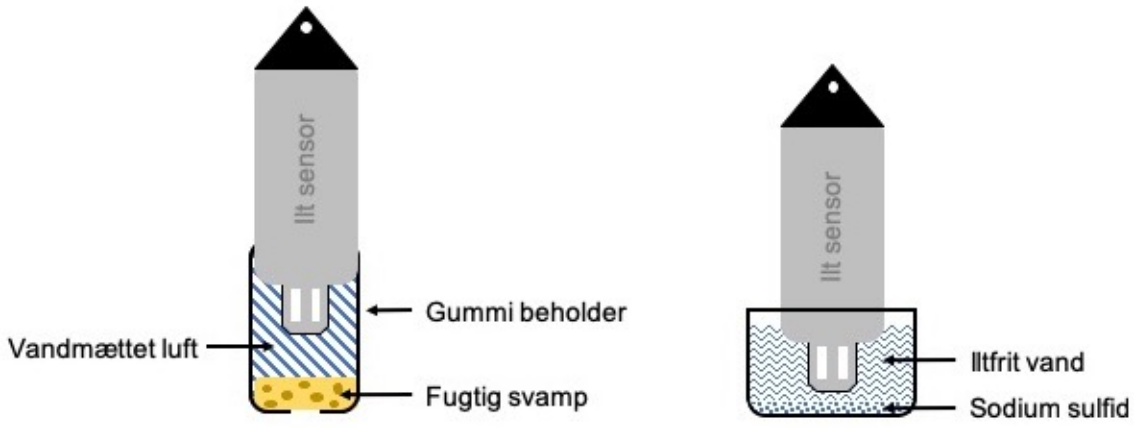
På figur C.9 fremgår de målte pH-værdier i måleperioden fra den 7. oktober 2019 til 1. juni 2020. Der er foretaget målinger i Limfjorden og Lagunen, som er præsenteret på figuren.



Figur C.9: Målt pH i perioden fra den 7. oktober 2019 til den 1. juni 2020.

C.4 Iltsensor

Der anvendes iltsensorer til bestemmelse af iltkoncentrationen i vandsøjlen. Før iltsensorerne er taget i brug, er der foretaget en kalibrering. Kalibreringen er foretaget ved at placere iltsensoren i et iltmættet miljø og et iltfrit miljø, som illustreret på figur C.10. Kalibreringen kunne foretages uden anvendelse af det iltfrie miljø, dette er dog ikke gjort, da det forventes, at der kommer lave iltkoncentrationer ved specielt målestationen i Lagunen.



Figur C.10: Kalibrering af iltsensor.

Til kalibreringen af iltsensorerne benyttes "HOBOware - Lab Calibration Tool", som kræver en måling i 100% iltmættet miljø, og en måling i 0% iltmættet miljø. Desuden skal det barometriske tryk på den pågældende lokation benyttes til at beregne den procentvise mætningsgrad [Onset Computer Corporation, 2019]. Den 100% iltmættede luft, skabes ved at placere en fugtig svamp i en lukket gummibeholder sammen med iltsensoren, som skitseret på figur C.10 til venstre. Den vandige opløsning med iltindhold på 0% skabes ved at opløse sodium sulfid i et bægerglas med vand, som forbruger alt tilgængelig ilt, dette ses på figur C.10 til højre. Iltsensoren placeres først i 100% iltmættet luft i 30 min, hvorefter den placeres i en vandig opløsning med et iltindhold på 0% i 30 min. På baggrund af disse to målinger samt det barometriske tryk, indstilles et "gain" og en "offset" værdi automatisk i programmet.

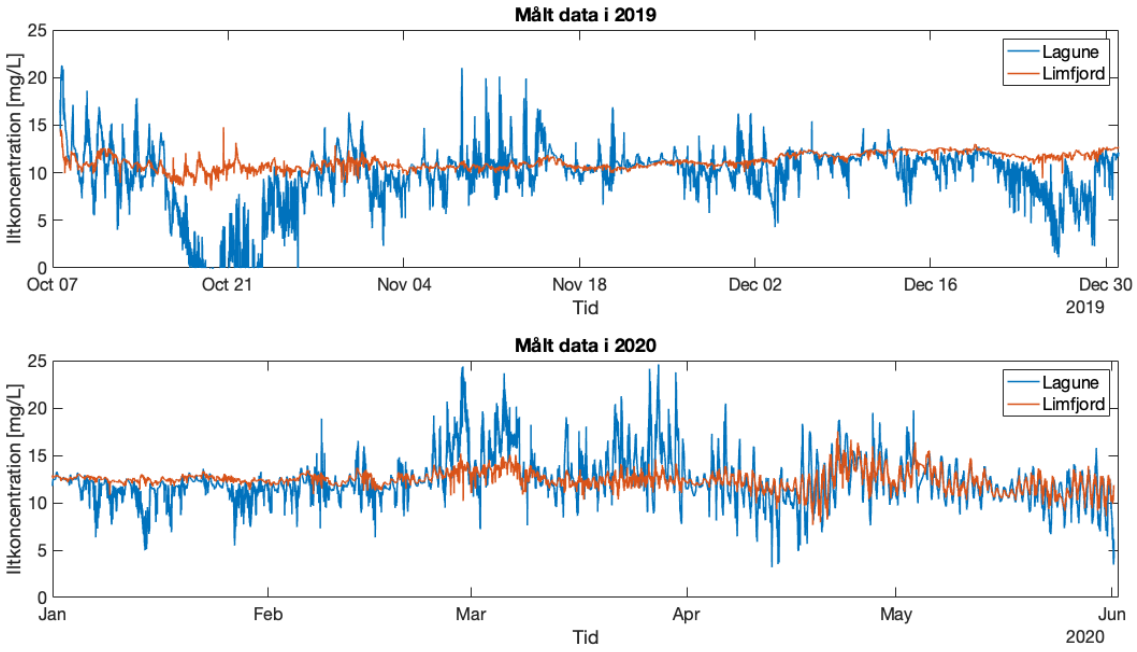
I forbindelse med anvendelse af iltsensorerne er der usikkerheder på måleinstrumentet, hvor nogle af usikkerhederne ses i tabel C.4.

Tabel C.4: Specifikationer for iltsensoren [Onset Computer Corporation, 2019].

Sensortype:	Iltsensor
Produkt nummer:	U26-001
Måleinterval	0 til 30 mg/L
Kalibreret interval	0 til 20 mg/L
Nøjagtighed	±0,2 mg/L op til 8 mg/L; ±0,5 mg/L fra 8 til 20 mg/L
Dataopløsning	0,02 mg/L
Responstid (90%), T90	< 2 minutter
Temperatur interval	-5 °C til 40 °C

C.4.1 Målt iltkoncentration i perioden 7. oktober 2019 til 1. juni 2020

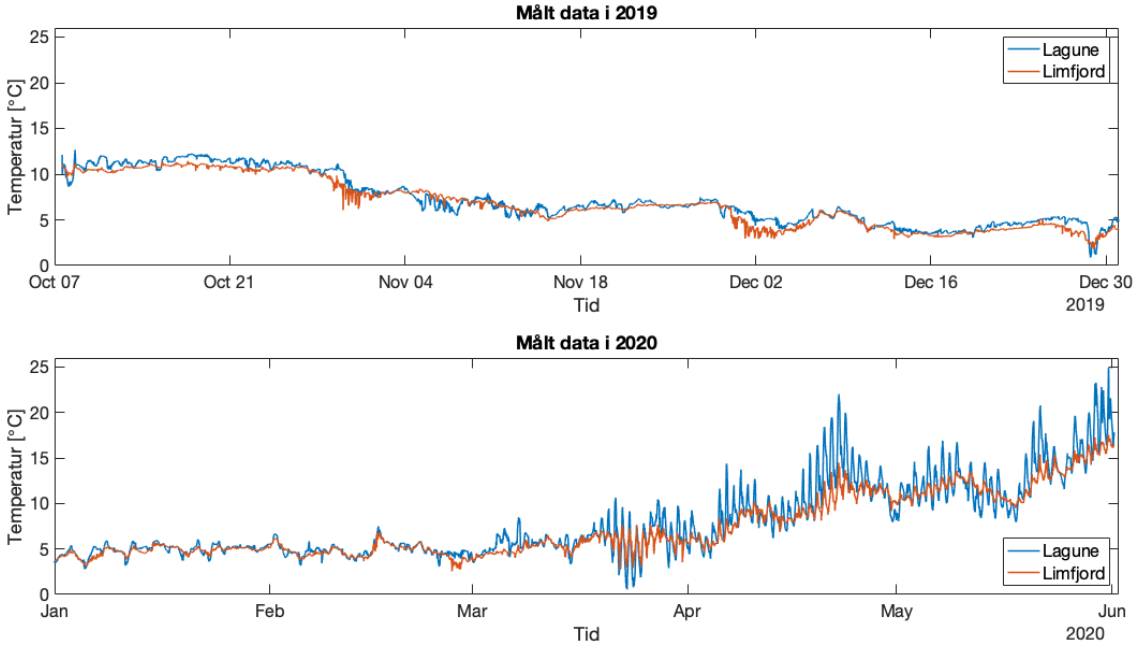
På figur C.11 fremgår hele dataserien for de målte iltkoncentrationer i måleperioden fra 7. oktober 2019 til 1. juni 2020. Der er foretaget målinger i Limfjorden og Lagunen, som er præsenteret på figuren.



Figur C.11: Målt iltkoncentration i perioden fra den 7. oktober 2019 til den 1. juni 2020.

C.4.2 Målt temperatur i perioden 7. oktober 2019 til 1. juni 2020

Temperaturen målt med iltsensorene i Lagunen og Limfjorden fremgår på figur C.12.



Figur C.12: Målt temperatur med iltsensorene i perioden fra den 7. oktober 2019 til den 1. juni 2020.

D. Lugtgener fra sedimentet

I dette appendiks dokumenteres sedimentets respirationen og produktionen. Dette er bidragende til at skabe en forståelse af, hvilke processer der forekommer i sedimentet, samt hvordan disse påvirker dannelsen af svovlbrinte i sedimentet. Yderligere dokumenteres hvilke områder i Lindholm Strandpark der tørlægges.

D.1 Respiration og produktion i sedimentet

Ved monitorering af iltkoncentrationen i Lagunen er der observeret perioder med overmætning og kraftig iltsvind, hvilket ikke er tilfældet for Limfjorden i samme perioder. Dette indikerer, at der er en forskel mellem de processer, som påvirker iltbalancen i Limfjorden og i Lindholm Strandpark. Til at klarlægge hvad der forårsager de varierende iltkoncentrationer i Lindholm Strandpark, er der udført et forsøg til at bestemme sedimentets respiration og produktion i Lagunen, Kanalen og Limfjorden. Der afgrænses fra produktionen og respirationen i vandfasen, da det antages, at disse bidrag er ubetydelig sammenlignet med respirationen og produktionen fra sedimentet.

D.1.1 Iltforsøg

For at undersøge forskellen mellem sedimentet i Lagunen, Kanalen og i Limfjorden, er respirationen og produktionen undersøgt. Sedimentets respiration består af et kemisk og biologisk iltforbrug. Det kemiske iltforbrug sker ved reoxidation, hvor det biologiske iltforbrug er mikroorganismers respiration. Sedimentets produktion sker fra bentiske alger, som producerer ilt under fotosyntese.

Optagelse af sediment

I Lagunen er der observeret bobler på fjorbunden grundet tilstedeværelsen af bentiske alger, som producerer ilt ved fotosyntese, se figur D.1. For at kunne bestemme sedimentets produktionen, er det derfor nødvendigt at anvende intakte og ukomprimerede prøver af sedimentet, da de bentiske alger ligger som et tyndt lag på fjordbunden. For at optage intakt og ukomprimeret sediment, er metoden som vist på figur D.2 anvendt. Metoden består i at bore et metalrør ned i sedimentet og herefter tømme det for vand. Ved at tømme røret for vand, sikres det, at det øverste sediment ikke bliver forstyrret. Jordboret bores ned i sedimentet, og optages efterfølgende intakt, som det ses på figur D.2, billede 3.

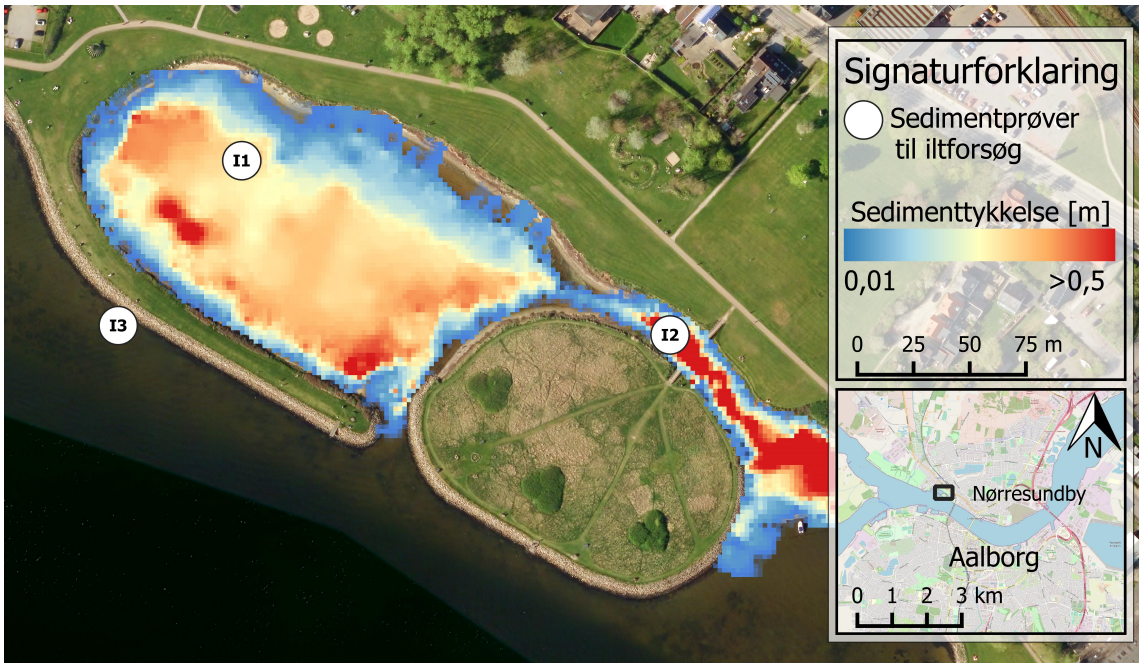


Figur D.1: Observeret luftbobler i Lagunen.



Figur D.2: Metode til optagelse af sedimentet til bestemmelse af iltforbrug og produktion i sedimentet.

Der er optaget sediment fra tre lokationer til iltforsøgene, som benævnes "I" og placeringen fremgår af figur D.3.



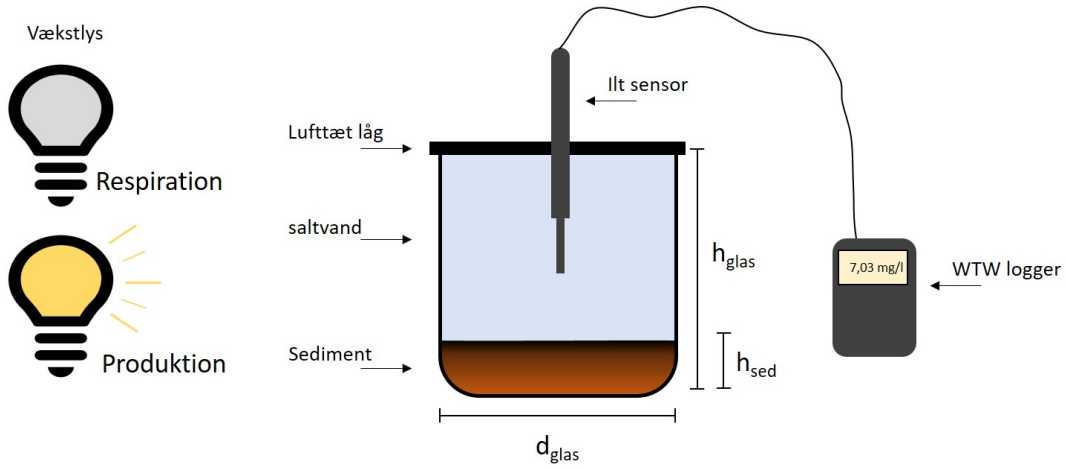
Figur D.3: Placering af sediment anvendt til iltforsøg, benævnes "I".

Som det fremgår af figur D.3, er der optaget sediment i Laguen(I1), Kanalen(I2) og Limfjorden(I3). Foruden lokationen for optagelse af sediment til iltforsøget, fremgår også sedimenttykkelsen af figuren. De tre prøver antages at repræsentere følgende:

- **I1** antages at repræsentere det tilkomne sedimentet i Lagunen.
- **I2** antages at repræsentere det tilkomne sediment ved Kanalen og Bådbroen.
- **I3** antages at repræsentere sedimentet i Limfjorden.

D.1.2 Forsøgsbeskrivelse

Til at bestemme respirationen og produktionen i sedimentet er et forsøg udført, som illustreret på figur D.4. Til forsøget anvendes de øverste 3 cm af det optagne sediment, som placeres på bunden af et glasbæger. Sedimentet lægges forsigtigt i glasbægeret, så det ikke forstyrres og desuden holdes intakt. I den forbindelse sikres det, at det øverste sedimentlag på jordboret også er det øverste lag i glasbærgeret. Glasbægeret fyldes efterfølgende med saltvand fra Lindholm Strandpark, hvor sedimentet er optaget, for at undgå lagdeling mellem det porevand der findes i sedimentet, og det vand som fyldes i glasbægeret. Det er valgt at lukke glasbægeret med et låg, for at sikre at der ikke sker en geniltning fra atmosfæren. Til monitorering af iltkoncentrationen anvendes WTW - Multi 3630 IDS, hvor iltsensoren placeres i vandet, 3 cm over sedimentet. Iltsensoren måler iltkoncentrationen [g O_2/m^3] med et loggerinterval på et minut.



Figur D.4: Forsøgsopstilling til bestemmelse af iltforbrug og iltproduktion i sedimentet. Dimensionerne på glasbærgeret er H_{glas} = 17 cm, diamteren, D_{glas} = 12 cm. Højden af sedimentet, H_{sed}, er under alle forsøg = 3 cm.

Som det fremgår af figur D.4, sættes et vækstlys foran glasbægeret, som holdes slukket eller tændt, for at bestemme hhv. respirationen og produktionen fra sedimentet. Udover at sedimentets respiration og produktion påvirkes af lys, er der ydermere en sammenhæng mellem bakteriernes og algernes aktivitet i forhold til temperaturen Jr. et al. [1986]. Når temperaturen stiger, øges raten hvormed processerne foregår, hvilket betyder, at der vil ske en større produktion og respiration. I Lagunen er der målt svingende temperaturer mellem 0 og 25 °C. Til at klarlægge hvordan variationerne i temperaturen påvirker sedimentet i Lindholm Strandpark, udføres forsøget på figur D.4 ved to forskellige temperaturer. Et forsøg hvor temperaturen er ≈10 °C, og et hvor den er ≈20 °C. Ved begge forsøg er der en periode med lyskilden tændt, og en hvor den er slukket.

Bestemmelse af respiration og produktion

Til bestemmelse af respirationen og produktionen fra sedimentet, anvendes iltbalancen, som fremgår af ligning (D.1).

$$\frac{dC}{dt} = K_2 \cdot (C_m - C) + P - R \tag{D.1}$$

Hvor:

dC	Ændring i iltkoncentration i vandfasen [g O_2/m^3]
dt	Ændring i tid [dag]
K_2	Geniltningskonstant [dag^{-1}]
C_m	Mættet iltkoncentration [g O_2/m^3]
C	Aktuel iltkoncentration [g O_2/m^3]
P	Produktion [g $O_2/m^3/dag$]
R	Respiration [g $O_2/m^3/dag$]

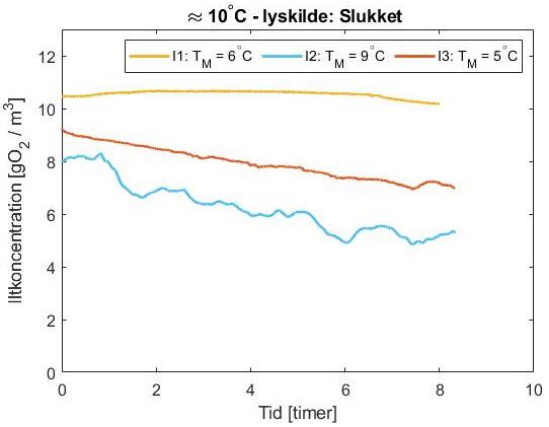
Som det fremgår af forsøgsbeksrivelsen, anvendes et lufttæt låg på glasbægeret, som sikrer, at der ikke sker udveksling af ilt mellem atmosfæren og vandet. Dermed sker der ingen geniltning, og dette led kan negligeres. Dermed simplificeres ligning (D.1) til ligning (D.2).

$$\frac{dC}{dt} = P - R \tag{D.2}$$

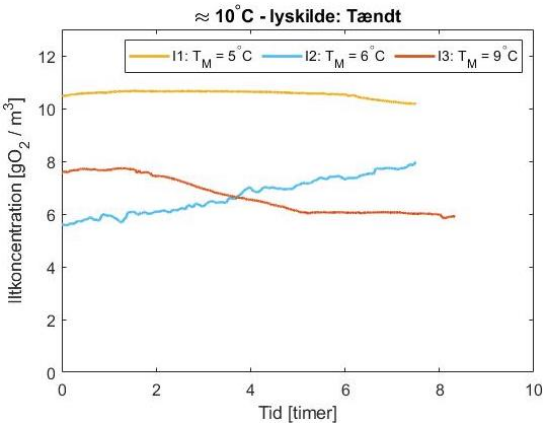
Som det fremgår af ligning (D.2), afhænger iltkoncentrationen i dette tilfælde kun af produktionen og respirationen. Respirationen er konstant under hele forsøget, hvor produktionen kun sker ved tændt lys. Først estimeres respirationen, ved at måle iltkoncentrationen i en periode, hvor lyskilden er slukket, da der ikke sker produktion. Med den estimerede respiration kan ligning (D.2) anvendes til at bestemme produktionen i en periode, hvor lyskilden er tændt.

D.1.3 Resultater

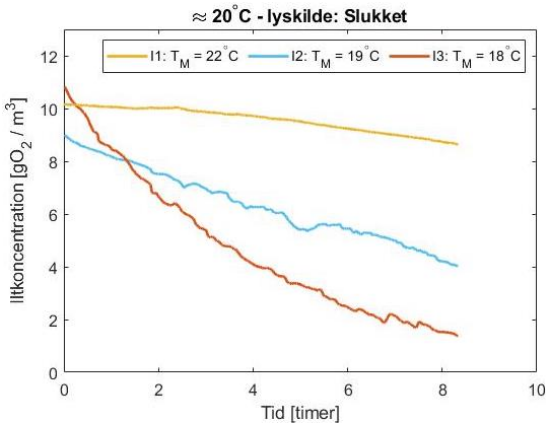
Respirationen og produktionen er som tidligere nævnt bestemt ved 2 forskellige temperaturer, som er ≈10 °C og ≈20 °C. Datasættet som ligger til grund for bestemmelsen af sedimentets respiration og produktion ved Lagunen, I1, Kanalen, I2, og i Limfjorden, I3, fremgår af figur D.5, D.6, D.7 og D.8. Dataene findes desuden i del elektroniske appendiks I.3. Middel vandtemperaturen, T_m, ved hvert forsøg fremgår ligeledes af signaturforklaringen på hver figur.



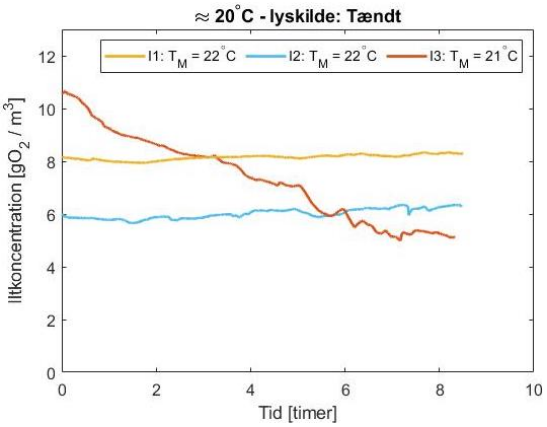
Figur D.5: Målt iltkoncentration ved iltforsøg med sediment fra I1, I2, og I3 med en vandtemperatur ≈10 °C, hvor lyskilden er slukket.



Figur D.6: Målt iltkoncentration ved iltforsøg med sediment fra I1, I2, og I3 med en vandtemperatur ≈10 °C, hvor lyskilden er tændt.



Figur D.7: Målt iltkoncentration ved iltforsøg med sediment fra I1, I2, og I3 med en vandtemperatur ≈20 °C, hvor lyskilden er slukket.

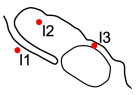


Figur D.8: Målt iltkoncentration ved iltforsøg med sediment fra I1, I2, og I3 med en vandtemperatur ≈20 °C, hvor lyskilden er tændt.

Ligning (D.2) er anvendt til bestemmelse af respirationen og produktionen ud fra de præsenterede datasæt. Med den benyttede ligning angives respirationen og produktionen, med enheden [g $O_2/m^3/dag$], hvilket omregnes til [g $O_2/m^2/dag$] for at respirationen og produktionen kan bestemmes pr. overfladeareal af sediment. Enheden omregnes ved at multiplicere respirationen og produktionen med forholdet mellem vandvolumen i glasbægeret og overfladearealet på sedimentet. På baggrund af den tidligere præsenterede forsøgsopstilling er V/A = 0,14 m, hvilket er ens for alle forsøg, da højden af sediment, samt overfladearealet af sedimentet i glasbægeret er holdt ens for alle forsøg. Respirationen og produktionen fra sedimentet i Lagunen, Kanalen og Limfjorden er præsenteret i tabel D.1.

Tabel D.1: Respirationen og produktionen i Lagunen, Kanalen og Limfjordens sediment, baseret på datasættene præsenteret på figur D.5, D.6, D.7 og D.8. Placering af I1, I2 og I3 ses på figur D.9.

Temperatur	Lokation	Respiration	Produktion
		$[gO_2/m^2/dag]$	$[gO_2/m^2/dag]$
≈10 °C	I1 - Limfjorden	0,90	1,29
	I2 - Lagunen	7,99	15,67
	I3 - Kanalen	6,30	1,52
≈20 °C	I1 - Limfjorden	4,40	4,84
	I2 - Lagunen	14,34	15,19
	I3 - Kanalen	27,19	11,44



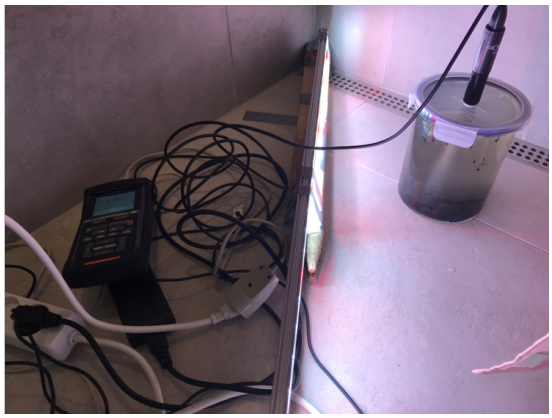
Figur D.9: Placering af I1, I2 og I3.

D.1.4 Usikkerheder

I forbindelse med forsøget til at bestemme sedimentets respiration og produktion, er der en række usikkerheder, som kan påvirke resultatet. Disse belyses herunder:

- Massen af sediment i glasbærgeret har været en parameter, som ikke er medtaget i forsøget. Dette skyldes, at der er stor forskel på sedimentets sammensætning og dermed densitet. I1 består primært af fin partikulært materiale, hvorimod I2 indeholder sammenfiltrede ålegræsstykker. Der er ikke kendskab til kompaktheden på sedimentet ved in-situ forhold, hvorfor det i forsøget er valgt at tilnærme samme tykkelse på sedimentet i glasbærgeret. I forbindelse med estimering af iltforbruget i I2, vil det formentligt være en underestimering, da det vurderes at materialet i glasbægeret er mindre kompakt end ved in-situ forholdene.

- Konstant temperatur har ikke været mulig under forsøget. Grundet COVID-19 har der ikke været adgang til laboratorierne ved Aalborg Universitet, hvorfor forsøget er blevet udført privat hos projektgruppen. Forsøget ved temperatur ≈10 °C er foretaget i et skur, hvor det ved ≈20 °C er udført inden døre. Da skuret ikke har haft konstant temperatur, har det ikke været muligt at holde samme middel temperatur mellem hvert forsøg. Dette har betydet, at middel temperaturen i forsøgene med sediment fra I1 og I2 ved ≈10 °C, har været hhv. ca. 5 °C og ca. 9 °C. Med en højere temperatur for I2 er det muligt, at respirationen overestimeres, da den bakterielle respiration stimuleres ved en stigende temperatur. På figur D.10 og D.11 ses forsøgsopstillingen indenfor ved ≈20 °C og i skuret ved ≈10 °C.

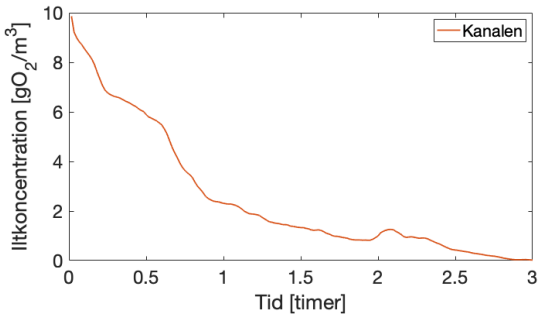


Figur D.10: Forsøgsopstilling af respiration og produktions forsøg ved en temperatur på ≈20 °C.



Figur D.11: Forsøgsopstilling af respiration og produktions forsøg ved en temperatur på ≈10 °C.

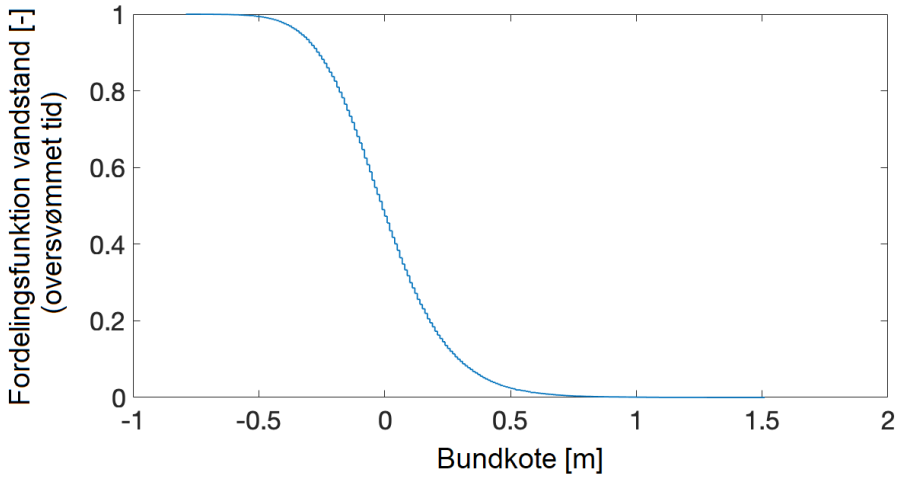
- Vandet i glasbægeret er stillestående under forsøget. Under in-situ forhold vil der være strømninger og vandudveksling med Limfjorden, som vil tilføre iltrigt vand, og dermed kan iltforbruget være større end forsøget viser. En tilførsel af ilt kan være til gunst for de respirerende bakterier, da der er mere ilt i vandet, som øger respirationen [Jessen et al., 2017].
- Under det første udførte forsøg med sediment fra Kanalen ved en temperatur på ≈10 °C, blev der observeret et hurtigt fald i iltkoncentrationen, hvorfor forsøget blev forkastet. Målingerne fra forsøget fremgår af figur D.12, og viser en begyndelses iltkoncentration på ca. 10 g O_2/m^3, som falder til 0 g O_2/m^3 i løbet af ca. 3 timer. Dette indikerer tilstedeværelsen af et kemisk iltforbrug. Da den kemiske oxidation blot er et engangsforbrug, og ikke noget som konstant forekommer, blev det valgt at udskifte vandet og foretage forsøget igen. Derved opnås et mere retvisende billede af respirationen, som foregår grundet tilstedeværelsen af bakterier, samt respiration fra vandplanter og alger, da disse bidrager med en konstant respiration.



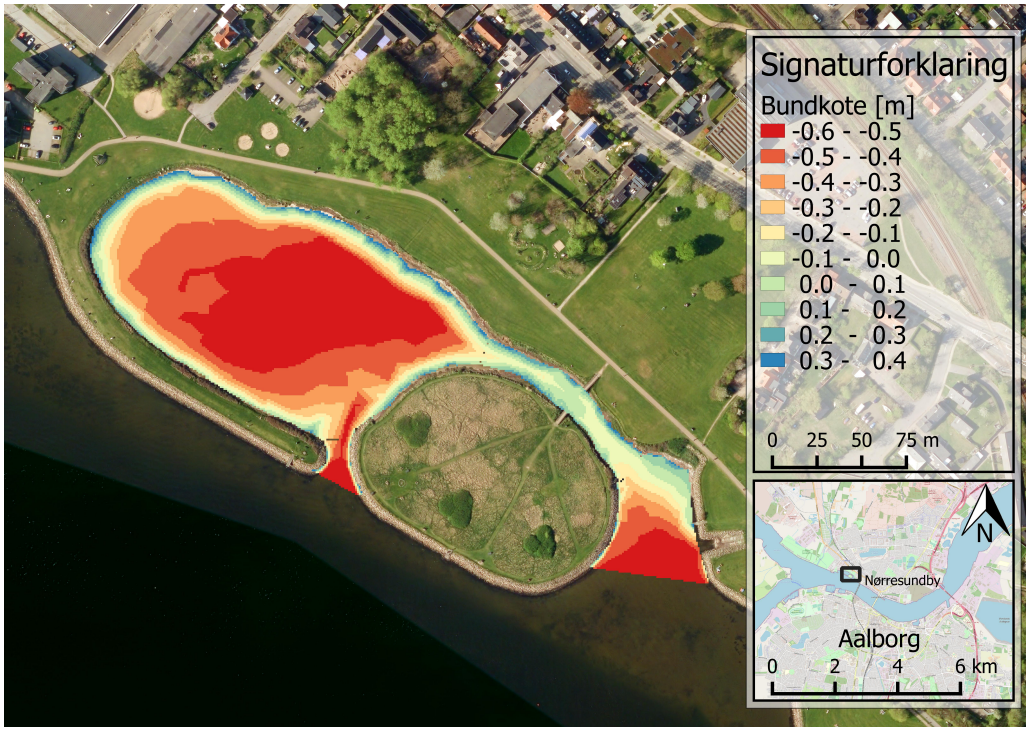
Figur D.12: Data fra forkastet forsøg ved estimat på respirationen i Kanalens sediment. Middeltemperaturen er T_m = 12 °C.

D.2 Perioder med tørlagt sediment

For at undersøge hvilke områder der er tørlagt, og hvor stor en andel af tiden de er tørlagt i perioden fra den 01. januar 2011 til den 01. januar 2020, er der for denne periode lavet en fordelingsfunktion, som fremgår af figur D.13. Denne bruges i sammenspil med et interpoleret kort over indmålte bundkoter i Lindholm Strandpark, som ses på figur D.14.



Figur D.13: Empirisk fordelingsfunktion af vandstanden fra den 1. januar 2011 til den 1. januar 2020.



Figur D.14: Interpolerede bundkoter, baseret på 1019 indmålte bundkoter.

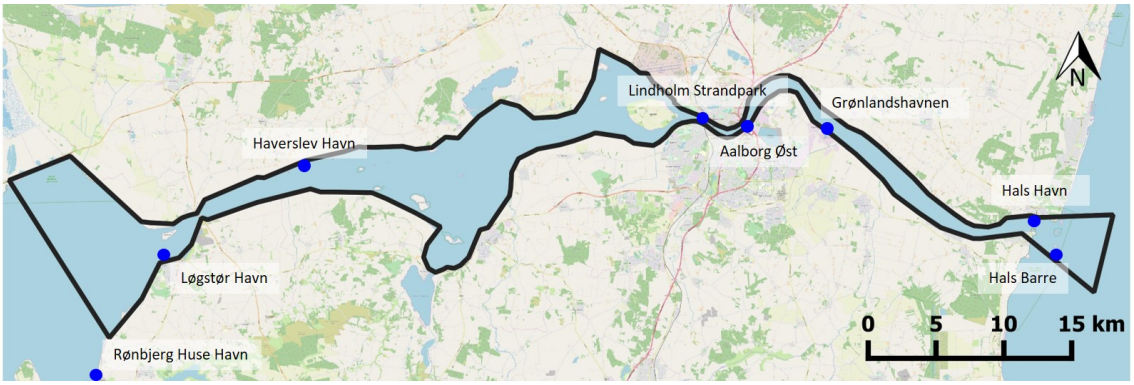
E. Hydrodynamisk MIKE21 model

I dette appendiks beskrives opbygningen og kalibreringen af den todimensionelle MIKE21 model. Formålet med at opbygge denne model er, at den skal kunne simulere målte vandstande ved Lindholm Strandpark, så modellen kan benyttes til at generere randbetingelser til MIKE3 modellen.

Forud for opbygningen af MIKE21 modellen er der bl.a. gjort overvejelser omkring størrelse på modellen, valg af randbetingelse og beregningsnet. Da formålet med modellen som bekendt er, at den skal anvendes til at generere randbetingelser, modelleres Lindholm Strandpark ikke i denne model. Dette under forudsætning af, at den simulerede vandstand i Limfjorden, ud for Lindholm Strandpark, er sammenfaldende med vandstanden der potentielt ville blive simuleret i Lindholm Strandpark, såfremt dette område var medtaget.

E.1 Modelopbygning

Opbygningen af modellen sker indledningsvist gennem en iterativ proces, hvor beregningsnet, randbetingelse og Manningtal fastsættes. Efterfølgende kalibreres modellen med hensyn til vind, så den tilnærmelsesvis kan afspejle målte vandstande ved Lindholm Strandpark. En figur af modelområdet der indledningsvist benyttes, ses på figur E.1.



Figur E.1: Modelområde der indledningsvist benyttes i MIKE21 modellen.

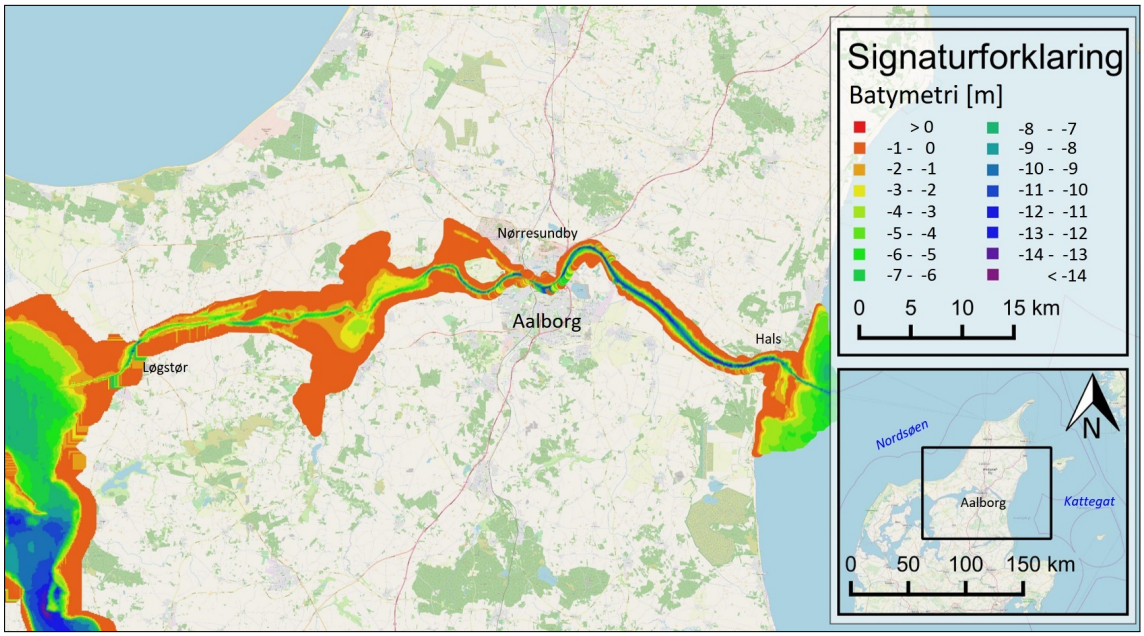
E.1.1 Datagrundlag for modellen

Der benyttes flere forskellige typer data, som danner grundlaget for modellen. Dataene der benyttes er som følger:

- Batymetridata for Limfjorden og Kattegat
- Lokale vinddata fra Aalborg Kommune
- Målte vandstandsdata fra Rønbjerg Huse Havn, Løgstør Havn, Haverslev Havn, Lindholm Strandpark, Aalborg Øst, Grønlandshavnen og Hals Havn.
- Tidevandstabeller fra Rønbjerg Huse Havn, Løgstør Havn, Haverslev Havn, Aalborg Øst, Grønlandshavnen, Hals Havn og Hals Barre.

E.1.2 Batymetridata

Til modellen benyttes der batymetridata for Limfjorden og Kattegat, som danner grundlaget for en nedre randbetingelse. Batymetridataene for Kattegat og den østlige del af Limfjorden (fra Løgstør til Hals) består af datapunkter med en opløsning på 50x50 meter, mens de anvendte punkter vest for Løgstør består af datapunkter med en opløsning på 100x100 meter. På figur E.2 ses batymetrien i Limfjorden og en del af Kattegat.



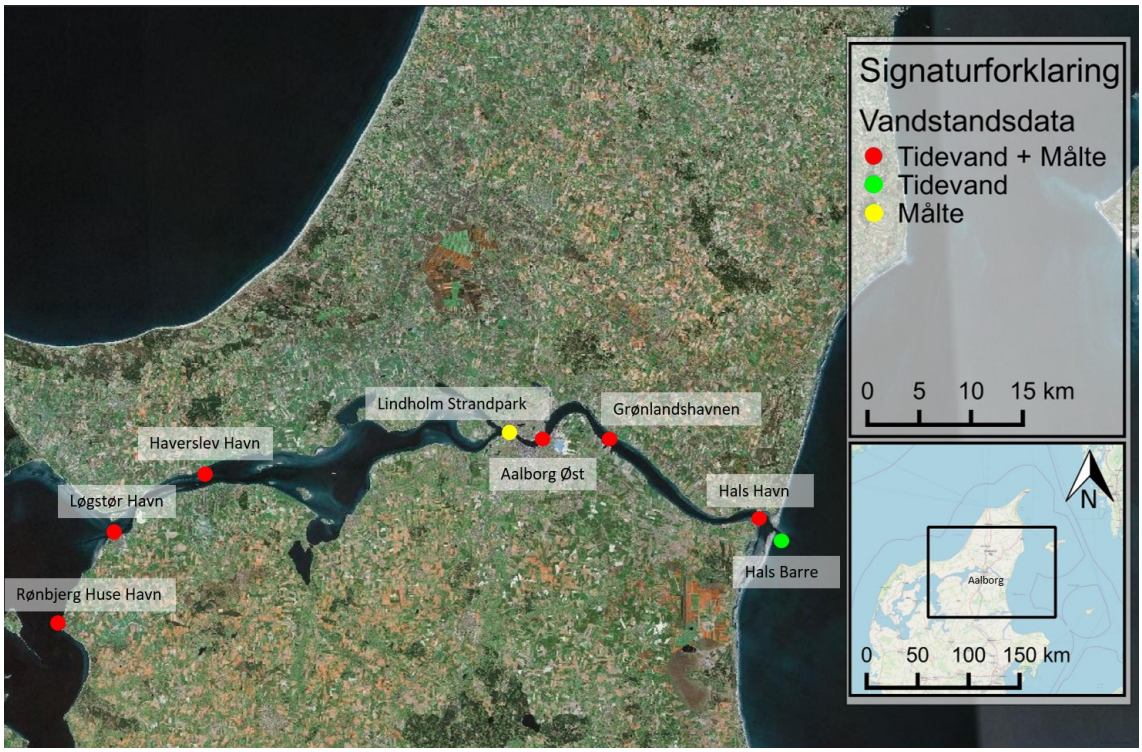
Figur E.2: Batymetri i Limfjorden og Kattegat angivet i koter.

Som det ses af figur E.2, er der forskel på, hvor dyb Limfjorden er i forskellige områder. Fra Løgstør til Hals ses det, at Limfjorden primært er domineret af områder, hvor bundkoten er beliggende i kote -2 m eller derover. I sejlrenden er det dog anderledes, da der her ses, at bundkoten findes i kote -10 til -12 m. Vest for Løgstør ses det, at Limfjorden får et andet forløb, og går ud i en bredning.

E.1.3 Vandstandsdata

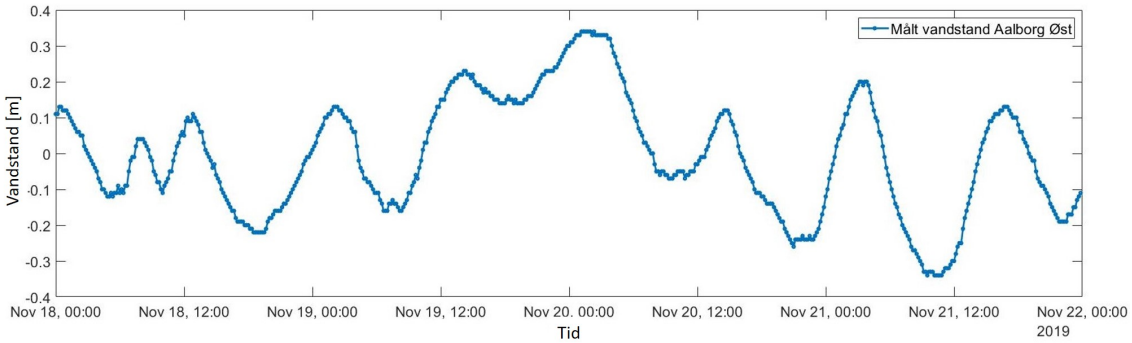
Vandstandsdata benyttes til at danne grundlaget for de ydre randbetingelser i modellen, og er bidragende til at drive vandet heri. Placeringen af randbetingelsen kan principielt sættes på en hvilken som helst lokation, så længe der foreligger data, som kan danne grundlaget for randbetingelsen. I Limfjorden omkring Lindholm Strandpark er den nærmeste målestation mod vest, Haverslev Havn, mens det mod øst er stationen Aalborg Øst [DMI, 2019]. Mod vest findes ydermere stationerne Løgstør Havn og Rønbjerg Huse Havn, mens der mod øst findes stationerne Grønlandshavnen og Hals Havn, se figur E.3. Desuden findes der i Kattegat, ud for udmundingen mod øst, stationen Hals Barre, hvor der foreligger tidevandstabeller men ingen målte vandstande.

Foruden ovennævnte målestationer fra DMI [2019], er der opsat to målestationer i området ved Lindholm Strandpark, hvor der måles vandstand. Disse to målestationer dækkes under den gule prik "Lindholm Strandpark" på figur E.3.



Figur E.3: Tilgængelige vandstandsmålinger fra DMI [2019] samt egne målestationer i Lindholm Strandpark. Baggrundskort fra Krak [2020].

Længere mod vest findes der flere stationer, men det vurderes, at det ikke er hensigtsmæssigt at benytte disse stationer, da strømningerne herude ikke vil have en påvirkning på vandet omkring Lindholm Strandpark. Dermed vil en flytning af randen længere mod vest blot resultere i flere beregningsceller, som vil øge beregningstiden uhensigtsmæssigt. Dataopløsningen på vandstandsdataene er 10 minutter, og et eksempel på vandstandsdata ses for Aalborg Øst på figur E.4.

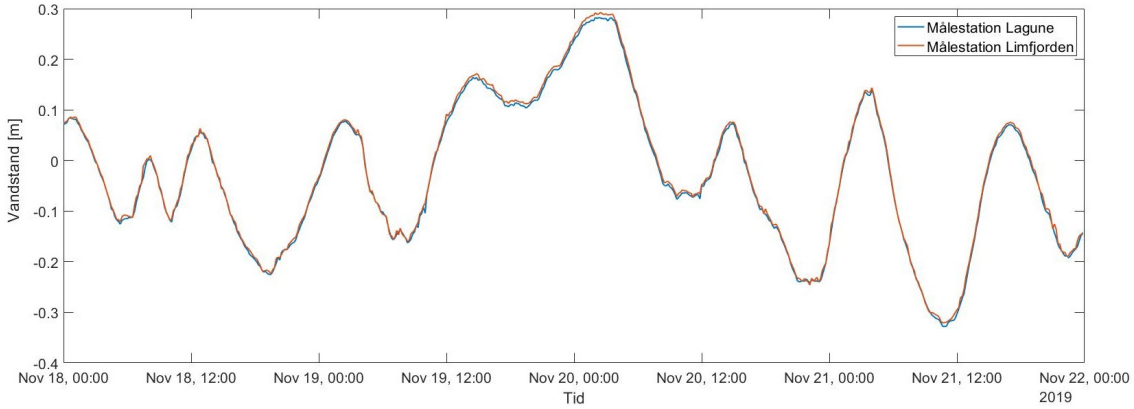


Figur E.4: Eksempel på vandstandsdata fra stationen Aalborg Øst i perioden fra den 18. november 2019 til den 22. november 2019, hvor målinger af vandstanden er angivet med en prik.

E.1.4 Lokale Vandstandsdata i Lindholm Strandpark

Der er indmålt vandstande i Lindholm Strandpark ved de to målestationer. Disse vandstandsmålinger benyttes til at kalibrere modellen, da modellen tilnærmelsesvis skal afspejle de lokale forhold ved Lindholm Strandpark.

Der måles vandstand i både Limfjorden og Lagunen for at undersøge, hvorvidt der kan observeres en forskel i vandspejlet. Rent teoretisk bør der observeres en forskel i vandspejlet, da dette er den drivende kraft. Ved fyldning bør der registreres højere vandstand i Limfjorden end Lagunen og ved tømning det modsatte. På figur E.5 ses målte vandstande i perioden fra den 18. november 2019 til den 22. november 2019.

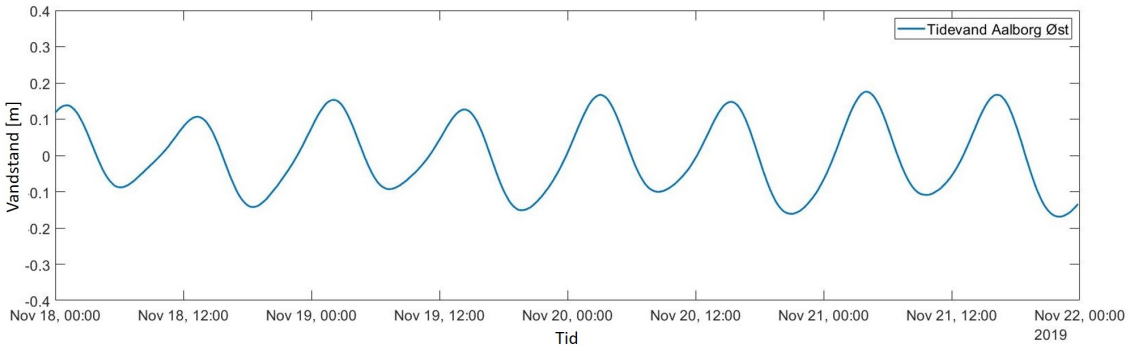


Figur E.5: Eksempel på vandstandsdata fra de to målestationer ved Lindholm Strandpark i perioden fra den 18. november 2019 til den 22. november 2019, hvor målinger af vandstanden er angivet med en prik.

Som det ses af figur E.5, er vandstandsdataene ved de to stationer tilnærmelsesvis sammenfaldende. Middelafvigelsen mellem de to stationer er i den viste periode 5 mm, og der er en tendens til, at vandstandsdataene i Limfjorden generelt viser højere vandstande end Lagunen, hvilket ikke er i overensstemmelse med, hvad der teoretisk forventes. Dette vurderes at være forårsaget af usikkerheder på de anvendte tryksensorer. Som præsenteret i appendiks C.1 er dataopløsningen 0,014 kPa, som omregnet svarer til ca. 1,4 mm. Desuden er nøjagtigheden på tryksensorerne $\pm$ 0,3% af vandstanden, svarende til, at der ved vanddybder mellem 0,2 m og 1,5 m, som er det typiske interval der måles ved målestationerne, måles med en nøjagtighed mellem $\pm$ 0,6 - 4,5 mm. Foruden usikkerheden på tryksensorerne, er der usikkerheder forbundet med indmåling af vandspejlskoten, som benyttes til at fastsætte koten, hvorfra trykket måles. Det er derfor sandsynligt, at dette er årsagen til, at der ikke ses det forventede. Da de målte vandstandsdata skal benyttes til at kalibrere modellen, antages det, at usikkerheden på disse data er af mindre betydning, da modellen ikke kalibreres til denne størrelsesorden.

E.1.5 Tidevandsdata

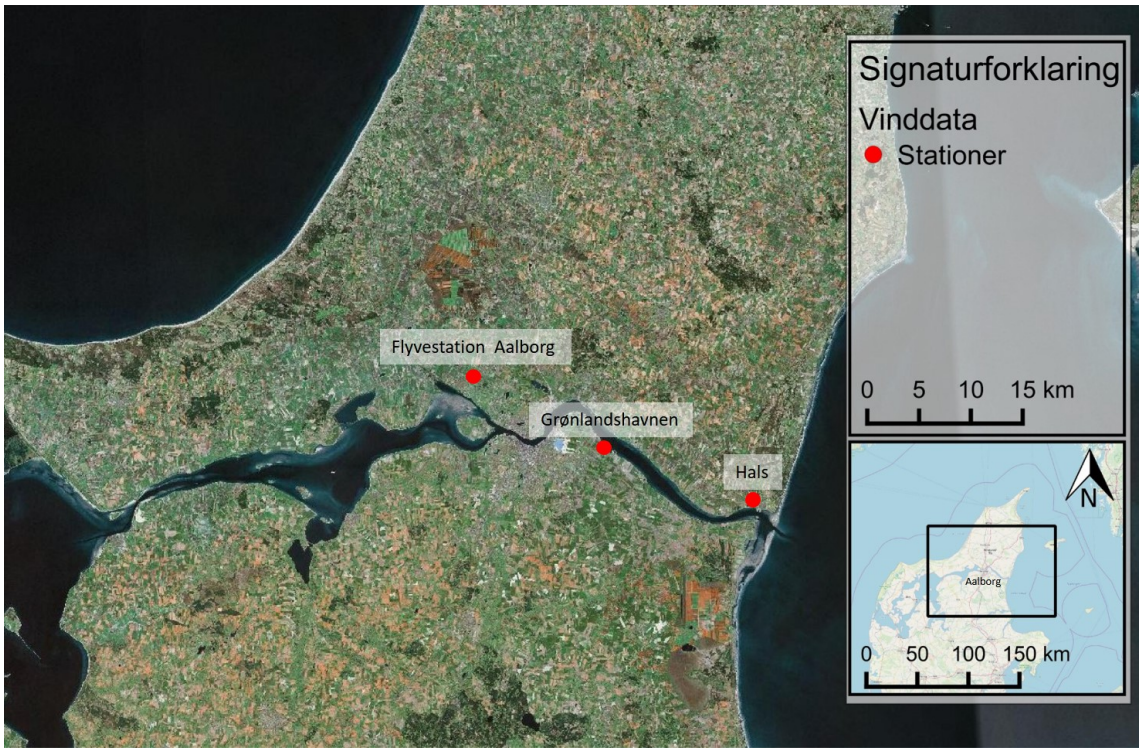
For alle stationer fra figur E.3, pånær stationerne ved Lindholm Strandpark, foreligger der teoretiske beregninger af tidevandet foretaget af DMI [2019]. Disse teoretiske beregninger benyttes til at kalibrere Manningtallet på plads, da brugen af disse eliminerer bidraget fra vind, og dermed reducerer antallet af parametre, der kan justeres. Dataopløsningen på tidevandsdataene er ligeledes 10 minutter, og et eksempel på tidevandsdata fra stationen Aalborg Øst ses på figur E.6.



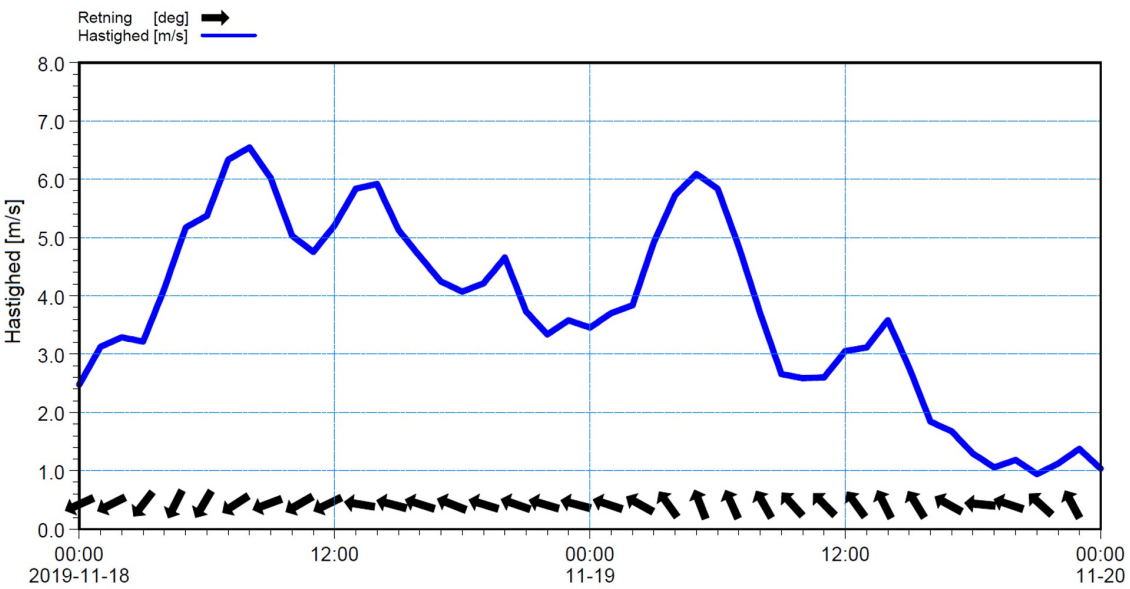
Figur E.6: Eksempel på tidevandsdata fra stationen Aalborg Øst i perioden fra den 18. november 2019 til den 22. november 2019. Tidevandsdata er beregnet af DMI [2019].

E.1.6 Vinddata

Vinddata benyttes som en øvre randbetingelse, og er dermed bidragende til at drive flowet i Limfjorden. Vinddataene indeholder retning og hastighed på vinden. De tilgængelige vinddata til modellen kommer fra alle stationer i Aalborg Kommune fra DMI [2019], som dækker stationerne Hals, Grønlandshavnen og Flyvestation Aalborg. Vinddataene er målt med en opløsning på 10 minutter, men det der er tilgængeligt til anvendelse i modellen, er en middel-vind og retning på timebasis. På figur E.7 ses placeringen af de tre stationer, som udgør grundlaget for vinddataene, og på figur E.8 ses et eksempel på vinddata med angivelse af hastighed og retning.



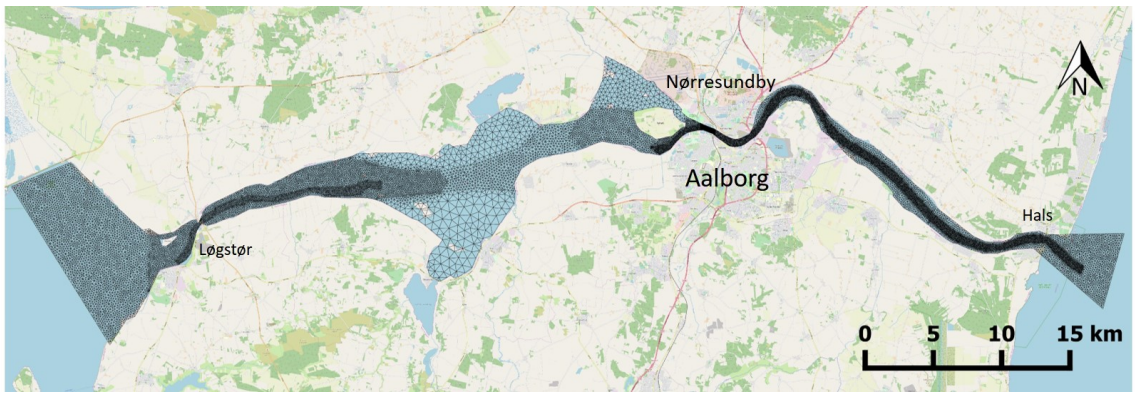
Figur E.7: Placering af vindstationer der danner grundlaget for vinddata der anvendes i modellen [DMI, 2019]. Baggrundskort fra Krak [2020].



Figur E.8: Eksempel på vindata fra Aalborg Kommune fra den 18. november 2019 til den 20. november 2019

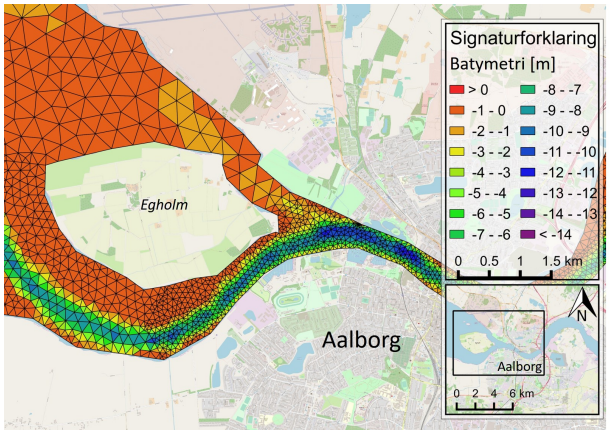
E.2 Valg af beregningsnet

Beregningsnettet der vælges til modellen, har betydning for, hvorvidt modellen er i stand til at simulere vandstanden korrekt. Beregningsnettet er fastsat gennem en iterativ proces, hvor flere model simuleringer med forskellige beregningsnet er foretaget. Undersøgelsen af beregningsnettet har omfattet at ændre på størrelsen af beregningescellerne, formen på cellerne samt områder hvor beregningscellerne forfines. Dette har resulteret i, at beregningsnettet på figur E.9 er fremkommet. Beregningsnettet som ses på figuren, strækker sig fra Rønbjerg Huse Havn beliggende vest for Løgstør til Kattegat beliggende øst for Hals. Dette beregningsnet dækker det største geografiske areal der modelleres, og i beregningsnettet er der ca. 30.000 beregningsceller. Når modellen senere benyttes til at undersøge, hvor randbetingelsen bør placeres, tilpasses dette beregningsnet.



Figur E.9: Beregningsnet anvendt til den største model, som strækker sig fra Rønbjerg Huse Havn vest for Løgstør til Kattegat øst for Hals.

Som det ses på figur E.9, er størrelsen på beregningscellerne forskellige. De mindste beregningsceller ses primært i sejlrenden og ved randene. I sejlrenden er det gjort for at være i stand til at få opløst batymetrien korrekt, for at sikre, at der kommer tilstrækkeligt vand gennem fjorden, da en stor del af vandtransporten vil finde sted her. Ved randene er det gjort, da der gennem den tidligere omtalte iterative proces blev fundet frem til, at modellen ved anvendelse af en grovere diskretisering ikke er i stand til at opnå præcise resultater. Et af stederne hvor der er en tydelige forskel i diskretiseringen, er omkring Aalborg, som det ses på figur E.10. Her ses det, at den dybe sejlrende ved Aalborg har den fineste diskretisering. Ved Egholm gående fra øst mod vest er der to forløb, hvor diskretiseringen er forskellig. Nord om Egholm er det valgt at have grove beregningsceller, da variationen i vanddybden er lille sammenlignet med variationen af vanddybden i sejlrenden. Derfor antages det, at de grove beregningsceller kan opløse batymetrien tilstrækkeligt. Syd om Egholm fortsætter den fine diskretisering i sejlrenden indtil midten af Egholm, hvor det er valgt at øge størrelsen på beregningscellerne. Dette er valgt, da disse beregningsceller støder sammen med de grove celler fra området nord for Egholm på den vestlige side af Egholm.



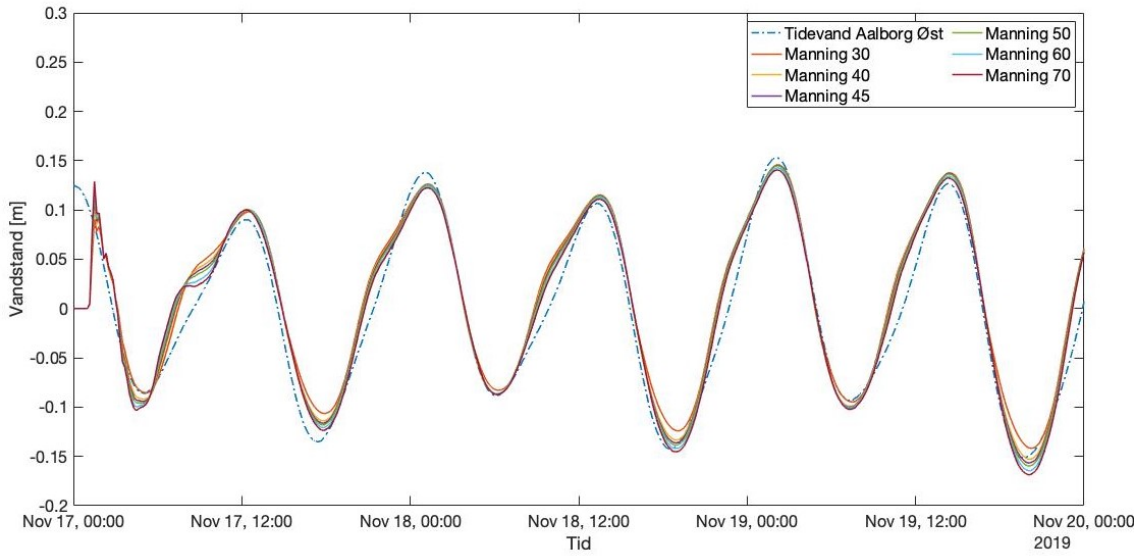
Figur E.10: Variation af beregningsnet omkring Aalborg og Egholm.

E.3 Kalibrering af Manningtal baseret på tidevandssimulering

Manningtallet kalibreres som en konstant værdi i hele modelområdet med udgangspunkt i tidevandet. Til denne kalibrering er det valgt at påsætte tidevandet fra Rønbjerg Huse Havn og Hals Barre som randbetingelse, og anvende beregningsnettet som præsenteret på figur E.9. Dette resulterer i, at der er flere stationer, hvor betydningen af Manningtallet evalueres.

Ved evaluering af Manningtallet, tillægges der størst vægt på, at modellen kan afspejle vandstanden ved Aalborg Øst, da det er den station, som er beliggende tættest på Lindholm Strandpark. Det er i dette tilfælde ikke muligt at benytte de målte vandstande i Lindholm Strandpark, da de består af både påvirkningen fra tidevand og vind.

Modellen er kørt gennem med et Manningtal på 30 $m^{1/3}/s$, 40 $m^{1/3}/s$, 45 $m^{1/3}/s$, 50 $m^{1/3}/s$, 60 $m^{1/3}/s$ og 70 $m^{1/3}/s$. Der er simuleret i en periode på 4 dage fra den 17. november 2019 til 20. november 2019, og det antages, at denne periode er tilstrækkeligt til at afgøre, hvilket Manningtal, der skal benyttes til modellen. På figur E.11 ses den teoretiske tidevandsserie fra Aalborg Øst samt de simulerede vandstande ved samme lokation med varierende Manningtal.



Figur E.11: Vandstande simuleret ved Aalborg Øst med forskellige Manningtal med anvendelse af tidevand fra Rønbjerg Huse Havn og Hals Havn som randbetingelse.

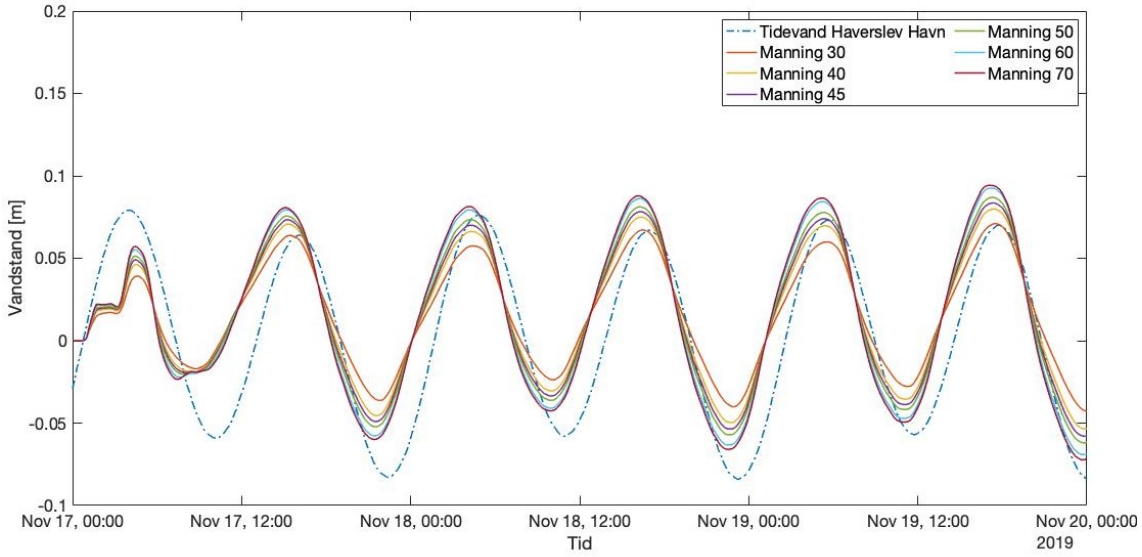
Som det ses af figur E.11, passer de simulerede vandstande ved Aalborg Øst tilnærmelsesvis med den "observerede" vandstand. For alle scenarier er der en tendens til, at der ved fyldning opstår en "pukkel" på vandstandsgrafen, hvor gradienten ændrer sig. Det ser dog ud til, at denne "pukkel" er aftagende med tiden, hvorfor denne fejl formentlig er en numerisk fejl i modellen eller en fejl i tidevandsdataene. Til modellen afgøres det, hvilket Manningtal der skal benyttes. Med udgangspunkt i graferne på figur E.11 er det et Manningtal på 60 $m^{1/3}/s$ og 70 $m^{1/3}/s$, der generelt giver den bedste løsning, da de simulerede vandstande er beliggende tættest på de "observerede" vandstande. For at underbygge dette, benyttes et mål for, hvor stor afvigelsen er mellem simulerede og observerede værdier. Der skelnes mellem to mål for størrelsen på fejlen i denne rapport, RMSE og MAE. RMSE benyttes som et mål for, hvor stor en kvadreret afvigelse der er mellem simulerede og observerede værdier i en middelsituation, mens MAE er et mål for den gennemsnitlige absolutte fejl. Forskellen i disse ligger i, hvor stor en værdi der tillægges de store afvigelser mellem simuleret og observeret værdi. Såfremt at store afvigelser er uønsket, er RMSE hensigtsmæssig at benytte, da afvigelsen kvadreres før der tages en middelværdi af det. Derimod er MAE at foretrække, såfremt der ønskes at tillægge lige meget værdi til små og store afvigelser. I tabel E.1 er RMSE og MAE ved anvendelse af de forskellige Manningtal angivet. Ved angivelse af værdierne er den 17. november frasorteret, for at fjerne den fejl der opstår i starten som resultat af, at begyndelsesbetingelsen for vandspejlet er sat til kote 0,0 m.

Tabel E.1: RMSE og MAE for Aalborg Øst beregnet fra den 18. november 2019 kl. 00:00 til den 20. november 2019 kl. 00:00.

Manningtal [$m^{1/3}/s$]	30	40	45	50	60	70
RMSE [cm]	2,2	2,0	2,0	1,9	1,7	1,7
MAE [cm]	1,7	1,5	1,4	1,4	1,3	1,3

Som det ses af tabel E.1, er det som forventet et Manningtal på 60 $m^{1/3}/s$ og 70 $m^{1/3}/s$, som giver den laveste RMSE og MAE, og som dermed er bedst til at beskrive den "observerede" vandstand.

Der ses ydermere på den simulerede vandstand i Haverslev Havn, som er den nærmeste station beliggende vest for Lindholm Strandpark. På figur E.12 ses den teoretiske tidevandstand fra Haverslev Havn sammen med de modellerede vandstande med forskellige Manningtal ved samme lokation.



Figur E.12: Vandstande simuleret ved Haverslev Havn med forskellige Manningtal med anvendelse af tidevand fra Rønbjerg Huse Havn og Hals Havn som randbetingelse.

Som det ses af figur E.12, er der en generel tendens til, at de simulerede vandstande i Haverslev Havn afviger mere fra den "observerede" vandstand end tilfældet var ved Aalborg Øst. Da formålet med modellen er, at den skal benyttes til at simulere variationen af vandspejlet ved Lindholm Strandpark, vurderes det ikke at være problematisk, at modellen er mere upræcis ved Haverslev Havn. Da et Manningtal på 60 $m^{1/3}/s$ og 70 $m^{1/3}/s$ ikke medfører betydelige forskelle i den simulerede vandstand, vælges det at benytte et Manningtal på 60 $m^{1/3}/s$ til den videre modellering.

E.4 Placering af randbetingelse

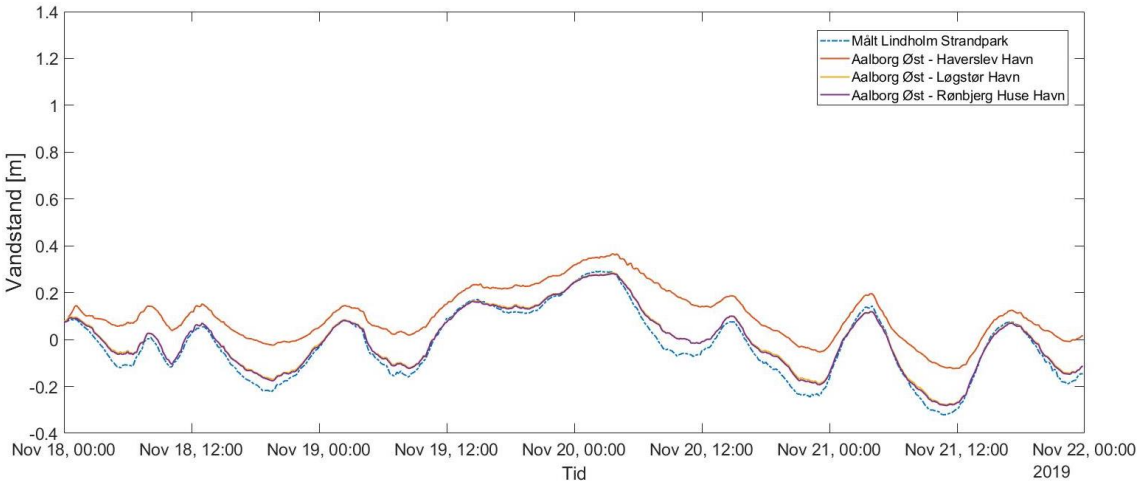
I denne sektion undersøges det, om det er muligt at rykke randbetingelsen tættere på Lindholm Strandpark, og dermed mindske antallet af beregningsceller og deraf beregningstiden. Til at undersøge dette benyttes de målte vandstandsdata som randbetingelse og ikke tidevandet som tidligere. Da det er målte vandstande, der benyttes, medtages vind på modellen. Effekten af vinden opnås ved at benytte en vindfriktionskoefficient, der angiver, hvor stor en del af vinden der overføres til vandoverfladen. Der benyttes indledningsvist en konstant vindfriktionskoefficient på $1,26 \cdot 10^{-3}$, som er standardværdien, der benyttes i en MIKE21 model [DHI, 2017].

Det har gennem flere modelsimuleringer vist, at modellen ikke er i stand til at fuldende simuleringen, når Hals Havn påsættes som randbetingelse ved den nøjagtige lokation. Dette kan skyldes, at beregningsnettet ikke er opløst tilstrækkeligt her, eller at der er nogle forhold i geometrien, som gør, at der opstår en numerisk fejl i modellen. Det er derfor valgt at flytte de målte vandsdata fra Hals Havn ud i Kattegat øst for Hals Barre, da det medfører, at ikke samme fejl opstår. Flytningen antages at være af mindre betydning for vandstanden i Lindholm Strandpark, men dette undersøges ikke yderligere.

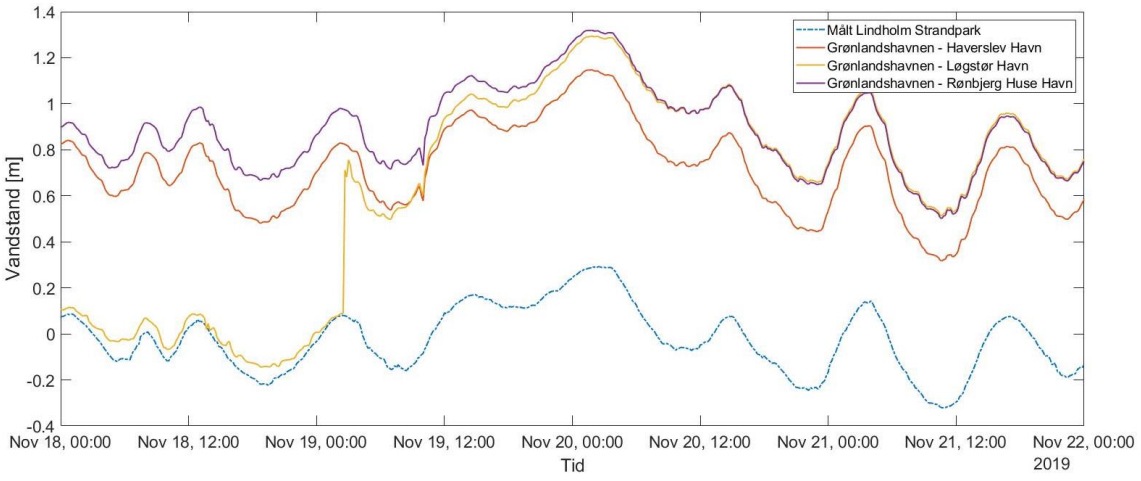
Placeringen af randbetingelsen undersøges for de følgende ni scenarier:

- Scenarie 1: Aalborg Øst og Haverslev Havn
- Scenarie 2: Aalborg Øst og Løgstør Havn
- Scenarie 3: Aalborg Øst og Rønbjerg Huse Havn
- Scenarie 4: Grønlandshavnen og Haverslev Havn
- Scenarie 5: Grønlandshavnen og Løgstør Havn
- Scenarie 6: Grønlandshavnen og Hals Havn
- Scenarie 7: Hals Havn og Haverslev Havn
- Scenarie 8: Hals Havn og Løgstør Havn
- Scenarie 9: Hals Havn og Rønbjerg Huse Havn

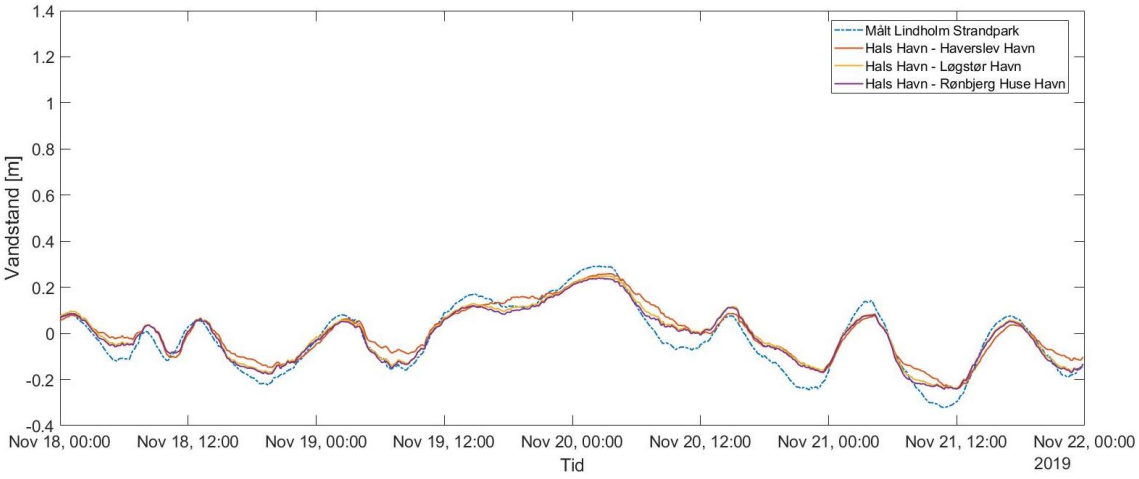
Placeringen af randbetingelsen undersøges ved at køre MIKE21 modellen igennem fra den 18. november 2019 til den 22. november 2019. De simulerede vandstande i Limfjorden, ved Lindholm Strandpark, samt den målte vandstand ved samme lokation ses på hhv. figur E.13, E.14 og E.15.



Figur E.13: Simuleret vandstand ved anvendelse af Aalborg Øst som den østlige randbetingelse og hhv. Haverslev Havn, Løgstør Havn og Rønbjerg Huse Havn som vestlig randbetingelse.



Figur E.14: Simuleret vandstand ved anvendelse af Grønlandshavnen som den østlige randbetingelse og hhv. Haverslev Havn, Løgstør Havn og Rønbjerg Huse Havn som vestlig randbetingelse.



Figur E.15: Simuleret vandstand ved anvendelse af Hals Havn som den østlige randbetingelse (placeret i Kattegat) og hhv. Haverslev Havn, Løgstør Havn og Rønbjerg Huse Havn som vestlig randbetingelse.

Som det ses på ovenstående figurer, er der forskel på, hvordan den simulerede vandstand passer med den målte. På figur E.13 ses det, at der opnås tilfredsstillende resultater ved anvendelse af Aalborg Øst og Løgstør Havn samt Aalborg Øst og Rønbjerg Huse Havn som randbetingelse. Anvendelsen af Aalborg Øst og Haverslev Havn som randbetingelse medfører, at modellen overestimerer vandstanden ved Lindholm Strandpark.

På figur E.14 ses det, at de tre scenarier hvor Grønlandshavnen udgør den østlige rand overestimerer vandstanden ved Lindholm Strandpark markant. Den overestimerede vandstand skyldes formentligt, at det benyttede beregningsnet er utilstrækkeligt. Med udgangspunkt i disse resultater tages Grønlandshavnen ikke i betragtning som en mulig placering af randbetingelsen.

På figur E.15 ses det, at de tre scenarier hvor Hals Havn anvendes som østlig randbetingelse sikrer, at de simulerede vandstande ved Lindholm Strandpark tilnærmelsesvis stemmer overens med de målte. For at afgøre hvor det er mest hensigtsmæssigt at placere randen i modellen, ses der på RMSE. Det vælges at benytte RMSE, for at tillægge stor værdi til de store afvigelser, således tilstedeværelsen af disse mindskes. Anvendelsen af RMSE vil ligeledes indikere, hvis modellen er tidsligt forskudt. For de ni scenarier der er benyttet til at undersøge, hvor randen i modellen skal placeres, ses i tabel E.2 RMSE ved det evaluerede punkt i Limfjorden ud for Lindholm Strandpark.

Tabel E.2: RMSE ved Lindholm Strandpark baseret på resultaterne fra de ni scenarier der er simuleret for at undersøge, hvor randen i modellen skal placeres.

Scenarie:	1	2	3	4	5	6	7	8	9
RMSE [cm]	13,8	3,3	3,0	74,3	76,1	91,4	5,5	4,4	4,1

Som det ses af tabel E.2, er det scenarie 3, hvor randbetingelsen er placeret i Aalborg Øst og Rønbjerg Huse Havn, som har den laveste RMSE. Dette betyder, at placeringen af randbetingelsen ved disse lokationer sikrer, at modellen bedst muligt afspejler de målte vandstande ved Lindholm Strandpark. Randbetingelserne placeres derfor ved disse lokationer, når modellen benyttes til at simulere vandstand.

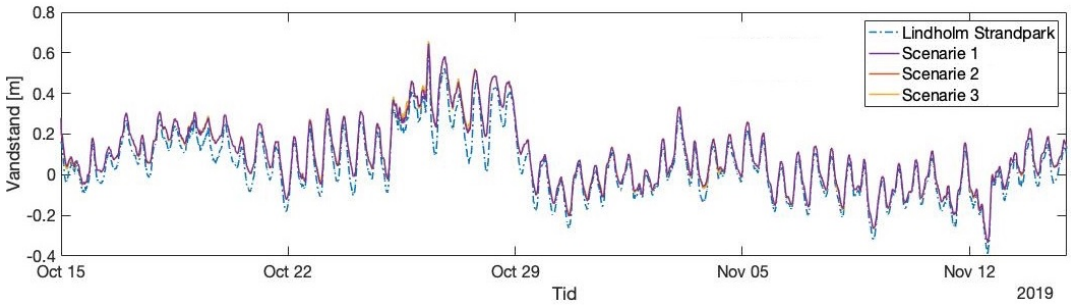
E.5 Kalibrering af vindpåvirkning

Vindens påvirkning kalibreres ved at variere vindfriktionskoefficienten i modellen, som er den bestemmende parametre for, hvor meget vinden påvirker vandet. Hidtil er alle modelkørsler foretaget med en standard vindfriktionskoefficient på $1,26 \cdot 10^{-3}$. For at undersøge hvorvidt vinden kan være medvirkende til at afspejle de målte vandstande bedre, undersøges følgende scenarier i modellen:

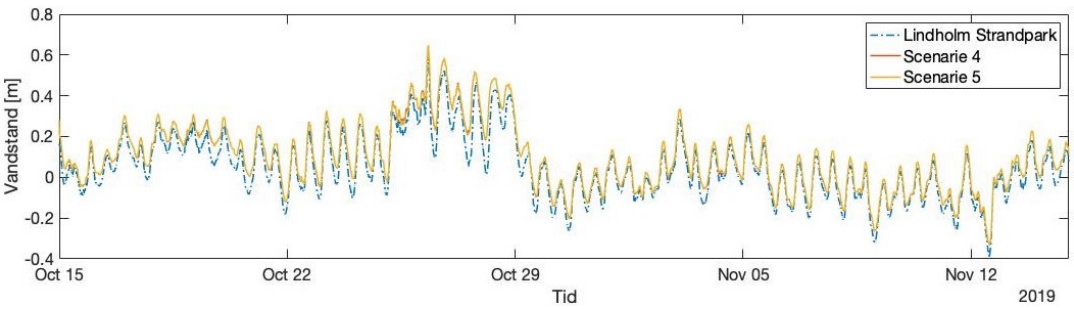
- Scenarie 1: Konstant vindfriktionskoefficient på $0,63 \cdot 10^{-3}$.
- Scenarie 2: Konstant vindfriktionskoefficient på $1,26 \cdot 10^{-3}$.
- Scenarie 3: Konstant vindfriktionskoefficient på $2,51 \cdot 10^{-3}$.
- Scenarie 4: Lineært varierende vindfriktionskoefficient mellem $1,26 \cdot 10^{-3}$ ved 7 m/s og $2,51 \cdot 10^{-3}$ ved 25 m/s
- Scenarie 5: Lineært varierende vindfriktionskoefficient mellem $0,63 \cdot 10^{-3}$ ved 7 m/s og $1,26 \cdot 10^{-3}$ ved 25 m/s

Det er valgt at undersøge scenarier med både konstante og varierende vindfriktionskoefficienter, for at afdække begge muligheder. Grunden til at det er valgt at undersøge scenarier med lineært varierende vindfriktionskoefficient, er, at når der sker en stigning i vindhastigheden, vil det medføre, at højden på bølgerne øges. I takt med at højden på bølgerne øges, vil det medføre en forøgelse af vandoverfladearealet, og dermed give vinden mulighed for at trække mere i vandet, deraf en større vindfriktionskoefficient ved øgede vindhastigheder.

De fem scenarier undersøges i perioden 15. oktober 2019 til 15. november 2019. Det er i dette tilfælde valgt at anvende en længere periode end tidligere, da dette sikrer, at flere forskellige vindscenarier simuleres i modellen, og der dermed opnås større viden om, hvor modellen er mest hensigtsmæssig at anvende. Resultatet evalueres omkring Lindholm Strandpark, hvor målte og simulerede vandstande ses på figur E.16 for scenarie 1, 2 og 3 og på figur E.17 for scenarie 4 og 5.



Figur E.16: Simulerede vandstande ved anvendelse af konstant vindfriktionskoefficient jf. scenarie 1, 2 og 3.



Figur E.17: Simulerede vandstande ved anvendelse af lineært varierende vindfriktionskoefficient jf. scenarie 4 og 5.

Som det ses på figur E.16, er der en generel tendens til, at de simulerede vandstande, uafhængig af den anvendte vindfriktionskoefficient, er beliggende over de målte vandstande. Hvad der ydermere ses af figur E.16, er, at vindfriktionskoefficienten i de fleste situationer ikke har har en betydelig effekt på vandstanden. Der hvor det er muligt at se en effekt af vindfriktionskoefficienten, er i perioden mellem den 22. oktober og 29. oktober, hvor vandstanden bliver højere end i de omkringliggende perioder. Her giver scenarie 3, med den højeste vindfriktionskoefficient, den højeste vandstand og modsat giver scenarie 1, med den lavest vindfriktionskoefficient, den laveste vandstand. For scenarie 4 og 5 med varierende vindfriktionskoefficient ses det på figur E.17, at der tilnærmelsesvis simuleres samme vandstand, som ligeledes er beliggende over den målte vandstand.

De fem scenarier sammenlignes med udgangspunkt i RMSE, for at undersøge hvilken vindfriktionskoefficient der skal benyttes i modellen. I tabel E.3 ses RMSE for de forskellige scenarier i hele den undersøgte periode.

Tabel E.3: RMSE ved Lindholm Strandpark i perioden 15. oktober 2019 til 15. november 2019 baseret på resultaterne fra de fem scenarier der er simuleret for at undersøge vindens betydning.

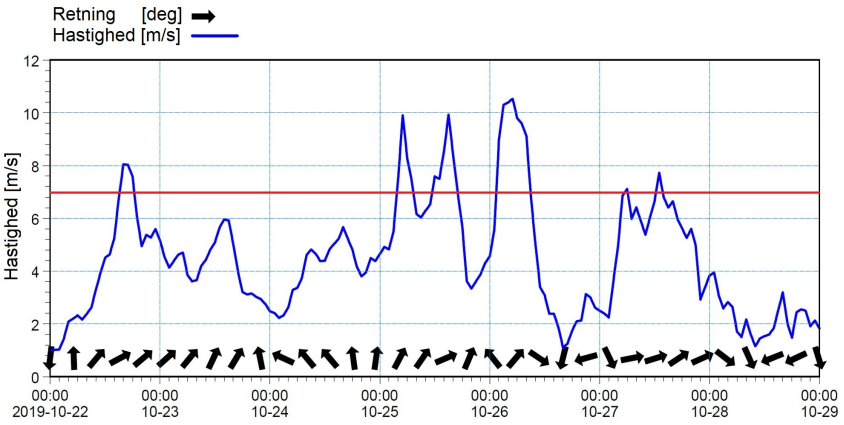
Scenarie:	1	2	3	4	5
RMSE [cm]	5,1	5,3	5,2	5,2	5,1

Som det ses af tabel E.3, er forskellen på RMSE i størrelsesordenen 1-2 mm, hvilket vidner om, at vindfriktionskoefficienten ikke har en markant påvirkning på vandstanden. Der observeres enkelte forskelle i perioden fra 22. oktober til 29. oktober, hvor vandstanden er over normalen, hvorfor RMSE for de fem scenarier i denne periode er samlet i tabel E.4.

Tabel E.4: RMSE ved Lindholm Strandpark i perioden 22. oktober 2019 til 29. november 2019 baseret på resultaterne fra de fem scenarier der er simuleret for at undersøge vindens betydning.

Scenarie:	1	2	3	4	5
RMSE [cm]	7,6	7,9	7,5	7,6	7,5

Af tabel E.4 ses det, at fejlen i perioden fra 22. oktober til 29. oktober generelt er ca. 2,5 cm større sammenlignet med fejlen i hele den simulerede periode. Dette vidner om, at modellen har sværere ved at simulere den korrekte vandstand, når vandstanden bliver stor, som konsekvens af vindens påvirkning. Det er som tidligere scenarie 1 og 5, som bedst afspejler den målte vandstand, og der er ingen betydelig forskel mellem de simulerede vandstande ved de to scenarier, hvilket skyldes, at der først opstår en forskel, når vindhastigheden bliver over 7 m/s, hvilket kun sker i korte perioder, som det fremgår af figur E.18.

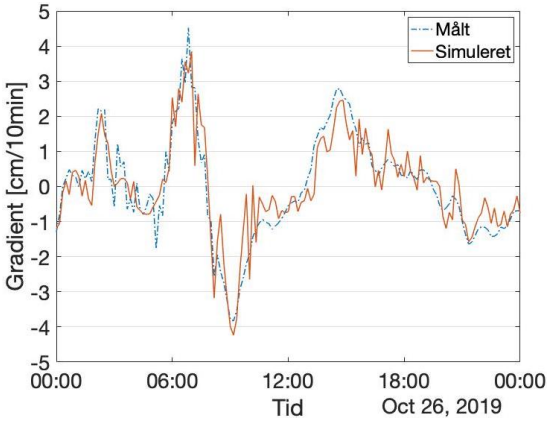


Figur E.18: Vindhastighed og retning i perioden fra den 22. oktober 2019 til den 29. oktober 2019. Midlede værdier fra Aalborg Kommune fra [DMI, 2019]. 7 m/s er markeret med rød.

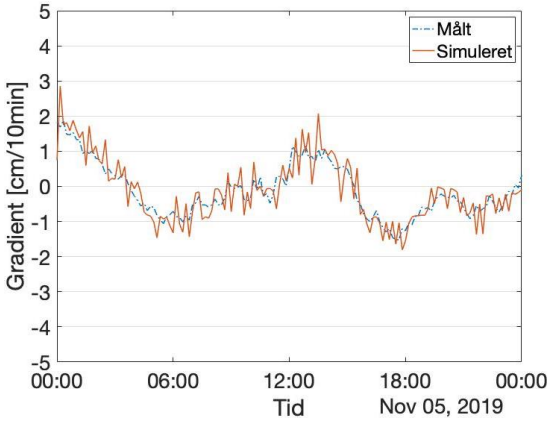
Da scenarie 1 og 5 som bekendt gengav de målte vandstande bedst, og gengiver det tilnærmelsesvis ens, er der ikke noget, der indikerer, hvorvidt det skal være den ene eller anden vindfriktionskoefficient, der skal benyttes. Det vælges derfor at benytte den konstante vindfriktionskoefficient på $0,63 \cdot 10^{-3}$ fra scenarie 1, som repræsentativ for den bedste model.

E.6 Modellering af vandspejlsgradienter

Da formålet med modellen er, at den skal generere randbetingelser til en lokal model, som skal benyttes til at undersøge strømningsmønstre, ålegræssets bevægelse og de strømningsgenererede bundforskydningsspændinger, vurderes det, at det afgørende for at modellen kan accepteres, er, at modellen kan gengive gradienterne på vandspejlet. På figur E.19 og E.20 ses de simulerede gradienter for scenarie 1 sammen med de målte gradienter på to udvalgte dage hhv. 26 oktober og 5. november.



Figur E.19: Målte og simulerede gradienter den 26. oktober 2019.



Figur E.20: Målte og simulerede gradienter den 5. november 2019.

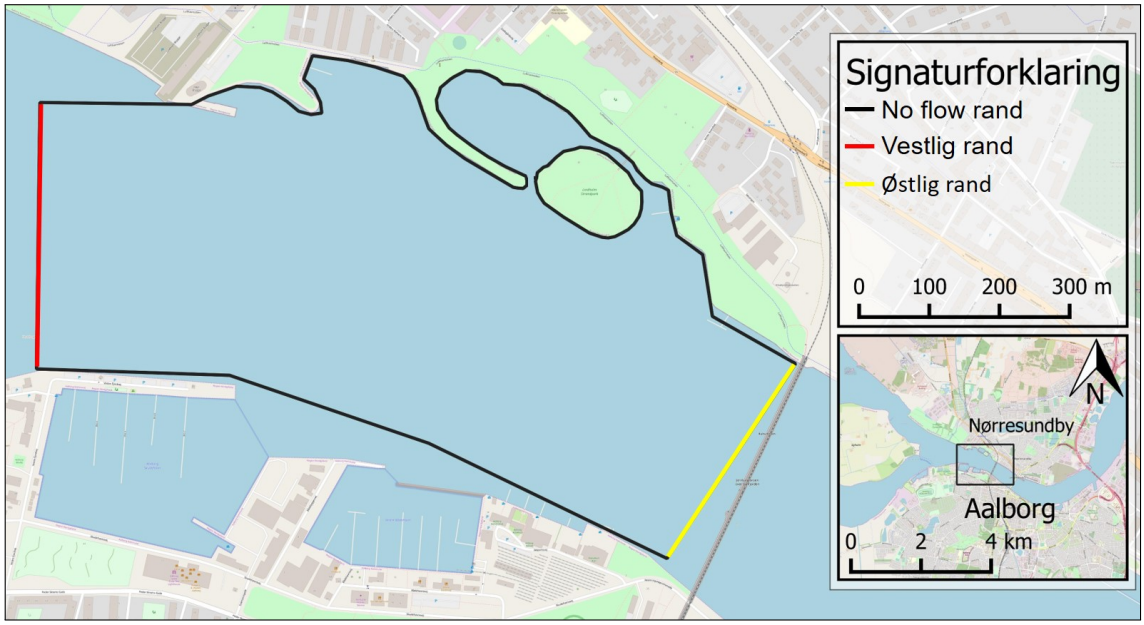
På figur E.19 ses det, at de simulerede og målte gradienterne den 26. oktober tilnærmelsesvis er ens, selvom der, som det fremgik af figur E.16, var markant forskel på de simulerede og målte vandstande. På figur E.20 ses det, at det samme er tilfældet den 5. november, hvilket er som forventet, da de simulerede og målte vandstande i denne periode ikke afveg væsentligt. Dette vidner om, at modellen er i stand til at simulere de korrekte gradienter. Modellen antages derfor at være anvendelig til at generere randbetingelser, da det afgørende er, at gradienterne simuleres korrekt, da de er bidragende til at styre vandets bevægelse.

F. Hydrodynamisk MIKE3 model

I dette appendiks redegøres der for den tredimensionelle hydrodynamiske model, der benyttes til at analysere strømningerne i Lindholm Strandpark. Modellen der benyttes, er en MIKE3 model. Formålet med denne model er, at den skal kunne afspejle de lokale strømningsforhold i Lindholm Strandpark, og dermed benyttes til at undersøge, hvordan ålegræs bevæger sig i området samt analyse af de strømningsgenererede bundforskydningsspændinger.

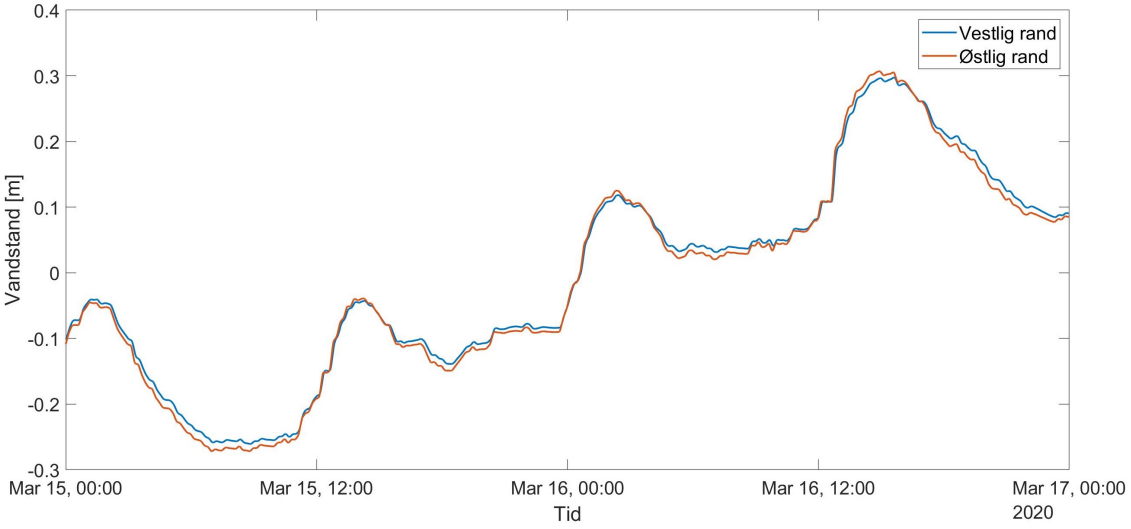
F.1 Modelområde og randbetingelser

For at simulere strømningerne i Lindholm Strandpark, anvendes et mindre modelområde end præsenteret i appendiks E. Modelområdet der anvendes ses på figur F.1, hvor placeringen af randbetingelser ydermere er påtegnet.



Figur F.1: Modelområde og randbetingelser til lokal MIKE3 model

Den vestlige og østlige rand på figur F.1 er en randbetingelse med fastholdt vandspejl. Vandspejlet ved randbetingelserne er resultatet af MIKE21 modellen fra appendiks E. Vandspejlet fra MIKE21 modellen er trukket ud midt på linjen ved hhv. den vestlige og østlige rand, hvorfor det antages, at vandspejlet er konstant langs hele randen. På figur F.2 ses et eksempel på de udtrukne vandstandsdata ved de to rande i perioden fra den 15. marts 2019 til den 17. marts 2019.



Figur F.2: Eksempel på simulerede vandstande ved hhv. den vestlige og østlige rand i perioden fra den 15. marts 2019 til den 17. marts 2019.

Som det ses på figur F.2, er der forskel på vandspejlet mellem de to rande. Det ses, at der ved den østlige rand opnås både de mindste og største vandstande. De to grafer er periodisk forskudt, således retningen hvori vandet bevæger sig, skiftes. Dette er medvirkende til at skabe bevægelsen af vandet i modellen. Forskellen mellem vandspejlet ved randene er i størrelsesordenen 0 - 2 cm.

Randbetingelserne i MIKE21 modellen afveg fra målte vandstande med ca. 5 cm i middel, og derfor vil vandstandene der simuleres i MIKE3 modellen ligeledes afvige. Dette antages dog som tidligere at være ubetydeligt, da gradienterne stemte overens, som præsenteret i appendiks E.6.

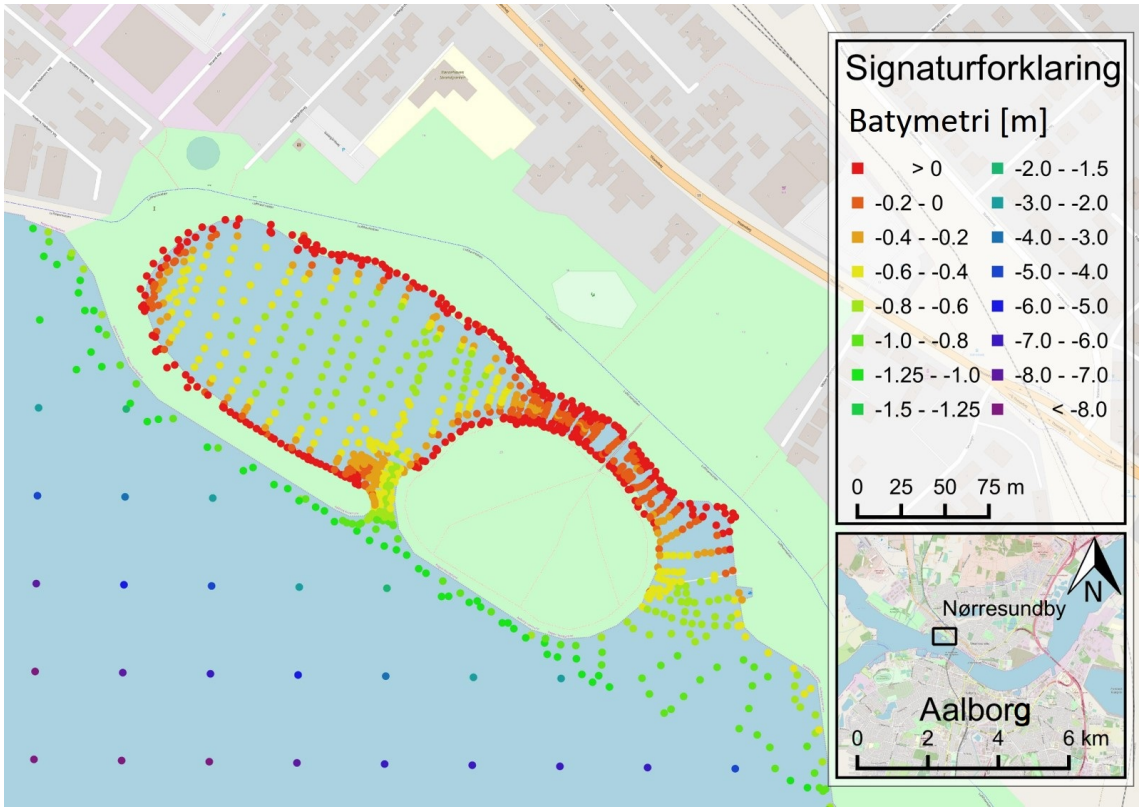
F.2 Datagrundlag

Til denne model er datagrundlaget det samme som blev introduceret i appendiks E.1, dog anvendes der yderligere:

- Randbetingelser fra MIKE21 model.
- Lokal opmåling af batymetri i Lindholm Strandpark.
- Målinger af flow, overfladehastighed og retning som vandet bevæger sig i.

F.2.1 Lokal opmåling af batymetri i Lindholm Strandpark

Der foreligger ikke batymetridata fra Lindholm Strandpark, hvorfor der manuelt er indmålt bundkoter i området. I Lindholm Strandpark og lige udenfor er der indmålt 1019 datapunkter, og disse ses på figur F.3. På figuren fremgår ligeledes datapunkter fra Limfjorden i en opløsning på 50x50 meter.



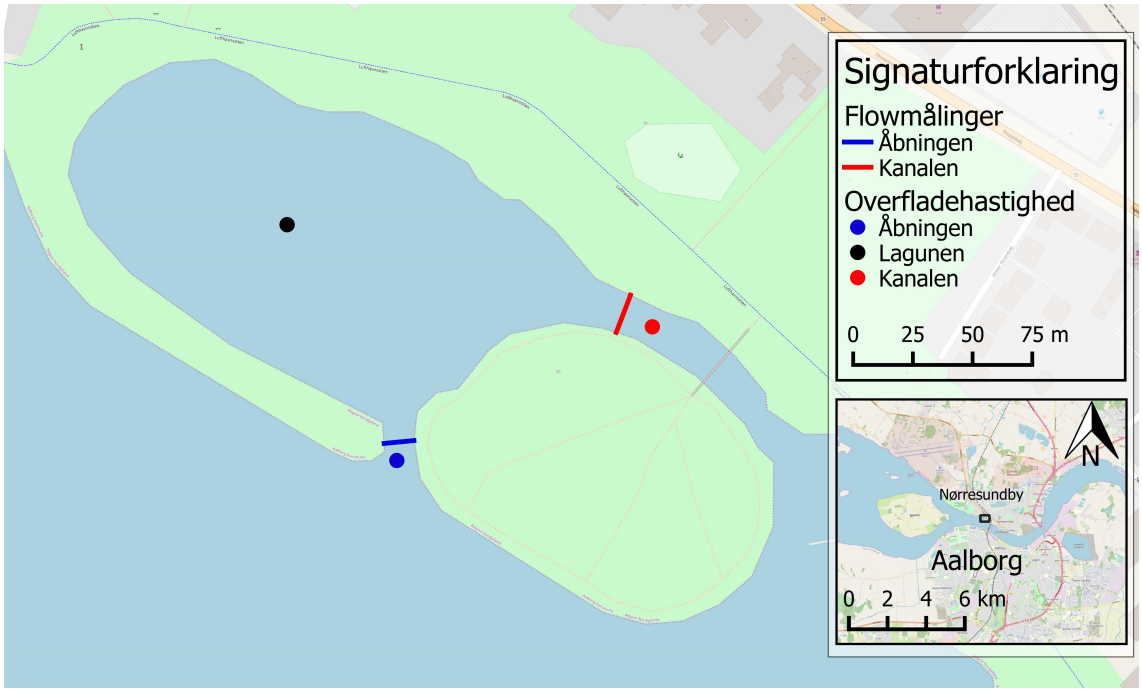
Figur F.3: Opmålinger af bundkoter i Lindholm Strandpark foretaget i perioden fra den 13. september 2019 til den 20. september 2019.

På figur F.3 ses det, at den dybest beliggende bundkote i Lagunen er ca. kote -0,8 m, mens den dybest beliggende bundkote i Kanalen er ca. kote -0,2 m. At bundkoten i Kanalen er beliggende højere end i Lagunen, skyldes, at bunden af Kanalen repræsenteres af det akkumulerede døde ålegræs.

F.2.2 Opmåling af flow, overfladehastighed og retning

For at være i stand til at kalibrere og validere modellen, er der indmålt flows, overfladehastigheder og retninger hvori vandet bevæger sig. Der benyttes flows til at kalibrere modellen, for at være i stand til at simulere fordelingen af vand der kommer ind og ud gennem de forskellige åbninger.

Modellen skal også være i stand til at håndtere transport af ålegræs. Det er derfor essentielt, at modellen ligeledes kan afspejle overfladehastigheder samt retningen som overfladevandet bevæger sig i. Der er derfor indmålt overfladehastigheder samt retning ved tre lokationer i Lindholm Strandpark. På figur F.4 er der angivet, hvor der er indmålt hhv. flows samt overfladehastighed og retning.



Figur F.4: Lokationer hvor der er målt flow (angivet som linje) samt overfladehastighed og retning (angivet som punkter).

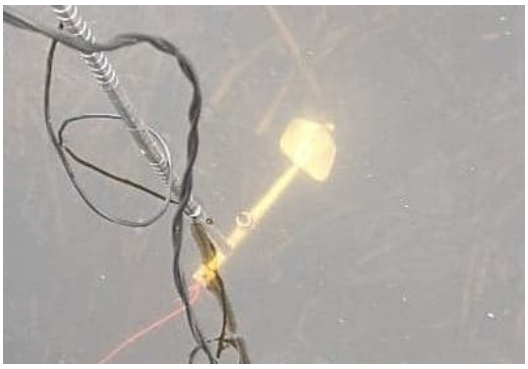
I tabel F.1 ses hvilke dage, der er målt hhv. flow samt overfladehastighed og retning. I tabellen er det ydermere markeret, hvilke målinger der benyttes til hhv. kalibrering og validering. Den grønne farve angiver dagen, der benyttes til kalibrering, mens de grå angiver dage, der benyttes til validering.

Tabel F.1: Dage hvor der er indmålt hhv. flow samt overfladehastighed og retning.

Dato	Flow	Overfladehastighed og retning
3. marts 2020	x	
16. marts 2020	x	x
9. april 2020		x

Opmåling af flow

Der er som præsenteret på figur F.4 foretaget flowmålinger i Åbningen og Kanalen. Flowet bestemmes på baggrund af hastighedsmålinger, som foretages ved anvendelse af en propelmåler, som ses på figur F.5. Der er flere usikkerheder forbundet med anvendelse af propelmåleren. En af usikkerhederne er, at metoden forudsætter, at der måles på parallelle strømlinjer. Dette kan tilnærmes i Kanalen og Åbningen, da vandet ved disse lokationer transporteres gennem kanaliserede strækninger. Det forudsættes desuden, at propelmåleren måler vinkelret på fladen, hvor flowet ønskes. Dette er i flere tilfælde svært at udføre i praksis, da det er svært at se propellen i det til tider uklare vand. Derfor skal flowmålingerne ikke ses som eksakte værdier, men et estimat på flowet. Propelmåleren måler antallet af omdrejninger pr. 30 sekunder, som omregnes til en hastighed med formel F.1 eller F.2.



Figur F.5: Propelmåler, som benyttes til opmåling af hastigheder, som omregnes til flow.

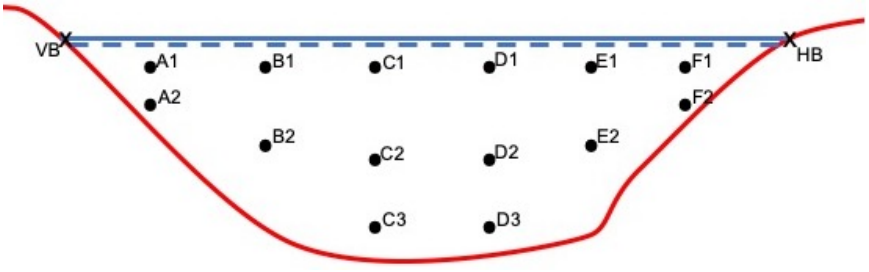
$$n \leq 0,76 \Rightarrow v = 0,2416 \cdot n + 0,015 \tag{F.1}$$

$$0,76 \leq n \leq 9,71 \Rightarrow v = 0,2573 \cdot n + 0,003 \tag{F.2}$$

Hvor:

n	Omdrejninger pr. sekund
v	Hastighed [m/s]

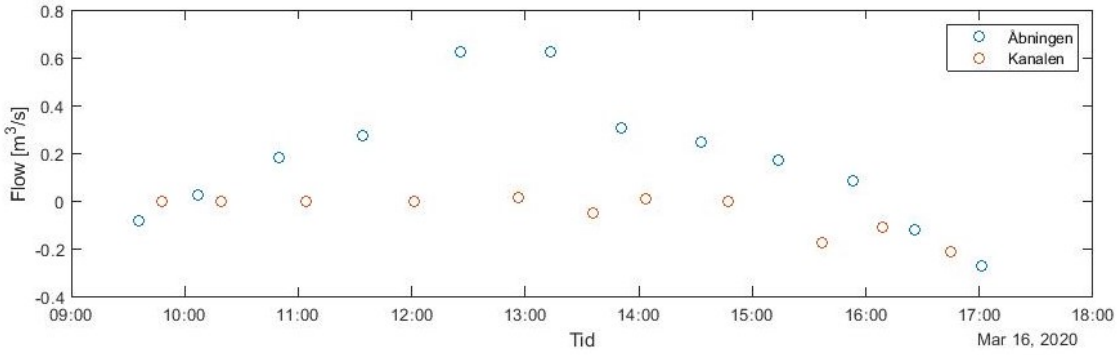
Propelmåleren er anvendt til at bestemme flowet i de to tværsnit, som ses på figur F.4. I hvert tværsnit er der foretaget propelmålinger i vertikal og horisontal udbredelse, som skitseret på figur F.6. Antallet af stik i den horisontale retning er valgt med det udgangpunkt, at opmålingerne over hele tværsnittet skal foregå over en kort periode, da flowet er tidevandspåvirket. Desto flere stik der tages i den horisontale retning, desto længere tid vil det tage at måle over hele tværsnittet. Det efterstræbes derfor at have et tilpas antal stik, for at minimere tiden der måles over, samtidig med at der opnås et repræsentativt flow.



Figur F.6: Tværsnit vinkelret på flowretningen i Åbningen. Desuden fremgår også illustration af målepunkter foretaget i tværsnittet. Punkterne i hvert stik er angivet med stikkets index efterfulgt af stigende tal med dybden, så øverste punkt i stik A kaldes "A1", hvor punktet under kaldes "A2". Højre og Venstre bred noteres hhv. HB og VB.

Det er valgt at tage en til tre målinger i den vertikale retning. På baggrund af målingerne foretaget i tværsnittene bestemmes flowet med metoden beskrevet af Rasmussen [ukendt].

Flowmålingerne som er foretaget den 16. marts 2020 ved hhv. Åbningen og Kanalen, fremgår af figur F.7. Flows der angives som positive, betyder, at der strømmer vand ind i Lagunen. Resterende resultater fra opmålingen findes i det elektroniske appendiks I.4.

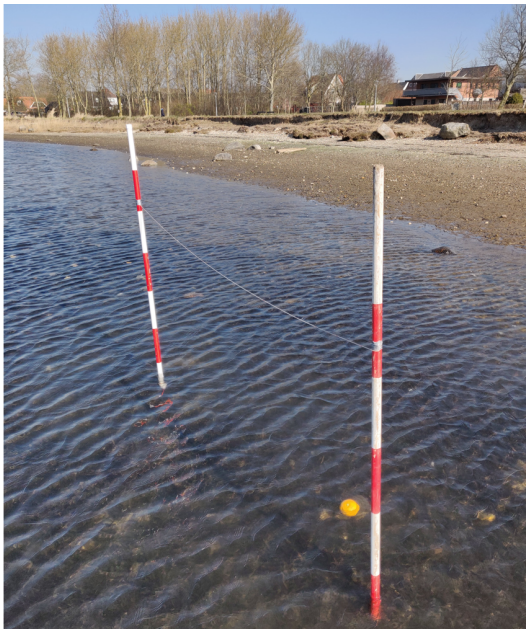


Figur F.7: Eksempel på flowmålinger foretaget den 16. marts 2020, i Åbningen og Kanalen.

Som det fremgår af figur F.7, måles der flow gennem Åbningen på op til ca. 0,6 m^3/s gående mod Lagunen og i Kanalen op til ca. 0,2 m^3/s gående mod Limfjorden. Som det ses af de indmålte punkter, sker den største vandudveksling gennem Åbningen.

Overfladehastigheder og retning

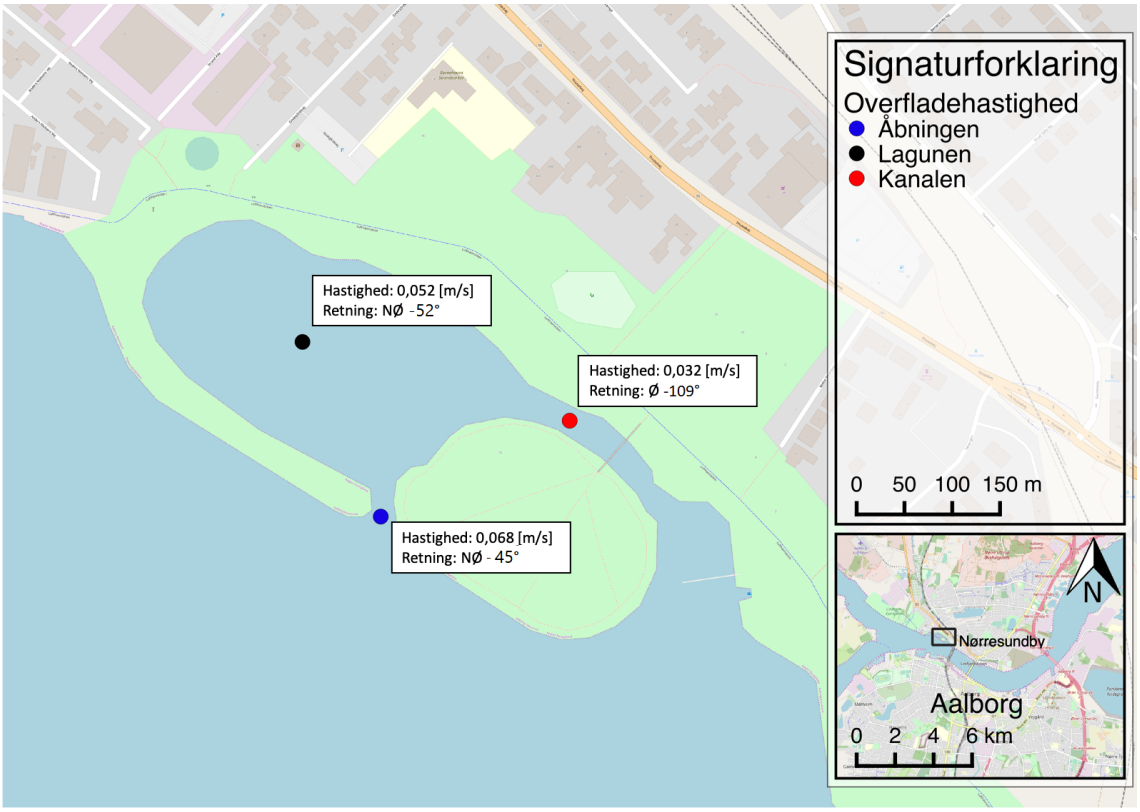
Der er foretaget målinger af overfladehastigheder og retning i Åbningen, Kanalen og Lagunen. Disse målinger benyttes som bekendt til at kalibrere og validere MIKE3 modellen, således den kan afspejle overfladehastigheder og retning. Metoden hvorpå overfladehastighederne er indmålt, er ved brug af en synlig tracer i form af en appelsin. Appelsinen placeres i vandet, og der måles, hvor lang tid det tager appelsinen at bevæge sig 1,75 m. Når appelsinen har bevæget sig den givne distance, måles retningen, som appelsinen har bevæget sig i. På figur F.8 er det illustreret hvorledes en appelsin anvendes til at måle overfladedhastigheden. Der er usikkerheder forbundet med opmåling af overfladehastigheden og retningen. Overfladehastigheden er et resultat af den bevægelse der er foretaget i en lige linje fra start til slut. Dette vurderes at være en acceptabel antagelse, da distancen som appelsinen skal bevæge sig er kort, og den dermed ikke når at afvige markant fra den direkte vej. Når Appelsinen placeres i vandet, har der været fokus på at lade appelsinen accelerere inden opmålingen påbegyndes. Dette



Figur F.8: Opmåling af overfladehastighed ved brug af appelsin som tracer.

for at sikre, at hastigheden ikke underestimeres som resultat af, at vandet først skal accelerere appelsinen. Retningen som er indmålt, er indmålt med et digitalt kompas, og det vurderes at usikkerheden ligger i omegnen af 10-20 °, som er acceptabelt i forhold til anvendelsen af modellen.

På figur F.9 ses én måling af overfladehastigheden ved Kanalen, Åbningen og Lagunen, hvor retningen desuden er angivet. Retningen er angivet som enten N, NØ, Ø, SØ, S, SV, V eller NV, og hvert interval dækker 45 grader, hvorfor angivelse af retning som "Ø" ikke nødvendigvis betyder at vandet bevæger sig direkte mod øst. Resterende resultater fra opmålingen findes i det elektroniske appendiks I.4.

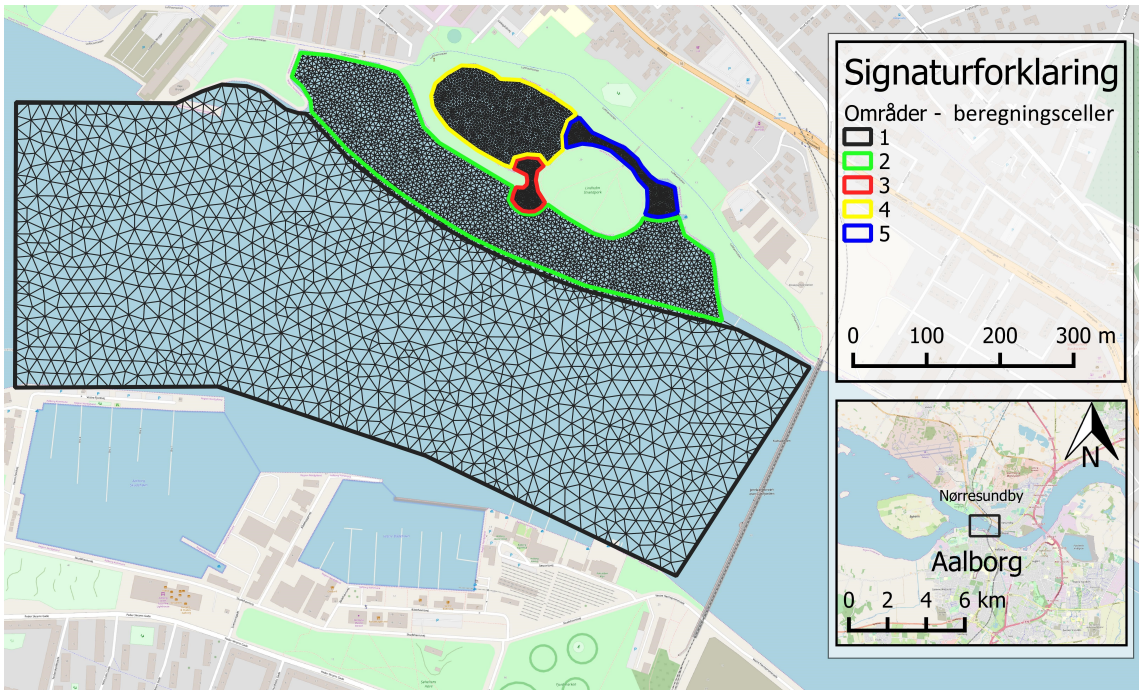


Figur F.9: Eksempel på måling af overfladehastighed og retning, foretaget den 16. marts 2020, ved Kanalen og Åbningen, samt i Lagunen. Målingerne er foretaget henholdsvis kl.09:55, kl.09:30 og kl.09:45.

F.3 Valg af beregningsnet

For at være i stand til at opløse strømningerne i Lindholm Strandpark, er det nødvendigt med en fin diskretisering. Diskretiseringen laves som et kompromis mellem opløsning af strømninger og beregningstid. Det undersøges derfor, hvor fint det er muligt at diskretisere modellen og samtidigt opnå troværdige resultater. I forbindelse med denne undersøgelse sikres det, at beregningsnettet ved Kanalen samt Åbningen er opløst tilstrækkeligt. Dette skyldes, at såfremt diskretiseringen er for grov, vil vandtransporten gennem Kanalen og Åbningen ske gennem tværsnit med få celler, hvilket ikke er hensigtsmæssigt. Dette skyldes, at få celler vil medføre, at batymetrien ikke bliver opløst tilstrækkeligt, og modellen derfor ikke vil repræsentere de virkelige forhold.

Der tages udgangspunkt i beregningsnettet præsenteret på figur F.10, som betegnes "grov grid". Som det ses, er størrelsen på beregningscellerne varierende i modelområdet, hvilket skyldes, at beregningsnettet er finere opløsning i og omkring Lindholm Strandpark sammenlignet med opløsningen i Limfjorden. I tabel F.2 ses den maksimale cellestørrelse som tillades i de forskellige områder, som er markeret på figur F.10.



Figur F.10: Beregningsnet samt markering af områder hvor den maksimale størrelse på beregningsceller varieres.

Tabel F.2: Tabel med angivelse af maksimal størrelse på beregningsceller i de forskellige områder markeret på figur F.10. **Det viste beregningsnet på figur F.10.*

Område	Maks cellestørrelse [m^2]	
	Grov grid*	Fint grid
1	250	125
2	25	12,5
3	5	2,5
4	10	5
5	5	2,5

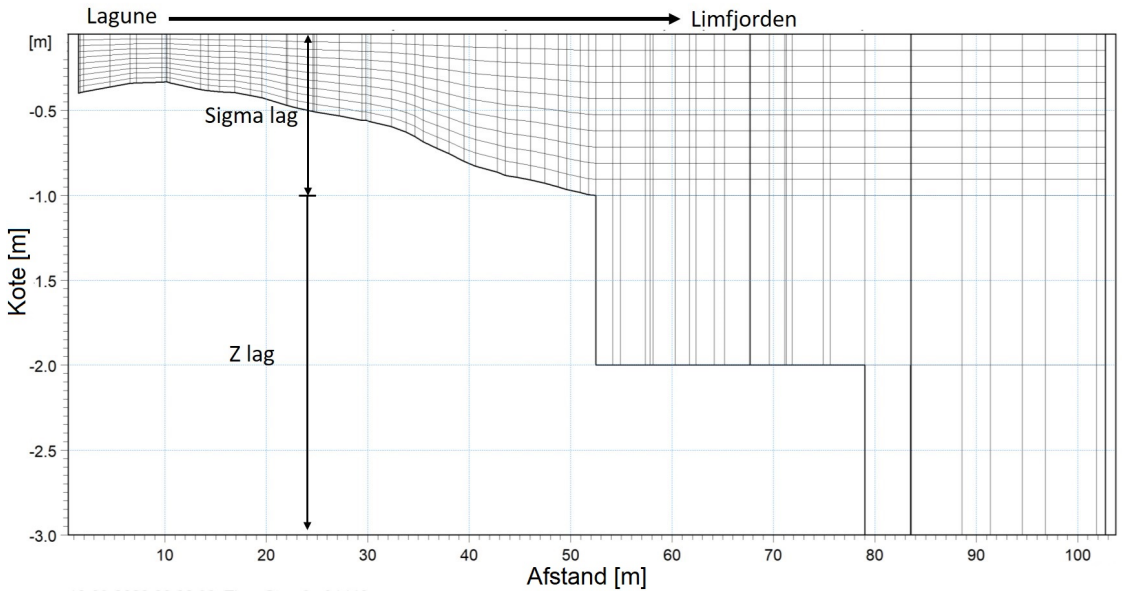
Med udgangspunkt i beregningsnettet på figur F.10 er det undersøgt, hvorvidt det er muligt at forfinere beregningsnettet yderligere. Til dette formål er det valgt at halvere den maksimale størrelse på beregningscellerne i forhold til det i tabel F.2 angivne, og dette grid betegnes "fint grid".

F.3.1 Vertikal diskretisering

Den vertikale diskretisering der benyttes til denne undersøgelse er ens for de to beregningsnet, og består af en vertikal sigma/Z fordeling med:

- 10 ligeligt fordelte sigma lag til kote -1 m
- z lag på 1 m til bunden

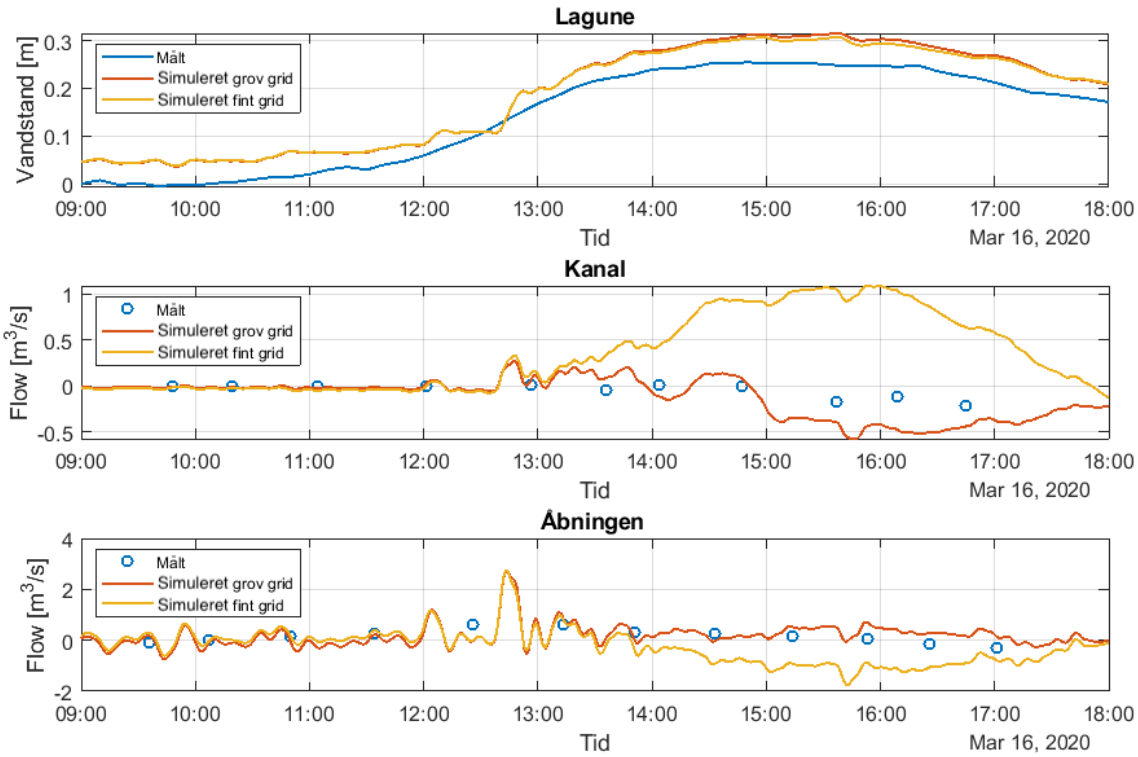
Valget af den vertikale fordeling med både sigma og z lag er foretaget for at have dynamiske beregningsceller i hele Lindholm Strandpark, som skal sikre, at lagene inddeles i forhold til vandspejlet. På figur F.11 ses et eksempel på lagdelingen i modellen.



Figur F.11: Lagdeling i modellen. Anvendelse af 10 sigma lag fra vandspejl til kote -1 m og Z lag med en tykkelse på 1 m fra kote -1 m til bunden.

F.3.2 Resultater

For at afgøre hvilket beregningsnet der skal anvendes, ses der på den simulerede vandstand ved målestationen i Lagunen samt de simulerede flows i Kanalen og Åbningen den 16. marts 2020. Ydermere ses der på de tilsvarende målte data. De forskellige parametre ses på figur F.12.



Figur F.12: Simulerede og målte vandstande ved målestationen i Lagunen samt simulerede og målte flows ved Kanalen og Åbningen.

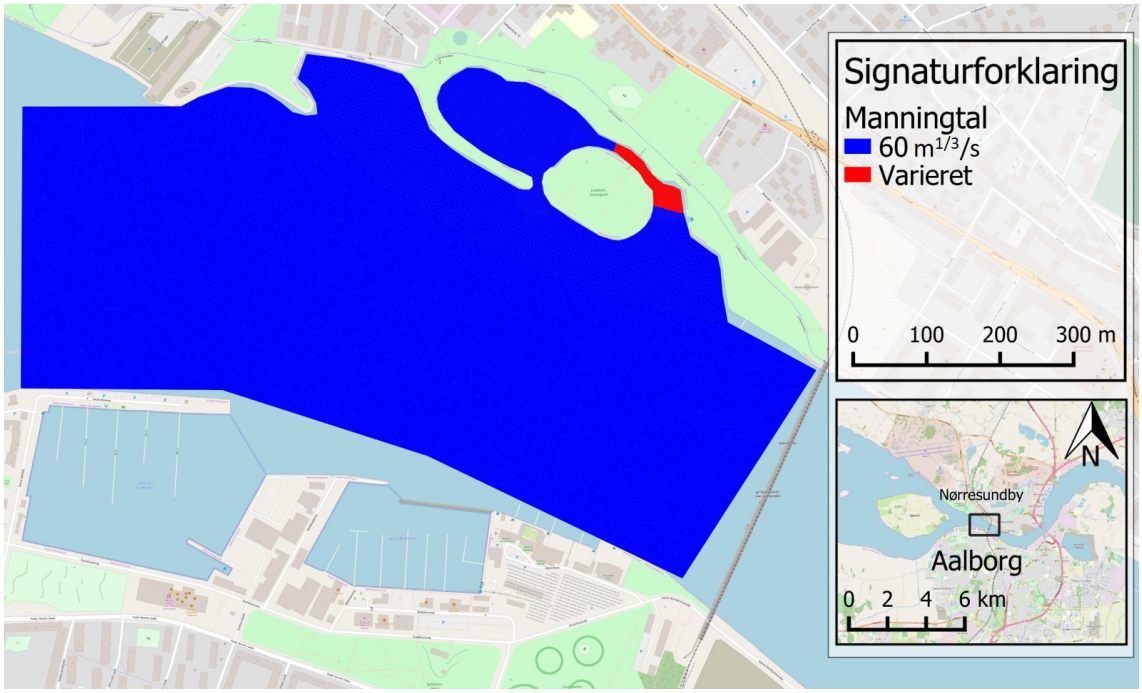
Som det ses på figur F.12, er de simulerede vandstande tilnærmelsesvis ens, dog afviger de ca. 5 cm fra målte vandstande, hvilket er forårsaget af de anvendte randbetingelser. Dette er som tidligere acceptabelt, da gradienterne er tilnærmelsesvis ens. Det ses ydermere på figuren, at de simulerede flows adskiller sig de to modeller imellem. Det ses, at modellen med det fine grid fra ca. klokken 13:00 viser, at der kommer vand ind gennem Kanalen og ud af Åbningen. Det maksimale flow ved Kanalen og Åbningen ses omkring klokken 15:30. Her er vandstanden maksimal, og gradienten minimal. Det vurderes derfor, at det er usandsynligt, at de største flows simuleres, hvor vandstandsændringen er mindst. Dette understøttes desuden af de målte flows, som ikke indikerer, at vandet skulle cirkulere. Dermed er det fine beregningsnet ikke hensigtsmæssigt at anvende.

De simulerede flows i modellen med det grove grid viser derimod samme tendenser som de målte flows. Det ses, at det simulerede flow i Åbningen stemmer overens med det målte, mens det simulerede flow i Kanalen overestimeres. Det vælges derfor at benytte det grove grid, hvor flowet i Kanalen kalibreres.

F.4 Kalibrering af flow

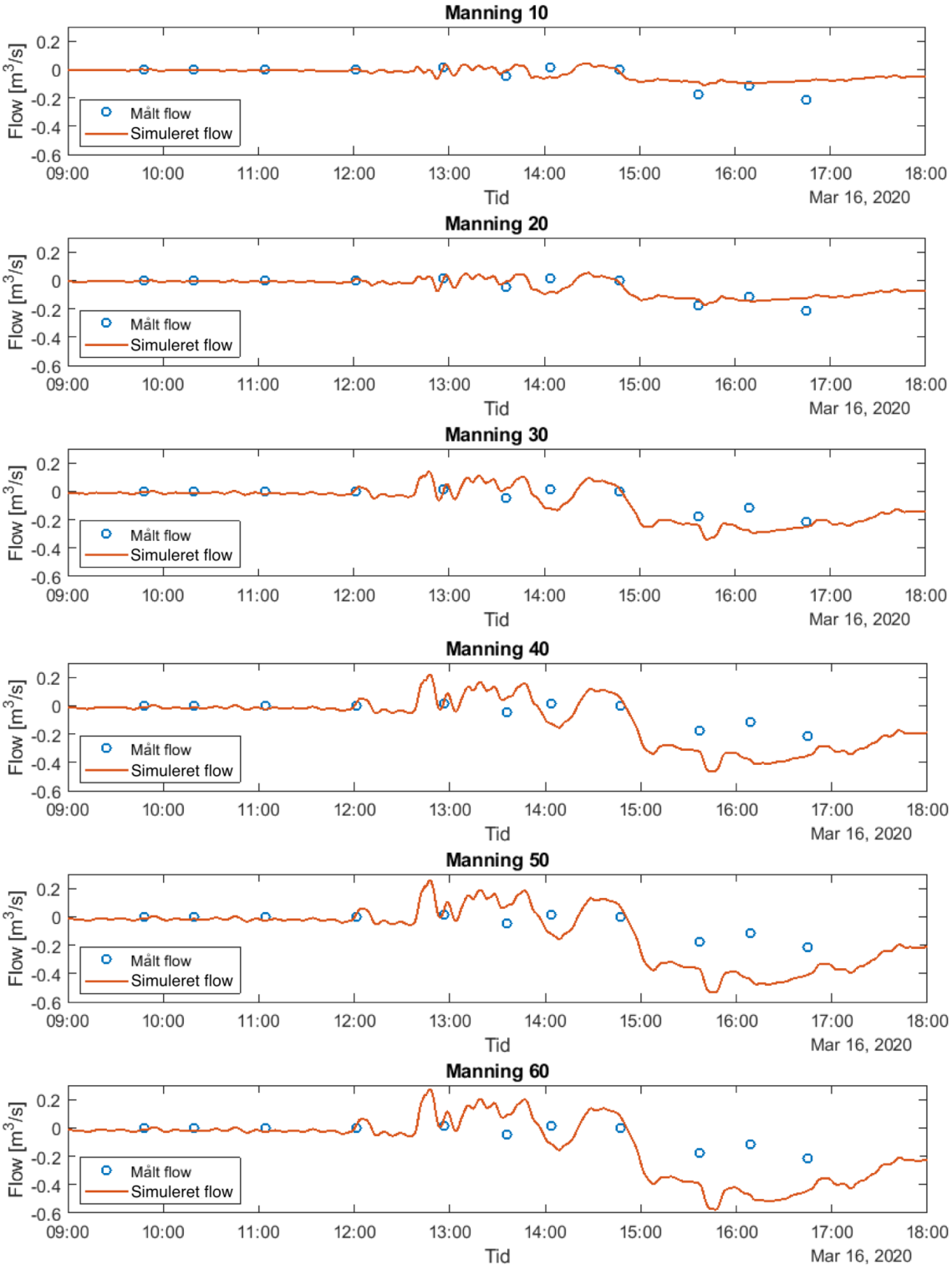
I dette appendiks kalibreres flowet i Kanalen, da dette overestimeres. At flowet overestimeres vidner om, at modstanden i Kanalen er for lille, når der anvendes et Manningtal på 60 $m^{1/3}/s$. Dette vurderes at være retvisende for den virkelige situation, da det som bekendt observeres, at der i Kanalen er akkumuleret en stor mængde dødt ålegræs, som er ensbetydende med en større modstand.

Flowet i Kanalen kalibreres derfor ud fra Manningtallet. Til dette formål simuleres den 16. marts 2020 gennem modellen med et Manningtal på 10 $m^{1/3}/s$, 20 $m^{1/3}/s$, 30 $m^{1/3}/s$, 40 $m^{1/3}/s$, 50 $m^{1/3}/s$ og 60 $m^{1/3}/s$. På figur F.13 ses hvilket område hvori Manningtallet varieres, og dette område er ækvivalent med, hvor der blev observeret dødt ålegræs.



Figur F.13: Angivelse af område hvor Manningtallet er konstant 60 $m^{1/3}/s$ og område hvor det varieres.

Flowet i Kanalen, simuleret med førnævnte Manningtal, ses på figur F.14 sammen med de indmålte flows den 16. marts 2020.



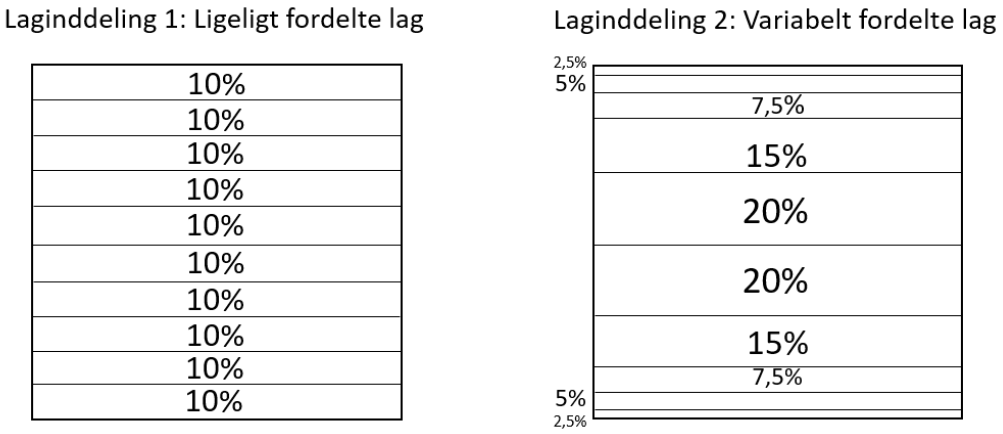
Figur F.14: Flow i Kanalen simuleret med forskellige Manningtal.

Som det ses af figur F.14, er der forskel på, hvilket flow der simuleres, alt efter hvilket Manningtal der anvendes. Det ses, at et Manningtal på 20 $m^{1/3}/s$ bedst gengiver de målte flows. Ved større Manningtal ses det, at flowet bliver for højt, og ved et Manningtal på 10 $m^{1/3}/s$ ses det, at flowet bliver for lavt. Manningtallet der benyttes i Kanalen, sættes derfor til 20 $m^{1/3}/s$ fremadrettet.

F.5 Kalibrering af overfladehastighed og retning

Modellen skal være i stand til at simulere bevægelsen af ålegræs, og derfor er det essentielt, at modellen kan afspejle overfladehastigheder og retninger korrekt. For at kalibrere modellen til dette, benyttes overfladehastigheder og retninger målt den 16. marts 2020.

Kalibreringen af overfladehastigheden foretages ved at ændre på vindfriktionskoefficienten samt fordelingen af de 10 sigma lag, som præsenteret i appendiks F.3. Der undersøges for fire vindfriktionskoefficienter samt to fordelinger af sigmalag, hhv. ligeligt fordelt, "Laginddeling 1" på figur F.15, og variabel fordelt, "Laginddeling 2" på figur F.15, med tynde lag i top og bund med den procentvise fordeling som fremgår på figuren.



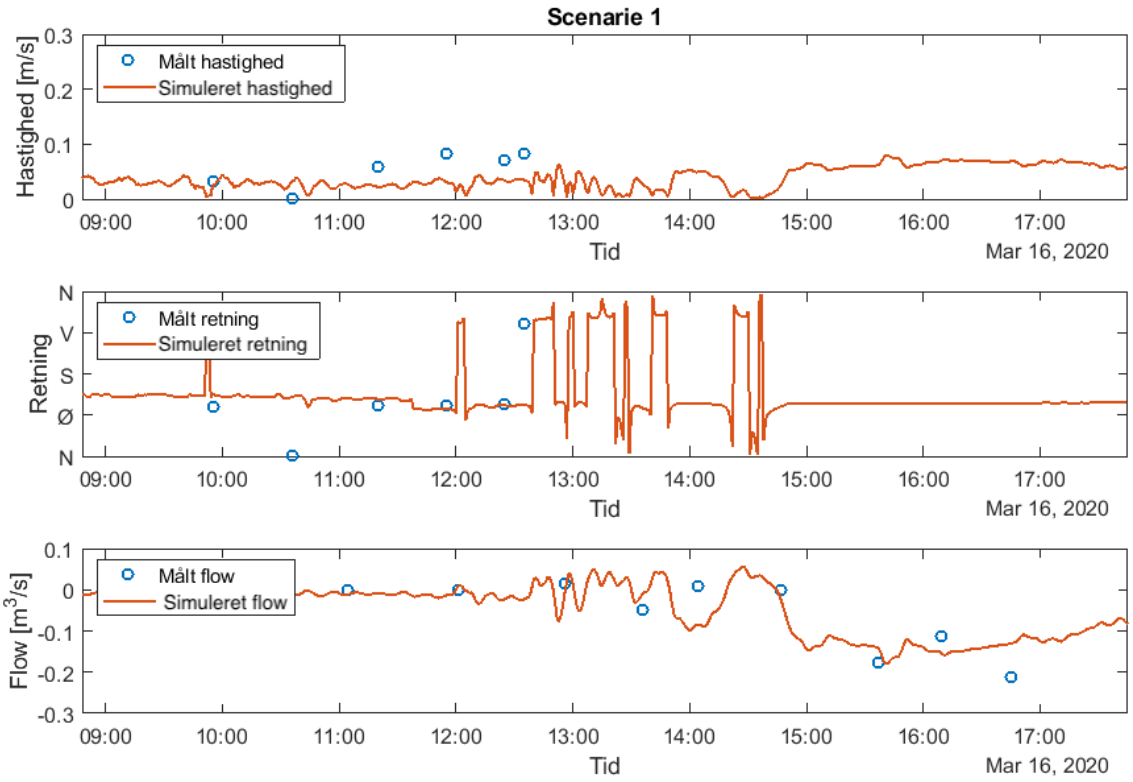
Figur F.15: Forskellige laginddelinger der er anvendt til at kalibrere modellen.

Dermed undersøges for otte scenarier, der er som følger:

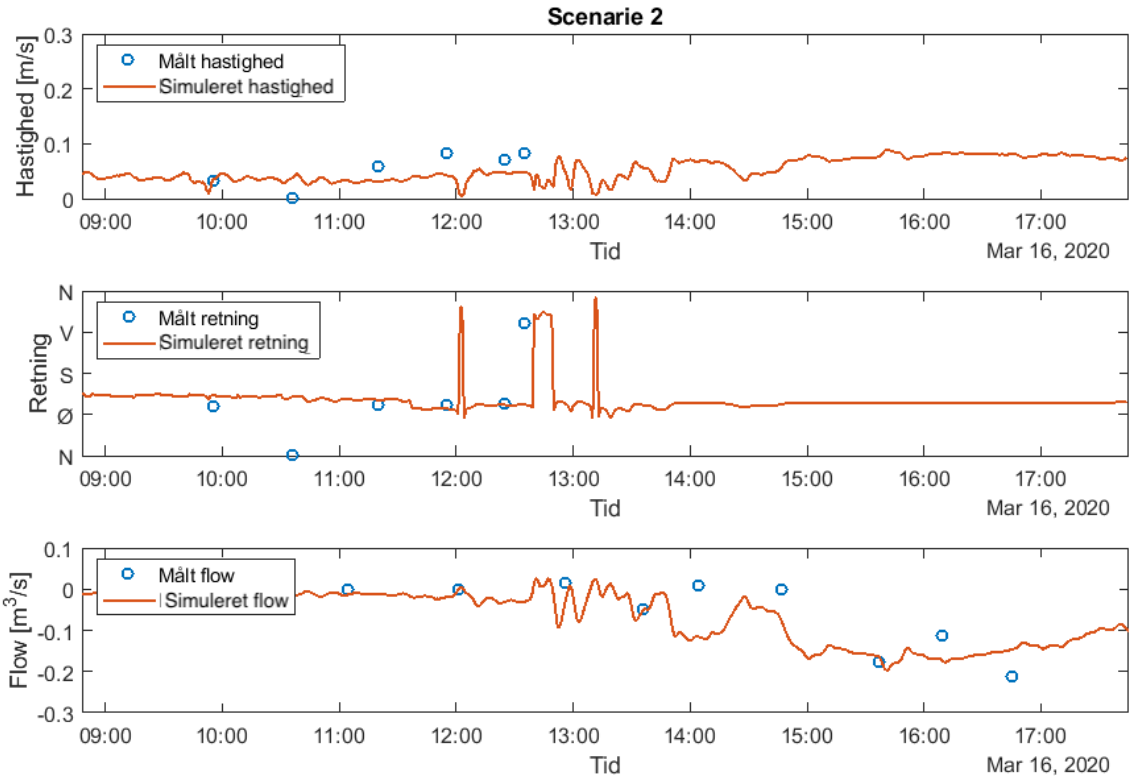
- Scenarie 1: Ligeligt fordelte lag og vindfriktionskoefficient på $0,63 \cdot 10^{-3}$
- Scenarie 2: Ligeligt fordelte lag og vindfriktionskoefficient på $1,26 \cdot 10^{-3}$
- Scenarie 3: Ligeligt fordelte lag og vindfriktionskoefficient på $2,51 \cdot 10^{-3}$
- Scenarie 4: Ligeligt fordelte lag og vindfriktionskoefficient på $3,77 \cdot 10^{-3}$
- Scenarie 5: Variabelt fordelte lag og vindfriktionskoefficient på $0,63 \cdot 10^{-3}$
- Scenarie 6: Variabelt fordelte lag og vindfriktionskoefficient på $1,26 \cdot 10^{-3}$
- Scenarie 7: Variabelt fordelte lag og vindfriktionskoefficient på $2,51 \cdot 10^{-3}$
- Scenarie 8: Variabelt fordelte lag og vindfriktionskoefficient på $3,77 \cdot 10^{-3}$

For hvert scenarie præsenteres de simulerede og målte overfladehastigheder og retninger for punktet i Kanalen. Ydermere præsenteres det simulerede og målte flow i Kanalen. Flowet i Kanalen vises, da det gennem simuleringerne viste, at det tidslige perspektiv i flowet var stærkt påvirket af vindfriktionskoefficienten. For scenariet der bedst muligt beskriver ovenstående, vises ydermere flow, overfladehastighed og retning i Åbningen samt overfladehastighed og retning i Lagunen.

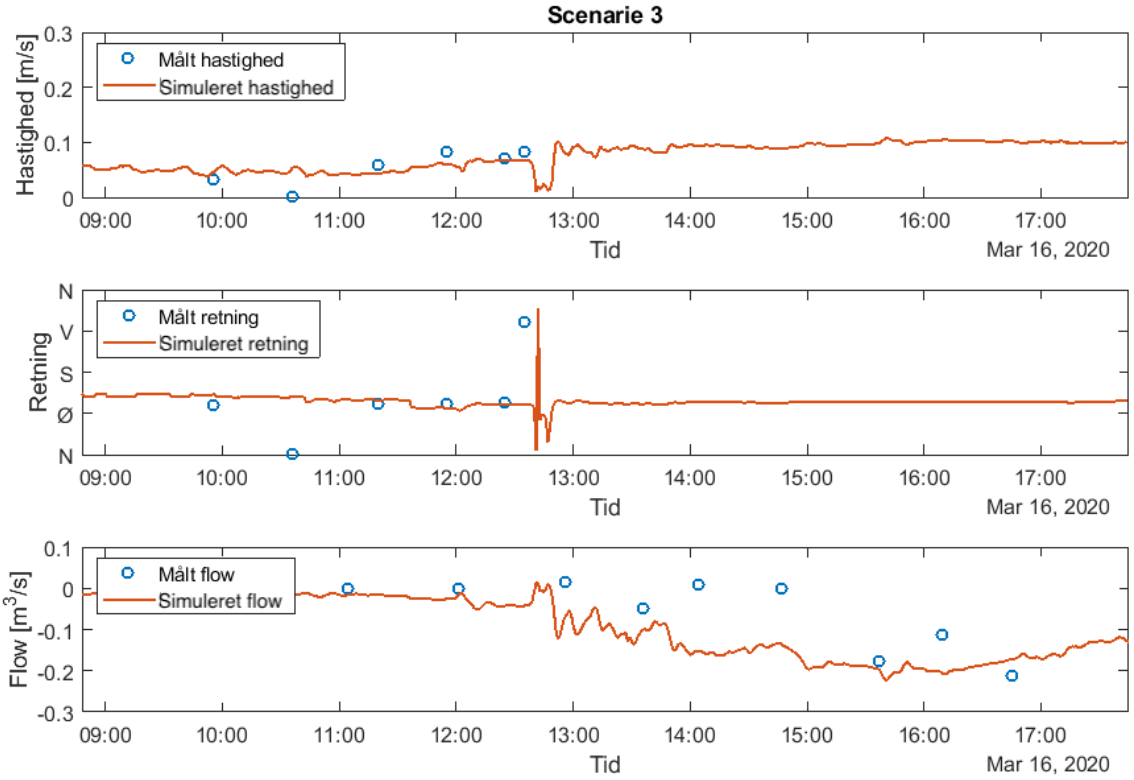
På de følgende figurer vises overfladehastighed og retning samt flowet i Kanalen simuleret med scenarie 1 til 8.



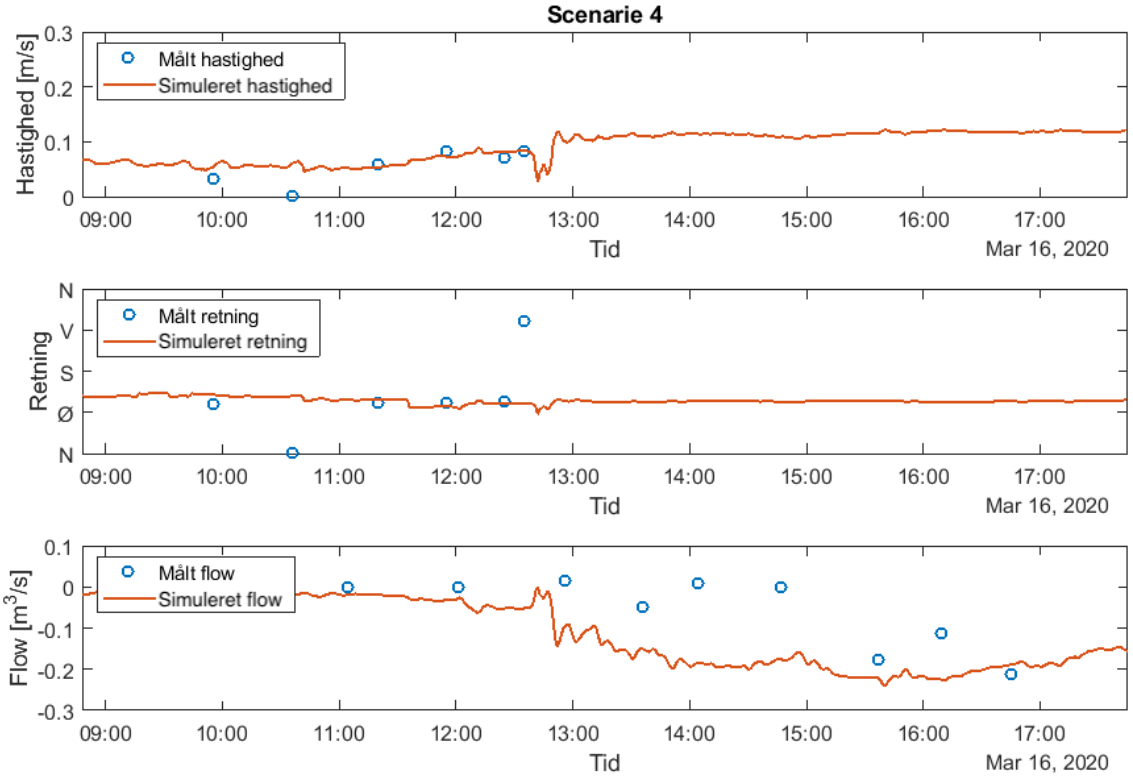
Figur F.16: Overfladehastighed, retning og flow i Kanalen for scenarie 1: ligeligt fordelte lag og vindfriktionskoefficient på $0{,}63{\cdot}10^{-3}$.



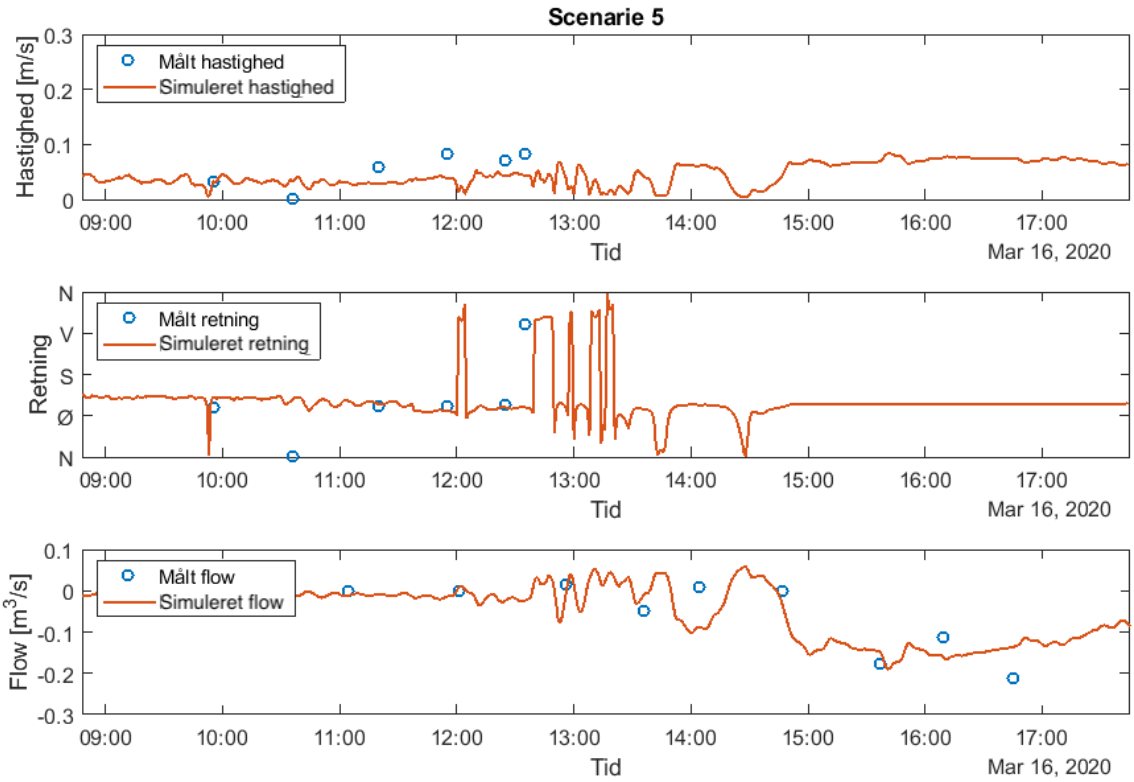
Figur F.17: Overfladehastighed, retning og flow i Kanalen for scenarie 1: ligeligt fordelte lag og vindfriktionskoefficient på $1{,}26{\cdot}10^{-3}$.



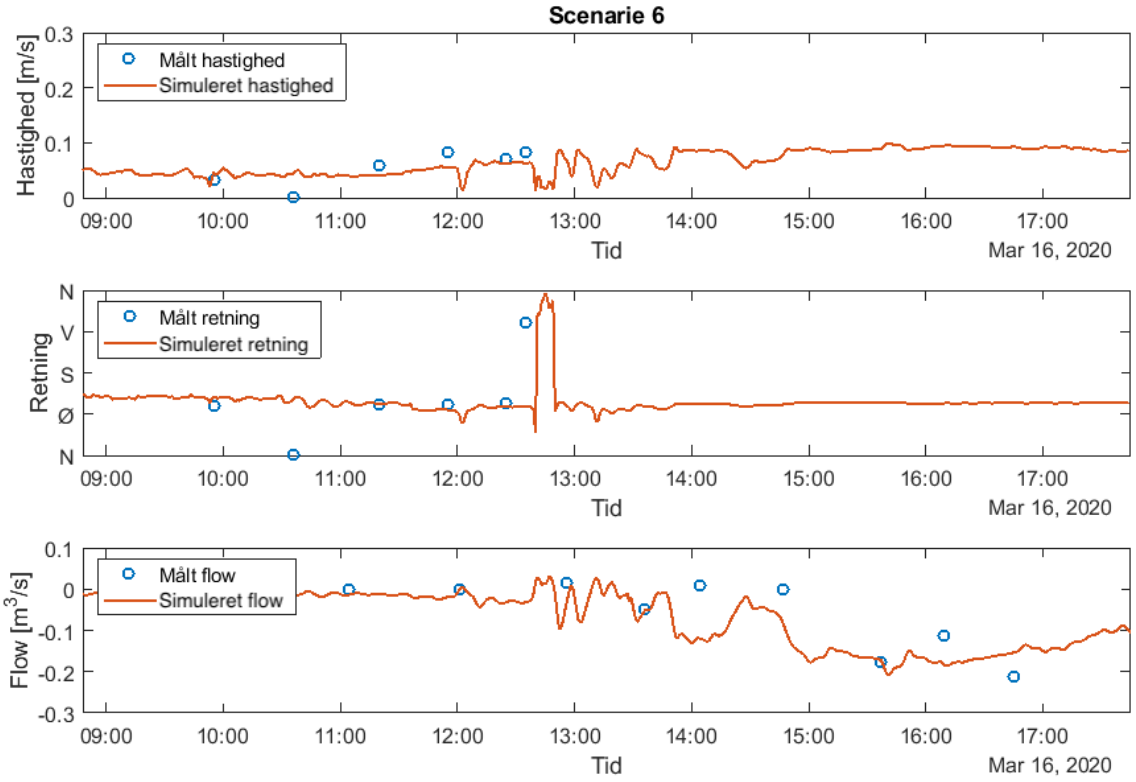
Figur F.18: Overfladehastighed, retning og flow i Kanalen for scenarie 3: ligeligt fordelte lag og vindfriktionskoefficient på $2{,}51 \cdot 10^{-3}$.



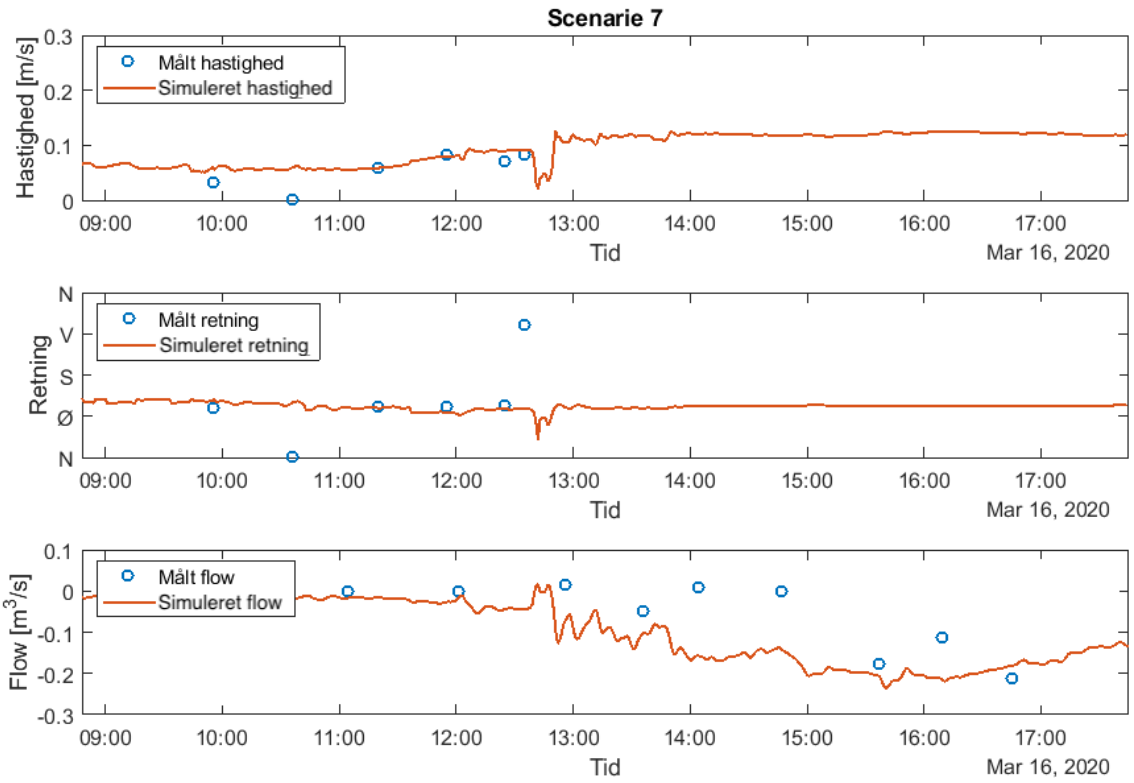
Figur F.19: Overfladehastighed, retning og flow i Kanalen for scenarie 4: ligeligt fordelte lag og vindfriktionskoefficient på $3{,}77 \cdot 10^{-3}$.



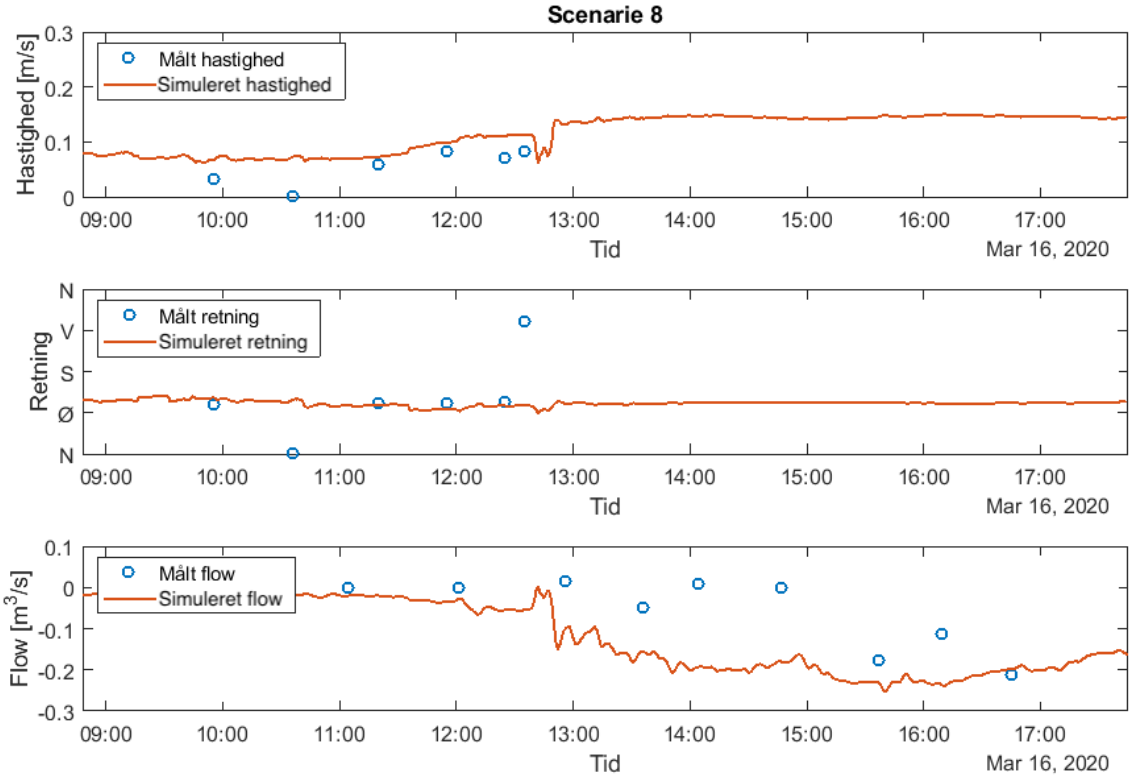
Figur F.20: Overfladehastighed, retning og flow i Kanalen for scenarie 5: variabelt fordelte lag og vindfriktionskoefficient på $0{,}63{\cdot}10^{-3}$.



Figur F.21: Overfladehastighed, retning og flow i Kanalen for scenarie 6: variabelt fordelte lag og vindfriktionskoefficient på $1{,}26{\cdot}10^{-3}$.



Figur F.22: Overfladehastighed, retning og flow i Kanalen for scenarie 7: variabelt fordelte lag og vindfriktionskoefficient på $2{,}51{\cdot}10^{-3}$.



Figur F.23: Overfladehastighed, retning og flow i Kanalen for scenarie 8: variabelt fordelte lag og vindfriktionskoefficient på $3{,}77{\cdot}10^{-3}$.

Ved at betragte scenarie 1 på figur F.16, ses det, at overfladehastigheden simuleres for lav. Modellen er i stand til at simulere dynamik i retningen, som der også er målt på lokationen. Hvorvidt modellen simulerer for meget dynamik er uvist, da den sidste måling er foretaget ca. kl. 12:45. Flowet simuleres tilfredsstillende, da det er i størrelsesordenen med de målte flows. Desuden er det tidslige perspektiv i de simulerede flows acceptabelt.

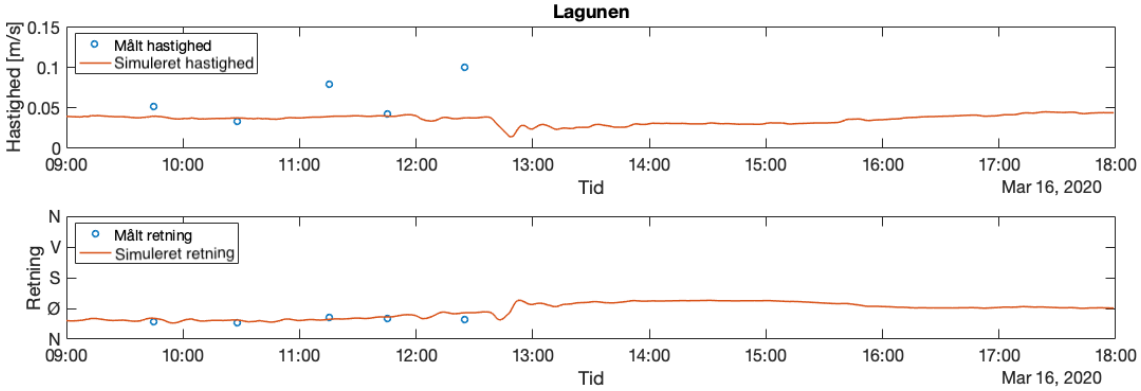
I takt med at vindfriktionskoefficienten forøges mistes en del af dynamikken i systemet, da vinden bliver dominerende. Dette ses eksempelvis ved at betragte scenarie 4 på figur F.19, hvor vindfriktionskoefficienten er seks gange så stor som ved scenarie 1. Her ses det, at overfladehastigheden stemmer bedre overens med det målte, dog er vinden så dominerende, at retningen bliver tilnærmelsesvis konstant, og modellen er dermed ikke i stand til at simulere den dynamik, der måles på lokationen. Det ses ydermere, at modellen ikke kan få det tidslige perspektiv med i flowet, da de simulerede flows bliver negative, og dermed udadgående, før det måles i virkeligheden.

Scenarie 2 på figur F.17 kan på tilfredsstillende vis simulere flowet og retningen, men ikke helt overfladehastigheden, da det simuleres for lavt. Scenarie 3 på figur F.18 kan ikke simulere det tidslige perspektiv i flowet. Scenarie 1 til 4, hvor der anvendes ligeligt fordelte sigma lag, antages derfor ikke at være det bedste at benytte til at repræsentere dynamikken i systemet.

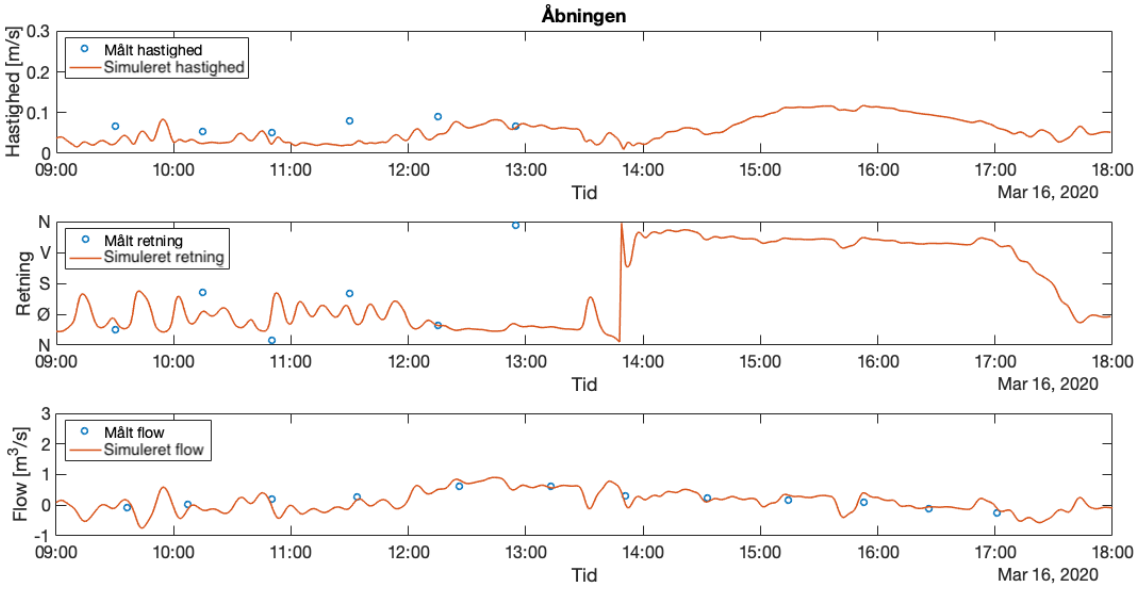
Scenarierne 5 til 8, hvor der simuleres med variable sigma lag, har den ændrede lagdeling en betydning for overfladehastigheden og retningen. Det har ikke nogen betydning for flowet. Dette kan ses ved at sammenligne scenarie 1 og 5, 2 og 6, 3 og 7 samt 4 og 8. Dette betyder, at scenarie 7 og 8 er udelukket, da de som scenarie 3 og 4 ikke kan simulere det tidslige perspektiv i flowet.

Scenarie 5 på figur F.20, med den laveste vindfriktionskoefficient, er i stand til at simulere flowet og retningen tilfredsstillende. Den simulerede overfladehastighed er derimod for lav. Scenarie 6 på figur F.21, hvor vindfriktionskoefficienten er dobbelt så stor som ved scenarie 5, viser, at modellen er i stand til at simulere både overfladehastigheden, retningen og flowet tilfredsstillende. Det antages derfor, at scenarie 6 er det scenarie, der bedst afspejler de virkelige forhold i Kanalen.

For at validere, at scenarie 6 også kan vise de målte overfladehastigheder og retninger i Lagunen samt målte overfladehastigheder, retninger og flows ved Åbningen, ses dette afbildet sammen med simulerede værdier på hhv. figur F.24 og F.25.



Figur F.24: Målte og simulerede overfladehastigheder og retninger i Lagunen ved scenarie 6: variabelt fordelte lag og vindfriktionskoefficient på $1,26 \cdot 10^{-3}$.



Figur F.25: Målte og simulerede overfladehastigheder, retninger og flows i Åbningen ved scenarie 6: variabelt fordelte lag og vindfriktionskoefficient på $1,26 \cdot 10^{-3}$.

Som det ses på figur F.24, er modellen delvis i stand til at simulere overfladehastighederne i Lagunen. Modellen kan simulere de laveste hastigheder som er målt, men har problemer med at simulere de høje hastigheder. Målingen af overfladehastighederne er foretaget ved manuelt at "tracke" bevægelsen af en appelsin, hvilket ikke er uden usikkerhed. Derfor antages det, at de simulerede hastigheder er acceptable. Modellen er desuden i stand til at simulere retningen ved punktet i Lagunen.

Ved Åbningen kan modellen beskrive størrelsesordenen på overfladehastigheden, som det fremgår på figur F.25. Retningen hvori vandet bevæger sig, varierer i modellen, hvilket er i overensstemmelse med de virkelige målinger. Klokken 13:00 ses det, at retningen afviger markant fra den målte retning, men i dette tilfælde skyldes det, at retningen angives i grader. Punktet kunne principielt være angivet som 0 grader frem for 360 grader, og et andet billede ville fremkomme. Derfor antages det, at modellen også er i stand til at simulere retningen som vandet bevæger sig i. Nederst på figur F.25 ses det, at flowet simuleres korrekt.

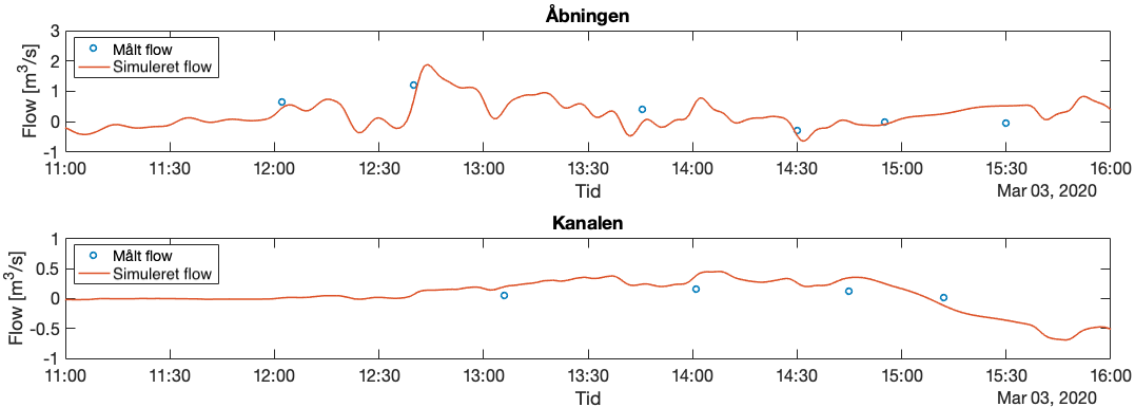
Modellen er dermed i stand til, på tilfredsstillende vis, at simulere overfladehastigheder og retninger samt flows ved de målte lokationer. Dermed er modellen kalibreret og i det følgende valideres den.

F.6 Validering af model

Modellen valideres med målinger af flow, overfladehastighed og retning. Målingerne er foretaget på forskellige dage, som det blev præsenteret i tabel F.1 på side 202. Modellen valideres for at sikre, at den kan anvendes på andre dage, end dagen den er kalibreret efter.

F.6.1 Flow

Valideringen af flowet i modellen foretages på baggrund af opmålingen foretaget den 3. marts 2020. På figur F.26 ses det målte og simulerede flow ved hhv. Åbningen og Kanalen.

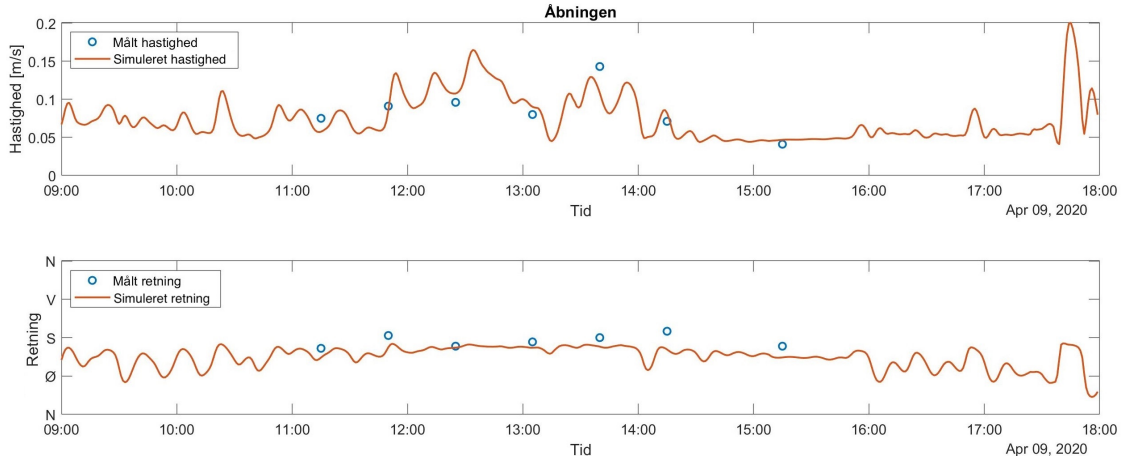


Figur F.26: Målte og simulerede flows i Åbningen og Kanalen.

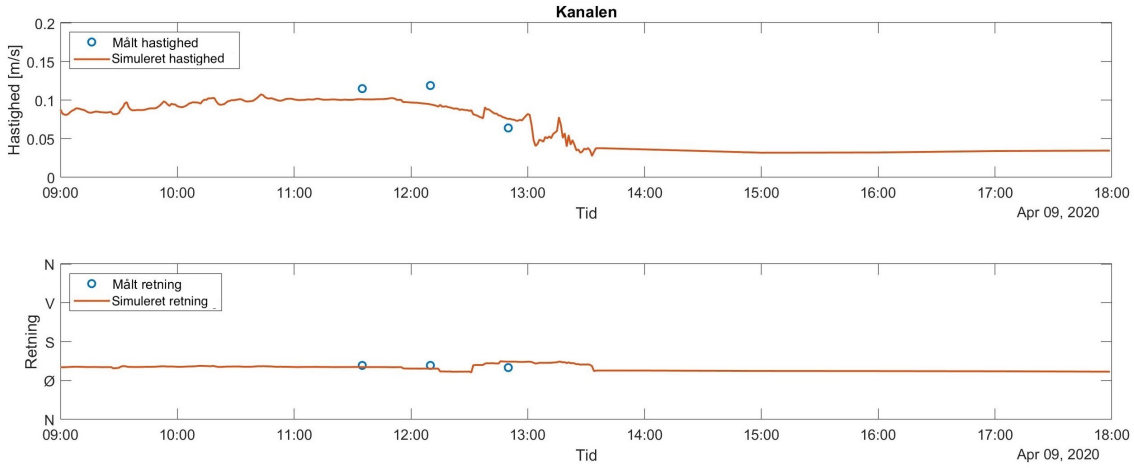
Som det ses af figur F.26, simulerer modellen på tilfredsstillende vis flowet i både Åbningen og Kanalen.

F.6.2 Overfladehastighed og retning

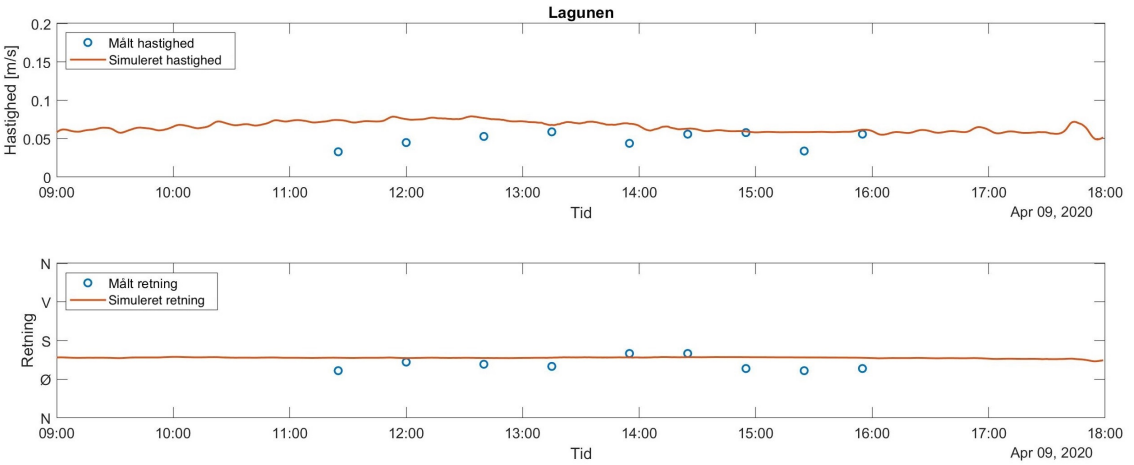
Valideringen af de simulerede overfladehastigheder og retninger baseres på opmåling foretaget den 9. april 2020. De målte og simulerede overfladehastigheder og retninger ses på figur F.27, F.28 og F.29 for hhv. Åbningen, Kanalen og Lagunen.



Figur F.27: Målte og simulerede overfladehastigheder og retninger i Åbningen.



Figur F.28: Målte og simulerede overfladehastigheder og retninger i Kanalen.

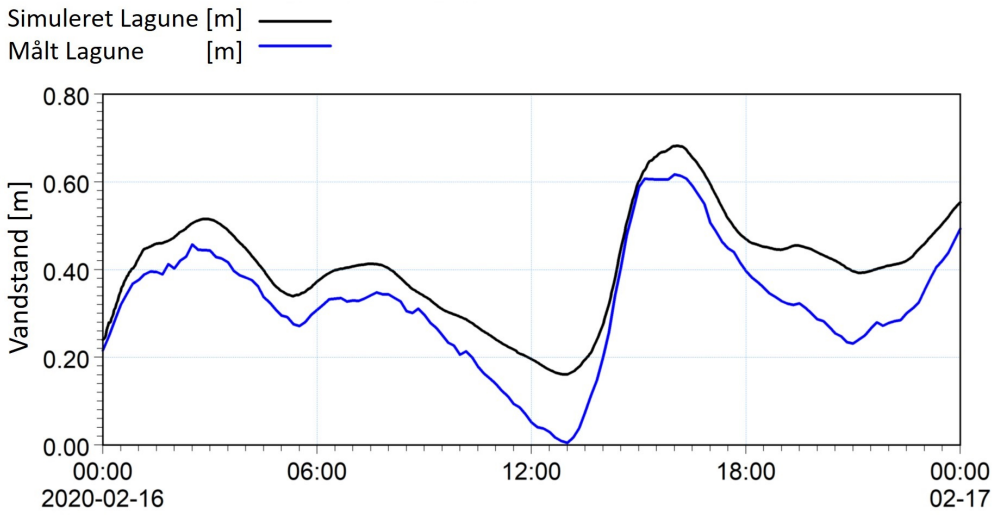


Figur F.29: Målte og simulerede overfladehastigheder og retninger i Lagunen.

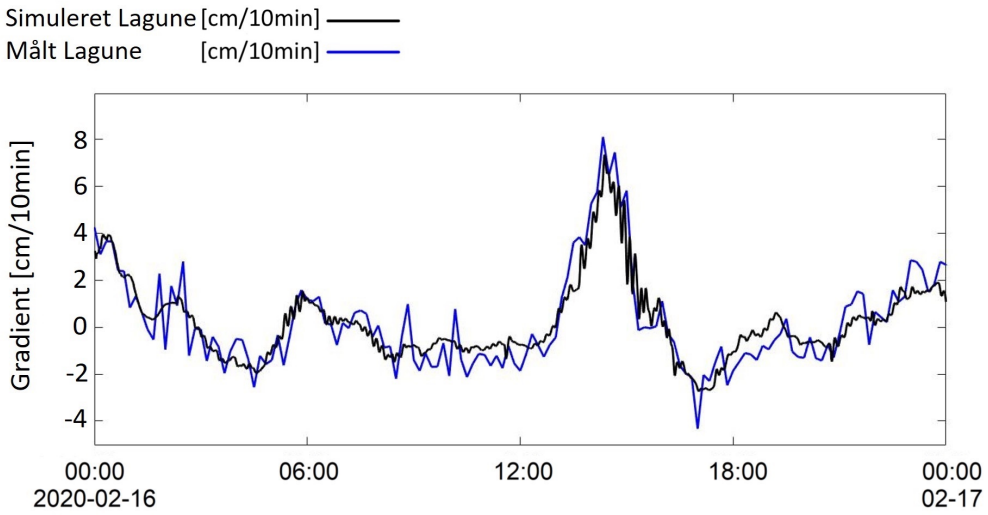
Af ovenstående figurer ses det, at modellen på tilfredsstillendevis kan simulere de målte overfladehastigheder og retninger. Dermed antages det, at modellen kan repræsentere de virkelig forhold i Lindholm Strandpark, og dermed benyttes til at simulere de strømningsgenererede bundforskydningsspændinger og bevægelsen af ålegræs.

G. Periode til bundforskydningsspænding

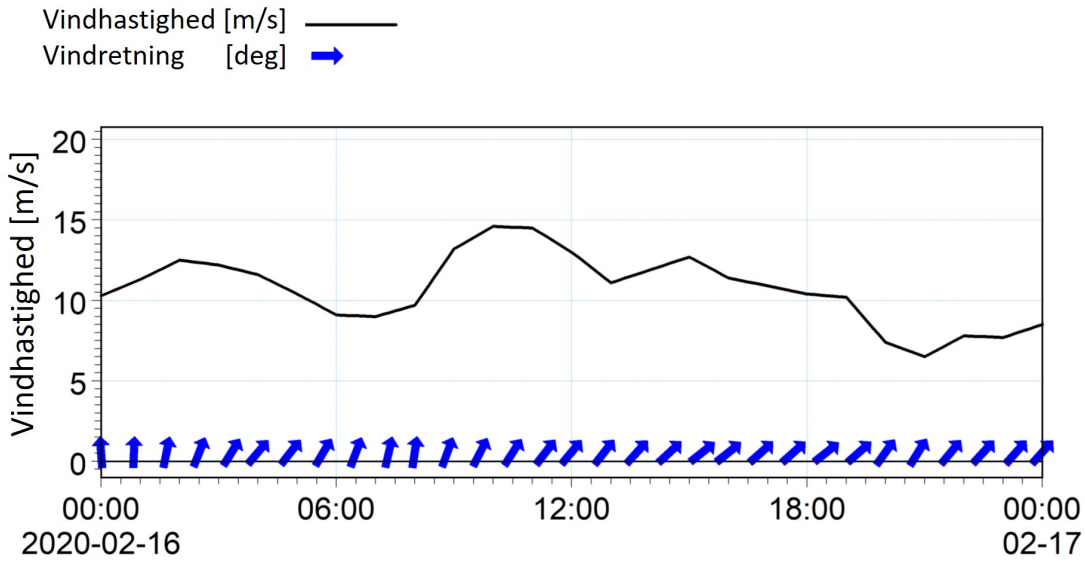
I dette appendiks præsenteres vandstand, vandspejlsgradienter, vindretning og vindhastighed den 16. februar 2020, som repræsenterer en 2 års gentgelsesperiode for bundforskydningsspændinger. På figur G.1 ses målte og simulerede vandstande ved målestationen i Lagunen og på figur G.2 ses målte og simulerede vandspejlsgradienter. På figur G.3 ses vindretning og vindhastighed fra målestationer i Aalborg Kommune.



Figur G.1: Målt og simuleret vandstand den 16. februar 2020 ved målestation i Lagunen.



Figur G.2: Målt og simuleret vadspejlsgradienter den 16. februar 2020 ved målestation i Lagunen.



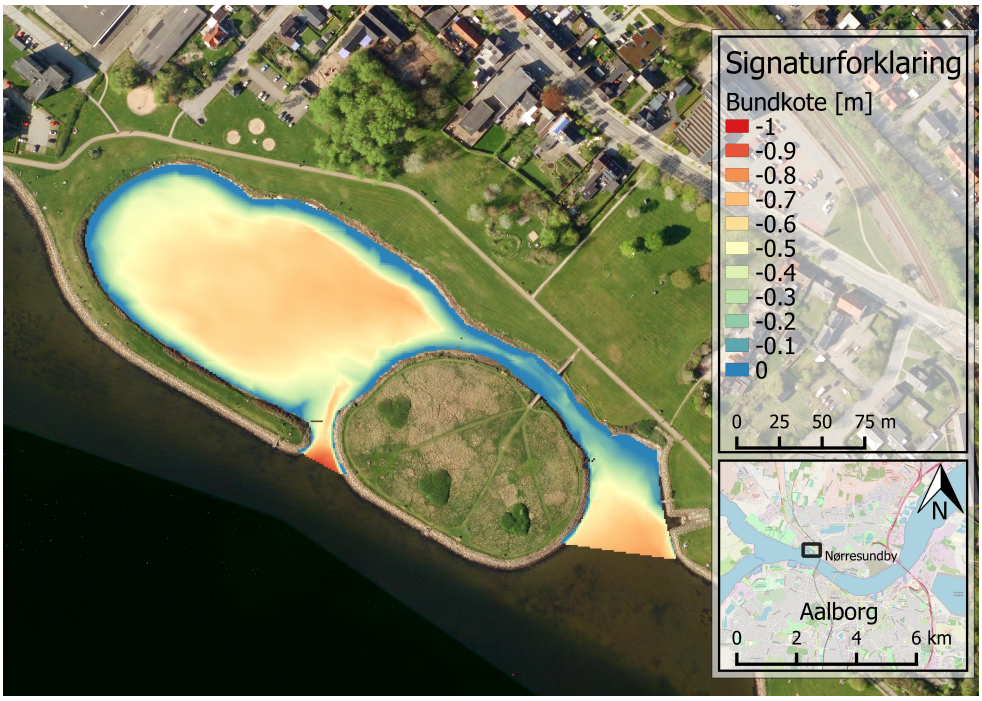
Figur G.3: Vindhastighed og vindretning den 16. februar 2020 baseret på data fra målestationer i Aalborg Kommune, se appendiks E.1.1. Pilene illustrerer vindretningen, hvor en opadgående pil angiver vind fra syd.

H. Batymetri til løsningsforslag

I dette appendiks præsenteres batymetrien der er anvendt til de forskellige løsningsforslag. Desuden præsenteres den nuværende batymetri.

Batymetri til nuværende udformning

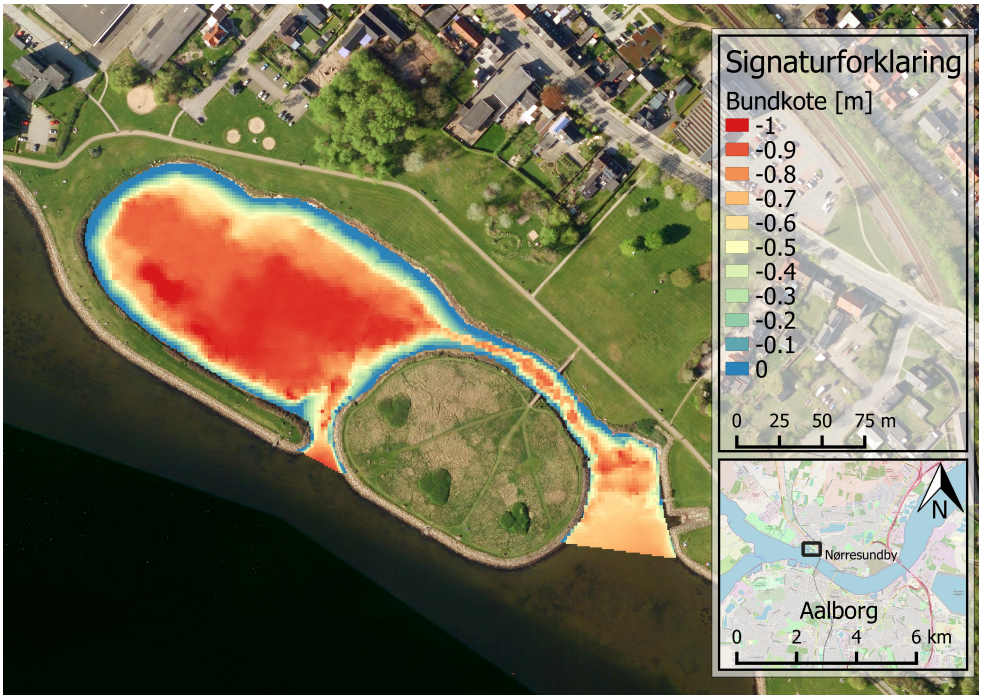
På figur H.1 ses de nuværende bundkoter i Lindholm Strandpark.



Figur H.1: Batymetri ved nuværende udformning.

Batymetri til løsningsforslag 1

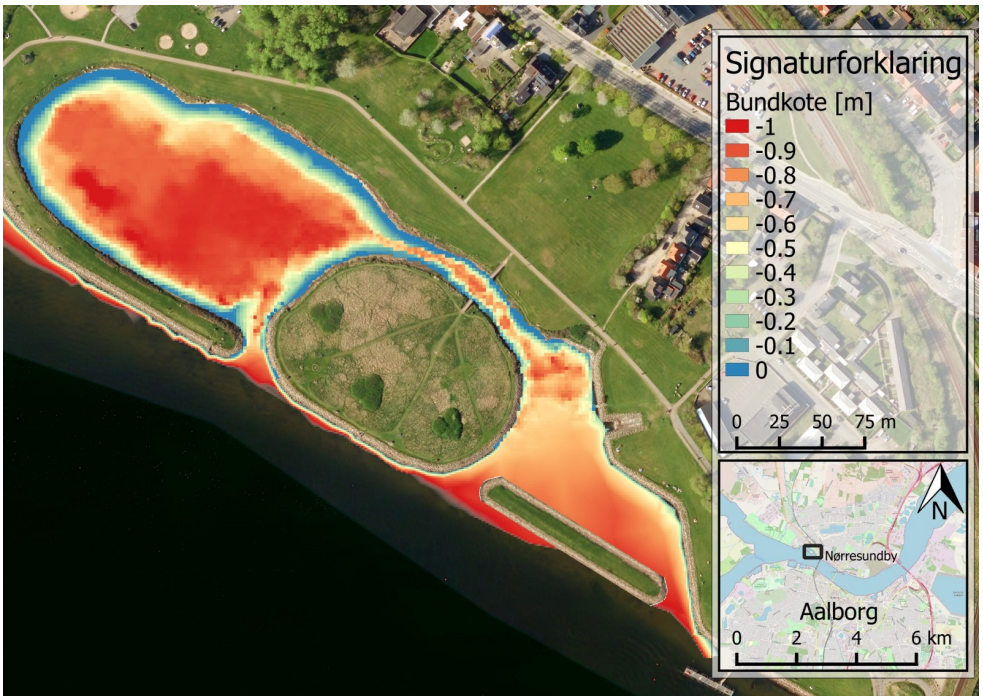
På figur H.2 ses bundkoterne i Lindholm Strandpark efter det tilkomne sediment er opgravet.



Figur H.2: Batymetri til løsningsforslag 1.

Batymetri til løsningsforslag 2

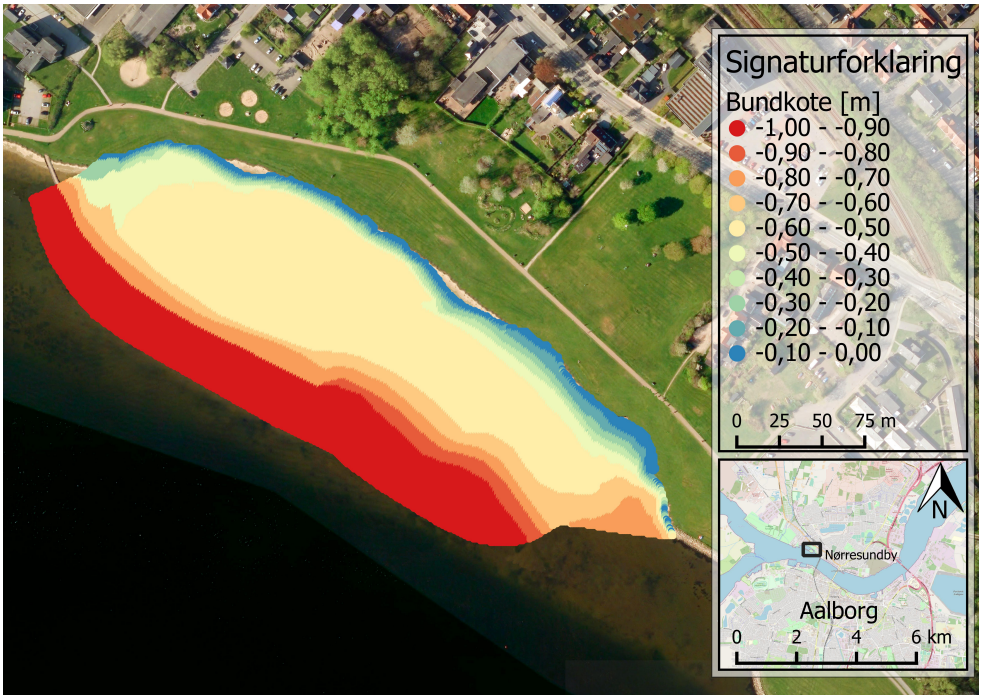
På figur H.3 ses bundkoterne i Lindholm Strandpark til løsningsforslag 2, hvor der implementeres en ny Ø ved Bådbroen.



Figur H.3: Batymetri til nuværende udformning.

Batymetri til løsningsforslag 3

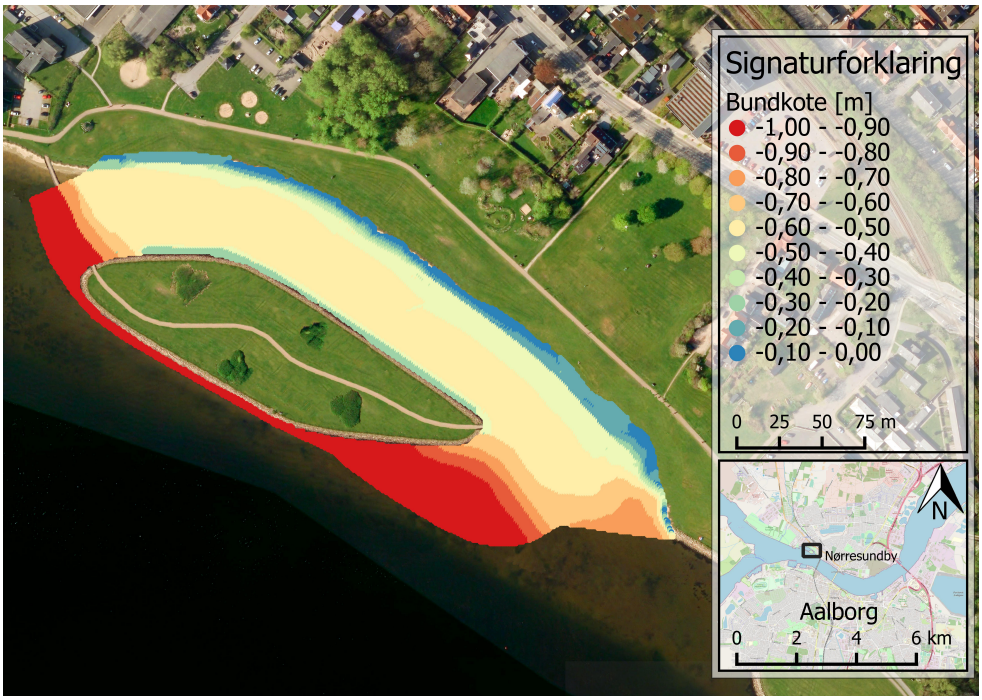
På figur H.4 ses bundkoterne i Lindholm Strandpark til løsningsforslag 3, hvor Tangen og Hundeøen fjernes.



Figur H.4: Batymetri til løsningsforslag 3.

Batymetri til løsningsforslag 4

På figur H.5 ses bundkoterne i Lindholm Strandpark til løsningsforslag 4, hvor området kanaliseres.



Figur H.5: Batymetri til løsningsforslag 4.

I. Elektronisk appendiks

Dette appendiks findes som et elektronisk appendiks medsendt rapporten. I rapporten beskrives alene, hvad der forefindes i de forskellige elektroniske appendiks.

I.1 Dataindsamling

Dette appendiks indeholder flere forskellige filtyper, og der kommenteres her på, hvilke filer der giver den fornødne information, således det er muligt at visualisere de eksisterende data fra målestationerne, samt hvad der kræves for at fortsætte dataindsamlingen fra målestationerne.

I mappen tilhørende dette appendiks findes to word dokumenter:

- "Procedure for aflæsning af data.docx"
- "Procedure for at samle rådata til én fil.docx"

I det førstnævnte findes en beskrivelse af, hvordan data indsamles fra de to målestationer i Lindholm Strandpark, og desuden hvad der skal medbringes til dette. Det sidstnævnte dokument beskriver, hvordan data behandles i de to tilhørende matlab scripts "Load_and_plot_data_files.m" og "DataLoadingScript.m", der benyttes til følgende:

- Filen "DataLoadingScript.m" benyttes til håndtere data og visualisere dem i matlab, når der indsamles nye data fra Lindholm Strandpark. Her er det vigtigt at ændre variablen "LatestLogNumber" til antallet af gange, der er indsamlet data.
- Filen "Load_and_plot_data_files.m" benyttes alene til at visualisere allerede eksisterende data. Scriptet er væsentligt hurtigere end "DataLoadingScript.m" , og bør benyttes hvis eksisterende data ønskes visualiseret.

Ved aflevering foreligger der 13 datasæt for hver parameter, der måles ved hver målestation. Disse data dækker perioden 7. oktober 2019 til 1. juni 2020. Disse forefindes i mapperne henholdsvis med navnet "Lagune" og "Limfjord".

I.2 Kornfordeling og organisk indhold

Dette appendiks indeholder 11 excelfiler. Der findes en excelfil for hver af de 11 sedimentprøver optaget i Lindholm Strandpark og Limfjorden, hvor filen hedder

- "Prøve x.xlsx" , hvor x angiver navnet på sedimentprøven, eksempelvis SP2.

I hver fil findes resultatet af de forskellige sigteprøvers kornfordeling samt det organisk indhold bestemt for de forskellige delprøver.

I.3 Sedimentets produktion og respiration

Dette appendiks indeholder 3 excelfiler med målinger af iltkoncentration og temperatur under forsøg til bestemmelse af sedimentets respiration og produktion. Der findes en fil for:

- Lagunens sediment - "Lagune inside and outside.xlsx"
- Kanalens sediment - "Kanal inside and outside.xlsx"
- Limfjordens sediment - "Limfjord inside and outside.xlsx"

I hver af filerne er der gjort opmærksom på, hvilke målinger der hører til forsøgene foretaget henholdsvis inde og ude samt om lyset har været slukket eller tændt. Desuden findes billeder i mappen fra eksperimenterne.

I.4 Flow, overfladehastighed og retning

Dette appendiks indeholder seks excelfiler.

- Filerne "Kanal_Flow_Hastighed_03_03_2020.xlsx" og "Kanal_Flow_Hastighed_16_03_2020.xlsx" indeholder opmålte hastigheder med propelmåler i Kanalen samt konvertering til flow henholdsvis den 3. marts 2020 og 16. marts 2020.
- Filerne "Aabning_Flow_Hastighed_03_03_2020.xlsx" og "Aabning_Flow_Hastighed_16_03_2020.xlsx" indeholder opmålte hastigheder med propelmåler i Åbningen samt konvertering til flow henholdsvis den 3. marts 2020 og 16. marts 2020.
- Filerne "Overfladestrømninger_16_03_2020.xlsx" og "Overfladestrømninger_09_04_2020.xlsx" indeholder opmåling af overfladehastighed og retning henholdsvis den 16. marts 2020 og 9. april 2020.