Anvendelse af Radar til Udpegning af Oversvømmelser





AALBORG UNIVERSITET
STUDENTERRAPPORT

10. semester af Geografi
Institut for Byggeri, By og Miljø
Thomas Manns Vej 23
9220 Aalborg
https://www.build.aau.dk/

Titel:
Anvendelse af Radar til Udpegning af Oversvømmelser

Projekt:
30 ECTS Specialeprojekt

Projektperiode:
Forårssemesteret 2024

Studerende:
Ebbe Aare Jensen
Louise Taylor
Magnus Nygaard Butler

Vejledere:
Jesper Ellerbæk Nielsen
Søren Liedtke Thorndahl

Antal ord: 24.276
Sidetal: 98 (67 normalsider)
Bilag: 1
Afsluttet: 05/06-2024

Synopsis:

Dette projekt undersøger hvordan radar (radio detection and ranging) kan anvendes til at identificere udstrækningen og hyppigheden af oversvømmelser. Dette er med henblik på at relatere kortlægning af oversvømmelser i det åbne land med den nationale plan om at udtage 100.000 hektarer kulstofrige landbrugsjorde og omlægge disse til vådområder.
Anvendelsen og forskellige metoder undersøges gennem et casestudie af Aarhus Kommune, hvor der anvendes SAR (Synthetic aperture radar) billeder for hver 12 dag. Med denne data udvikles en model, der kan klassificere billederne i *vand* og *land*, og herefter frasortere fejlklassificerede områder. Dette gøres blandt andet ved at analysere polariseringen og variansen af retursignalet, samt lavninger i terrænet. Med disse metoder forbedres nøjagtigheden af klassifikationen sammenlignet med et referencelag, og der udarbejdes en samlet kortlægning over et år (2023), hvorfra det tidslige aspekt og sæsonvariationer udforskes.
Efterfølgende valideres modellen ved at sammenholde dens resultater med andre data. Her foretages et feltstudie hvor oversvømmede områder opmåles, og der indsamles jordprøver fra vandlidende områder, for at undersøge indholdet af organisk materiale. Derudover sammenlignes modellen med grundvands- og nedbørsdata samt optisk satellitdata.

Forord

Dette specialeprojekt er udarbejdet af tre 10. semester studerende på kandidatuddannelsen i geografi ved Aalborg Universitet. Projektperioden har fundet sted mellem den 1. februar 2024 og den 5. juni 2024.

Det ønskes at rette en særlig tak til projektets vejledere Søren Liedtke Thorndahl og Jesper Ellerbæk Nielsen for deres vejledning og feedback gennem projektets forløb. Herudover takkes Morten Nørgaard Stenkær og NIRAS for sparring og supplerende vejledning med projektet.

En yderligere tak skal rettes til Aarhus Vand og NIRAS for at give adgang til grundvandsdata fra *Ternært Vand-projektet*.



Ebbe Aare Jensen



Louise Taylor



Magnus Nygaard Butler

Rapportens indhold er frit tilgængeligt, men offentliggørelse (med kildeangivelse) må kun ske efter aftale med forfatterne.

Læsevejledning

Der anvendes Harvard Referencing System, hvor kilder uden dato angives med 'u.d.'. Billeder uden kildehenvisning inklusiv kapitelbilleder er af egen produktion. Både billeder, figurer og kort er alle navngivet *'figur'* og disse er alle ligesom tabellerne nummereret løbende ud fra kapitelnummer. Kortene er fremstillet ved brug af ArcGIS Pro og ArcMap, hvor Dataforsyningens skærmkort eller GeoDanmarks ortofotos anvendes som baggrundskort. Indsamlet data er ikke vedhæftet projektet men kan rekvireres gennem mail: ltaylo19@student.aau.dk, mbutle19@student.aau.dk eller eaje19@student.aau.dk.

Liste over Akronymer

- DCA - Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug
- DN - Digital numbers
- DOS - Detektion af Oversvømmelse med SAR
- DTM - Digital Tærren model
- ERS - European Remote-Sensing Satellite
- ESA - European Space Agency (Den Europæiske Rumorganisation)
- FN - De Forenede Nationer
- GR - Ground Range
- GRD - Ground Range Detected
- H - Horisontal
- IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change (FN's klimapanel)
- IUCN - International Union for the Conservation of Nature
- LUT's - Look Up Tables
- OC - Organisk Kulstof
- OM - Organisk Materiale
- Radar - Radio Detection and Ranging
- SAR - Synthetic Aperture Radar
- SDFI - Styrelsen for Dataforsyning og Infrastruktur
- SLC - Single Look Complex
- SLR - Side-Looking Radar
- SNAP - Sentinel Application Platform
- SNR - Signal to Noise Ratio
- SR - Slant Range
- V - Vertikal

Abstract

This thesis researches how radar (radio detection and ranging) can be used to identify the extent and frequency of floods. The purpose is to be able to relate mapping of floods in open space with the Danish national plan to take out 100.000 acres of high-carbon soils and turn these into wetlands. The idea is that frequently flooded areas are ineffective for cultivating and growing crops and at the same time potentially have a higher carbon content.

The use of radar is investigated through a case study of a Danish municipality, Aarhus, where SAR (Synthetic aperture radar) images are gathered from every 12th day. Using this data a model is developed which is able to first classify the cells of the image as either *water* or *land* using thresholding and subsequently remove misclassified areas using different methods.

First, the polarisation of the waves is used, because the change of vertical or horizontal polarisation can indicate which type of surface structure the signal is reflected by. Second, the variance of the data in the transitional zone between water and land is applied to make corrections. This is based on the idea that the variance between actual water and land will be higher than the variance between misclassified water and land. Third, a terrain analysis is included in order to remove areas with no depressions in the terrain, as these are unlikely to be covered by water.

These methods aim to improve the accuracy of the model when compared to a reference layer. The *User Accuracy*, which estimates how much of the water identified with the model is actually water, is greatly improved to 99 % using the model. However, the *Producer Accuracy*, which measures how much of the actual water the model identifies, remains at roughly 31 %. Using the model, the flooding is mapped for a whole year, 2023, from which the temporal aspect and seasonal differences are examined.

Furthermore, the model outputs are validated using different data. This validation is split into two parts, where the first part is centred around a field survey. Here, multiple flooded areas are measured and mapped to be compared with the model output from the same day. Moreover, soil samples are collected, and their organic content is analysed, to investigate the correlation between high-carbon soils and frequent flooding. The second part focuses on data from other sources. This is primarily data on precipitation and groundwater levels, which is used to compare with the temporal aspects of the model, but also includes optical satellite data.

Finally, the benefits and challenges of different methods are discussed, and the potential uses of the model are considered. The project concludes that the model is useful, has a high *User Accuracy*, and is well validated by an assortment of data. However, there are still challenges connected with the low temporal resolution and low *Producer Accuracy*, therefore, further research is needed to improve these aspects.

Indholdsfortegnelse

1 Indledning **1**
- 1.1 Klimaforandringer og Verdensmål . . . 2
- 1.2 Vådområder . . . 3
- 1.3 Lavbundsjorde i Danmark . . . 5
- 1.4 Oversvømmelser . . . 7
- 1.5 Remote Sensing . . . 8
  - 1.5.1 Remote Sensing til Udpegning af Oversvømmelser . . . 10
- 1.6 Problemformulering . . . 11
  - 1.6.1 Afgrænsning . . . 11
  - 1.6.2 Struktur for Projektet . . . 11

2 Teoretisk Grundlag for Radar og SAR **13**
- 2.1 Radar Satellitdata . . . 14
- 2.2 Radarbånd og Bølgelængde . . . 15
- 2.3 Geometriske Aspekter . . . 16
- 2.4 Backscatter . . . 18
- 2.5 Polarisering . . . 21

3 Metodisk Tilgang **23**
- 3.1 Projektdesign . . . 24
- 3.2 Radar Dataindsamling og -behandling . . . 25
  - 3.2.1 Pre-processing . . . 25
  - 3.2.2 Thresholding . . . 28
  - 3.2.3 Nøjagtighedsvurdering & Confusion Matrix . . . 29
- 3.3 Validering af Model . . . 33
  - 3.3.1 Feltundersøgelser . . . 33
  - 3.3.2 Grundvands- og Nedbørsdata . . . 38
  - 3.3.3 Optisk Satellitdata . . . 39

4 Analyse af SAR-Data og Udvikling af Model **40**
- 4.1 Valg af Speckle-Filter . . . 41
- 4.2 Thresholding af SAR-Data . . . 42
- 4.3 Polarisering . . . 44
- 4.4 Varians . . . 48
- 4.5 Terræn og Lavninger . . . 52
- 4.6 Change Detection . . . 54
- 4.7 Samlet Model til Detektion af Oversvømmelser med SAR . . . 55
- 4.8 Kortlægning af 2023 . . . 58
- 4.9 Delkonklusion . . . 65

5 Analyse og Validering af Modelresultater **66**
5.1 Sammenligning med Feltdata 67
5.1.1 Opmålte Oversvømmede Områder 67
5.1.2 Organisk Materiale i Jorden 69
5.2 Sammenligning med Grundvands- og Nedbørsdata 74
5.3 Sammenligning med Optisk Satellitdata 78
5.4 Delkonklusion 81

6 Diskussion **82**

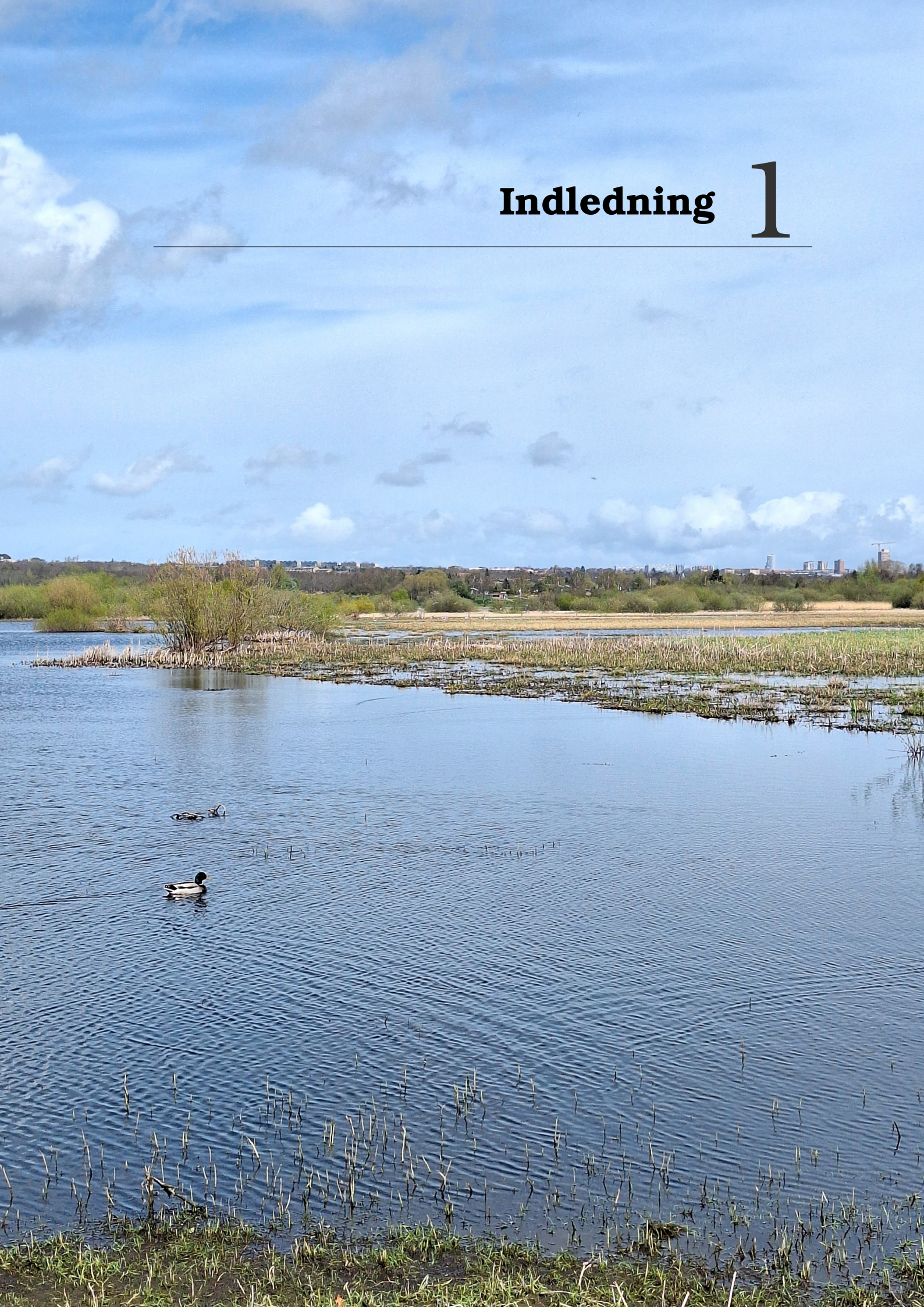
7 Konklusion **87**

8 Perspektivering **89**

Litteraturliste **92**

A Bilag **99**

Indledning 1



I dette kapitel introduceres nogle af de globale problemstillinger og nationale løsninger som sætter den indledende ramme for projektet. Herunder lægges der særligt fokus på relevansen af at etablere vådområder i Danmark, set i lyset af de globale klimaforandringerne og verdensmål for bæredygtig udvikling.

1.1 Klimaforandringer og Verdensmål

Klimaforandringer har konsekvenser verden over og er i høj grad forbundet med antropogene aktiviteter, der gennem udledningen af drivhusgasser fører til global opvarmning. Den globale overfladetemperatur er steget med 1,1 °C fra perioden 1850-1900 til perioden 2011-2020, og udledning af drivhusgasser er stigende på global plan. Udledningen er især forbundet med menneskelige aktiviteter, herunder energiforbrug, arealanvendelse, og forbrugs- og produktionsmønstre, der ikke er bæredygtige [IPCC, 2023, s. 42].

Klimaforandringerne påvirker vejr samt klimaekstremer og har en række konsekvenser, der både kan ses i dag, men også vil påvirke fremtiden. Ændringer i nedbørsmønstre og temperaturer ses blandt andet i form af, at hedebølger, kraftig nedbør, tørke og storme siden 1950 forekommer oftere og med øget intensitet. Dette har medført større skade på økosystemer og har menneskelige konsekvenser [IPCC, 2023, s. 46-50].

De Forenede Nationer (FN) har opsat 17 verdensmål for bæredygtig udvikling, der skal imødekomme flere af disse udfordringer. Især mål 13 er relevant, da dette vægter, at der handles for at håndtere klimaforandringerne og konsekvenserne heraf [UN, 2023].



Figur 1.1. FN's Verdensmål 13 [UN, 2023]

Dette mål sigter efter, at drivhusgasudledningen skal reduceres, og at der skal integreres foranstaltninger mod klimaforandringer i nationale politikker, strategier og planlægning. Samtidig bør lande vedtage og implementere nationale strategier for at reducere risiko for katastrofer [UN, 2023].

Disse katastrofer kan blandt andet være oversvømmelser forbundet med nedbør, der ifølge FN's klimapanel (IPCC) vil forekomme hyppigere og mere intenst i den nærme fremtid (2021-2040), selv hvis der sker en reduktion i udledningen af drivhusgasser [IPCC, 2023, s. 97-98]. I forbindelse med verdensmål 13 og nogle af de udfordringer, der kan være på klimaområdet, fremhæver IPCC nogle tilpasningsmuligheder, som kan reducere risici forbundet med klimaforandringer. Her nævnes blandt andet bevaring og genopretning af vådområder som en strategi, der både kan være med til at mitigere oversvømmelseshændelser, men også fungere som økosystem med højt kulstofindhold [IPCC, 2023, s. 106].

1.2 Vådområder

IUCN (*International Union for the Conservation of Nature*) formulerede i 1971 en definition af vådområder, ved *konvention om vådområder af international betydning navnlig som levesteder for vandfugle* (Ramsar-konventionen):

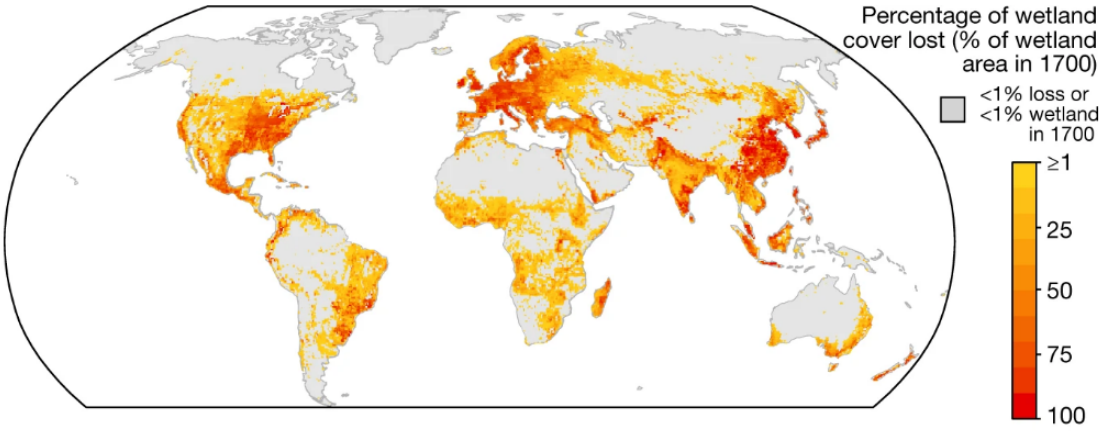
> *"Wetlands are areas of marsh, fen, peatland or water, whether natural or artificial, permanent or temporary, with water that is static or flowing, fresh, brackish, or salt including areas of marine water, the depth of which at low tide does not exceed six meters."* [Mitsch og Gosselink, 2015, s. 38-39]

Denne definition spænder bredt over mange typer af vådområder, som alle er økosystemer, der har zoologisk, økologisk, botanisk, hydrologisk og limnologisk betydning og derfor klassificeres af Ramsar-konventionen som *vådområder af international betydning* [Suhani et al., 2020, s. 2]. Vådområder bidrager med mange forskellige funktioner og økosystemtjenester. For det første spiller de en vigtig rolle i forhold til at opbevare og forbedre kvaliteten af vand. Det er blandt andet ved at kontrollere vandafstrømning eller rense vandet, da mange planter i vådområder har filtrerende egenskaber.

For det andet hjælper vådområder med at dæmpe og mindske effekten af oversvømmelser, da de kan optage meget vand ved ekstreme hændelser. De kan også fungere som buffere i kystområder og derved mindske kysterosion. Samtidig kan de opretholde grundvandsniveauet i løbet af tørre perioder uden nedbør [Suhani et al., 2020, s. 6].

For det tredje har vådområder unikke miljømæssige funktioner, der forsyner sårbare og truede arter. De skaber vigtige habitater med høj biodiversitet og kan omfatte lige så mange arter som et skovområde, hvorfor de har stor betydning for dyre- og planteliv. For det fjerde er vådområder sted for forskellige rekreative aktiviteter heriblandt fuglekiggeri og fiskeri. Samtidig er områderne af interesse, da de er ideelle til kulstofbinding [Suhani et al., 2020, s. 6-7].

Andelen af vådområdearealer anses på globalt plan til at være mellem 7 og 10 millioner km^2, hvilket svarer til 5-8 % af jordens landareal. Det vurderes, at op mod halvdelen af jordens vådområder er gået tabt, hvor det største tab er sket gennem det 20 århundrede [Mitsch og Gosselink, 2015, s. 45]. Et studie af Fluet-Chouinard et al. [2023] har estimeret et globalt tab på 3,4 millioner km^2 indlands vådområder siden år 1700. Figur 1.2 herunder viser et kort over det procentmæssige tab af vådområder sammenlignet med år 1700.



Figur 1.2. Procentmæssigt tab af vådområdearealer, sammenlignet med dækningen i år 1700 [Fluet-Chouinard et al., 2023, s. 282]

Kortet viser, at der er sket et stort tab af vådområder, og at tabet især er koncentreret i Europa, USA, og Kina. Dette er især forbundet med store tab efter 1950, hvor nationale regeringer støttede dræning af jord til gavn for landbrug og skovdrift [Fluet-Chouinard et al., 2023, s. 281-283]. I de seneste årtier er vådområders værdi blevet overset, og i takt med en stigende population og behov for ressourcer er vådområder blevet ødelagt. Dette er både grundet forurening fra landbrug og industri, urbanisering, ændret arealanvendelse, indvinding af grundvand, skovrydning, samt vanding og dræning i forbindelse med agrikultur. Dertil kan klimaforandringerne og den globale opvarmning, som omtalt i forrige afsnit, også have en negativ indflydelse på vådområder. Dette sker i form af, at nedbørsmønstre ændrer sig, og der sker en stigning i stormflods- og tørkehændelser [Suhani et al., 2020, s. 7-8].

Vådområder og klimaforandringer er tæt forbundet grundet den høje kulstoflagring i vådområder, som anses for at være højere end nogen andre terrestriske økosystemer og estimeres til at omfatte en tredjedel af verdens organiske kulstof [Lolu et al., 2020, s. 45-47]. Kulstofbinding i vådområder sker ved fjernelse af CO_2 fra atmosfæren, der herefter omdannes og akkumuleres som organisk materiale i jorden. Her spiller fotosyntese fra planter en stor rolle, men grunden til vådområder specifikt kan lagre meget kulstof har også at gøre med at forholdene er anaerobe (uden ilt), som begrænser nedbrydningen af det organiske materiale i jorden [Lolu et al., 2020, s. 49-51].

På grund af den høje kulstofbinding spiller vådområder en vigtig rolle i forhold til klimaforandringerne, og de to påvirker gensidigt hinanden. Klimaforandringerne antages at ville udsætte vådområder for yderligere stress oveni de antropogene påvirkninger i form af temperaturændringer og ændringer i hydrologien. Da vådområder binder meget kulstof, betyder det også, at der er risiko for frigivelse af mere CO_2 til atmosfæren, når forholdene bliver aerobe (med ilt), og det organiske materiale bliver nedbrudt. Det vil sige, at der er tale om en positiv feedbackmekanisme, da den globale opvarmning vil føre til større tab af vådområder, som igen vil øge den globale opvarmning gennem større frigivelse af CO_2 [Lolu et al., 2020, s. 54]. Det er derfor essentielt, at vådområder beskyttes, og at der gøres en indsats for at genoprette vådområder, hvor det er muligt.

1.3 Lavbundsjorde i Danmark

I Danmark er våde arealer blevet drænet siden midten af 1700-tallet. Dræningen blev især intensiveret i midten af 1800-tallet ved udviklingen og brugen af drænrør til effektivisering af landbrugsarealer, og yderligere i 1900-tallet med indirekte eller direkte tilskud fra staten til dræning. I dag estimeres det, at omkring halvdelen af danske landbrugsarealer drænes [Kronvang et al., 2013, s. 5-6].

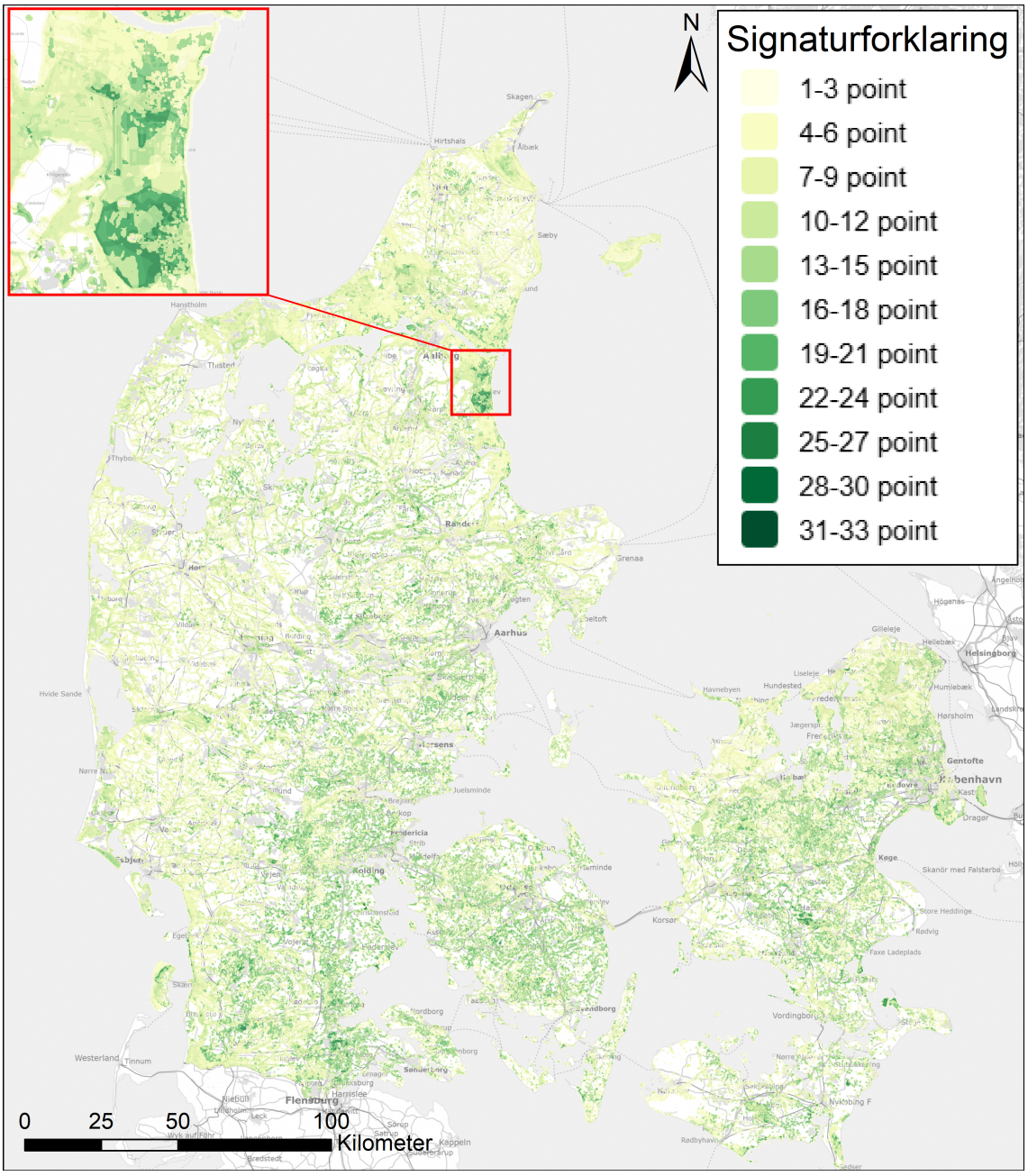
I 2021 fastlagde regeringen en *Aftale om Grøn Omstilling af Dansk Landbrug* som har til mål at nedbringe Danmarks udledning af drivhusgasser med 70 % inden 2030. For at nå dette, arbejder Miljøministeriet på at udtage 100.000 hektar kulstofrige landbrugsjorde og omdanne disse til natur, hvor de naturlige vandforhold genoprettes, med henblik på at reducere CO_2 udledningen [Miljøministeriet, u.d.].

De kulstofrige jorde omtales som *lavbundsjorde*. Det er jorde, der har været naturligt vandmættede, hvorfor der er sket en lagring af kulstof i form af dødt organisk materiale. I udtagningsprocessen fokuseres der på jorde med mindst 6 % kulstof. Når lavbundsjorde drænes til landbrugsdrift, skaber de iltrige forhold en øget nedbrydning af kulstoffet, hvilket medfører en større CO_2 udledning. Det er derfor relevant at genetablere de vandmættede forhold for at mindske udledningen og nå de fastlagte mål [Landbrugsstyrelsen, 2024a].

I en rapport af Aarhus Universitet vurderes det, at der er omkring 118.000 hektarer kulstofrige landbrugsjorde med mindst 6 % kulstof i topjorden (0-30 cm). Dette er et fald på omkring 31 % fra de 171.000 hektarer, der blev estimeret til at være i 2014 [Beucher et al., 2023, s. 34-36].

Det er ikke nødvendigvis alle lavbundsjorde, der kan udtages, da det blandt andet kommer an på lodsejeres villighed til at omlægge jorden [Landbrugsstyrelsen, 2024a]. Derfor har Miljøstyrelsen lavet en *klima-lavbundsordning*, hvor kommuner, private lodsejere og fonde kan søge om tilskud til udtagning af lavbundsjorde med højt kulstofindhold. Tilskuddene går blandt andet til undersøgelser, anlægsarbejde og engangskompensation til lodsejere.

Til klima-lavbundsordningen er der samtidig lavet et udtagningskort, der skal hjælpe med at danne overblik over hvilke områder, der kan være relevante at omlægge [Miljøstyrelsen, u.d.]. Heri indgår et potentialekort med et pointsystem for hvor god klimagevinst, der er ved at omlægge et landbrugsområde til vådområde [Miljøstyrelsen, 2023b]. Potentialekortet ses på figur 1.3 herunder.



Figur 1.3. Potentialekort for klima-lavbundsordningen. Pointsystemet viser størrelsesordenen af potentialet for at opnå en klimagevinst ved at udtage et landbrugsområde, og omlægge det til vådområde [Miljøstyrelsen, 2023b].

Pointsystemet er baseret på en lang række parametre og kort, der alle kan have indflydelse på hvor stort potentiale, der er for at opnå en klimagevinst. Heri indgår blandt andet Tekstur2014-kortet, som er et landsdækkende kort over danske jordes kulstofindhold. Derudover får et område eksempelvis point, hvis det er nær vandløb, og hvis det overlapper med beskyttet natur. Der indgår mange andre variable i pointsystemet, hvilket er uddybet i Miljøministeriets *Vejledning om tilskud til Klima-Lavbundsprojekter* [Miljøministeriet, 2023, s. 20-24]. På udtagningskortet ses det, at der er potentiale for klimagevinst ved udtagning af landbrugsjorde landet over, men at der især er stort potentiale på Fyn, Sjælland og i Østjylland. I den røde kasse ses et område der har særligt mange point, og

derfor er fremhævet. Dette område er ved Lille Vildmose, som er en højmose, der binder meget kulstof i tørv [Miljøministeriet, 2015]. Højt kulstofindhold i jorden kan derved ses som værende sammenhængende med en høj potentiel klimagevinst ifølge udtagningskortet.

Siden 2021 har Miljøstyrelsens klima-lavbundsordning bidraget med at få 187 hektarer færdigetableret, 11 hektarer er under etablering og 6.468 hektarer er under forundersøgelse. Derudover bidrager andre ordninger som Naturstyrelsens klima-lavbundsordning og Landbrugsstyrelsens lavbundsordning også med at udtage områder. Samlet set er 6.348 hektarer enten under etablering eller færdigetablerede. Der mangler derfor stadig mange hektarer før målet på udtagning af 100.000 hektarer realiseres [Landbrugsstyrelsen, 2024b]. Den seneste ansøgningsrunde fik 33 ansøgninger med et areal svarende til ca. 2.193 hektar. Derfor blev ansøgningsfristen forlænget i håb om flere ansøgere [Ritzau, 2023].

Der kan være udfordringer i at få lodsejere til at omlægge deres jord gennem en tilskudsordning, der giver en engangskompensation. Omvendt medfører klimaforandringerne og de større nedbørsmængder nogle udfordringer i at dræne jorden, hvilket kan gøre, at landbrugsjord står under vand i længere perioder. Dette vil mindske udbyttet ved at dyrke jorden, og der kan deraf ses en fordel i at udtage jorde, der ofte står under vand [Landbrugsstyrelsen, 2024c]. Samtidig kan der være en sammenhæng mellem jordens vandmætning og indholdet af organisk kulstof, da det som tidligere beskrevet nedbrydes hurtigere i drænet jord. Der er derfor et samspil mellem indholdet af organisk materiale i jord og hvor hyppigt der er oversvømmet. Det er af denne grund centralt, at definere begrebet oversvømmelse og beskrive betydningen af fænomenet.

1.4 Oversvømmelser

Oversvømmelse kan omfatte en bred vifte af situationer, lige fra en enkelt kælder, der er oversvømmet, til mere vedvarende oversvømmelser forårsaget af naturlige fænomener. En midlertidig oversvømmelse opstår, når der i en begrænset periode sker en øget vandstrømning, f.eks. på grund af kraftig regn, langvarigt nedbør eller snesmeltning, som fører vand til søer, vandløb, fjorde eller lavtliggende områder [Miljøstyrelsen, 2023a]. Oversvømmelser kan opdeles i forskellige kategorier ud fra de fire følgende kriterier:

- Oversvømmelsens kilde.
- Geografisk udstrækning af det oversvømmede område.
- Årsag til oversvømmelsen.
- Oversvømmelsens hastighed.

Kilden til oversvømmelsen angiver, hvor vandet kommer fra og årsagen henviser til, hvad der forårsager oversvømmelsen. En kilde kan være vand fra havet i form af kystoversvømmelser, hvilket ofte er forårsaget af stormfloder. Det kan også være, hvis vandløb eller søer går over deres breder, hvilket typisk er forbundet med kraftig nedbør. Vand fra oven er en anden kilde, hvor oversvømmelsen opstår som resultat af nedbør. Endeligt kan vandet komme fra neden i form af grundvandsstigninger, hvilket er indirekte forårsaget af nedbør. Kilden til oversvømmelsen er tæt forbundet med dens geografiske udstrækning, eksempelvis vil stormfloder og vand fra havet primært påvirke kystzoner [Miljøstyrelsen, 2023a].

Hastigheden af en oversvømmelse angiver tidsrammen for dens tilblivelse og kan variere fra at være pludselig og voldsom, eksempelvist ved kraftig nedbør, til at være gradvis og over længere tid, hvor vandet akkumuleres over dage eller uger [Miljøstyrelsen, 2023a].

En oversvømmelse kan ydermere opdeles i forskellige tidsintervaller. En af disse er akutte oversvømmelser. Disse oversvømmelser opstår pludseligt og kan være meget voldsomme som følge af kraftig nedbør eller stormfloder. De sker normalt inden for timer eller endda minutter. Kortvarige oversvømmelser varer typisk fra nogle få timer til flere dage og opstår ofte på grund af intens nedbør eller hurtigt smeltende sne. Disse kan både være pludselige, men kan også opstå gradvist. Langvarige oversvømmelser udvikler sig over længere tidsperioder og kan vare uger eller endda måneder. De kan være resultatet af gentagne regnhændelser, hvor vandstanden gradvist stiger i floder og søer, eller ved langvarig kraftig nedbør. Sæsonbestemte oversvømmelser sker, når nogle områder oplever regelmæssige oversvømmelser på visse årstider på grund af sæsonmæssige og klimatiske mønstre. Dette kan eksempelvis omfatte oversvømmelser ved snesmeltning om foråret [Miljøstyrelsen, 2023a].

De tidsmæssige og sæsonmæssige karakteristika af oversvømmelser kan være særligt relevante i forbindelse med at kortlægge oversvømmesler med henblik på udtagning af lavbundsjorde. En typisk måde at kortlægge oversvømmelsesrisiko er gennem en *Blue Spot Model*, som fokuserer på at identificere lavninger i terrænet, hvor vandet kan samle sig [Hansson et al., 2010, s. 8-14]. Denne metoder koncentrerer sig dog om at analysere oversvømmelser ved en given hændelse, og den forholder sig i mindre grad til det tidslige perspektiv, der kan være ved oversvømmelser. Her kan det i stedet være relevant at anvende remote sensing og satellitbilleder.

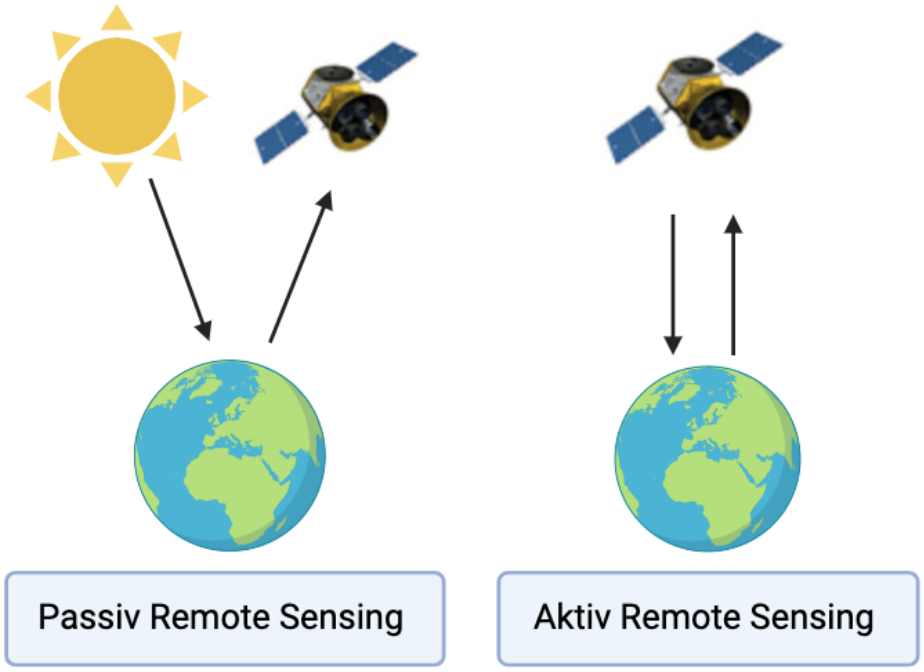
1.5 Remote Sensing

Remote sensing er en teknologi og praksis, hvor information om jorden og jordens overflade indsamles uden direkte fysisk kontakt. Dette gøres normalt ved at bruge sensorer, der er monteret på fly, droner eller satellitter. Disse sensorer registrerer elektromagnetisk stråling, såsom synligt lys, infrarødt lys eller mikrobølger, som reflekteres eller udsendes fra jordens overflade [Dietrich og Madsen, 2023]. For at definere begrebet remote sensing, kan der tages udgangspunkt i Campbell et al. [2023], som har følgende definition af begrebet:

> *"Remote Sensing is the practice of deriving information about the Earth's land and water surfaces using images acquired from an overhead perspective, using electromagnetic radiation in one or more regions of the electromagnetic spectrum, reflected or emitted from the Earth's surface."* [Campbell et al., 2023, s. 4].

Formålet med remote sensing er at indhente oplysninger om forskellige egenskaber ved jorden, som for eksempel landbrugsafgrøder, vegetationstyper, topografi, klimaændringer og miljøforhold. Ved at analysere de indsamlede data kan der opnås værdifuld viden om jordens tilstand og udvikling over tid [Dietrich og Madsen, 2023].

Remote sensing kan opdeles i to kategorier, *passiv* og *aktiv*. Passiv remote sensing teknologier måler naturlig stråling. Dette kan både være lys udsendt fra solen og reflekteret på jordoverfladen, men kan også omfatte stråling emitteret fra jorden. Strålerne opfanges af sensorer på blandt andet fly eller satellitter. Aktiv remote sensing teknologier bruger en signalsender og en signalmodtager til både at transmittere og opfange signaler [GISGeography, 2023]. På figur 1.4 herunder ses forskellen på passiv og aktiv remote sensing.



Figur 1.4. Passiv og aktiv remote sensing. Egenproduktion lavet med BioRender.com på baggrund af [GISGeography, 2024]

Der er både fordele og ulemper ved aktiv remote sensing. Fordelene inkluderer evnen til at producere data med høj rumlig opløsning, uafhængighed af sollys eller andre naturlige strålingskilder, samt muligheden for at måle specifikke egenskaber ved et område. Ulemperne ved aktiv remote sensing er, at den har højere omkostninger, samtidig med at det kræver mere kompleks teknologi. Ved passiv remote sensing inkluderer fordelene, at det i højere grad er omkostningseffektivt, samtidig med at det kan give en kontinuerlig dækning af et område, og det kan bruges til at måle naturlig stråling fra jorden. Ulemperne ved passiv remote sensing omfatter afhængighed af naturligt udsendte strålingskilder, hvilket kan begrænse dets anvendelighed under dårlige vejrforhold, samt manglende evne til at producere data med høj rumlig opløsning [Moeslund et al., 2021, s. 16-19].

En af de største fordele ved at anvende remote sensing er overordnet set, at der hurtigt dannes et overblik over bygninger, strukturer og landskaber samt, hvordan disse ændres over tid. Derudover gør remote sensing det muligt at lave en omfattende og detaljeret kortlægning, som kan støtte planlægning, forvaltning og monitorering af blandt andet landbrugsområder og andre miljørelaterede områder. Her spiller skala ligeledes en central rolle, da det ved brugen af remote sensing bliver nemt og hurtigt at overvåge større områder,

da det ikke kræver en fysisk tilstedeværelse [Moeslund et al., 2021, s. 14-18]. Dette kan for eksempel være relevant i forhold til at undersøge hvilke marker, der bliver oversvømmet, når det regner, og hvordan dette udvikler sig over tid.

1.5.1 Remote Sensing til Udpegning af Oversvømmelser

Anvendelse af remote sensing til monitering af oversvømmelse har sin start ved opsendelsen af Landsat-1 satellitten i 1972. Den multispektrale sensor om bord på Landsat-1 er blandt andet blevet benyttet til at identificere og afgrænse oversvømmede områder. Selvom der ved de optiske sensorer, som Landsat-1 og Sentinel-2 (23. juni 2015) er et væld af anvendelsesmuligheder især i relation til monitorering af oversvømmelse, er der også mange begrænsninger, som i høj grad knytter sig til skydækket. Det er svært for optiske sensorer at observere jordoverfladen, hvis der er et skydække, hvilket også betyder, at de optiske sensorer er mindre anvendelige i relation til kortlægning af oversvømmelse, da oversvømmelser ofte er sammenfaldende med overskyet vejr [Kuntla, 2021].

Her kan det være relevant at anvende radar (radio detecting and ranging), som er en aktiv remote sensing metode, hvor der udsendes bølger, og det reflekterede signal af disse måles. En af de centrale fordele ved radar, er at bølgerne har mulighed for at penetrere skydækket og derved indsamle information omkring jordens overflade, selv når der er skydække og både nat og dag. Radar benyttede til at starte med en eksternt monteret antenne, hvor radar-billedets detaljeringsgrad afhang af antennes længde i forhold til bølgelængden med en længere antenne givende en højere detaljeringsgrad. I 1960'erne blev SAR-teknologi (synthetic aperture radar) frigivet til civil brug, hvilket forbedrede billedekvaliteten betydeligt. SAR imiterer at have en lang antenne ved at benytte sensorens bevægelse, deraf navnet *Synthetic aperture*. Denne teknologi kan bruges til at indsamle data med højere opløsning, end hvis der skulle benyttes en fysisk antenne med samme længde [Campbell et al., 2023, s. 206-207].

Selvom der har været viden omkring SAR-sensorers evne til at identificere vandoverflader siden 1970'erne, var det først efter opsendelsen af ESA's *European Remote Sensing Satellite* (ERS) -1 (17. juli 1991) og -2 (21. April 1995), at det blev udbredt at benytte SAR til detektering af overfladevand og monitorering af oversvømmelse [Kuntla, 2021]. Når SAR benyttes til identificering af oversvømmede områder, adskiller det sig fra eksempelvis en *Blue Spot Model*, da det ikke er en statisk model, der viser, hvor der potentielt kan/vil ligge vand efter en regnhændelse, men rent faktisk viser, hvor der er oversvømmet [Hansson et al., 2010, s. 8-14].

SAR er et kraftfuldt værktøj, der kan benyttes i alt slags vejr, og som derfor kan være en pålidelig datakilde, der kan forbedre muligheden for at monitorere det åbne land og undersøge udbredelsen og hyppigheden af oversvømmede arealer. Der mangler imidlertid viden omkring brugen af denne teknologi i denne kontekst, hvortil både styrker, svagheder, begrænsninger og anvendelsemuligheder bør afdækkes. Dette vil gøres i løbet af dette projekt med udgangspunkt i følgende problemformulering.

1.6 Problemformulering

Hvordan kan SAR bruges til at identificere udstrækningen og hyppigheden af oversvømmede arealer i det åbne land?

1.6.1 Afgrænsning

Til undersøgelsen af problemformuleringen foretages en række afgrænsninger. Ud fra perspektivet med lavbundjorde og udtagning af landbrugsjorde vælges der at fokusere på oversvømmelser i det åbne land. Af denne grund afgrænses der til at se på landområder, og ikke byområder. Derudover afgrænses projektet fra søer og kystområder, da der er fokus på oversvømmelser og det tidslige aspekt af disse, og det derfor ikke ønskes at analysere permanente vandområder.

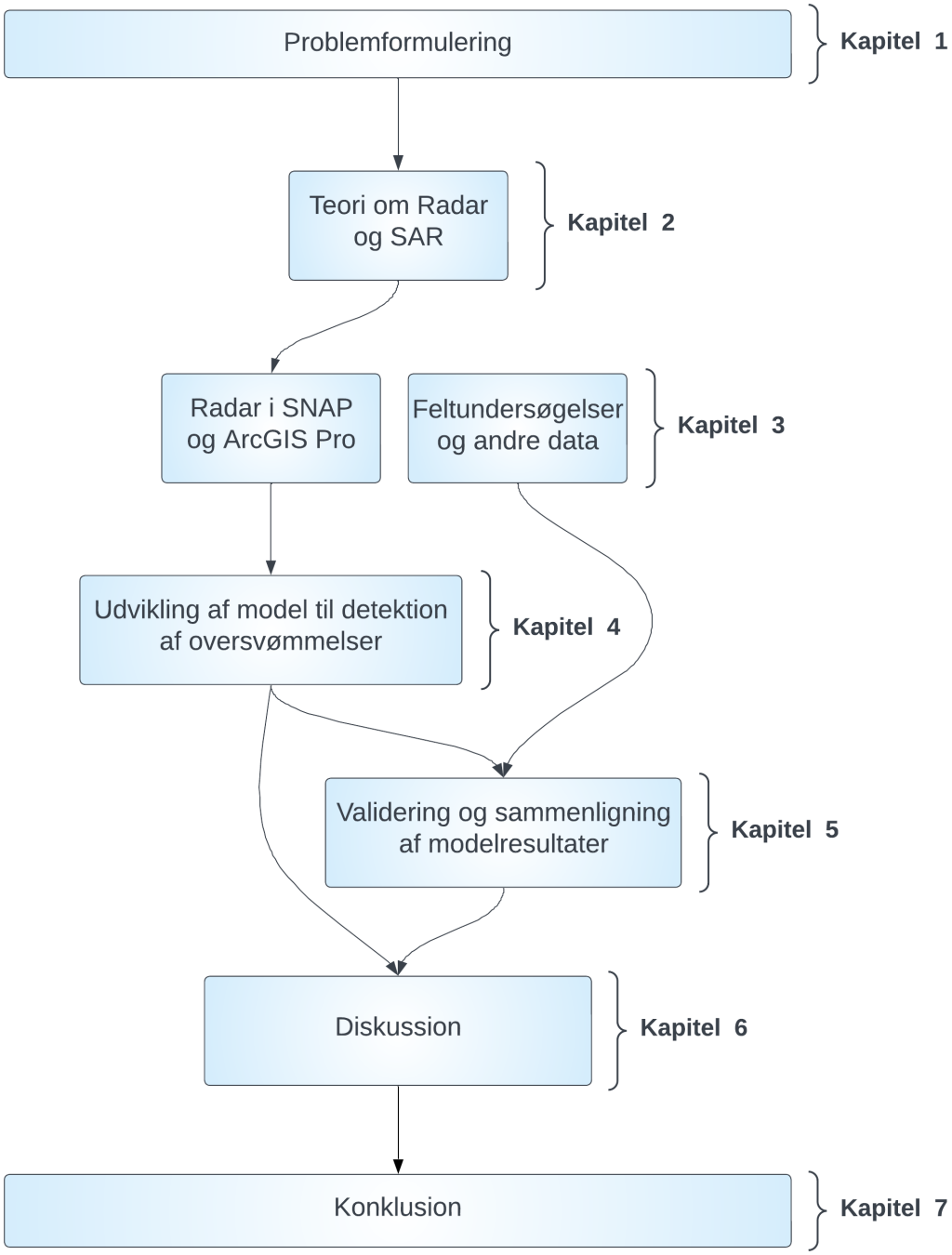
Da problemformuleringen fokuserer på hyppigheden af oversvømmelser, fastsættes den tidslige afgrænsning til et år. Dette gøres med henblik på at inkludere alle sæsonmæssige variationer over et år, men samtidig holde datamængden overskuelig for at kunne analysere anvendelsesmulighederne i dybden.

Projektet afgrænses derudover til et mindre område, da der fokuseres på at teste metodens anvendelighed, muligheder og begrænsninger. Af denne grund udvælges et caseområde, hvilket uddybes i afsnit 3.1.

1.6.2 Struktur for Projektet

På figur 1.5 herunder ses et flow diagram over projektets struktur. Heraf fremgår det, at problemformuleringen undersøges ved brug af teorier og metoder præsenteret i henholdsvist kapitel 2 og 3. SNAP og ArcGIS Pro anvendes til at udvikle en model til detektion af oversvømmelser, hvilket er grundlaget for kapitel 4.

I kapitel 5 valideres og sammenlignes resultaterne fra denne model, ved hjælp af feltundersøgelser og øvrige data. Endeligt diskuteres analyseresultaterne og anvendeligheden i kapitel 6, hvorefter kapitel 7 konkluderer på problemformuleringen.



Figur 1.5. Struktur for projektet. Egenproduktion lavet med Lucidchart (lucid.co).

Teoretisk Grundlag for Radar og SAR 2



SAR er en aktiv remote sensing metode, der udsender stråler, som benyttes til at danne billeder. SAR virker ved, at der udsendes en puls, hvorfra styrken og oprindelsen af det reflekterede signal måles [Lillesand et al., 2008, s. 627]. Dette kapitel omfatter det teoretiske grundlag bag radar og SAR. Herunder indgår en introduktion til radar satellitdata, og efterfølgende hvilke bølger der anvendes, de geometriske aspekter, forskellige typer backscatter, samt polarisering af signalet.

2.1 Radar Satellitdata

European Space Agency (ESA) udbyder en række dataprodukter heraf Sentinel-1 data, som er frit tilgængelige. Sentinel-1A blev opsendt den 03/04/2014 og Sentinel-1B blev opsendt den 25/04/2016, hvor de kredser om jorden i 693 kilometers højde. Det skal dog nævnes, at der opstod en fejl den 23/12/2021 på Sentinel-1B satellitten, således der nu (2024) kun er en operationel satellit. Sentinel-1A satellitten har mulighed for at kortlægge hele verden på 12 dage [ESA, u.d.b].

ESA udbyder en række forskellige radar data-produkter og inddeler dem i tre forskellige niveauer: Level 0, Level 1 og Level 2. Level 0 produkter er den rå data, hvilket betyder, at den har undergået minimal databehandling.

Level 1 produkter fås som både *Single Look Complex* (SLC) og *Ground Range Detected* (GRD). I SLC-data er hver pixel i radar-billedet genreret ud fra et enkelt retursignal. Dette betyder, at der ikke er benyttet *multilook*, som typisk benyttes til at reducere *speckle* [1].

I SLC-data er flere af de fine detaljer i radar-billedet bevaret, dog med den afvejning, at der er mere *speckle* i billedet. Ydermere er phase-information bevaret i SLC-data, som især er nyttigt, hvis det ønskes at vurdere afstand fra SAR-sensoren til målet på jorden. Phase-information indeholder hvor bølgen er i dens cyklus, altså om det er en bølgetop, bund eller derimellem [Lillesand et al., 2008, s. 653].

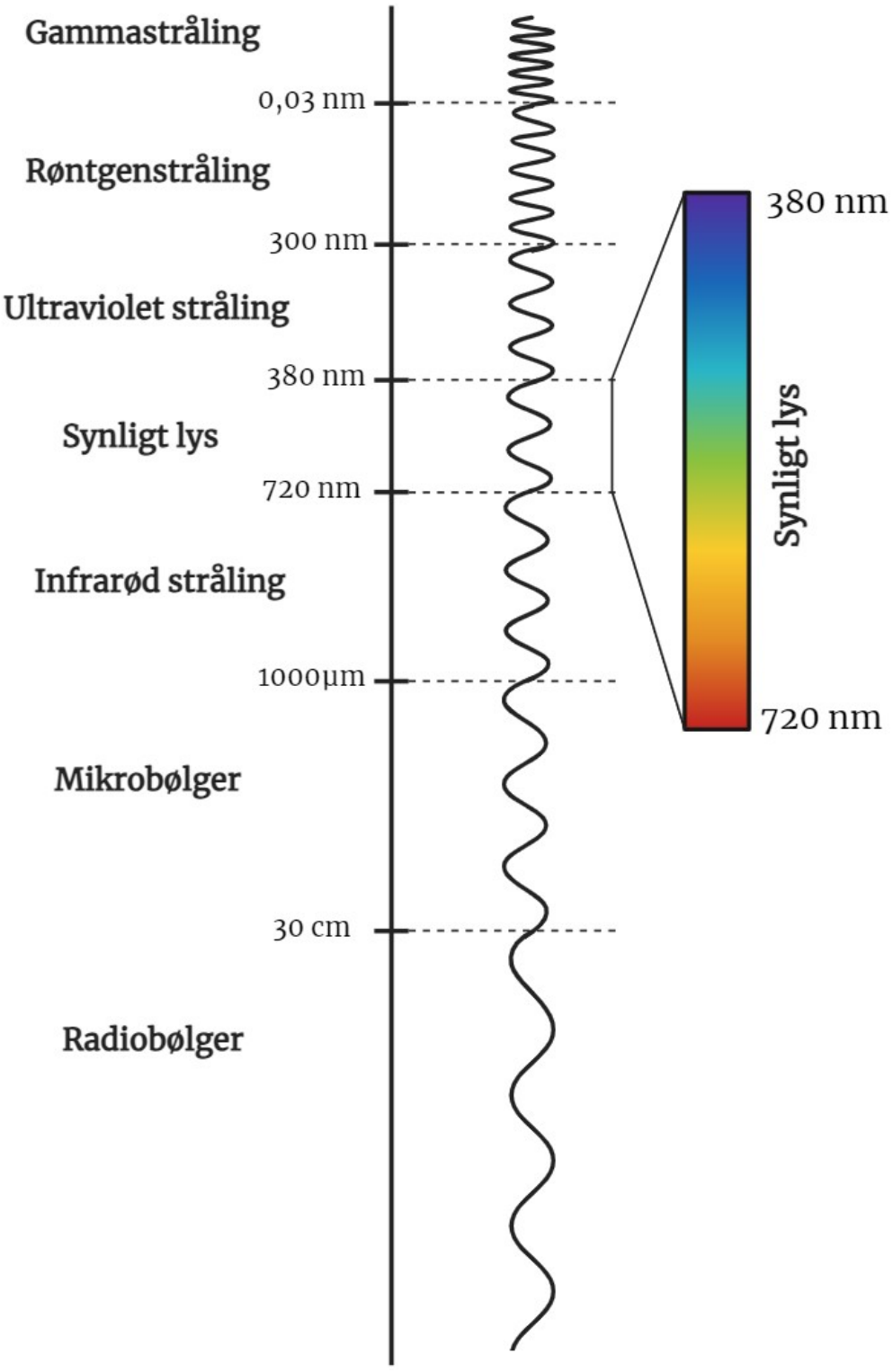
GRD-data er modsat SLC multi-looked, hvilket betyder, at den radiometriske opløsning er højere, men at den rumlige opløsning er lavere. Ved at tage gennemsnittet på tværs af flere *looks* opnås der en højere *signal to noise ratio* (SNR), hvilket betyder, at signalet relativt til støj bliver mere tydeligt. Hver pixel i radar-billedet repræsenter, grundet de forskellige *looks*, også et område der er større end den originale pixelstørrelse, hvilket derfor reducerer den rummelige opløsning fra 5x5 m til 5x20 m [ESA, u.d.a].

Level 2 produkter relaterer sig alle til havet, og er derfor ikke relevante i denne sammenhæng. Der vil i dette projekt benyttes Level 1 GRD data til identifikationen af vand.

[1] Speckle er resultat af interferens mellem retursignalerne og kommer til udtryk som korn i SAR-billederne [Woodhouse, 2006, s. 289-290].

2.2 Radarbånd og Bølgelængde

Radar benytter elektromagnetiske bølger, der ligger inden for det elektromagnetiske spektrum, som ses på figur 2.1 herunder.



Figur 2.1. Det elektromagnetiske spektrum. Egenproduktion lavet med BioRender.com på baggrund af [Campbell et al., 2023, s. 28].

På figuren ovenfor ses de forskellige klasser, som det elektromagnetiske spektrum er inddelt i, hvor radar benytter mikro- og radiobølger. Disse bølger er igen inddelt i nogle forskellige intervaller af bølgelængder, hvilket kan ses i tabel 2.1 herunder.

Radarbånd	**Bølgelængde (λ)**
P	30-107 cm
L	15-30 cm
S	7,5-15 cm
C	3,75-7,5 cm
X	2,40-3,75 cm
Ku	1,67-2,40 cm
K	1,18-1,67 cm
Ka	0,75-1,18 cm
VHF	1-10 m
UHF	10 cm - 1 m

Tabel 2.1. Radarbånd og tilhørende bølgelængder [Campbell et al., 2023, s. 217-218]

Bølgelængderne er inddelt i en række bånd, som hver har forskellige muligheder og begrænsninger. Af disse bånd benyttes C, L, P og X hyppigst.

C-bånd radar, som er det Sentinel-1A er udstyret med, opererer med en frekvens på 5,404 GHz og en bølgelængde 5,548 cm. Fordelen ved denne frekvens er først og fremmest dens pålidelighed, da den påvirkes mindre af atmosfæren end kortere bølgelængder. Herudover kan der opnås en relativ høj opløsning sammenlignet med længere bølgelængder [ESA, u.d.a].

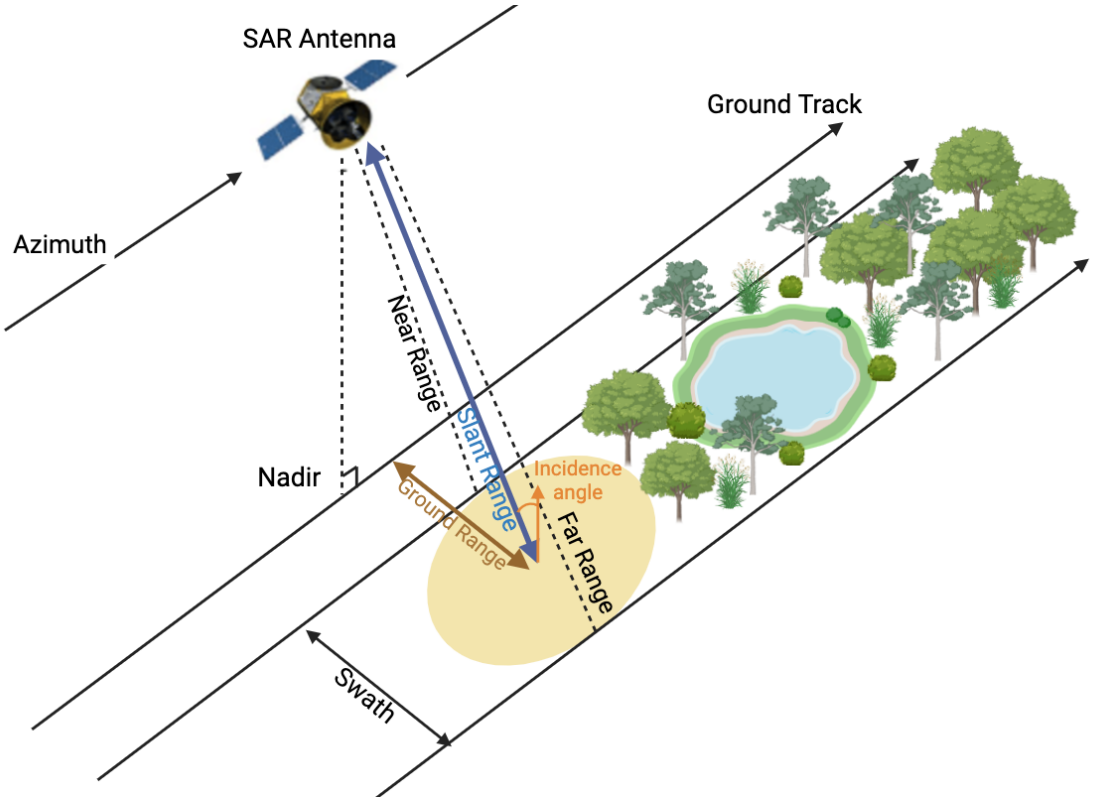
L-bånd radar kan trænge gennem tyk vegetation som eksempelvis trækroner, og har herudover også mulighed for at gennemtrænge jordoverfladen og benyttes derfor til både *soil moisture monitoring* og *subsurface imaging* [Zribi et al., 2019].

P-bånd radar trænger bedre gennem jordoverfladen end L-bånd radar og bruges derfor også til *subsurface imaging*, men også måling af tykkelsen af is grundet båndets lange bølgelængde [Fasano et al., 2013].

X-bånd radar har en relativ kort bølgelængde, hvilke giver mulighed for meget høj opløsning. Modsat L- og P-bånd betyder den korte bølgelængde også, at der er en meget lille penetration gennem vegetation og jordoverflade og er ydermere udsat for forstyrrelser fra atmosfæren [NASA, u.d.]. Valget af bølgelængde har dermed stor betydning for, hvilke fænomener på jorden som kan observeres.

2.3 Geometriske Aspekter

Ved radar er der en række geometriske parametre, som er vigtige at være opmærksom omkring, da de har indflydelse på, hvad der er synligt på radar-billederne. På figur 2.2 herunder ses de forskellige geometriske parametre.



Figur 2.2. Radar geometri. Egenproduktion lavet med BioRender.com på baggrund af [Campbell et al., 2023, s. 217] og [Engdahl, 2013, s. 22].

Nadir beskriver punktet direkte under satellitten eller flyet. I stedet for at udsende bølger i en *nadir-pegende* retning, altså direkte under radar-satellitten, benyttes der en *side-looking radar* (SLR), da det på denne måde er muligt, både at skelne mellem objekterne på jorden, afstanden mellem dem, samt afstanden til radaren. Hvis radar-systemet i stedet udsendte radar-signaler i *nadir-retningen*, ville retursignalet være næsten ens for hele overfladen, og der ville derfor ikke kunne differentieres mellem signalerne. Radarens *look*, som er den retning radar-strålen peger, er vinkelret på radarens *Azimuth* (flyveretning) [Lillesand et al., 2008,s. 630]. *Swath* beskriver det område på jorden, som dækkes af radarens sensor, og beskriver med andre ord bredden af det stykke af jordens overflade, som der indsamles data for.

Range direction er afstanden mellem radaren og hvert punkt eller objekt som rammes. Der differentieres mellem *Slant range*, som er afstanden til hvert mål på jorden målt vinkelret i forhold til flyveretningen, og *Ground range*, som er samme afstand, men projekteret ved brug af en geometrisk transformation på et kort eller anden reference-overflade, således afstanden mellem objekterne på jorden medtages. Siden energien udsendt fra radaren bevæger sig med omkring lysets hastighed kan *Slant range* beregnes ud fra følgende formel:

$$SR = \frac{c \cdot t}{2} \tag{2.1}$$

, hvor SR er slant range, c er lysets hastighed $3 * 10^8 [m/s]$ og t er tiden mellem udsendt puls og registrering af retursignalet [Lillesand et al., 2008, s. 631].

Når *Slant Range* er kendt kan *Ground Range* beregnes, hvis flyvehøjden er kendt og under den antagelse, at der er fladt terræn, ved brug af følgende sammenhæng:

$$GR = (SR^2 - H^2)^{1/2} \tag{2.2}$$

, hvor GR er ground range, SR er slant range og H er flyvehøjden [Lillesand et al., 2008, s. 642].

Incidence angle, eller indfaldsvinklen, defineres som vinklen mellem radar-strålen og en vertikal linje i forhold til overfladen. Generelt vil reflektiviteten af radar-signalet blive reduceret jo større indfaldsvinklen er.

Da radar dækker jordens overflade i en bestemt *Swath*, vil indfaldsvinklen også ændres på tværs af denne, og kan derfor inddeles i *near range* og *far range*. Ved radar fra satellitter over relativt fladt terræn, vil denne forskel i indfaldsvinkel være beskeden mellem *near range* og *far range*, men i områder med bjerge og mere kuperet terræn, kan der være forskel i blandt andet mængden af *radar shadow*, ved henholdsvis *near range* og *far range*.

Radar Shadow er områder, hvor der mangler information ved radar-billedet, og skyldes at nogle objekter, eksempelvis bjerge, kan skygge for det der ligger bag dem. Altså et område hvor ingen bølger er sendt tilbage til radarens modtager [Woodhouse, 2006,s. 89]

Radar Opløsning

I SAR er *Ground range resolution* og *Azimuth resolution* to afgørende parametre, da de har betydning for den spatiale opløsning af radar-billedet.

Ground range resolution afgør, om radaren har mulighed for at differentiere mellem objekter på jorden, og hvor små disse objekter kan være. En vigtig ting at notere her, er at opløsningen bliver gradvis bedre i takt med, at afstanden mellem målpunktet og *nadir* øges, og indfaldsvinklen derved øges. Så ved et *swath* er der ved *near range* en ringere opløsning end ved *far range* [Woodhouse, 2006, s. 269-270].

Azimuth resolution afgør i hvor høj grad, der kan differentieres mellem objekter i flyveretningen. Opløsningen er her styret af radar-strålens bredde, hvor en smallere stråle resulterer i finere *azimuth* opløsning, da der her kan skelnes mellem objekter på jorden, som er tættere på hinanden [Woodhouse, 2006, s. 269-270].

2.4 Backscatter

Backscatter defineres som den del af radar-signalet, der reflekteres tilbage mod SAR-antennen. Mængden af backscatter kan estimeres ved brug af radar-ligningen, som også giver en forståelse af, hvilke parametre der har indflydelse herpå. Radar-ligningen ses i formel 2.3 herunder:

$$P_r = \frac{P_t G^2 \lambda^2 \sigma}{(4\pi)^3 R^4} \tag{2.3}$$

,hvor P_r er den modtagne bølgeenergi, P_t er den transmitterede bølgenergi, G er den mængde bølgeenergi, som rammer målet, λ er radar-strålens bølgelængde, R er afstanden fra radar-systemet til målet, og σ er radar-tværsnittet af det observerede objekt. Ud fra formlen ses det blandt andet, hvordan, at signalet som systemet modtager mindskes meget i takt med, at afstanden R til målet øges [Woodhouse, 2006, s.225-227].

Mængden af backscatter, eller backscatter-koefficienten, per areal-enhed kaldes σ^0. Høje σ^0 værdier indikerer høj backscatter-intensitet og derved meget signal, der returneres til SAR-antennen. σ^0 kan ses på formel 2.4 herunder [Woodhouse, 2006, s. 108].

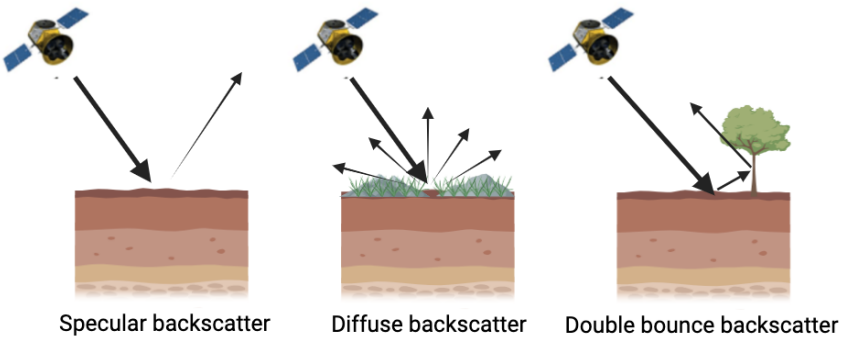
$$\sigma^0 = \frac{\sigma}{A} \tag{2.4}$$

Kombineres formel 2.3 og 2.4 fås følgende formel:

$$\sigma^0 = \frac{\sigma}{A} = P_r \frac{(4\pi)^3 R^4}{A P_t G^2 \lambda^2} \tag{2.5}$$

Foruden de parametre, der indgår i formel 2.5, som relaterer sig til selve radar-systemet, har en række miljømæssige faktorer også indflydelse. Især overfladen og det den består af kan påvirke, hvor stor en mængde af det udsendte signal, som kan opfanges af systemets modtager.

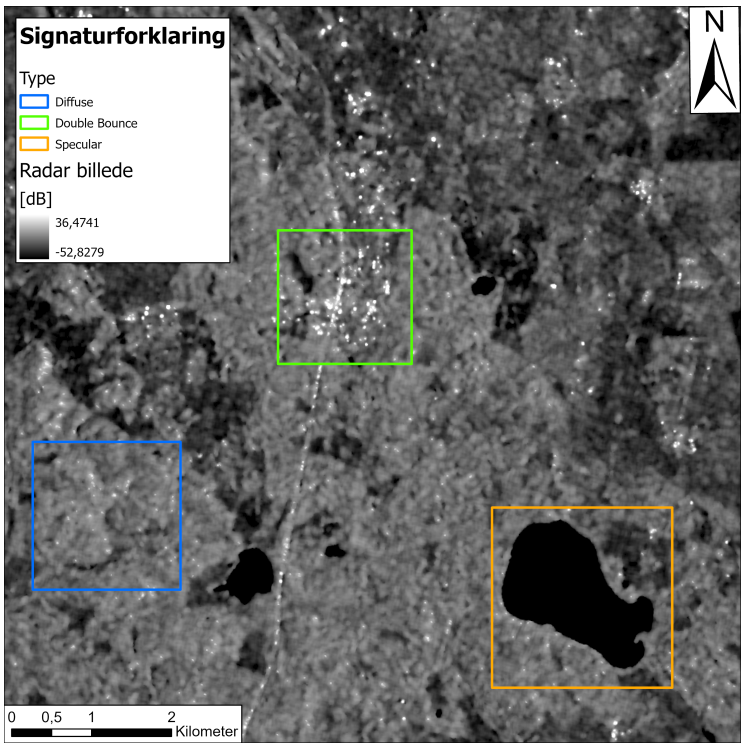
Der kan fremhæves tre grundlæggende typer af *backscatter*, som benyttes til at tolke SAR-billeder. Disse er vist på figur 2.3 nedenfor.



Figur 2.3. Radar backscatter-typer. Egenproduktion lavet med BioRender.com på baggrund af [ASF, u.d.]

Specular backscatter forekommer, når et radar-signal rammer en meget jævn overflade, hvilket betyder, at størstedelen af signalet sendes væk fra sensoren. *Diffuse backscatter* sker, når et radar-signal rammer en jordoverflade, der ikke er fuldstændig jævn eller har en

høj ruhed. Her vil radar-signalet reflekteres i flere forskellige retninger, hvilket resulterer i, at en del af signalet returneres til sensoren. *Double bounce backscatter* forekommer især ved byer, hvor radar-signalet først reflekteres *specular* ved for eksempel en jævn asfaltoverflade, hvorefter det reflekteres af en vertikal overflade, eksempelvis en bygning, for så at blive returneret til sensoren. Her sendes en stor del af signalet retur således der forekommer høj backscatter [Lillesand et al., 2008, s. 660]. På kortet i figur 2.4 herunder ses et eksempel på de tre forskellige backscatter typer.



Figur 2.4. Eksempel på forskellige typer af radar backscatter.

Det er i forbindelse med disse backscatter typer relevant at få afklaret, hvornår en overflade kan anses for at være rug, og hvornår den kan anses for at være glat. *Rayleigh* kriteriet fortæller i denne sammenhæng, hvornår overflader kan karakteriseres som rug og glatte, og derved hvornår overflader skaber *diffuse* og *specular* backscatter. Ligning 2.6 herunder kan i denne sammenhæng benyttes, til at beregne hvornår en overflade er glat [Woodhouse, 2006, s. 125].

$$h_{glat} < \frac{\lambda}{8 \cdot cos\theta_i} \tag{2.6}$$

, hvor h er overfladens ruhed, λ er bølgelængde og θ_i er indfaldsvinklen.

Hvis parametrene fra Sentinel-1 her benyttes til at beregne, hvornår en overflade er glat, giver det følgende:

$$h_{glat} < \frac{5{,}5cm}{8 \cdot cos(34)} = 0,84cm$$

Dette betyder, at hvis variationer i den lokale højde er under 0,84 cm, vil overfladen kategoriseres som værende glat. Fraunhoffer kriteriet er et mere skærpet kriterie, der egner sig godt til naturlige forhold, og lyder således [Woodhouse, 2006,s. 125]:

$$h_{glat} < \frac{\lambda}{32 \cdot cos\theta_i} \tag{2.7}$$

Her kan der igen beregnes, hvornår en overflade kan anses som glat:

$$h_{glat} < \frac{5{,}5cm}{32 \cdot cos(34)} = 0,21cm$$

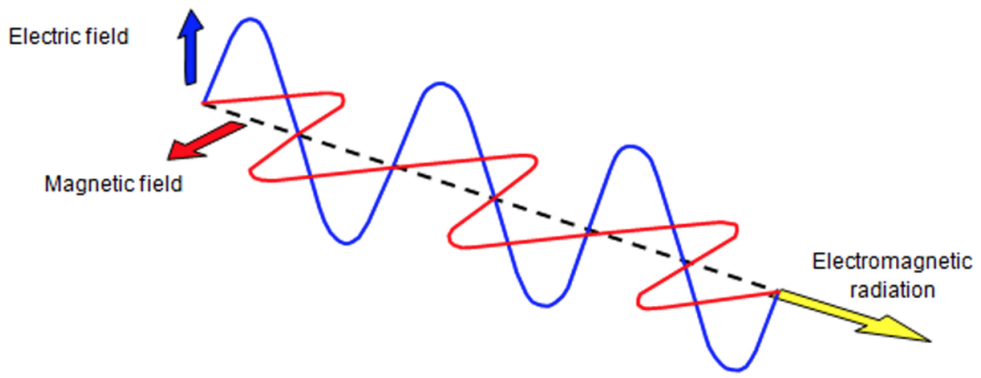
Dette giver dermed, at en overflade kan beregnes som glat, hvis forskellen i den lokale højde er mindre end 0,21 cm.

Decibel

Radar-systemer måler ikke direkte overfladers reflektion, men i stedet intensiteten af den stråling, der er sendes tilbage, som er en del af den energi der udsendes til at starte med. En måde hvorpå radar-billeder ofte repræsenter dette på er ved signal-styrke, som både kan være på lineær skala, men ofte log-transformeret til decibel [dB], da det på denne måde er lettere at skelne forskellige overflader med dertilhørende forskellige backscatteregenskaber [Lillesand et al., 2008, s. 632]

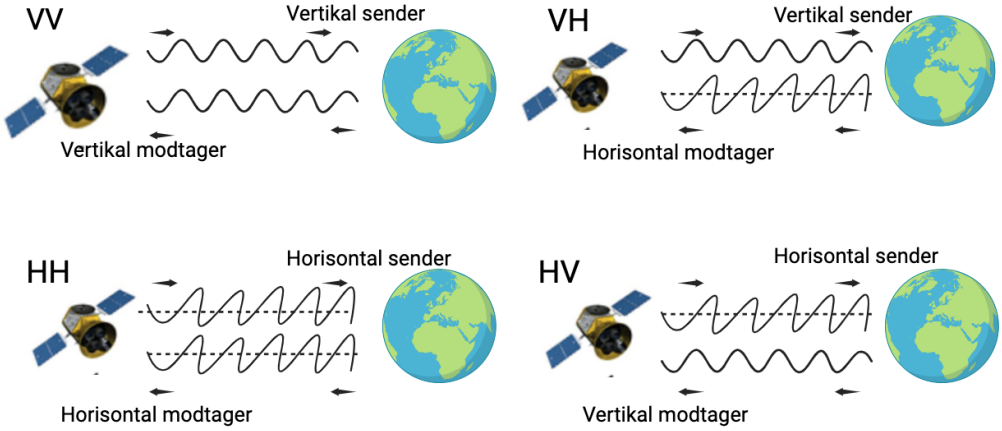
2.5 Polarisering

Et andet koncept, der er nødvendigt at forstå i relation til radar er polarisering. Polariseringen er en afgørende egenskab, der beskriver orienteringen af de udsendte og modtagne bølger, hvilket har en markant indflydelse på backscatter-værdierne. Dette skyldes, at forskellige områder reflekterer varierende intensiteter af tilbagevendende backscatter afhængigt af polariseringen [Sabins, 1997, s. 207]. Polariseringen af bølgerne er en betegnelse for, hvilken orientering bølgerne bevæger sig med, og kan være enten vertikal (V) eller horisontal (H), som ses i figur 2.5 herunder.



Figur 2.5. Bølgernes vertikale (V) og horisontale (H) orientering. [Sabins, 1997, s. 207]

Denne orientering har indflydelse på, hvordan bølger interagerer med jordoverfladen. Radar kan konfigureres til kun at sende og/eller modtage enten vertikale (V) eller horisontale (H) bølger, hvilket resulterer i fire forskellige polariseringskombinationer: HH, VV, HV og VH, hvilket kan ses på nedenstående figur 2.6 [Sabins, 1997, s. 207].



Figur 2.6. De fire kombinationer af polarisering, der anvendes af radar-systemer. Egenproduktion lavet med BioRender.com på baggrund af [ASF, u.d.]

.

På figur 2.6 ses det, hvordan radaren opererer med forskellige kombinationer af bølge polariseringer. Disse opdeles i to kategorier, hvor VV og HH klassificeres som *co-polariserede*, hvilket betyder, at der udsendes og modtages bølger med samme orientering. Den anden kategori dækker over VH og HV og klassificeres som *kryds-polariserede*, da de udsender bølgerne i én orientering og modtager dem i en anden orientering. Kombinationen af disse polariseringer gør det muligt at tilpasse radaren, således den kan undersøge specifikke forhold under dataindsamlingen [Sabins, 1997, s. 207].

Polariseringen i radar-systemer spiller dermed en afgørende rolle i forhold til hvilke parametre der ønskes undersøgt, da det ved at analysere de forskellige polariseringer og bølgelængder muliggør en omfattende forståelse af overfladesegenskaber og miljøforhold. Dette kan for eksempel være relevant i forhold til undersøgelsen af vejret og vejrfænomener. Her vil det oftest være at fortrække horisontal polarisering, da det er lettere at detektere regn og skyer horisontalt sammenlignet med vertikalt. Vertikal polarisering kan være mere effektiv i områder med høje bygninger eller andre lodrette forhindringer, da signalet har en større chance for at nå modtageren uden at blive blokeret af bygningsstrukturer. Omvendt kan det vertikale signal være mere modtagelige for interferens fra horisontale forhindringer som for eksempel bakker eller andre objekter i terrænet. Horisontal polarisering kan være mere effektiv i flade områder, hvor der ikke er mange lodrette forhindringer. I bymiljøer med høje bygninger kan horisontal polarisering opleve mere blokering og interferens. Det er derfor vigtigt at benytte den rette polarisering, der passer til den type strukturer eller materialer, der skal identificeres [Sabins, 1997, s. 209].

Metodisk Tilgang 3



Dette kapitel omhandler projektets metoder, hvor der indledningsvist ses på det overordnede design af projektet. Herefter beskrives de metodiske valg og overvejelser, der er gjort i forbindelse med anvendelsen af radar-data. Afslutningsvist præsenteres metoder til vurdering og validering af projektets resultater, herunder indsamling af data fra feltundersøgelser.

3.1 Projektdesign

Projektet er samlet set delt op i to dele med to forskellige tilgange, hvilket vil være gennemgående for metoden og analysen. Den første del søger at udvikle en model, der kan klassificere oversvømmede områder ud fra radar-billeder. Fremadrettet omtales denne DOS-modellen (**D**etektion af **O**versvømmelse med **S**AR). Denne del følger en induktiv tilgang, hvor dataen er drivende for studiet. Her er formålet at danne en forståelse af emnet ud fra de mønstre, der observeres i dataten, og herfra udarbejde en generaliseret teori [Steinberg og Steinberg, 2015, s. 66]. Det vil konkret være at identificere mønstre i radar-billederne og udvikle en måde, hvorpå overfladevand kan identificeres og adskilles fra det resterende data.

Den anden del er fokuseret på at vurdere og validere DOS-modellens resultater gennem sammenligning med forskellige data. Denne del følger en deduktiv tilgang, hvor udgangspunktet er et teoretisk grundlag, hvorfra der opstilles hypoteser som testes gennem indsamling af data og deraf enten be- eller afkræftes [Steinberg og Steinberg, 2015, s. 65-66]. Konkret vil denne del dermed teste og validere resultaterne fra DOS-modellen gennem nogle hypoteser og dertilhørende dataindsamling.

Gældende for begge dele er, at der tages udgangspunkt i en casebaseret tilgang. Casestudiet bidrager med at kunne undersøge et problem i dybden, hvortil der skabes en mulighed for at generalisere på baggrund af resultaterne, og deraf udnytte det som Flyvbjerg [2010] kalder *eksemplets magt*. I projektet er der fokus på at teste forskellige metoder ved udviklingen af DOS-modellen, der kan udpege oversvømmede områder i det åbne land. Her er casestudiet ideelt, da det muliggør en dybdegående undersøgelse af modellens styrker og begrænsninger, frem for at bruge tid og ressourcer på et bredere men mere overfladisk studie, eksempelvis på landsdækkende skala [Flyvbjerg, 2010, s. 473].

Flyvbjerg [2010] påpeger, at casestudiers generaliserbarhed øges gennem en strategisk udvælgelse af cases. I dette projekt er det gjort gennem en informationsorienteret udvælgelse, hvorfra Aarhus Kommune er udvalgt som caseområde. For netop denne kommune er data fra grundvandsmonitorering tilgængelige gennem både projektets vejledere og virksomhedskontakt ved NIRAS. Grundet tilgængeligheden af data vil der være særligt fokus på Beder, da det er her målestationerne er opsat. Dette bidrager til et bedre sammenligningsgrundlag for radar-dataen og maksimerer nytteværdien af casen [Flyvbjerg, 2010, s. 475, 487].

3.2 Radar Dataindsamling og -behandling

SAR-dataen, der benyttes, hentes fra *Copernicus Browser*, hvorfra der udover Sentinel-1 data kan hentes data fra Sentinel-2, -3, -5P og -6. Dataen er GRD (Ground Range Detected) og er et Level 1 produkt. Dataen er yderligere hentet i høj opløsning, hvilket svarer til en pixel-størrelse på 10 x 10 m. Sentinel-1 benytter C-bånds radar (se tabel 2.1) med en bølgelængde på 5,55 cm [ESA, u.d.a].

For at opnå bedst muligt sammenligningsgrundlag er det valgt udelukkende at benytte SAR-billeder, der ligger i samme bane, hvilket betyder, at der hentes et SAR-billede for hver 12. dag i 2023. I relation til problemformuleringen og identifikation af oversvømmede arealer i det åbne land, betyder dette, at der dannes en tidsserie af 30 lag med information om, hvor henne der ligger overfladevand.

3.2.1 Pre-processing

Før SAR-billederne kan benyttes til at identificere, hvor der ligger overfladevand, skal der gennemgås en række *pre-processing* trin. Trinnene er vist på figur 3.1 herunder og udføres alle ved brug af *Sentinel Application Platform* (SNAP).



Figur 3.1. Pre-processing trin for SAR-data. Egenproduktion lavet med Lucidchart (lucid.co).

De forskellige trin i figur 3.1 gennemgås i de kommende afsnit.

Thermal Noise Removal

Ved brug af radar-billeder er det vigtigt at være opmærksom på, at visse parametre kan påvirke nøjagtigheden af dataene. Når radar anvendes til at opdage objekter eller mål, kan termisk støj forringe detektionens nøjagtighed og reducere pålideligheden af radar-systemet. Denne støj kan have forskellige kilder, herunder elektroniske komponenter, antenner og de atmosfæriske forhold. Termisk støj henviser til den tilfældige variation i det udgående radar-signal, som opstår på grund af den termiske bevægelse af elektroner i radar-antennen og dens omgivelser. Denne type støj er en uundgåelig konsekvens af temperatur, da den forårsages af de tilfældige bevægelser af elektroner. Når radar-antennen modtager et signal, blandes det med den termiske støj, der er til stede i systemet. Dette kan medføre unøjagtigheder eller forvrængninger i de målte data, hvilket kan påvirke radarens præcision negativt [Park, 1998, s. 1555].

For at modvirke den termiske støj er det muligt at benytte *Thermal Noise Removal*, der gennem forskellige teknikker gør det muligt at reducere den termiske støj og derved forbedre radarens præcision [Park, 1998, s. 1556]. Ved at anvende *Thermal Noise Removal* fjernes der dermed noget af den støj, der kan forekomme, når flere forskellige *sub-swaths* anvendes til at danne ét stort SAR-billede [Park, 1998, s. 1555].

Calibration

Ved *Calibration-funktionen* omdannes værdierne i SAR-billedet til σ^0-værdier, som viser backscatter-intensiteten. SAR-billeder kan godt anvendes til mere kvalitative analyser selvom *calibrate*-funktionen ikke er benyttet, da der stadig kan ses forskel på intensiteten/amplituden. Det er dog nødvendigt at foretage en radiometrisk kalibrering af billederne, således der fås værdier med en kendt fysisk skala. Til Sentinel-1 SAR-billeder benyttes nedenstående formel til kalibreringen.

$$value(i) = \frac{|DN_i|^2}{A_i^2} \tag{3.1}$$

Værdierne findes i *Look Up Tables* eller LUTs. Digital numbers (DN) er en digital pixel værdi målt for en given pixel, i, på SAR-billedet. A er en skalerings-faktor for en given pixel, i, og benyttes til at konvertere rå pixel værdier til kalibrerede backscatter-værdier [ESA, u.d.a].

Speckle-Filter

Radar-billeder har et karakteristisk grynet udtryk, hvilket ligner det der kaldes *salt og peber støj*, men i relation til radar-billeder kaldes *speckle*. *Speckle* er et resultat af interferens mellem retursignalerne og manifesterer sig derfor i radar-billeder som korn, der synes at være tilfældige [Woodhouse, 2006, s. 289-290]. Det er også af denne grund *speckle* ofte kaldes støj, hvilket det ikke er. Woodhouse [2006] skriver følgende om fænomenet:

> *"... speckle is not noise since it is a deterministic and repeatable phenomenon. If a measurement is repeated with exactly the same imaging system, with exactly the same geometry, for a region of ground that did not change between image takes, then the specke patterns in each image would be identical."*

Der kan benyttes et såkaldt *Speckle-filter* for at mindske den variabilitet som *speckle* medfører. Der findes en række forskellige filtre I SNAP; *Boxcar (mean), Median, Frost, Lee, Refined Lee, Gamma-MAP, Lee Sigma og IDAN*. Filtrene fungerer generelt ved, at anvende forskellige matematiske udtryk og den vej igennem forsøge at fjerne *speckle*, mens så mange detaljer som muligt bevares [Woodhouse, 2006, s.296-297]. For de fleste filtre vælges der en filter-størrelse i x- og y-retningen, som er den størrelse hvor imellem der laves en interpolation. Dette kan eksempelvis være 3 x 3, 5 x 5 eller 7 x 7 pixels. Boxcar og Median filtrene giver for eksempel hver celle en ny værdi ud fra henholdvist gennemsnittet eller medianen af de omkringliggende celler, mens andre filtre, som blandt andet IDAN og Frost bruger mere avancerede formler og metoder til at fjerne speckle [Jagtap og Shafiyoddin, 2021, s. 88-89]. Der vil i takt med brug af større filter-størrelse blive filtreret flere af de finere detaljer fra, hvilket i relation til oversvømmelser i det åbne land kan betyde, at det ikke er muligt at identificere mindre områder, hvis der bruges speckle-filter. Det vil i den indledende del af analysen undersøges, hvilket speckle-filter der egner sig bedst til at identificere oversvømmede områder.

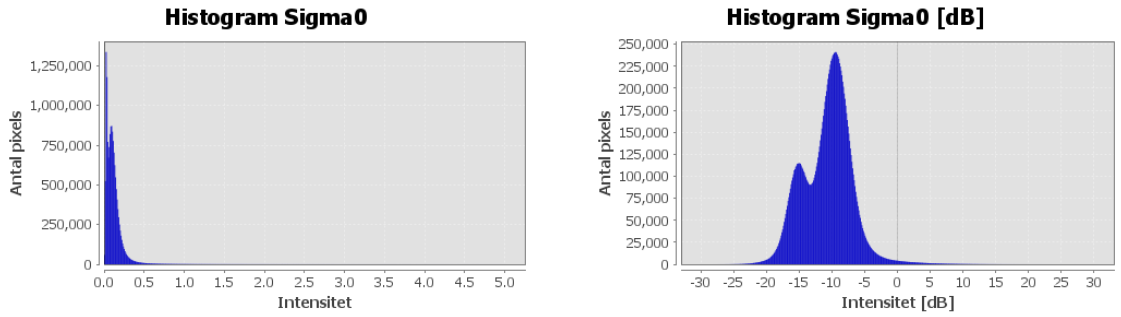
Terrain Correction

Terrain correction er et vigtigt *pre-processing* trin. Afstande på SAR-billeder kan være forvrænget på grund af variationer i topografien og SAR-sensorens hældning i relation til jordens overflade. Dette betyder at områder der ikke er direkte under *nadir-lokationen* vil have en form for forvrængning. Her kan terrain correction benyttes til at mindske forvrængninger således at SAR-billedet bedre repræsenterer den virkelige verden [ESA, u.d.b].

Til at lave terrain correction kan terrænmodeller af forskellig opløsning benyttes, hvor det som udgangspunkt antages, at en terrænmodel med højere opløsning giver et bedre og mere præcist korrigeret SAR-billede. Det kræver derimod væsentlig længere tid at udføre terrain correction, ved en finere opløsning. Som eksempel herpå er det for Aarhus Kommune forsøgt både at benytte DHM (Terræn) med en opløsning på 0,4 x 0,4 m fra Geodanmark og *SRTM 1Sec HGT* fra en international *Shuttle Radar Topography Mission* med en opløsning på 30 x 30 m [USGS, 2018]. Ved at benytte Geodanmarks terrænmodel forøges processeringstiden fra 1 minut til 15 minutter. Af denne grund benyttes *SRTM 1sec HGT* til terrain correction *pre-processing* af SAR-dataen.

Linear to Decibel

Det sidste trin i *pre-processing* delen er at konvertere enhederne fra *linear to dB*, som er en log-transformeret skala, hvilket også er nævnt i forrige kapitel i afsnit 2.4. Dette gøres for bedre at kunne skelne mellem værdierne og fremstille dem på en mere overskuelig måde, hvilket kan være nødvendigt når dataen spænder over flere størrelsesordnener. Dette er vist på figur 3.2 herunder, hvor det til venstre ses backscatter-intensiteten før det er konverteret til [dB] og til højre efter det er konverteret til [dB].

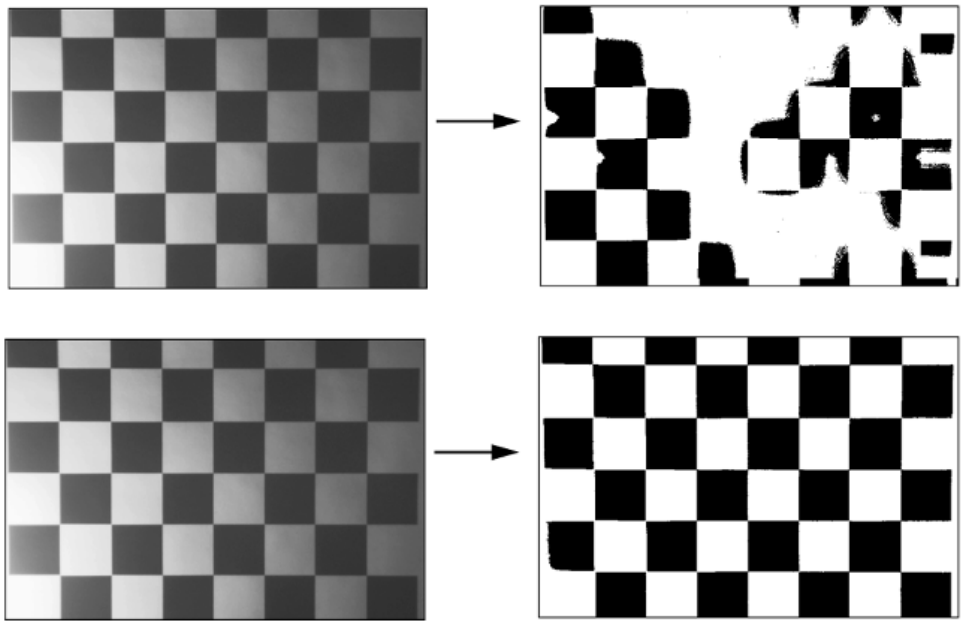


Figur 3.2. Forskel på backscatter intensitet før og efter der konverteres til [dB]. Histogrammet til venstre viser backscatter-intensiteten før der er konvereteret til decibel og histogrammet til højre viser efter der er konverteret til decibel.

Det at konvertere dataen til decibel er især vigtigt, da histogrammet senere skal bruges til at differentiere mellem hvad der er vand og hvad der er land. Funktionerne der er forklaret herover fra *Thermal Noise Removal* til *Linear To dB* er hvad der indgår i *pre-processing* af SAR-dataen. Denne *pre-processing* er udført i *SNAP*, hvorefter dataen kan benyttes til at identificere hvor der ligger vand, ved at tage udgangspunkt i *Thresholding*-metoden.

3.2.2 Thresholding

Thresholding er et engelsk begreb, der på dansk kan oversættes til *tærskling* eller *grænseværdi*. Begrebet refererer til en teknik inden for billedbehandling og signalanalyse, hvor det ønskes at adskille objekter eller interesseområder fra baggrunden, hvilket gøres ved at fastsætte en grænseværdi. Princippet ved thresholding er dermed, at klassificere pixels eller datapunkter i en af to grupper baseret på, om deres værdier er over eller under en specificeret grænseværdi [Wellner, 1993, s. 2]. Et eksempel på thresholding kan ses på figur 3.3 herunder.

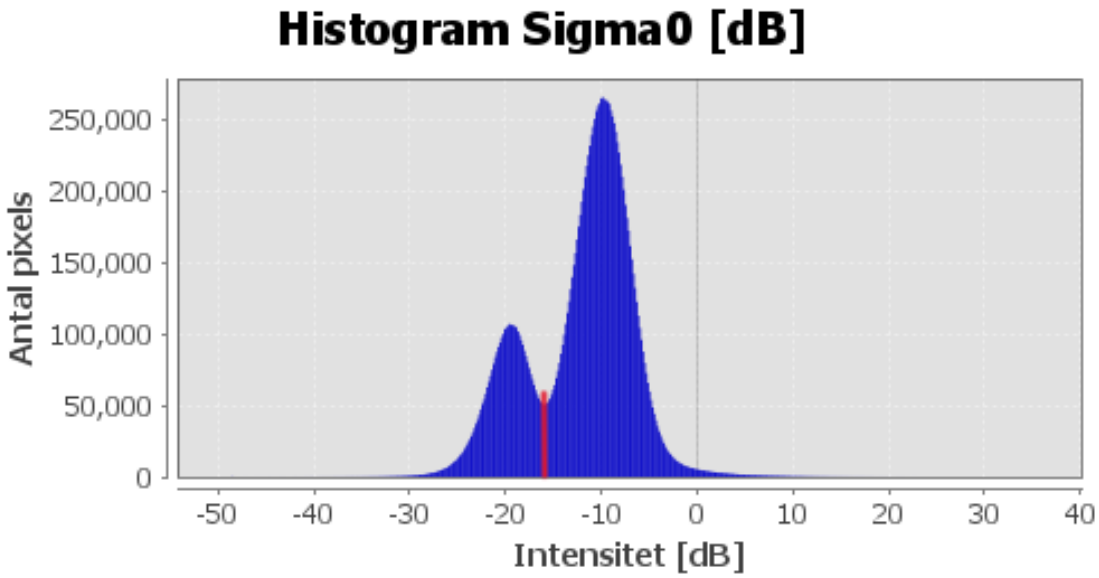


Figur 3.3. Thresholding opdeler farveskalaen i to kategorier (sort og hvid). Forskellige threshold-værdier kan ændre billedets karakter [Wellner, 1993, s. 9, 15]

Det kan ud fra figur 3.3 ses, at thresholding fungerer som en form for kontrastforstærker, hvor de lyse pixels gøres lysere og de mørke pixels gøres mørkere. Den enkleste metode til dette er, at opdele billedet i to pixel-kategorier således, at alle pixels under et bestemt gråniveau ændres til sort og alle andre pixels ændres til hvide [Wellner, 1993, s. 2]. Ud fra figur 3.3 kan det yderligere ses, at det ikke er begge eksempler, der resulterer i en optimal segmentering af billedet. Dette relaterer sig til den udvalgte grænseværdi. Valget af grænseværdi er vigtig for, hvordan de to kategorier bliver opdelt, og det er derfor vigtigt at finde frem til den grænseværdi der giver det bedste resultat [Wellner, 1993, s. 3]. En af ulemperne ved metoden er, at det kan være udfordrende at opdele billedet korrekt ud fra én værdi.

I dette projekt kan thresholding være en nyttig metode til at opdele SAR-billederne i to kategorier, vand og land, for at kunne identificere oversvømmelser på billederne. Her bliver cellerne opdelt efter deres backscatter-værdi, hvor de celler der ligger over en bestemt grænseværdi, tildeles en ny værdi på 0, og betragtes som land, mens celler under grænseværdien tildeles en ny værdi på 1, hvilket repræsenterer vand. For at finde frem til den optimale grænseværdi, er der forskellige metoder [Wellner, 1993, s. 4].

De to primære metoder er *automatisk thresholding* og *manuel thresholding*. Ved automatisk thresholding analyseres billedets histogram for at identificere den optimale grænseværdi, der adskiller objekter fra baggrunden. Dette gøres ved hjælp af forskellige algoritmer og metoder, der automatisk beregner den bedst egnede grænseværdi baseret på billedets intensitetsfordeling. Ved manuel thresholding vælges en grænseværdi, der er baseret på forståelsen af billedet og det ønskede segmenteringsresultat. I dette projekt er der valgt, at tage udgangspunkt i manuel thresholding, hvorfor der manuelt er fastsat den endelige threshold-værdi [Emerson, 2023]. På figur 3.4 herunder ses, et histogram fra et af SAR-billederne.



Figur 3.4. Histogram med indsat threshold-værdi, markeret med rød.

Ud fra figur 3.4 kan det ses, hvordan backscatter-værdierne fordeler sig på et histogram. På histogrammet kan det ses, hvordan der dannes to peaks. Disse peaks repræsenterer henholdsvis land og vand, hvor det høje peak er land, og det lille peak er vand. Dette skyldes, at der i caseområdet er langt mere land end vand. Ved manuel thresholding handler det om at finde den bedst mulige grænseværdi ud af histogrammet, således den bedste opdeling af vand og land findes. I dette tilfælde vil den teoretisk bedste threshold-værdi være det laveste punkt i lavningen mellem de to peaks i histogrammet. Det er hensigtsmæssigt at definere en threshold-værdi for hver af de 30 SAR-billeder, da der kan være sæsonvariationer i caseområdet, hvorfor back-scatterværdierne kan variere. Der fastsættes derfor en threshold-værdi for hvert af de billeder, der indgår i DOS-modellen.

3.2.3 Nøjagtighedsvurdering & Confusion Matrix

For at kunne vurdere og forbedre nøjagtigheden af DOS-modellen er det nødvendigt at identificere, hvorvidt de områder, der udpeges, er overlappende med områder, hvor der reelt ligger vand. Til at undersøge dette benyttes ortofoto fra Geodanmark 2023, da dette foto har høj opløsning, med en pixelstørrelse på 12,5 cm. Ortofotos fra Geodanmark tages som udgangspunkt mellem marts og maj, men det præcise overflyvningstidspunkt er også tilgængeligt, og kan derfor benyttes til at finde et SAR-billede fra Sentinel-1 taget på

cirka samme tidspunkt, hvilket øger validiteten af sammenligningen [SDFI, 2023]. Ud fra ortofotoet er det muligt at finde og markere områder, hvor det tydeligt observeres, at der ligger vand, hvilket danner et *referencekort*. Referencekortet fungerer som et *ground truth-kort*, hvilket betyder, at det viser den faktiske fordeling af vand og land, og kan benyttes til at teste om et *klassificeret kort*, der er dannet ud fra SAR-dataen, klassifcerer vand og land korrekt. Det vil sige, at det ud fra det klassificerede kort forsøges at identificere og klassificere områder som enten vand eller land, og dette sammenlignes med referencekortet [Shen og Liu, 2019, s. 64]. Til denne sammenligning benyttes ortofoto fra 17/04 2023 og SAR-foto fra 12/04 2023, da det er de to billeder, der tidsmæssigt er tættest på hinanden [SDFI, 2023].

Ved markeringen af vandområder på ortofotoet er der sat en nedre grænse på områdernes størrelse på 50 m^2. Dette er gjort da det med en cellestørrelse på 10 x 10, som SAR-dataen har, ikke er hensigtsmæssigt at forsøge at identificere mindre områder. Ydermere er der mulighed for at identifikationen af disse områder bliver tilfældige, eksempelvis ved sammenfald med *speckle*. Yderligere er det i relation til udtagning af lavbundsjorde, mindre hensigtsmæssigt at udtage små områder, hvorfor det også er her er mere relevant at fokusere på større områder.

Til at lave nøjagtighedsvurderingen benyttes en *confusion matrix*. Denne metode involverer punktmålinger der tildeles en værdi fra både referencekortet og det klassificerede kort (0 for land, 1 for vand).

Først skal det fastlægges, hvordan punkterne skal fordeles på kortene, da dette kan have afgørende betydning for sammenligningsgrundlaget. I ArcGIS Pro kan dette gøres på tre forskellige måder ud fra referencekortet med værktøjet *Create Accuracy Assessment Points*. Den første måde er *Random*, som placerer punkter helt tilfældigt indenfor det område der undersøges. Der er derved ikke nogen klassifikation der aktivt tildeles flere eller færre punkter, men der kan opstå udfordringer hvis en klassifikation med mindre areal ikke tildeles nok punkter.

Den anden måde er *Stratified random*, som placerer punkterne tilfældigt indenfor hver klasse, men hver klasse vil få samme andel af punkter som klassen arealmæssigt dækker over. Det vil sige, hvis 10 % af det samlede areal er vand ud fra referencekortet, vil 10 % af punkterne bliver genereret indenfor den klasse. En af fordelene ved at benytte denne metode, er at der er lavere risiko for at der kommer for få punkter i en klasse, der dækker en mindre del af arealet. Hvis dette areal er meget småt, kan der dog stadig være for få punkter til at repræsentere klassen.

Den sidste måde at generere punkter på er *Equalized stratified random*. Denne metode genererer punkterne tilfældigt, men sørger for, at der er lige mange punkter indenfor hver klasse, uanset klassens arealmæssige størrelse. Det vil sige, at halvdelen af punkterne placeres indenfor vand ud fra referencekortet, selv hvis denne klasse ikke omfatter halvdelen af arealet. Til dette projekt er *Equalized stratified random* metoden valgt for at sikre at klassen med *vand* ikke bliver underrepræsenteret, da denne omfatter en relativt lille andel af hele referencekortet. Der bør dog være opmærksomhed omkring, at det kan skabe bias, men dette accepteres, da det netop er *vand* klassen der er fokus på i projektet, og der i mindre grad ses på hvor godt DOS-modellen kan identificere *land* [ESRI, u.d.a].

Der genereres 200.000 punkter, indenfor en afgrænset del af caseområdet, som derefter bliver sammenlignet ud fra de to kort, med ArcGIS Pro værktøjet *Compute Confusion Matrix* [ESRI, u.d.b]. Punkterne opdeles derved i fire kategorier, hvilket kan ses i tabel 3.1 herunder.

		Referencekort	
		Negativ	Positiv
Det klassificerede kort	Negativ	Sand Negativ (SN)	Falsk Negativ (FN)
	Positiv	Falsk Positiv (FP)	Sand Positiv (SP)

Tabel 3.1. De fire opdelinger inden for confusion matrix, hvor referencekortet skal ses som kolonnerne og det klassificerede kort skal ses som rækkerne [Nicolau et al., 2024]

Ud fra ovenstående tabel 3.1 fremgår det, at confusion matrix fordeler punkterne i fire forskellige opdelinger:

- Sand Positiv =(SP)

Punkter der både er klassificeret som værende *positiv*, og den reelle klassifikation er *positiv*. I dette projekt vil det være områder der både på referencekortet og det klassificerede kort er vand.

- Falsk Positiv =(FP)

Punkter der klassificeres som *positive*, men den reelle klassifikation er *negativ*. I dette projekt vil det være områder, der ud fra det klassificerede kort registreres som vand, men ud fra referencekortet er land.

- Falsk Negativ =(FN)

Punkter der bliver klassificeret som værende *negative*, men hvor den reelle klassifikation er *positiv*. I dette projekt vil dette være områder der på det klassificerede kort angives som land, men ud fra referencekortet er vand.

- Sand Negativ =(SN)

Punkter der klassificeres som *negativ*, og hvor den reelle klassifikation også er *negativ*. I dette projekt vil det være områder der både på referencekortet og det klassificerede kort bliver registreret som værende land.

Confusion matrixen kan dermed give en kvantitativ vurdering af DOS-modellens præstation i forhold til at identificere de forskellige klasser [Nicolau et al., 2024].

Efterfølgende er det ud fra fordelingen at punkterne muligt at beregne tre forskellige nøjagtigheder. De tre forskellige nøjagtigheder giver forskellige informationer om hvor godt DOS-modellen præsterer. Det er her vigtigt at være opmærksom på, hvilken af de tre nøjagtigheder der benyttes, alt efter hvad der undersøges [Nicolau et al., 2024].

Den første af de tre forskellige nøjagtigheder er *overall accuracy*, som refererer til andelen af korrekt klassificerede punkter ud af det samlede antal punkter i et datasæt. Overall accuracy beregnes ved hjælp af følgende formel:

$$Overall\ Accuracy = \frac{SP\ + SN}{Total\ antal\ punkter} \tag{3.2}$$

Overall accuracy tager dermed hensyn til alle de korrekte forudsigelser på tværs af alle klasser, hvilket giver en enkelt måling af modellens nøjagtighed. Det er hertil vigtigt at bemærke, at overall accuracy ikke altid er den mest optimale og informative parameter og giver især et skævt billede i de tilfælde, hvor klasserne er ubalancerede som i dette projekt, hvor land dækker en væsentlig større del end vand.[Nicolau et al., 2024].

Den anden af de tre forskellige nøjagtigheder er *user accuracy*, som angiver, hvor godt en model klassificerer en bestemt klasse. I forhold til confusion matrix repræsenterer user accuracy eksempelvis andelen *sande positive* klassificeringer, i forhold til det samlede antal positive punkter, på det klassificerede kort. User accuracy kan beregnes ud fra følgende formel:

$$User\ Accuracy = \frac{SP}{SP\ +\ FP} \tag{3.3}$$

I modsætning til overall accuracy, der måler modellens præstation på tværs af alle klasser, fokuserer user accuracy specifikt på punkterne for en enkelt klasse [Nicolau et al., 2024]. I dette projekt vil user accuracy angive sandsynligheden for, at et punkt, der klassificeres som vand, faktisk repræsenterer vand ud fra referencekortet. Med andre ord fortæller nøjagtigheden i hvilken grad, det kan forventes, at de områder, som DOS-modellen estimerer som værende vand, rent faktisk er vand.

Den tredje nøjagtighed er *producer accuracy*, som minder om user accuracy, men med en lille variation. Producer accuracy giver også et billede af, hvor god en model er til at klassificere de faktiske tilfælde af en bestemt klasse. Producer accuracy udregnes ved brug af følgende formel:

$$Producer\ Accuracy = \frac{SP}{SP\ +\ FN} \tag{3.4}$$

Det, der adskiller de to, er at producer accuracy fokuserer på at minimere antallet af *falske negative* klassifikationer. Dette vil sige tilfælde, hvor modellen fejlagtigt klassificerer et positiv punkt som værende negativt. I dette projekt vil det være situationer, hvor DOS-modellen registrerer vand som værende land. Omvendt fokuserer user accuracy på at minimere antallet af *falske positive* klassifikationer. Dette er tilfælde, hvor modellen fejlagtigt klassificerer et faktisk *negativt* punkt som værende *positiv*. I dette projekt vil dette referere til situationer, hvor DOS-modellen fejlagtigt registrerer land som værende vand. Producer accuracy er derfor en måling, der viser, hvilken procentdel af alt vand på referencekortet, der også bliver klassificeret som vand på det klassificerede kort [Nicolau et al., 2024].

Ydermere er der et step, som benyttes til at vurdere resultaterne i confusion matrix. Her bruges der en *kappa-analyse*, som er en metode til at evaluere pålideligheden af en model, således at den måler graden af lighed mellem de faktiske og forudsagte klassifikationer. Dette udmønter sig i en *Kappa-koefficient*, der er et mål for overensstemmelse mellem to klassifikationer. *Kappa-koefficienten* giver derfor en mere nuanceret forståelse af modellens præstation ved at korrigere for tilfældig overensstemmelse, da den tager

højde for tilfældigheder og kan identificere eventuelle systematiske fejl eller mønstre i klassifikationerne. I tabel 3.2 herunder ses en oversigt over opdelingen af *Kappa-koefficienter*.

Kappa Koefficient	Sammenhæng
<0	Dårlig
0 - 02	Ringe
0,21 - 0,4	OK
0,41 - 0,6	Moderat
0,61 - 0,8	Betydelig
0,81 - 1	Næsten perfekt

Tabel 3.2. Inddelinger af kappa-koefficienter, samt hvordan disse skal fortolkes [Landis og Koch, 1977, s. 165].

En *kappa-koefficient* på 1 indikerer en næsten perfekt overensstemmelse mellem de faktiske og forudsagte klassifikationer, mens en lavere *kappa-koefficient* indikerer, at nøjagtigheden i højere grad er præget af tilfældigheder [Landis og Koch, 1977, s. 165].

Fordelen ved at anvende confusion matrix er dermed, at den giver et klart overblik over, hvordan DOS-modellen klarer sig i forhold til forskellige klasser eller kategorier, hvilket gør det muligt at identificere styrker og svagheder. Ved at analysere en confusion matrix er det derfor også muligt at målrette indsatsen mod at forbedre præstationsområder og derigennem skabe en mere pålidelig og nøjagtig model.

3.3 Validering af Model

For at kunne vurdere og validere resultaterne af DOS-modellen tages der udgangspunkt i et feltstudie af caseområdet og en sammenligning med grundvands- og nedbørsdata, samt optisk data. Afsnittet tager udgangspunkt i en hypotese om, at modellen klassificerer områder korrekt, og antager, at der vil være en stærk sammenhæng mellem dens output og andre data. Sammenligningen søger derved at be- eller afkræfte denne antagelse.

3.3.1 Feltundersøgelser

For i højere grad at forstå og verificere problemstillingen omkring oversvømmelse i det åbne land, er der udført to feltundersøgelser i caseområdet (Aarhus). Her havde første felttur det primære formål at opmåle oversvømmede områder og sammenligne dette med et SAR-billede. Den anden felttur fokuserede i højere grad på udtagning af jordprøver for at måle indholdet af organisk materiale i jorden. Begge feltundersøgelser er kvalitative i og med, at de skal bidrage med at få en dybdegående forståelse af styrker og begrænsninger ved SAR-dataen og DOS-modellen. Der fokuseres derfor på at fremhæve specifikke områder og eksempler frem for, at dataindsamlingen skal ligge til grund for en kvantitativ analyse af et større område.

Opmåling af Oversvømmelser

Den første feltundersøgelse blev udført onsdag den 13. marts 2024. Formålet med undersøgelsen var at identificere og opmåle oversvømmede områder på marker, og sammenligne disse opmålinger med SAR-dataen. Denne dato blev valgt, da Sentinel-1 satellitten fløj over i den rigtige bane den dag, hvorfor det er muligt at lave direkte sammenligninger mellem feltundersøgelsens resultater og dataen fra satellitten. Derudover havde det regnet nogle dage op til feltundersøgelsen, hvilket gjorde forholdene mere favorable, da det sikrede, at der var områder med vand på markerne. Der var forud for feltundersøgelsen kortlagt nogle områder, hvor der forventedes at ligge vand på markerne. Dette blev gjort ud fra ortofoto for 2023, hvor områder med umiddelbar høj koncentration af oversvømmede marker blev udvalgt.

Der blev i alt ved feltundersøgelsen opmålt 11 områder, hvilket blev gjort ved at fastsætte punkter i appen *Map Marker* ud fra GPS signalet på en telefon. Disse punkter kunne herefter hentes ind i ArcGIS Pro og samles til polygoner. Det vurderedes i denne sammenhæng ikke at være nødvendigt at opmåle med en differential GPS, da opløsningen på SAR-billederne i forvejen er relativt lav, og GPS'en på en telefon derved har en tilstrækkelig nøjagtighed. For at styrke sammenligningsgrundlaget blev der opmålt områder, der både varierede i størrelse, form og beliggenhed. Nogle af opmålingerne blev foretaget på konventionel dyrkede marker, hvor der næsten kun var bar jord, mens andre opmålinger blev foretaget på marker med relativ høj græs vegetation. Dette ses på billederne på figur 3.5 og 3.6.



Figur 3.5. Oversvømmet område uden vegetation



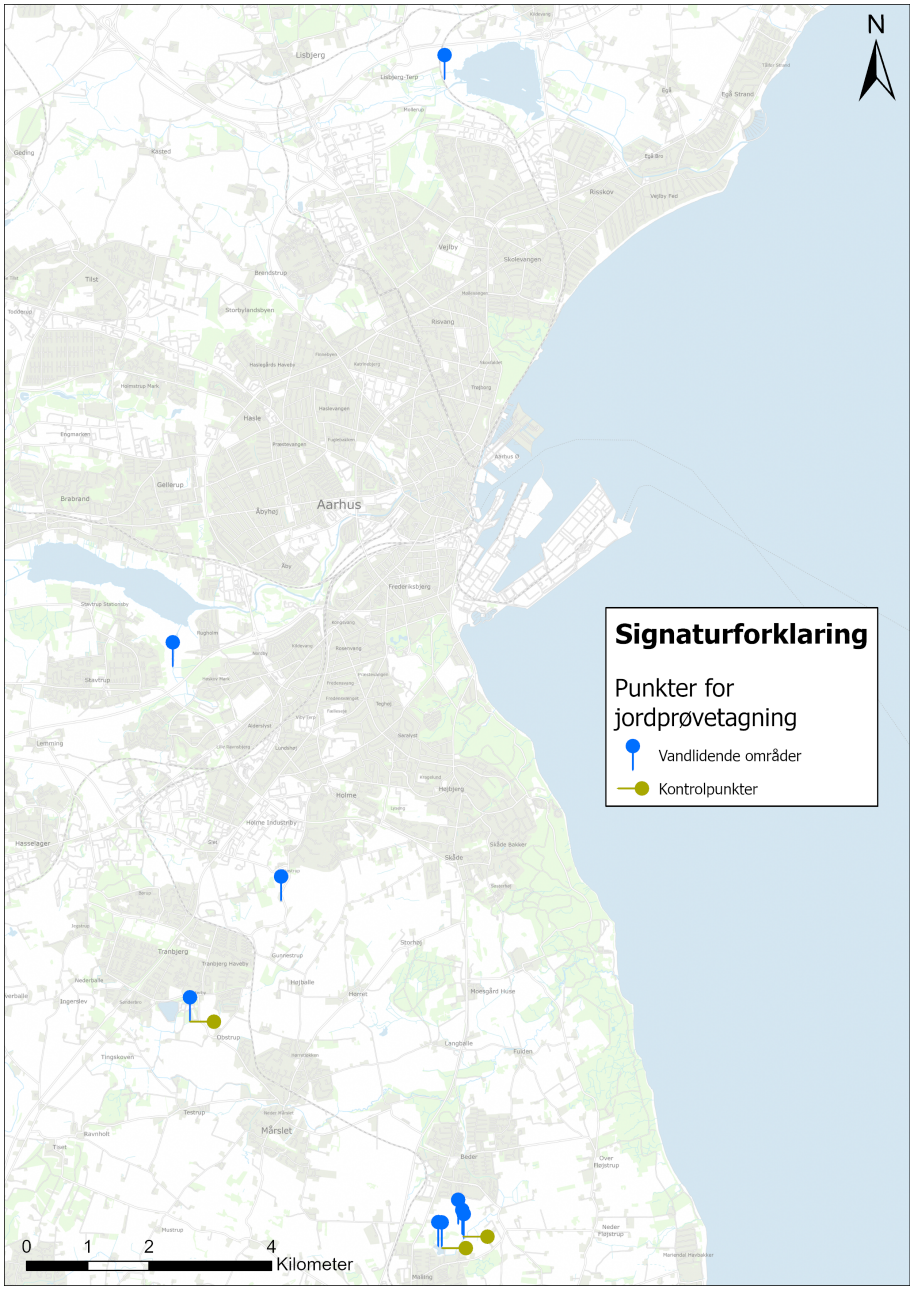
Figur 3.6. Oversvømmet område med vegetation

Ved feltundersøgelsen blev der også indsamlet tre jordprøver med det formål at undersøge jordens indhold af organisk materiale med en antagelse om, at dette vil være højere i de oversvømmede områder og lavere i de tørlagte områder. To prøver blev taget fra de oversvømmede områder, mens en tredje prøve blev taget fra et tørt højereliggende område. Udtagningen og behandlingen af disse præsenteres i sammenhæng med de øvrige jordprøver.

Indsamling og Behandling af Jordprøver

Efter at have analyseret og udpeget udstrækningen og hyppigheden af oversvømmede områder ud fra radar dataen, blev der foretaget endnu en feltundersøgelse. Denne tur fandt sted mandag den 15. april, hvor der blev foretaget undersøgelser forskellige steder inden for caseområdet (Aarhus). Formålet med denne felttur var at indsamle jordprøver fra nogle af de områder, der ofte ligger under vand, og hvor der også potentielt er et højt indhold af organisk materiale.

Der blev indsamlet syv forskellige jordprøver ved udpegede områder og to kontrolprøver i omkringliggende områder, der ikke er udpeget til at ligge under vand. På figur 3.7 herunder, kan lokationen for alle jordprøverne ses, hvor de tre prøver fra første feltundersøgelse også er inkluderet.



Figur 3.7. Placeringen af de 12 jordprøver.

Disse områder er udvalgt, da det ud fra DOS-modellen vurderes, at der periodevis er vand i disse områder. Ved at analysere jordprøverne kan der dannes et billede af, hvilke forhold der ligger til grund for oversvømmelsen de forskellige steder. Denne viden skal derfor være med til at give en dybere forklaring af, hvorfor bestemte områder er mere oversvømmede end andre.

Alle jordprøverne er taget fra de øverste 30 centimeter i jordsøjlen ved hjælp af et jordspyd. Dette er gjort med henblik på at kunne sammenligne resultaterne med andre kortlægninger, der også undersøger topjorden (0-30 cm), eksempelvist studiet af Beucher et al. [2023], nævnt i kapitel 1. Dette gør sig gældende for de jordprøver, der er foretaget i de oversvømmede områder, men også for de områder, hvor der er lavet kontrolprøver fra tørre, højereliggende områder.

Til at undersøge det organiske indhold i jorden benyttes en glødetabs metode, hvor det efter en række forskellige processer er muligt at bestemme mængden af organisk indhold i jordprøverne. Første trin er at tørre prøverne, da de er vandmættede, eftersom de er taget i områder, der står under vand. For at finde det vægtmæssige indhold af organisk materiale er det vigtigt, at prøverne er helt tørre. Derfor tørres alle prøverne i en ovn i 24 timer ved 105 grader. Efterfølgende afkøles prøverne i en eksikator, der danner et vakuum i det kammer, som jordprøverne står i, således jorden ikke suger fugt til sig under nedkølingen. Når prøverne har været i eksikator i cirka en time, og deres temperatur er faldet, kan næste trin igangsættes.

Jordprøverne er særligt kompakte, og det organiske indhold kan binde jorden i aggregater. Det er derfor nødvendigt at frigøre det organiske materiale ved at knuse jordprøverne i en morter, så jorden bliver findelt. Denne process kan ses på billederne i nedenstående figur 3.8 og 3.9.



Figur 3.8. Jordprøve inden knusning i morter.



Figur 3.9. Jordprøve efter knusning i morter.

Efterfølgende fordeles jorden i digler (små keramiske skåle), som både vejes med og uden jordprøver før de kommer i glødeoven. Derved kan vægten af hver jordprøve bestemmes. Jordprøverne skal være i glødeovnen i minimum 20 timer for at sikre, at alt det organiske materiale er brændt. Efter glødeovnen skal prøverne igen køle ned i en eksikator, hvorefter de slutteligt vejes. Prøverne før og efter glødeovn kan ses på billederne i figur 3.10 og 3.11 herunder.



Figur 3.10. Jordprøver inden afbrændning i glødeovn.



Figur 3.11. Jordprøver efter afbrændning i glødeovn.

Jordprøvens vægt efter glødeovnen trækkes fra vægten før glødeovnen, således den præcise vægt af det organiske materiale findes. Derudfra kan vægtprocenten af organisk materiale (OM) findes med følgende formel:

$$OM[\%] = \frac{V_{fg} - V_{eg}}{V_{fg}} \cdot 100 \tag{3.5}$$

, hvor V_{fg} er prøvens vægt før glødeovnen (g), og V_{eg} er prøvens vægt efter glødeovnen (g), begge med diglens vægt fratrukket [Nielsen og Nielsen, 2019, s. 9-13].

Hertil kan andelen af organisk kulstof (OC) også estimeres, da dette antages at være omkring 58 % af alt det organiske materiale [Loll og Møldrup, 2000, s. 8]. Her anvendes nedenstående formel:

$$OC[\%] = OM[\%] \cdot 0,58 \tag{3.6}$$

Der er lavet dobbeltbestemmelse på alle jordprøver, hvilket betyder, at der er fyldt to digler med hver jordprøve, hvorfra et gennemsnit af de to udregnes, således eventuelle fejl eller outliers minimeres.

3.3.2 Grundvands- og Nedbørsdata

I projektet inddrages grundvand- og nedbørsdata for at kunne undersøge og sammenligne med oversvømmelser udpeget med DOS-modellen.

Grundvandet spiller en central rolle i forhold til jordens vandcyklus og bliver dannet ved infiltration, hvor nedbør trænger gennem jorden og siver nedad, indtil det når et impermeabelt lag og bliver til et reservoirer [Villumsen, 2020].

Derudover fungerer grundvandet også som en naturlig buffer især mod oversvømmelser ved at absorbere og opbevare vand fra nedbør og overfladevand. Dette betyder blandt andet, at når der er kraftig regn eller smeltevand fra sne, kan grundvandet optage noget af det overskydende vand og derigennem være med til at mindske risikoen for oversvømmelser. Omvendt kan områder med højtstående grundvand være i risiko for oversvømmelser, da jorden har en lavere kapacitet [Schneider, 2024].

Der er rekvireret grundvandsdata fra Aarhus Vand som gennem "Ternært Vand-projektet" i samarbejde med Aarhus Kommune, NIRAS og Aalborg Universitet har opsat målestationer i og omkring Beder. På figur 3.12 herunder kan det ses, hvor mange målestationer der er samt deres placering.



Figur 3.12. Oversigtskort over de etablerede målestationer i Beder [*Ternært Vand-Projektet*].

Her ses de syv målestationer, som alle er placeret i eller omkring Beder by. Målestationerne blev opsat i august 2023 og har monitoreret grundvandsstanden frem til april 2024, hvilket betyder, at dataen strækker sig over en periode på 9 måneder. Der vil kun benyttes grundvandsdata fra 2023 til at sammenligne med DOS-modellens output, da dette kun omfatter 2023. Dette vil gøres kvalitativt, da grundvandsmålingerne omkring Beder er geografisk afgrænsede til et relativt lille område, og de områder, der er klassificeret som værende oversvømmede og som sammenlignes med grundvandsdataen, bør derfor også være relativt tæt på målestationerne.

Der er hentet nedbørsdata fra DMI's vejrarkiv for perioden 2023. Dataen er hentet som døgnnedbør (mm) for Aarhus Kommune [DMI, u.d.]. Det giver mening at inddrage grundvandsdata koblet med nedbør for at validere, at de områder, der er identificeret som værende oversvømmede, hænger sammen med, hvor meget nedbør der er faldet ved den givne lokation, og hvor meget grundvandsstanden ændrer sig.

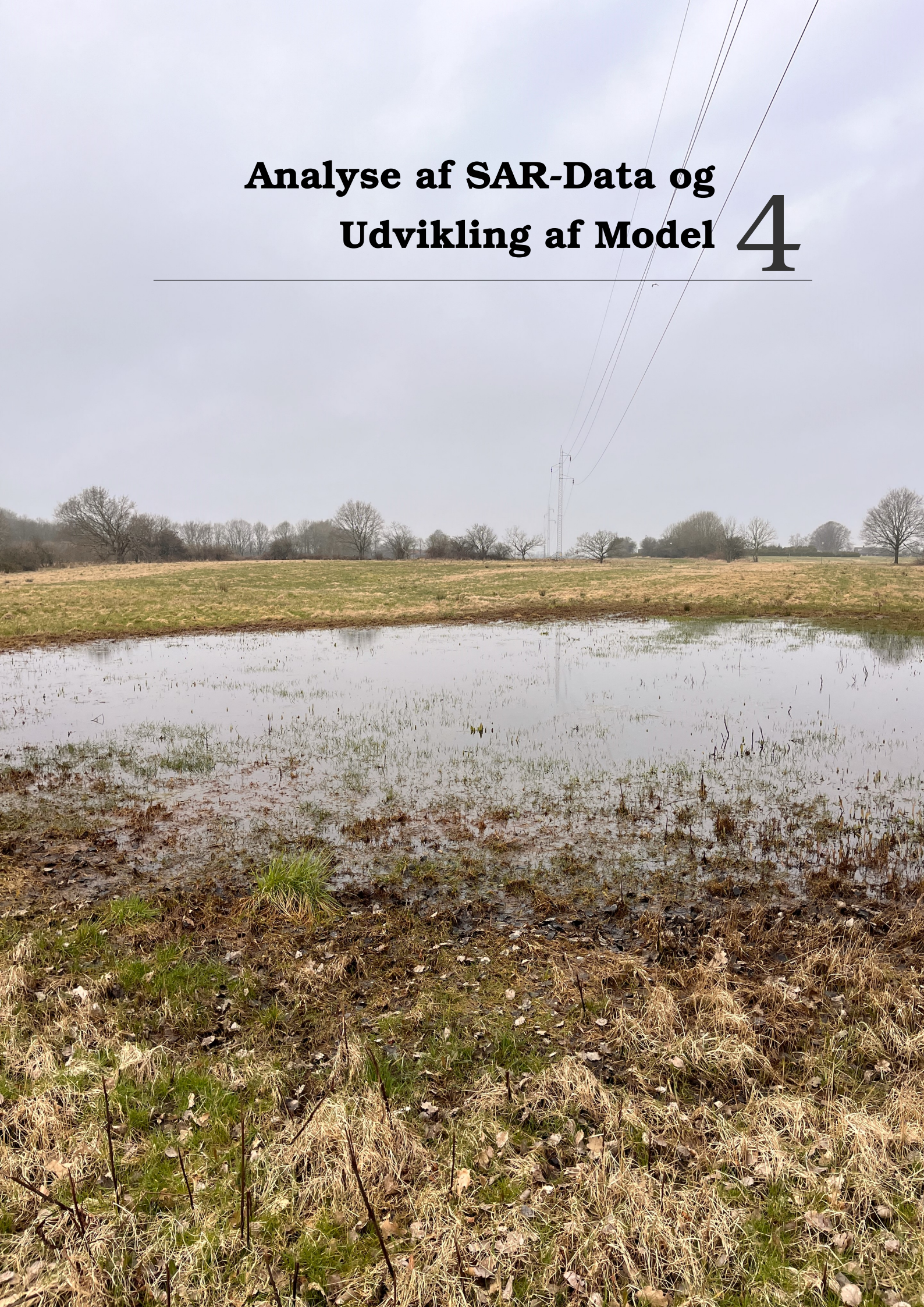
3.3.3 Optisk Satellitdata

For yderligere at vurdere og validere præcisionen af konceptet inddrages optisk data fra Sentinel-2. Sentinel-2 er et satellitprogram drevet af ESA. Sentinel-2 missionen er baseret på en konstellation af to satellitter, der begge kredser om Jorden i en højde af 786 km, men med en afstand på 180° fra hinanden. Det tager fem dage for satellitterne at generere data om det samme landområde.

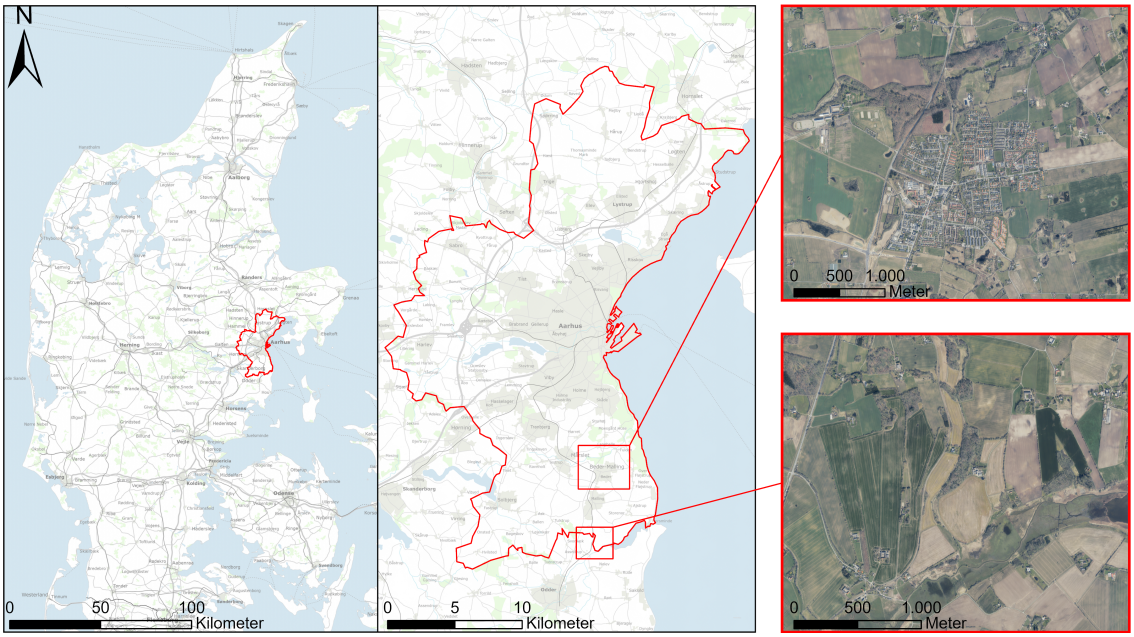
Sentinel-2 kan benyttes til en bred vifte af forskellige formål, særligt inden for overvågningen af miljøændringer, klimaforandringer landbrug, skovbrug osv. Sentinel-2-satellitterne er udstyret med multispektrale kameraer, der observerer jorden i 13 forskellige bølgelængdebånd. Dette giver detaljerede data, der blandt andet gør det muligt at overvåge vegetation, vand, landbrugsmønstre og skovdække [ESA, u.d].

En af ulemperne ved brugen af Sentinel-2-data er, at på trods af deres høje opløsning og spektrale information, kan der opstå begrænsninger i visse situationer. Et eksempel herpå, og en af årsagerne til, at SAR-data i dette projekt foretrækkes, er at Sentinel-2 ikke kan generere billeder gennem skydække. Dette er på grund af, at skyer kan blokere for synligheden af jordoverfladen på billederne, hvilket kan være problematisk især i områder med hyppigt skydække [ESA, u.d].

Analyse af SAR-Data og Udvikling af Model 4



I dette kapitel anvendes forskellige metoder til at udarbejde og optimere en samlet model til udpegelsen af oversvømmede områder i det åbne land. Der vil gennemgås hvilke valg, der er truffet i forhold til de enkelte metoder, samt hvordan de samlet påvirker DOS-modellen (**D**etektion af **O**versvømmelse med **S**AR). Der arbejdes, som tidligere nævnt i afsnit 3.1, med Aarhus Kommune som caseområde. Aarhus Kommune ligger i Østjylland og er den 2. største kommune i Danmark målt på indbyggere. Cirka 49 % af kommunens areal benyttes til landbrugsafgrøder [Danmarks Statistik, 2021]. På figur 4.1 herunder ses et oversigtskort med caseområdet.



Figur 4.1. Oversigtskort over caseområdet Aarhus Kommune, samt områder af særlig interesse.

Foruden kommunens afgrænsning og placering er der yderst til højre fremhævet to områder. Øverste område er ved Beder, som er der, hvor der er grundvandsdata fra. Nederst til højre er et område i den sydlige del af kommunen. Området vil benyttes løbende i dette kapitel som fælles sammenligningsgrundlag for metoderne.

4.1 Valg af Speckle-Filter

Som led i pre-processing af SAR-dataen er valget af speckle-filter et centralt parameter. Som det er beskrevet i afsnit 3.2.1, har valget af speckle-filter betydning for, hvor meget speckle der frasorteres, hvilket er afgørende for de finere og mindre detaljer i SAR-billederne.

Nøjagtigheden ved brug af forskellige speckle-filtre er vurderet ud fra confusion matricer, som kan ses i bilag A. Her er alle de tilgængelige filtre i *SNAP* anvendt hver for sig, hvortil parametrene user accuracy, producer accuracy og overall accuracy er opsummeret for hvert filter på tabel 4.1 herunder, hvor der også ses nøjagtigheden, hvis der ikke anvendes speckle-filter *(No Filter)*.

	User Accuracy	Producer Accuracy	Overall Accuracy
No Filter	0,805	0,4	0,652
Lee	0,868	0,294	0,625
IDAN	0,892	0,209	0,592
Gamma Map	0,869	0,295	0,625
Frost	0,869	0,306	0,630
Boxcar	0,868	0,294	0,625
Lee Sigma	0,892	0,224	0,598
Median	0,856	0,345	0,644
Refined Lee	0,865	0,274	0,616

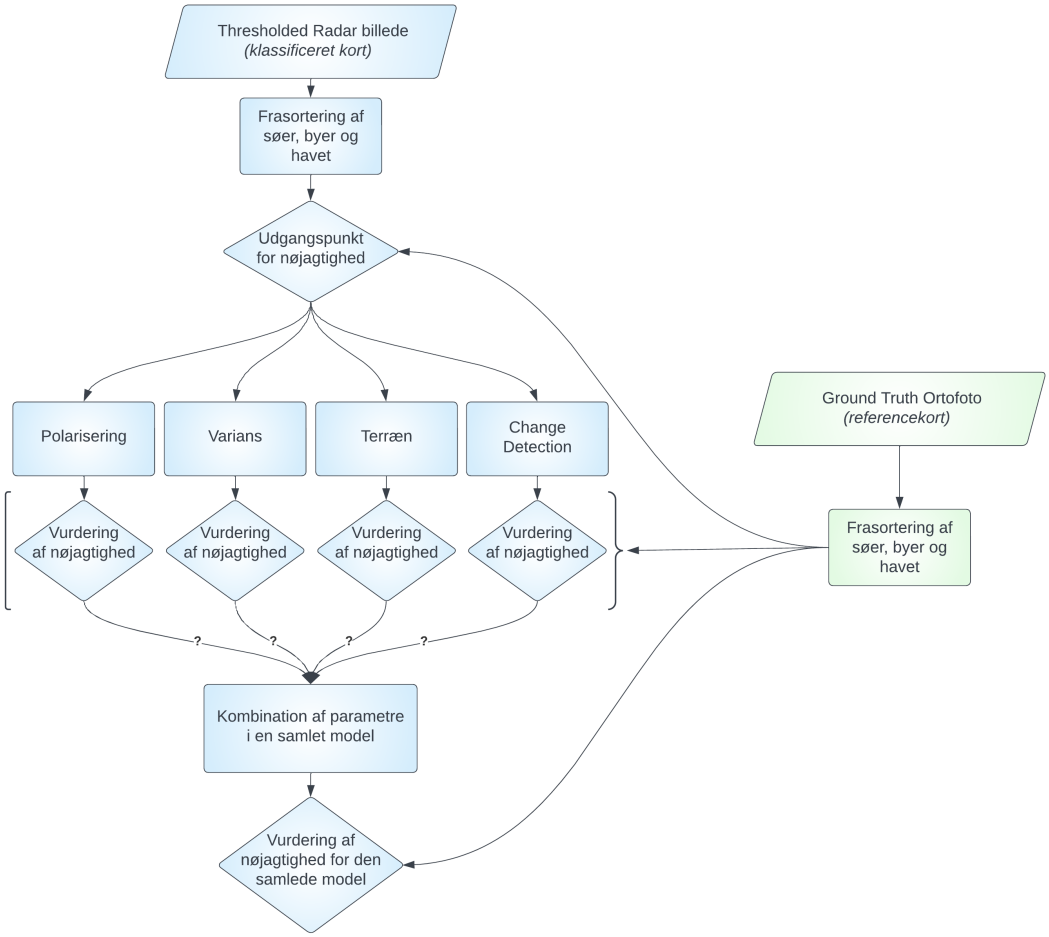
Tabel 4.1. User-, producer-, og overall accuracy fra confusion matricer for hvert speckle-filter, samt uden speckle-filter.

Alle filtrene bidrager til en bedre user accuracy, det vil sige sandsynligheden forøges for, at det, der identificeres som vand, faktisk er vand. Dette er især tilfældet med IDAN og Lee Sigma filtrene, hvor user accuracy er 89,2 % frem for de 80,5 % uden speckle-filter. Omvendt forværres producer accuracy ved anvendelse af filtrene, hvilket betyder, at en mindre del af alt vandet identificeres med SAR. Ved IDAN og Lee Sigma filtrene betyder det, at der findes omkring 20-22 % af alt vandet, frem for de 40 %, der findes uden speckle-filter. Dette gør også, at overall accuracy ikke varierer meget, men forbliver højest på 65,2 % uden brug af speckle-filter.

Da der i dette projekt undersøges oversvømmelser i det åbne land, kan størrelsen variere på de områder, som forsøges identificeret. Det er derfor nødvendigt at have et så deltaljeret SAR-billede som muligt, hvorfor speckle-filteret ikke i alle henseender bidager til at optimere tydeligheden og detaljegraden i området. Overordnet set, er brugen af speckle-filter særligt brugbart, hvis der eksempelvis laves undersøgelser af større søer eller vandområder, hvor små fejlområder i vandet kan blive fjernet. Da der i dette projekt ønskes det modsatte, kan der opstå komplikationer i forbindelse med brugen af speckle-filtre. Mange af de oversvømmede områder er relativt små, hvorfor der ved brugen af speckle-filter er risiko for, at visse områder bliver fjernet, hvilket er synligt ved faldet i producer accuracy. Derfor anvendes speckle-filtre ikke i det videre arbejde.

4.2 Thresholding af SAR-Data

Thresholding er den grundlæggende metode til at identificere overfladevand, som beskrevet i afsnit 3.2.2. I dette afsnit vil det med udgangspunkt i referencekortet og pre-processed SAR-data estimeres, hvor god metoden er til at finde oversvømmede områder. Dette gøres ved brug af confusion matrix, som er forklaret i afsnit 3.2.3. Thresholding-metoden vil fungere som baseline for DOS-modellen, og den vil i de efterfølgende afsnit forsøges forbedret ved brug af fire forskellige metoder. Den første har til formål at sortere i dataen ud fra den polarisering, signalet har, som er beskrevet i afsnit 2.5. Den anden vil sortere ud fra variationen i backscatter ved overgangen fra vand til land. Den tredje metode anvender en terrænmodel til at frasortere områder, der ikke er lavninger. Den fjerde og sidste metode fokuserer på at frasortere områder, der er fejlklassificeret som vand det meste af året, eksempelvis andre *specular* reflektors som golfbaner. På figur 4.2 herunder ses et overblik over det flow, analysen følger.



Figur 4.2. Flow for udarbejdelse af DOS-modellen. Egenproduktion lavet med Lucidchart (lucid.co).

Heraf fremgår det, at det klassificerede kort er udgangspunktet, og at de fire metoder efterfølgende testes for at se, om de enkeltvist kan forbedre nøjagtigheden i forhold til referencekortet. Dette flow skal dermed ses som den struktur, der følges for at til- eller fravælge metoder og deraf udarbejde DOS-modellen, hvorefter den samlede nøjagtighed vurderes.

Foruden Thresholding og de fire nævnte metoder, benyttes der også forskellig geodata fra GeoDanmark omkring landskab, byer, og søer. Da det i denne kontekst, jævnfør afgrænsningen fra afsnit 1.6.1, ikke er interessant at identificere søer, er det indledningsvist valgt at frasortere disse fra det klassificerede kort og referencekortet. Ydermere vil der ved at inkludere søer også være en stor bias i evalueringen af modellen, da mange af de *Accuracy Assessment Points*, der laves i forbindelse med confusion matricen, vil ligge i søerne. Derved vil modellen i højere grad måles på dens evne til at identificere søer frem for oversvømmede områder i det åbne land. DOS-modellen måles således ikke på dens evne til at identificere søer. Udover søer er det også valgt at frasortere byzoner, således der ikke forsøges, at identificere oversvømmede områder i byer.

Endeligt er der ved hjælp af den digitaliserede kystlinje for Danmark frasorteret havområder, så der endeligt kun er fokus på områder på land uden for byzonen, som oversvømmes dele af året. Disse tre datalag fra GeoDanmark benyttes dermed til at frasortere områder, der ligger uden for de grænser, der er sat af projektets problemformulering og afgrænsning i afsnit 1.6. Efterfølgende kan nøjagtigheden vurderes ved at se på udvalgte parametre fra confusion matrix for det thresholdede lag i tabel 4.2 herunder (Se bilag A.1 for hele confusion matrix).

	User Accuracy	Producer Accuracy	Overall Accuracy
Threshold	0,852	0,455	0,688

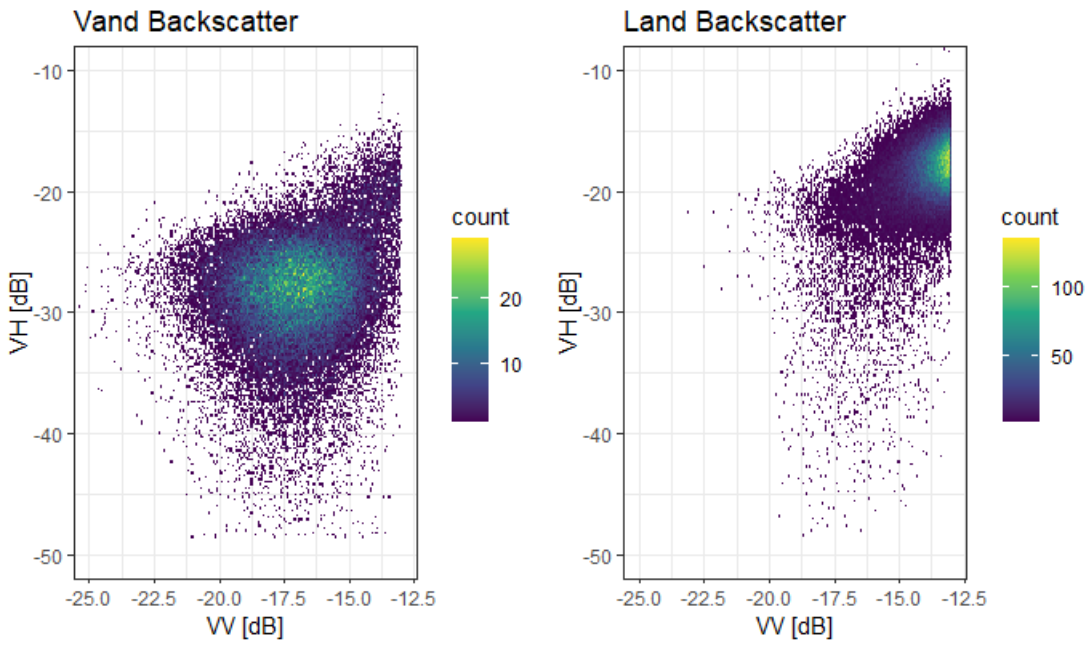
Tabel 4.2. User-, producer-, og overall accuracy fra confusion matrix for Threshold.

I tabellen ses det, at der er en samlet nøjagtighed på 68,8 % ved Thresholding-metoden. Producer accuracy er på 45,5 %, hvilket betyder at der findes 45,5 % af alle de områder med vand, som er udpeget i referencekortet. User accuracy ligger på 85,2 %, hvilket betyder at 85,2 % af de områder, som klassificeres som værende vand, rent faktisk er vand. Sidst ligger Kappa-værdien på 0,376 (se bilag A.1), hvilket jævnfør tabel 3.2 i afsnit 3.2.3 svarer til en "Ok" sammenhæng og tyder på, at klassificeringen i nogen grad kan være præget af tilfældigheder. Derudover er det også vigtigt at have for øje, hvilket tal i confusion matricen, som er det vigtigste i denne kontekst. Indledningsvist kan det udledes, at der ved at anvende satellit data til overvågning af relativt små oversvømmede områder også er en begrænsning for hvor meget, der kan opfanges. Dette betyder også, at producer accuracy for vand er begrænset. Det er imidlertid vigtigere, at der er sikkerhed omkring, at de områder, der udpeges som værende vand, rent faktisk er vand. Derfor vil der som hovedmål stræbes efter at opnå en højere user accuracy, når de fire øvrige metoder vurderes i de kommende afsnit.

4.3 Polarisering

Som nævnt i afsnit 2.5, har polariseringen af radar-signalet betydning for, hvilken information der indsamles. Da der er både VV og VH polariseret data tilgængeligt, kan informationer fra disse og især forskellen mellem de to benyttes til at vurdere om det, der er fundet ved brug af Thresholding-metoden, rent faktisk er vand.

Selvom glatte overflader har en svag polariserings-effekt, vil der ifølge Fraunhoffer-kriteriet fra ligning 2.7 stadig kunne ses forskel på lokale højdeforskelle, der overstiger 0,21 cm. Kobles dette med, at det krydspolariserede VH-signal er mere sensitivt overfor vertikale strukturer, vil der altså fra en relativ glat mark til en vandoverflade kunne ses en forskel i mængden af backscatter, som SAR-sensoren opfanger. Med udgangspunkt i SAR-data fra 12. april 2023 kan sammenhængen mellem det co- og krydspolariserede signal undersøges for at se, om det stemmer overens med den teoretiske sammenhæng. Til at undersøge dette tages der udgangspunkt i referencedatasættet. På figur 4.3 herunder er det co-polariserede backscatter-signal plottet mod det kryds-polarisrede backscatter-signal. På begge grafer er der udvalgt områder med lave VV backscatter-værdier på under -13 dB. Grafen til venstre viser backscatter-værdierne ved områder, som ifølge referencekortet er vand, mens grafen til højre viser backscatter-værdierne ved områder, som ifølge referencekortet er land.



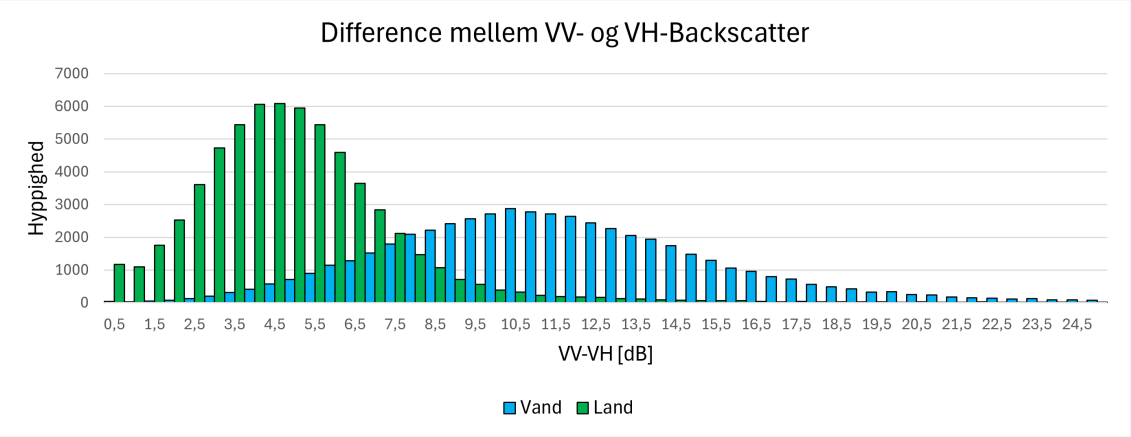
Figur 4.3. Sammenhæng mellem VV og VH polarisering, opdelt i vand (venstre) og land (højre) ud fra referencekortet.

Fra de to plots kan det udledes, at der ved områderne, hvor der er vand, er et lavere VH-backscatter end ved områder uden vand. Dette stemmer dermed også overens med den teoretisk sammenhæng og Fraunhoffer kriteriet. Ved VH-polariseringen er det tydeligt, at mængden af backscatter, der sendes tilbage til SAR-sensoren, øges når signalet reflekteres af jordens overflade modsat vandoverflader. Dette kan benyttes til at vurdere om de områder, der identificeres som vand, egentligt er vand og derudfra frasortere fejklassificerede områder.

En teknik, der kan benyttes her, er *Polarimetric Classification*, hvor der i stedet for at sætte en grænseværdi for det VV-polariserede SAR-billede, som det er gjort ved Thresholding, ses på den absolutte forskel mellem det VV- og VH-polariserede SAR-billede. Da både det VV- og VH-polariserede SAR-billede er i decibel, svarer differencen mellem de to til en ratio mellem de lineære værdier ESRI [u.d.c].

Da VH-backscatter generelt er lavere end VV-backscatter kan VH-polariseringens følsomhed overfor vertikale strukturer, ændring i vegetationsdensitet og -struktur udnyttes [ESA, u.d.a]. Dette gøres ud fra den antagelse, at forskellen mellem de to signaler vil blive mindre de steder, hvor områder fejlagtigt er blevet klassificeret som vand ved brug af Thresholding-metoden alene.

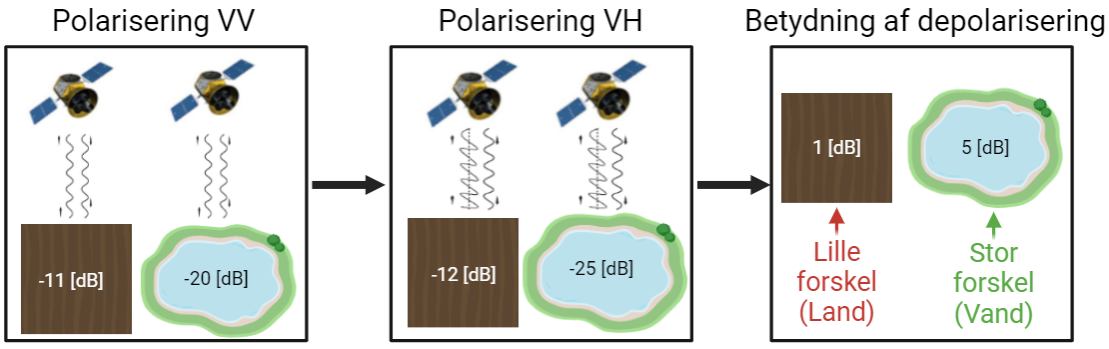
Hvis forskellen imellem VV og VH i stedet beregnes for dataen præsenteret i figur 4.3, kan differencen opstilles som histogrammer, der ses på figur 4.4 herunder.



Figur 4.4. Difference mellem VV- og VH-backscatter [dB], opdelt i vand (blå) og land (grøn) ud fra referencekortet.

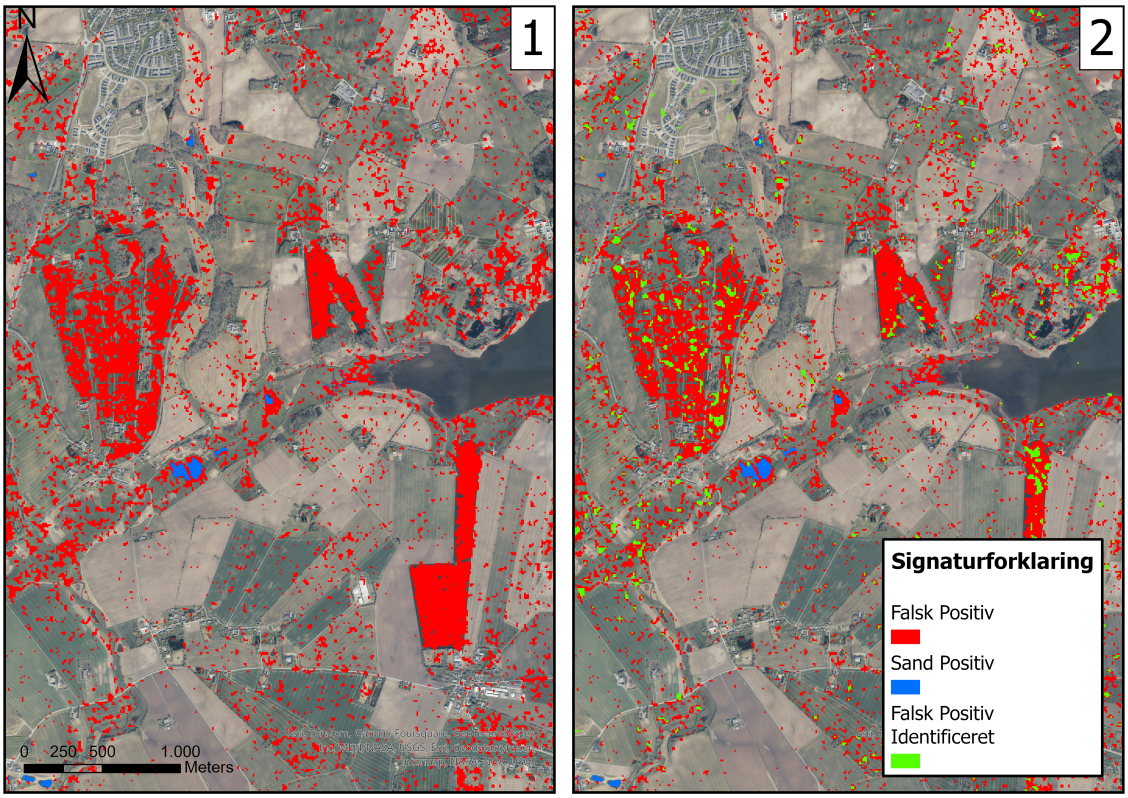
På figur 4.4 ses det, at selvom der er overlap mellem de to histogrammer, så er forskellen mellem VV- og VH-backscatter generelt større ved vand sammenlignet med land. Dette muliggør derved at fastsætte en grænseværdi for, hvad der bør identificeres som vand og land. Det er dog ikke muligt at fastsætte grænseværdien således alle vandområderne fastholdes, hvorfor det også må afvejes, hvorledes det ønskes at frasortere flest muligt fejlklassificerede vandområder og samtidig bibeholde de områder, der er korrekt klassificeret.

Da det ikke udelukkende er ved dette trin, hvor der frasorteres fejlklassificerede vandområder, vælges der herved et konservativt estimat. Grænseværdien fastsættes ved 99 %-fraktilen for vand, som er en forskel på VV- og VH-backscatter på 3,01 [dB]. Dette betyder, at områder hvor forskellen er under 3,01 [dB] vil flyttes fra vand- til landklassifikationen. På figur 4.5 herunder ses en konceptuel illustration, der viser tankegangen bag metoden, samt hvordan resultaterne fortolkes.



Figur 4.5. Polariserings-konceptet. Egenproduktion lavet med BioRender.com.

Kortet på figur 4.6 herunder viser et eksempel på hvilke områder, der kan sorteres fra ved at benytte både det VV- og VH-polariserede signal.



Figur 4.6. Resultater for Polariserings-metoden. Kort 1 viser det thresholdede lag med både falsk positiv og sand positiv, hvor kort 2 viser de falske positiver der identificeres med metoden.

På kortet ses det, at det særligt er mindre områder, der identificeres som *Falsk Positiv*, og at større områder ikke frasorteres, men mindre dele af dem identificeres som *Falsk Positiv*. Confusion matrix kan igen benyttes til at evaluere, hvordan dette trin påvirker DOS-modellens præstation. Udvalgte parametre fra confusion matricen ses i tabel 4.3 herunder (Se bilag A.2 for hele confusion matrix).

	User Accuracy	Producer Accuracy	Overall Accuracy
Threshold	0,852	0,455	0,688
Polarisering	0,862	0,445	0,687
Forskel	0,010	-0,010	-0,001

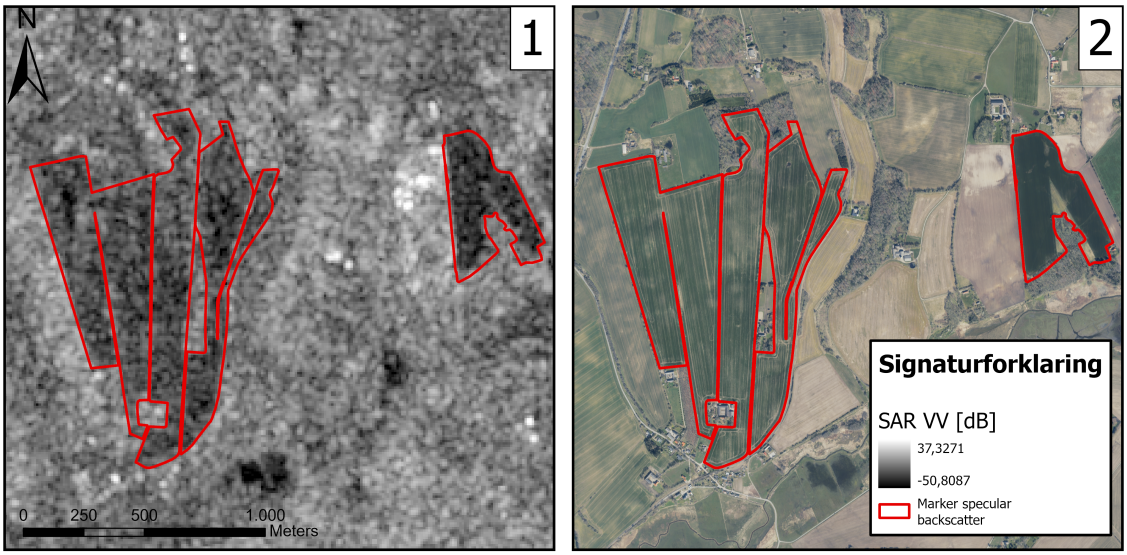
Tabel 4.3. User-, producer-, og overall accuracy fra confusion matrix for Polarisering og Threshold, samt forskellen på de to.

Sammenlignes værdierne her med værdierne for Thresholding ses det, at der ved at tilføje dette trin opnås en user accuracy, der er 1 % bedre i klassificeringen af vand-områder sammenlignet med Thresholding-metoden alene. Den samlede nøjagtighed falder med 0,11 %, hvilket i denne kontekst er acceptabelt, da målet er en høj user accuracy, således det kan garanteres, at de områder, der identificeres, er vand.

Det vil i næste afsnit undersøges, om DOS-modellen kan forbedres ved brug af varians til at frasortere fejlklassificerede vandområder.

4.4 Varians

En af de udfordringer, der relaterer sig til anvendelsen af SAR-data til monitorering af vand i det åbne land, er at en mark kan have samme backscatter-egenskaber som vand og derved resultere i en specular backscatter, hvilket ikke kan løses alene ved brug af metoden fremlagt i forrige afsnit. Det gør det også problematisk at skelne mellem, hvad der er vand, og hvad der er en mark med en jævn overflade. Kortene på figur 4.7 herunder viser et eksempel herpå i den sydlige del af Aarhus Kommune.



Figur 4.7. Eksempel på et område, hvor marker agerer som specular reflector. Kort 1 viser et VV-polariseret SAR-billede, og kort 2 viser ortofoto.

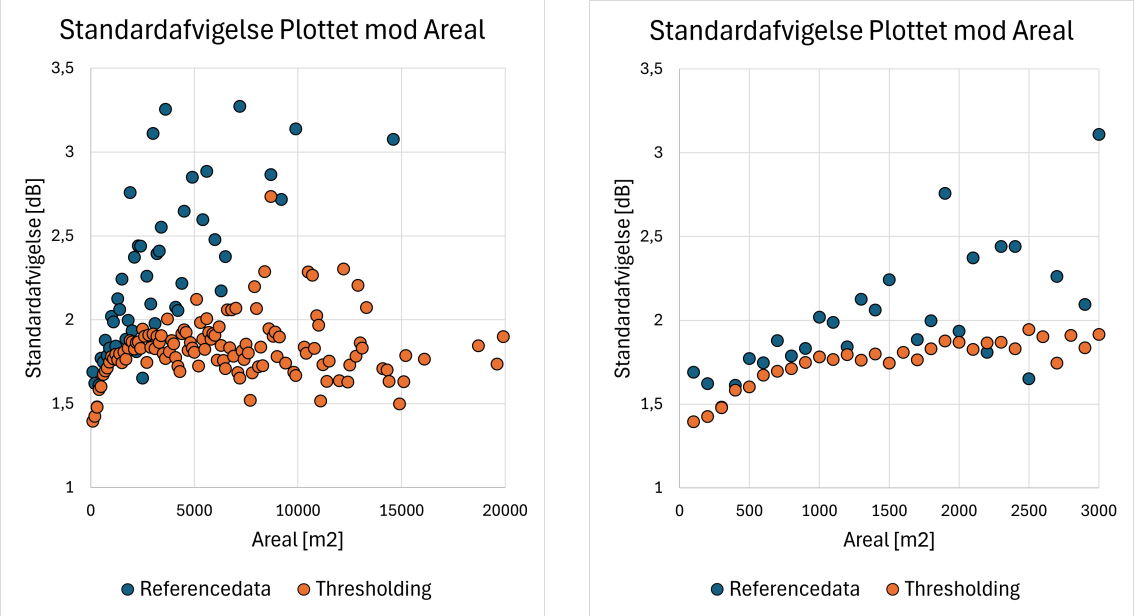
Markblokkene, som på kortene er markeret med rød, har lav backscatter og ligger for størstedelen af områderne under den fastlagte threshold-værdi. For at undgå dette problem og sortere områder fra, som har lignende backscatter-egenskaber, kan der tages udgangspunkt i Behnamian et al. [2017], som har benyttet varians til at komplimentere Thresholding-metoden. Her er det fundet, at varians kan benyttes til at fravælge områder såsom veje, der har glatte overflader og derved backscatter-egenskaber, som ligner vand. Der foreslås i artiklen en metode, hvor varians beregnes i området ved overgangen fra vand til land, hvor der typisk vil være høj varians. Varians kan derved sandsynliggøre, at det område, der er identificeret som vand ved brug af Thresholding-metoden, rent faktisk er vand.

Denne tilgang med at se på varians ved overgangsområdet mellem vand og land, kan implementeres og automatiseres i DOS-modellen, hvilket vil kunne forbedre identifikationen af vand. Her er der imidlertid nogle parametre, der skal undersøges virkningen af.

Til at beregne varians indgår der en række parametre, herunder bufferområdet omkring det, der ved Thresholding-metoden er blevet identificeret som vand. Bufferområdet skal som udgangspunkt indeholde både en celle, der indeholder vand samt en celle, der indeholder land. Af denne grund er der valgt at lave en buffer på 20 m omkring områderne med lav backscatter. Dette kan virke som stort, men da cellestørrelserne er på 10 x 10 m, sætter

det nogle begrænsninger. Der er ydermere forsøgt både at øge og mindske bufferområdet, hvortil det er observeret, at der ved et større bufferområde forekommer høj varians ved alle områder, hvilket gør det svært at fastsætte en grænseværdi. Yderligere forekommer der ved mindre bufferområde lav varians ved alle områder, hvilket resulterer i samme problem.

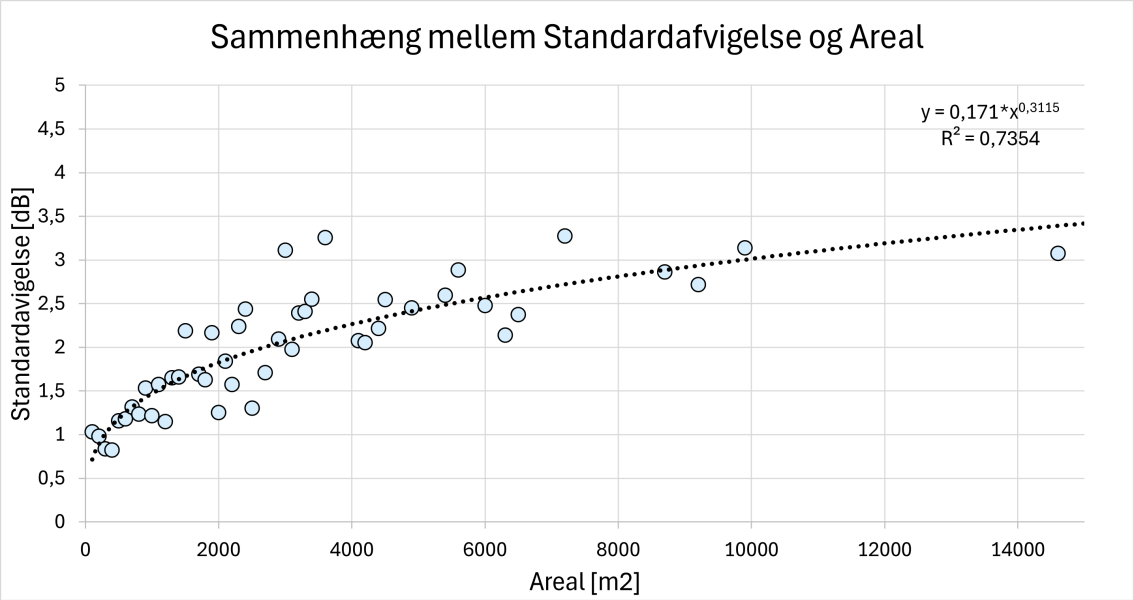
Et andet centralt parameter ved denne metode er varians-grænseværdien, som benyttes til at fravælge områder eller omvendt sandsynliggøre, at områderne fundet ved Thresholding-metoden rent faktisk er vand. For at undersøge hvad denne optimalt bør sættes til, kan der igen tages udgangspunkt i referencedataen samt SAR-data fra d. 12. april 2023. Her kan der beregnes, hvad variansen er ved henholdsvis referencekortet og alle områderne fundet ved Thresholding-metoden. Som mål for varians benyttes standardafvigelsen, som er kvadratroden af varians. Heraf fremgår det, at der ved referencedataen er en højere gennemsnitlig standardafvigelse, mens den laveste standardafvigelse ved referencedataen 0,7 overstiger den laveste værdi fundet, når der ses på threshold-områderne. Ud fra dataen kan der herved gives et konservativt estimat på en grænseværdi på 0,7. På denne måde vil 53400 m^2 potentielt kunne flyttes fra vand klassifikationen til land klassifikationen. Dog kan det udledes, at områdernes areal har en indflydelse på variansen, hvorfor dette forhold også bør medtages. Nedenfor på figur 4.8 er områdernes størrelse derfor plottet mod standardafvigelse. Da cellestørrelsen på SAR-dataen er 10x10 m, og det mindste område der kan observeres herved er 100 m^2, er der nedenfor plottet den gennemsnitlige standardafvigelse for hvert størrelsesområde stigende med 100 m^2 inkrementer.



Figur 4.8. Plottet til venstre viser sammenhæng mellem gennemsnitlig standardafvigelse og areal for både referencedata og Thresholding. Plottet til højre viser det samme, men specifikt for områder op til 3000 m^2.

Ud fra ovenstående plot ses det, at referencedataen generelt har højere standardafvigelse, men at den samtidig er stigende i takt med øget areal. Det kan derfor være fordelagtigt at fastsætte grænseværdier baseret på områdernes størrelse. Til at gøre dette kan der med referencedataen laves en empirisk model med udgangspunkt i grænseværdier for de forskellige klasser. Dette gøres ved først at finde 95 %-fraktilen ved hver klasse, altså den

standardafvigelse-grænseværdi som 95 % af områderne ligger over. Når dette er gjort, kan der laves en empirisk model, hvor grænseværdierne for standardafvigelse er plottet som funktion af områdets areal. Dette ses på figur 4.9 herunder.



Figur 4.9. Sammenhængen mellem grænseværdierne for standardafvigelse og areal af oversvømmede områder.

Den empiriske model lyder altså som følgende:

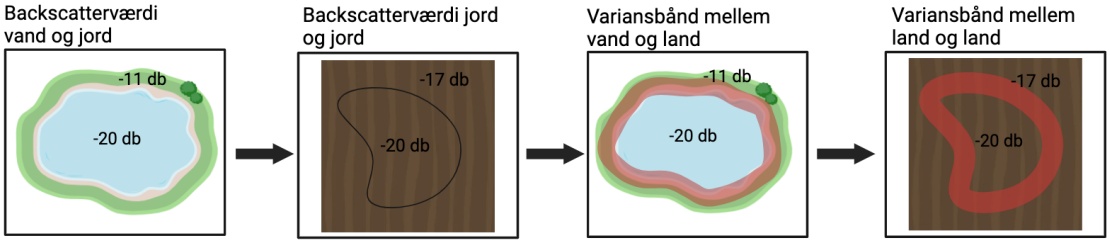
$$y = 0,171 \cdot x^{0,3115} \tag{4.1}$$

hvor y er standardafvigelse i dB, og x er areal i m^2. Modellen har en R^2 værdi på 0,74, hvilket vurderes som en acceptabel sammenhæng, der kan benyttes i DOS-modellen. For at undgå, at den empiriske model kan give urealistisk høje grænseværdier, er der fastsat en øvre grænse for, hvornår områder skal klassificeres som vand, og denne er sat til 2,8. Dette er valgt med udgangspunkt i referencedataen, da det herfra kan ses, at der ved en standardafvigelse over 2,8 udelukkende er områder med vand og ikke fejlklassificerede vand-områder. Der kan herfra beregnes en grænseværdi for arealet eller x-værdierne ved brug af formel 4.1, hvorfra det findes, at den empiriske model er gældende op til et areal på 7903 m^2. Den empiriske model ser herefter ud på følgende måde:

$$f(x) \begin{cases} 0,171 \cdot x^{3,115} & hvis\ 0,171 \cdot x^{3,115} \leq 2,8 \\ 2,8 & hvis\ 0,171 \cdot x^{3,115} > 2,8 \end{cases} \tag{4.2}$$

Denne empiriske model kan hermed benyttes til at sortere i de områder, der findes ud fra Thresholding-metoden og fjerne områder, der fejlagtigt er klassificeret som vand. Helt konkret fungerer det ved, at der for områderne klassificeret som vand ved Thresholding-metoden beregnes standardafvigelsen af et bånd beliggende omkring området klassificeret som vand ved brug af gis-funktionen *zonal statistics*, samt areal af området.

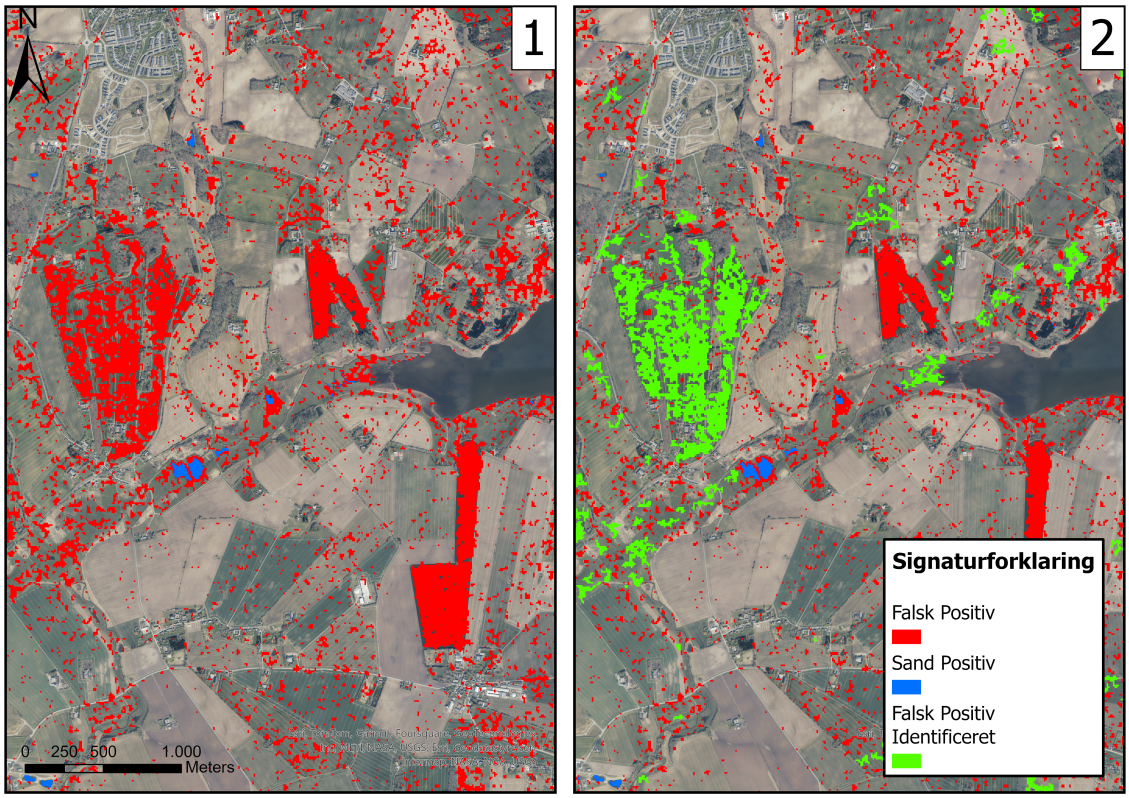
Denne standardafvigelse sammenholdes herefter med grænseværdien for standardafvigelse ved brug af formel 4.2. Hvis standardafvigelsen er højere end grænseværdien fastsat ved brug af formel 4.2, vil området klassificeres som vand, og hvis ikke vil det i stedet klassificeres som land. Herunder på figur 4.10 ses en konceptuel illustration, der viser, hvordan metoden bruges til at frasortere områder, som fejlagtigt er klassificeret som vand.



Figur 4.10. Varians-konceptet. Egenproduktion lavet med BioRender.com.

På figuren benyttes båndet altså til at beregne en standardafvigelse, som sammenholdes med grænseværdien fastsat ved brug af formel 4.2.

Herunder på figur 4.11 ses et kort over hvilke fejlklassificerede områder, der sorteres fra ved brug af denne metode.



Figur 4.11. Resultater for Varians-metoden. Kort 1 viser det thresholdede lag med både falsk positiv og sand positiv, hvor kort 2 viser de falske positiver der identificeres med metoden.

Af kortet fremgår det, at det ved at benytte Varians som metode, er muligt at identificere flere, især større områder, som ved udelukkende at benytte Thresholding klassificeres som vand, men er falske positiver. Det ses yderligere, at der er udfordringer ved de markområder, hvor størstedelen af markblokken er falsk positiv. Dette vil skyldes, at der ved overgangen fra en mark med lav backscatter til de omkringliggende marker med højere backscatter også vil være høj standardafvigelse. Det ses yderligere, at de mindre områder, der er klassificeret som falsk positiv generelt synes at være mere udfordrende at identificere ved Varians-metoden. Dette forekommer også logisk, da der er færre celler, der grænser op til dem, og derved også er mindre mulighed for, at der er en målbar forskel mellem det fejlklassificerede område og det omkringliggende område.

Ligesom ved de øvrige afsnit kan der ved brug af confusion matrix måles nøjagtighed efter brug af Varians-metoden. Udvalgte parametre ses i tabel 4.4 herunder (Se bilag A.3 for hele confusion matrix).

	User Accuracy	Producer Accuracy	Overall Accuracy
Threshold	0,852	0,455	0,688
Varians	0,876	0,413	0,677
Forskel	0,024	-0,042	-0,011

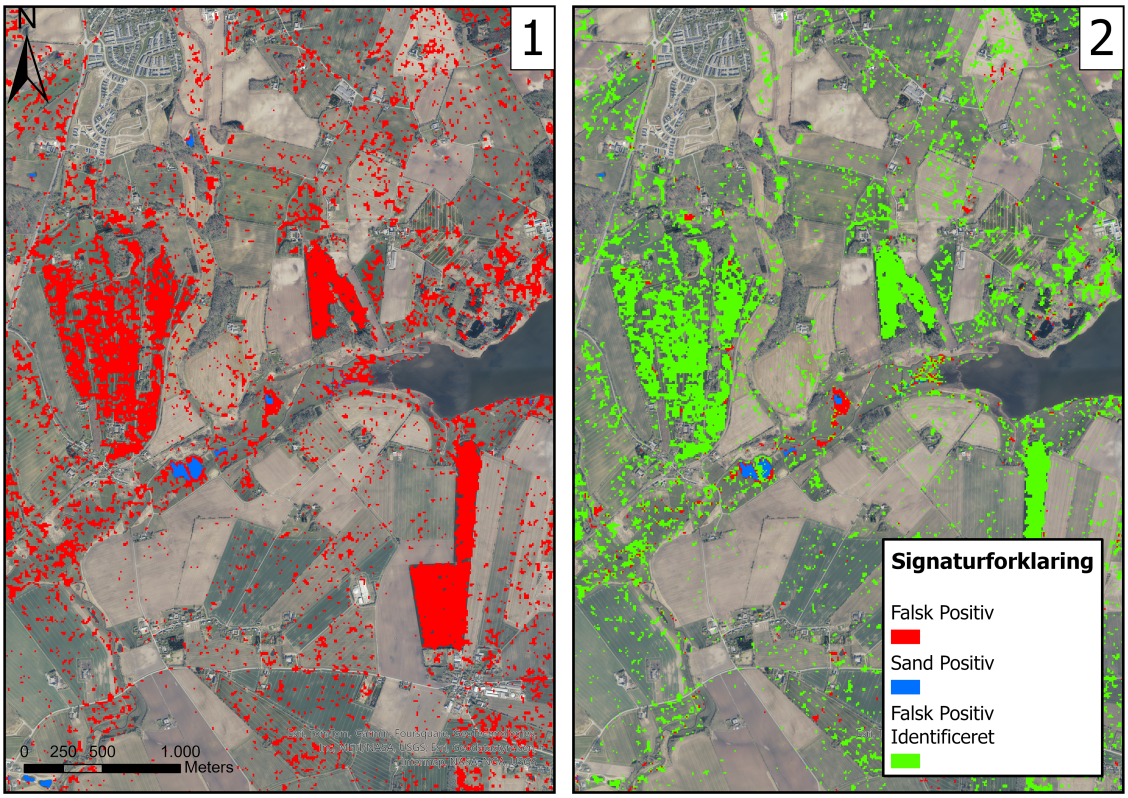
Tabel 4.4. User-, producer-, og overall accuracy fra confusion matrix for Varians og Threshold, samt forskellen på de to.

Sammenlignes Varians-metoden med Thresholding-metoden ses det, at der her sker en forøgelse i user accuracy på 2,4 %. Dette sker igen på bekostning af overall accuracy, som falder med cirka 1,1 %. Ved både Thresholding-, Polarisering- og Varians-metoden ses det, at der er områder, eksempelvis på bakker, hvor der ikke burde ligge vand, da det som udgangspunkt vil samle sig i depressioner i landskabet. Dette problem vil i næste afsnit adresseres ved brug af en terrænmodel.

4.5 Terræn og Lavninger

Danmarks Højdemodel (Terræn) er et dataprodukt, der udbydes af SDFI (Styrelsen for Dataforsyning og Infrastruktur), og som indeholder højdeinformationer for hele landet målt i forhold til det gennemsnitlige havniveau [SDFI, u.d.]. En national terrænmodel er særlig relevant at inddrage, da den indeholder relevant viden om hydrologiske forhold i landskabet heriblandt, hvor der er depressioner, og hvor vand typisk vil samle sig. Det er derfor relevant at inkludere en terrænmodel, da der denne vej igennem vil kunne sorteres i dataen og fravælges fejlklassificerede vand-områder.

Helt konkret benyttes et kortlag med lavninger i landskabet, som er dannet på baggrund af Danmarks Højdemodel til at frasortere alle områder, som ikke er i lavninger. Kortene på figur 4.12 herunder viser et eksempel på, hvad der er sorteret fra ved brug af Terræn-metoden.



Figur 4.12. Resultater for Terræn-metoden. Kort 1 viser det thresholdede lag med både falsk positiv og sand positiv, hvor kort 2 viser de falske positiver der identificeres med metoden.

På kortet ses det, at udnyttelsen af en terrænmodel er særlig effektiv, når der skal identificeres områder, der fejlagtigt er klassificeret som vand, altså *Falsk Positiv*. Igen vil nøjagtigheden vurderes ved brug af en confusion matrix. Udvalgte parametre ses i tabel 4.5 herunder (Se bilag A.4 for hele confusion matrix).

	User Accuracy	Producer Accuracy	Overall Accuracy
Threshold	0,852	0,455	0,688
Terræn	0,983	0,358	0,676
Forskel	0,131	-0,097	-0,012

Tabel 4.5. User-, producer-, og overall accuracy fra confusion matrix for Terræn og Threshold, samt forskellen på de to.

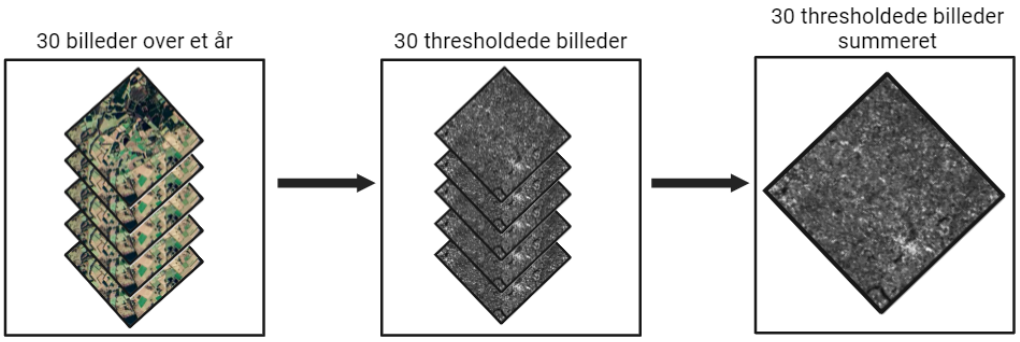
I tabellen ses det, at user accuracy forbedres betydeligt ved at inkludere Terræn-metoden, da den stiger fra 85,2 % til 98,3 %, hvilket er en forøgelse på 13,2 %. Modsat falder producer accuracy med 9,7 %. DOS-modellens overall accuracy falder dog kun fra 68,8 % til 67,6 %, altså en reduktion på 1,2 %. Igen ses det, at der sker en forøgelse i user accuracy, som indikerer hvor stor en andel af de områder, der identificeres som vand, der reelt er vand. Dette sker på bekostning af producer accuracy, altså hvor stor andel af de samlede områder med vand som klassificeres som vand. Igen vægtes user accuracy særlig højt, hvorfor det er en betydelig forbedring af modellen at inkludere Terræn-metoden.

4.6 Change Detection

Change Detection er en metode inden for dataanalyse og billedbehandling, der anvendes til at opdage og evaluere ændringer i data eller billeder over tid [Gong Jianyaa og Qimingb, 2008, s. 758]. Grundprincippet i Change Detection konceptet er det samme som ved Thresholding, da der også her bruges en grænseværdi til at adskille, hvad der er vand, og hvad der ikke er. En mulighed ved Change Detection er at identificere visse områder, der gentagende gange vises som oversvømmede uden reelt at være det, hvilket kan ske, hvis overfladen er meget homogen. Dette kan eksempelvis være fodbold- og golfbaner, der agerer som en specular reflektor.

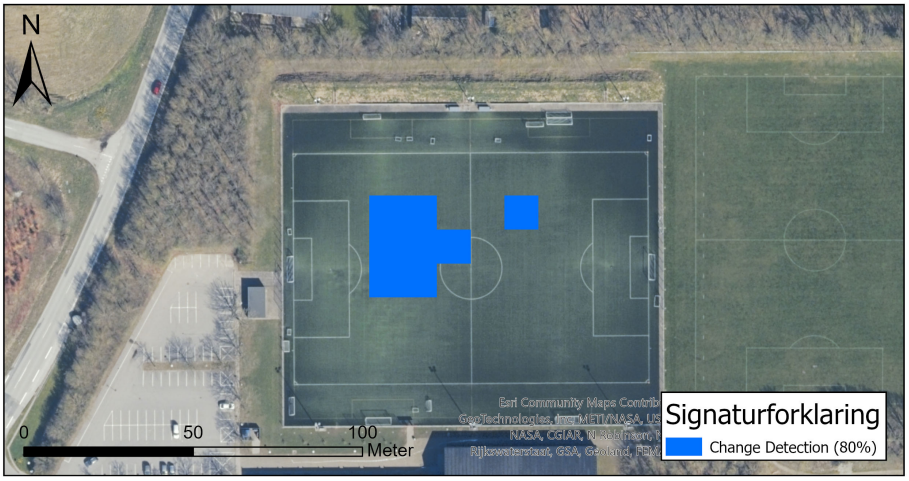
En måde at identificere de områder som satellitten fejlfortolker som værende vand, er ved at danne et frekvenslag, hvor hele tidsserien bliver summeret til ét lag. Det betyder dermed, at de 30 billeder for 2023 bliver lagt sammen til ét. Områderne klassificeres herefter i procentintervaller for at angive, hvor ofte en celle er blevet klassificeret som vand.

På figur 4.13 herunder ses en konceptuel illustration, der viser, hvordan Change Detection metoden kan benyttes til at identificere områder, som fejlagtigt er klassificeret som vand.



Figur 4.13. Change Detection konceptet. Egenproduktion lavet med BioRender.com.

Med frekvenslaget vil grænsen eksempelvis kunne sættes til 80 %, hvor alle celler, der er oversvømmet mere end 80 % af året, vil blive frasorteret. Et eksempel på dette ses på kortet på figur 4.14 herunder.



Figur 4.14. Eksempel på en fodboldbane fundet ved anvendelse af Change Detection metoden.

Grunden til, at dette ikke er 100 % skyldes, at der kan være sæsonvariationer. Noget som tydeligvis er en fodboldbane, og som dele af året vil blive registreret som værende vand, vil andre dele af året ikke registreres som værende vand. En anden problematik ved at sætte grænseværdien til 80 % er, at områder som for eksempel fodboldbaner og golfbaner ikke sorteres fra, se eksempelvis kortet på figur 4.14, da de grundet forskellige omstændigheder ikke registreres som vand på over 80 % af de 30 satellitbilleder. For at fange disse områder vil det være nødvendigt at ændre grænseværdien til eksempelvis 60 %. Dette vil til gengæld resultere i, at der sorteres en stor del af de korrekt klassifcerede vandområder fra, hvorfor grænsen holdes ved 80 %.

Ved anvendelse af en tidsserie over et år kan der altså opstå visse fejl eller problemer med Change Detection analysen. Dette skyldes særligt sæsonvariationer, der kan føre til naturlige ændringer i landskabet såsom skift i vegetation, vandstande i åer eller søer, sne- og isdække. Disse ændringer kan føre til forskelle i billederne over tid og derved påvirke resultaterne af Change Detection analysen. Derudover kan menneskelige aktiviteter ligeledes have en indflydelse, da markerne ændrer karakter hen over året [Asokan og Jude, 2019].

Ligesom ved de øvrige afsnit er det ved brug af en confusion matrix undersøgt, hvorvidt inkluderingen af metoden forbedrer nøjagtigheden af DOS-modellen. Udvalgte parametre ses i tabel 4.6 herunder (Se bilag A.5 for hele confusion matrix).

	User Accuracy	Producer Accuracy	Overall Accuracy
Threshold	0,852	0,455	0,688
Change Detection	0,848	0,443	0,682
Forskel	-0,004	-0,012	-0,006

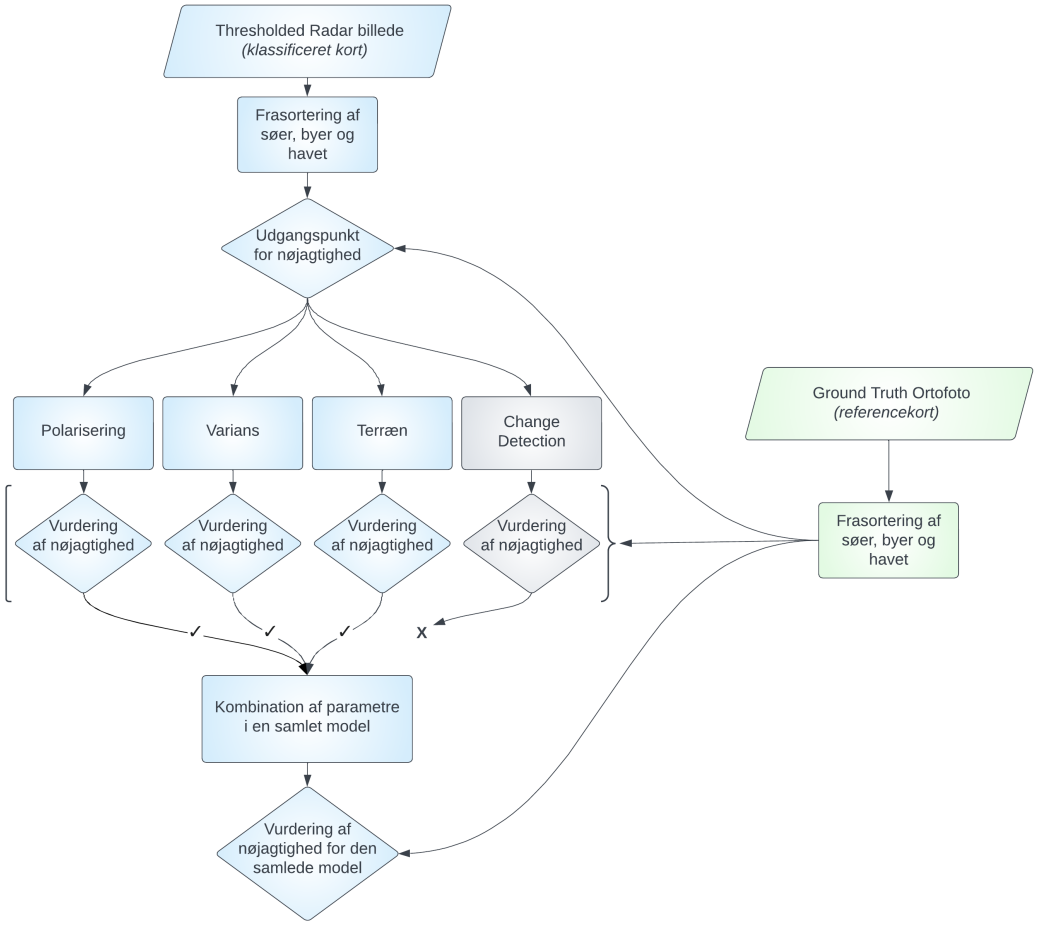
Tabel 4.6. User-, producer-, og overall accuracy fra confusion matrix for Change Detection og Threshold, samt forskellen på de to.

Hvis der indledningsvist ses på user accuracy, ses det, at den falder med cirka 0,3 %, hvilket allerede indikerer, at Change Detection som metode ikke er fordelagtig at inddrage i denne sammenhæng. Overall accurcay falder med cirka 0,6 %, mens producer accuracy for identifikationen af vand falder med 1,2 %. Det kan herfra udledes, at Change Detection ikke forbedrer DOS-modellen, hvorfor den også vil udelades fra den samlede model, som gennemgås i næste afsnit.

4.7 Samlet Model til Detektion af Oversvømmelser med SAR

Som det fremgår af de foregående afsnit, er der en række funktioner og metoder, som er relevante at inddrage for at kunne benytte SAR-billeder til at identificere oversvømmelser. De kan overordnet inddeles i pre- og post-processing. Pre-processing er de trin, som er vist i figur 3.1 i kapitel 3 og er de trin, der er nødvendige at gennemgå før der opnås et SAR-billede, der kan analyseres. Post-processing indebærer Thresholding, Change Detection, Varians samt inddragelsen af andet relevant data heriblandt DHM Terræn og GeoDanmark-data.

Disse trin har alle til formål at forbedre modellens nøjagtighed ved at fjerne områder, der fejlagtigt er klassificeret som vand. Herunder på figur 4.15 kan en opdateret version af analyseflowet ses.



Figur 4.15. Opdateret flow for udarbejdelse af DOS-modellen. Egenproduktion lavet med Lucidchart (lucid.co).

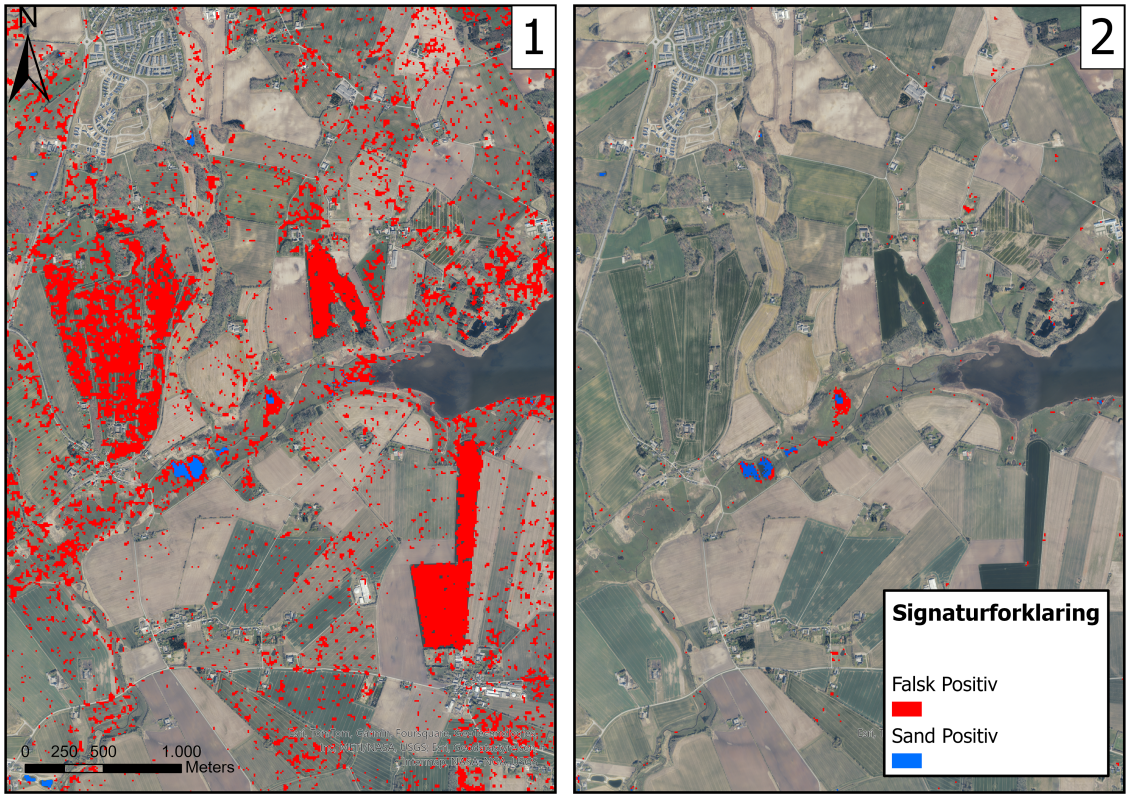
Heraf fremgår det, at Change Detection ikke er inddraget, da dette ikke viste en forbedring af nøjagtigheden. Både Polarisering, Varians og Terræn er inkluderet, da disse forbedrer user accuracy.

En oversigt over data-input til DOS-modellen kan ses i tabel 4.7 herunder.

Data produkt	Ejer	Beskrivelse
Sentinel-1	ESA	SAR-data, GRD, IW, VV/VH
DHM	SDFI	Digital terrænmodel
Søer, GeoDanmark	SDFI	Permanente søer i Danmark
Kyst, GeoDanmark	SDFI	Danmarks kystlinje
Byzoner	Plan- og landdistriktsstyrelsen	Byzoner i Danmark

Tabel 4.7. Oversigt over data-input til den samlede DOS-model.

Kortene herunder på figur 4.16 viser DOS-modellens output, når metoderne samles i en samlet model.



Figur 4.16. Resultater for den samlede model. Kort 1 viser det thresholdede lag med både falsk positiv og sand positiv, hvor kort 2 viser resultatet for den samlede DOS-model.

Sammenlignes DOS-modellens output med det thresholdede lag, ses det, at der er meget få falske positiver tilbage. De store markområder, der agerede som *specular reflectors*, er blevet fjernet. Her er det især Terræn-metoden, men også Varians-metoden, som har bidraget til fjernelsen af disse områder. De mindre områder er i højere grad fjernet af Polariserings-metoden og igen Terræn-metoden. Dette viser, hvorfor det er nødvendigt at benytte og samle de forskellige metoder i en samlet model for at opnå et så præcist oversvømmelseskort som muligt.

Confusion matrix benyttes endeligt til at vurdere DOS-modellens performance, hvorfra udvalgte parametre kan ses herunder i tabel 4.8 (Se bilag A.6 for hele confusion matrix).

	User Accuracy	Producer Accuracy	Overall Accuracy
Threshold	0,852	0,455	0,688
Polarisering	0,862	0,455	0,687
Varians	0,876	0,413	0,677
Terræn	0,983	0,358	0,676
Samlet Model	0,986	0,313	0,654
Forskel	0,134	-0,142	-0,034

Tabel 4.8. User-, producer-, og overall accuracy fra confusion matrix for hver metode og for den samlede DOS-model. Forskel er differencen mellem Threshold og Samlet Model.

User accuracy er ved den samlede DOS-model på 98,6 %, hvilket er et tilfredsstillende resultat, og betyder, som tidligere forklaret, at 98,6 % af de områder, der udpeges som værende vand, rent faktisk er vand. Ses der omvendt på producer accuracy ligger den på 31,3 %, hvilket betyder, at lidt under 70 % af de områder, som er vand ikke findes ved at anvende DOS-modellen. Dette kan synes meget højt, men her må begrænsningerne ved at anvende satellit-data imidlertid tages i betragtning.

Grundet den relativt lave opløsning, som er et grundvilkår, når der arbejdes med satellit-data, kan det ikke forventes, at alt vand kan identificeres heriblandt især mindre områder. Yderligere vil opløsningen også betyde, at det ikke er muligt at opnå en præcis afgrænsning af området, da det skal dækkes med 10x10 m celler, hvorfor der også vil være dele af områderne med vand, der ikke vil blive klassificeret korrekt. Dette er også grunden til, at der både her og i evalueringen af metoderne i afsnit 4.2, 4.3, 4.4, 4.5 og 4.6 er et særligt fokus på user accuracy, altså DOS-modellens evne til at kun identificere områder som værende vand, som rent faktisk er vand. Modellen har endeligt en samlet nøjagtighed på 65,4 % og en Kappa-værdi på 0,31, se bilag A.6. Kappa-værdien kan, hvis der henvises til afsnit 3.2.3, karakteriseres som værende "Ok". Overordnet set kan DOS-modellens præstation vurderes som værende acceptabel. Hvis der derimod udelukkende ses på user accuracy, så er præstationen god.

I næste afsnit vil der med udgangspunkt i DOS-modellen og SAR-data for et helt år laves en kortlægning, der har til formål at vise, hvor og hvor ofte områder ligger under vand.

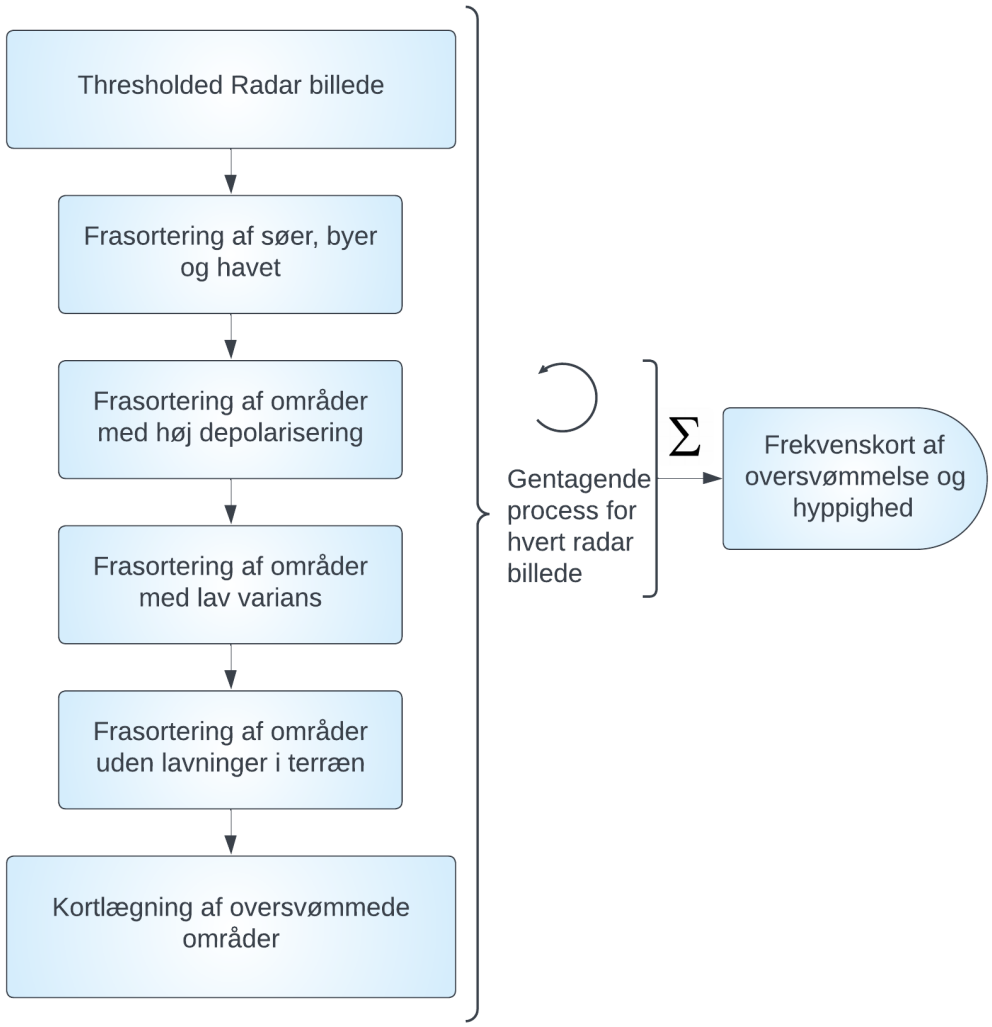
4.8 Kortlægning af 2023

Kortlægningen over et år er lavet for 2023, og datoerne for satellit-overflyvningerne kan ses i tabel 4.9 herunder.

Datoer for SAR-Billeder		
06-01-2023	06-05-2023	03-09-2023
18-01-2023	18-05-2023	15-09-2023
30-01-2023	30-05-2023	27-09-2023
11-02-2023	11-06-2023	09-10-2023
23-02-2023	23-06-2023	21-10-2023
07-03-2023	05-07-2023	02-11-2023
19-03-2023	17-07-2023	14-11-2023
31-03-2023	29-07-2023	26-11-2023
12-04-2023	10-08-2023	08-12-2023
24-04-2023	22-08-2023	20-12-2023

Tabel 4.9. Datoer for downloadede SAR-billeder.

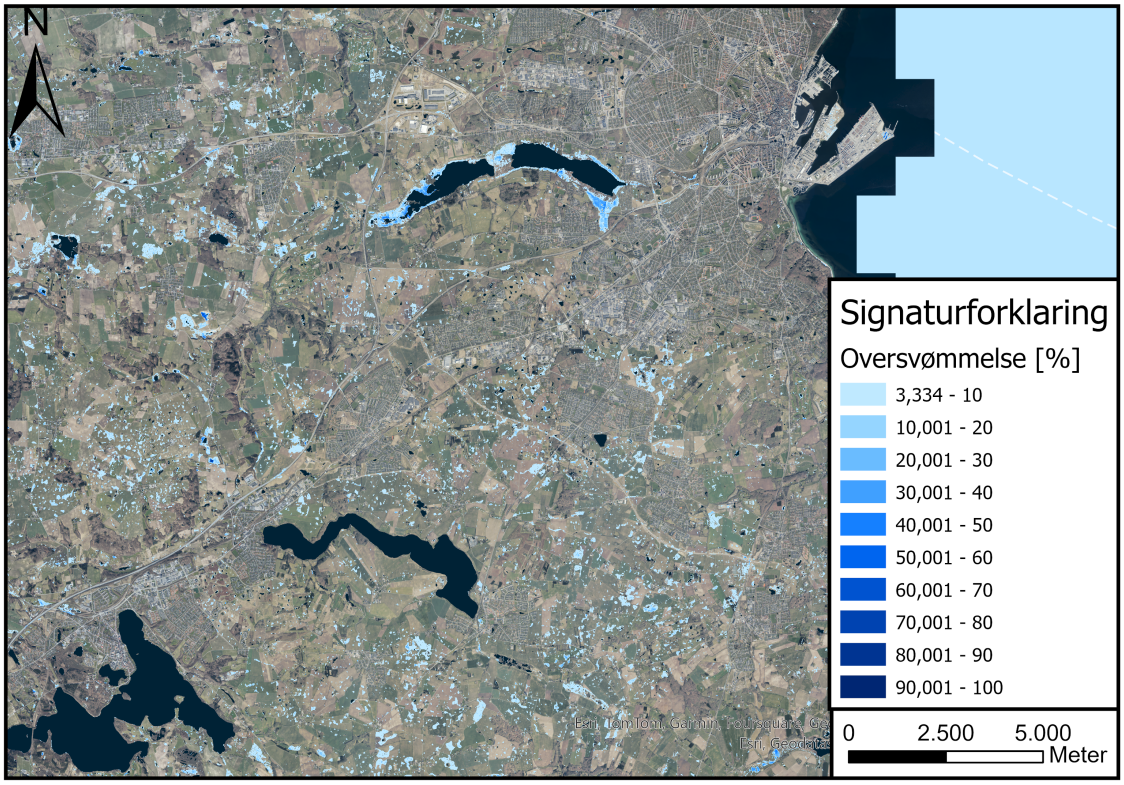
Alle downloadede SAR-billeder køres gennem DOS-modellen, hvor der nu er en kronologisk frasortering på baggrund af hvert parameter frem for, at hver del undersøges enkeltvist. Dette er illustreret med figur 4.17.



Figur 4.17. Konceptuel model over trin og metoder der anvendes i DOS-modellen. Egenproduktion lavet med Lucidchart (lucid.co).

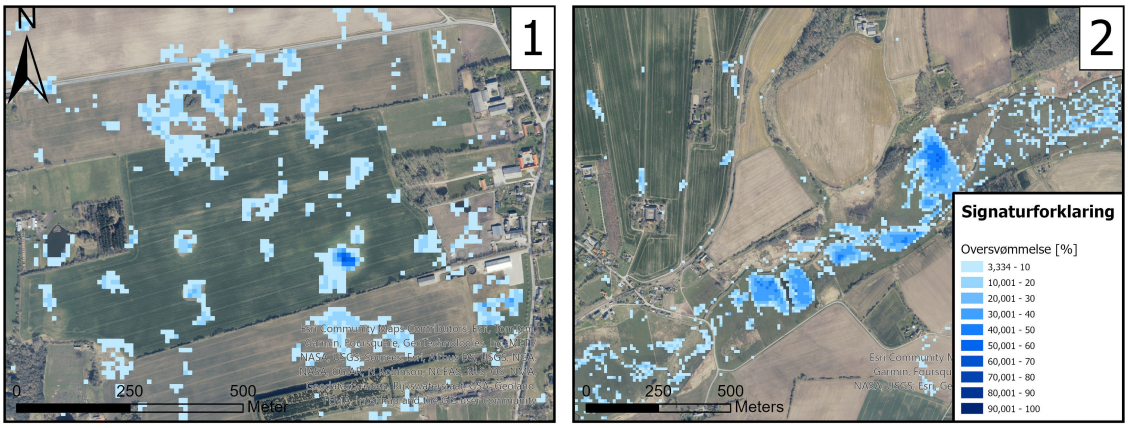
Som vist på figuren, er det en trinvis gentagende process, der gennemføres for hvert SAR-billede, hvor der til sidst udregnes en sum af billederne, hvilket resulterer i et frekvenskort.

Som tidligere nævnt er den tidslige opløsning 12 dage, hvilket omregnes til % i kortlægningen. Altså ligges der 3,33 % til en celle for hvert SAR-billede, der viser, den er oversvømmet. Dette bygger på en antagelse om, at hvis SAR-billedet viser, at der er oversvømmet, så svarer denne oversvømmelse til 12 dage. I virkeligheden vil dette ikke nødvendigvis være gældende og markområderne, hvor der ligger vand, kan i princippet være drænet igen dagen efter, dataen er indsamlet, hvilket vil føre til en overestimering af oversvømmelsesfrekvensen. Dette er en usikkerhed, som er vigtigt at have in mente, når der tolkes på resultaterne. Kortet på figur 4.18 herunder viser den samlede kortlægning af, hvor og hvor ofte områder oversvømmes.



Figur 4.18. Kortlægning af oversvømmelser og hyppighed for Aarhus.

På kortet ses det, at de største områder særligt ligger ved blandt andet Brabrand sø vest for Aarhus, hvor der også er etableret vådområder, og som yderligere er et Natura 2000 område. Området, som er benyttet til at sammenligne metoderne i den sydlige del af Aarhus Kommune, ses på kort 2 på figur 4.19, mens kort 1 viser et markområde øst for Beder, som er præget af oversvømmede markområder i løbet af året.



Figur 4.19. Udvalgte områder fra kortlægningen af oversvømmelser og hyppighed.

Af kort 1 på figur 4.19 fremgår det, at det ved at lave denne kortlægning er muligt at differentiere mellem, hvor belastede de forskellige markområder er af oversvømmelse. Det ses blandt andet, at området, der fremstår mest mørkeblåt, er væsentlig mere vandlidende end de øvrige områder.

Dette område er ifølge DOS-modellen oversvømmet 60 % af året, hvor de omkringliggende områder ligger på 10-30 %. Kort 2 viser, de lavtliggende markområder, der ligger ved et vandløb i den sydlige del af caseområdet. Her ses det tydeligt, at området er præget af oversvømmelser, hvor de større områder er oversvømmet mellem 20-50 % af året. Disse områder kan derfor også være oplagte at se på i henhold til udtagelsen af markområder. Til dette kan der tilføjes en nuancering i forhold til anvendelsen af markområderne, og hvad der dyrkes. Data omkring dette er tilgængeligt fra Landbrugsstyrelsen, som offentliggør et Markblokkort for hvert år, hvori det er noteret, hvad der dyrkes på marken [Landbrugsstyrelsen, u.d.].

Heraf fremgår det, at der ved markblokken på kort 1 er omdrift betydende, at der veksles mellem forskellige afgrøder. Markblokkene indeholdende de store oversvømmede arealer på kort 2 er derimod permanent græs betydende, at det ikke dyrkes, hvilket yderligere er en tilskudsberettiget ordning, hvorfor dette område er mindre relevant end markblokken på kort 1.

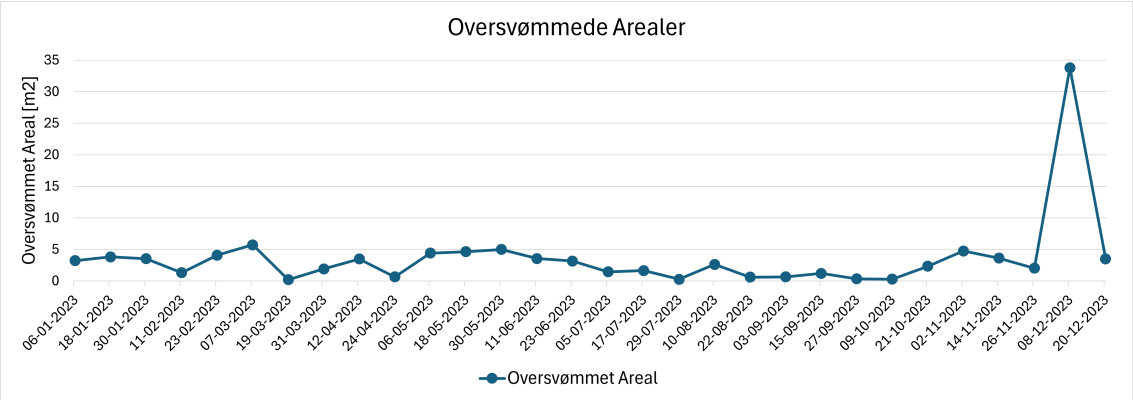
Ud fra figur 4.18 kan der laves en sammenfatning over hvor stort areal, der er oversvømmet i 10 % intervaller i løbet af året, hvilket ses på tabel 4.10 herunder.

%	**Celler**	M^2	KM^2
0-10	480655	48065500	48,0655
10-20	48095	4809500	4,8095
20-30	7763	776300	0,7763
30-40	4259	425900	0,4259
40-50	785	78500	0,0785
50-60	265	26500	0,0265
60-70	255	25500	0,0255
70-80	142	14200	0,0142
80-90	69	6900	0,0069
90-100	7	700	0,0007

Tabel 4.10. Sammenfatning af antal celler og areal oversvømmet, opdelt i 10 % intervaller for oversvømmelseshyppighed.

Her ses det, at der fra kategorien med områder, der er oversvømmet fra 0-10 % af året, er et markant fald ned til næste kategori med områder, der er oversvømmet 10-20 % af året. Det er relevant at lave denne inddeling, da jord, som oftere ligger under vand og er vandmættet, ikke udleder og dermed har udledt lige så meget CO_2 som jord, der er drænet. Omvendt er der ved jord som ikke er hyppigt oversvømmet også potentiale for opnå en større klimaeffekt ved at omlægge til vådområder, da udledningen her kan begrænses betydeligt. Dette kræver dog, at jorden ikke allerede har udledt den CO_2, der var mulig grundet dræningen af jorden.

Ligesom det er relevant at vide hyppigheden og udbredelsen af oversvømmelser på givne lokationer, er det også relevant at undersøge det tidslige aspekt af udbredelsen af oversvømmede områder. Herunder på figur 4.20 ses en graf over den årlige variation af oversvømmede områder.

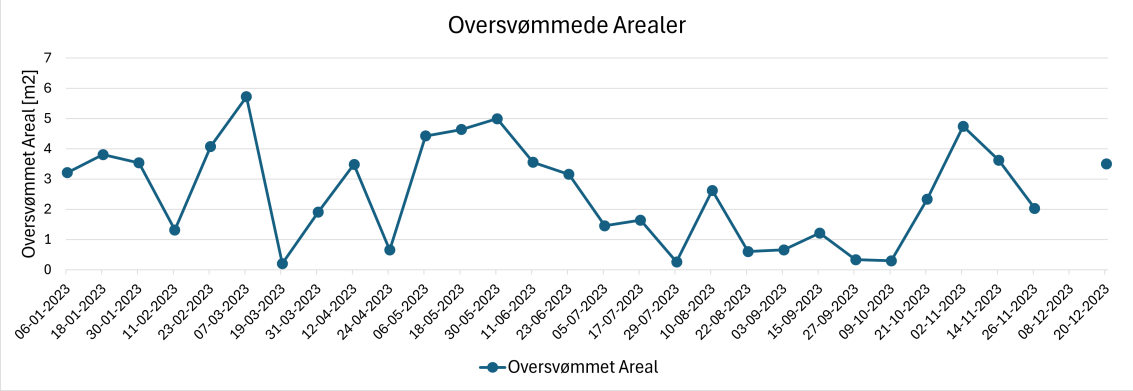


Figur 4.20. Oversvømmede arealer over tid i Aarhus Kommune.

Grafen på figur 4.20 viser, at særligt ét tidspunkt skiller sig ud, dette værende den 8. December 2023, hvor der er et væsentligt større areal oversvømmet end ved de øvrige datoer. Sne er en af de faktorer, der kan have stor indflydelse på, at det radaren ser klassificeres som vand. Når der ligger sne på overfladen, vil det i endnu højere grad end en flad mark agere som *specular* overflade. Det er derfor oplagt at undersøge, hvorvidt der var sne på dette tidspunkt i Aarhus.

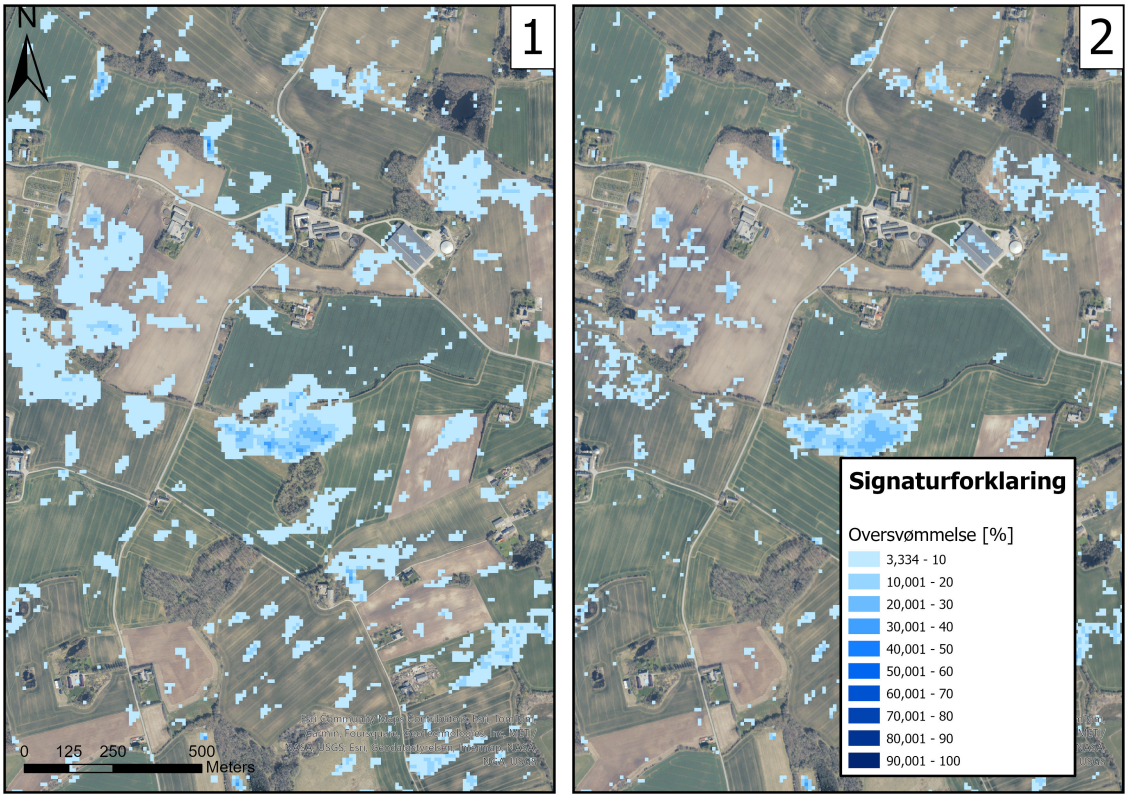
Ved opslag i DMI's vejrarkiv ses det, at der den 8. December var en maksimal snedybde på 10,6 cm, og at størstedelen af Aarhus Kommune var dækket af mellem 5-10 cm sne. Sammenlignes den 8. december med 20. december ses der et betydeligt fald, hvilket igen kan forklares ved sneen, da der 20. december 2023 ikke var noget sne ifølge DMI's vejrarkiv [DMI, u.d.].

Dette viser en begrænsning ved metoden og DOS-modellen, da der sker en tydelig overestimering af mængden af oversvømmede områder, når der er sne. Det kan af denne grund være nødvendigt at frasortere SAR-billeder, hvor der ligger sne, da dette kan medføre denne overestimering. 8. december kan dermed frasorteres fra datasættet, hvilket resulterer i at figur 4.20 ændres til figur 4.21 herunder.



Figur 4.21. Oversvømmede arealer over tid i Aarhus Kommune uden sne.

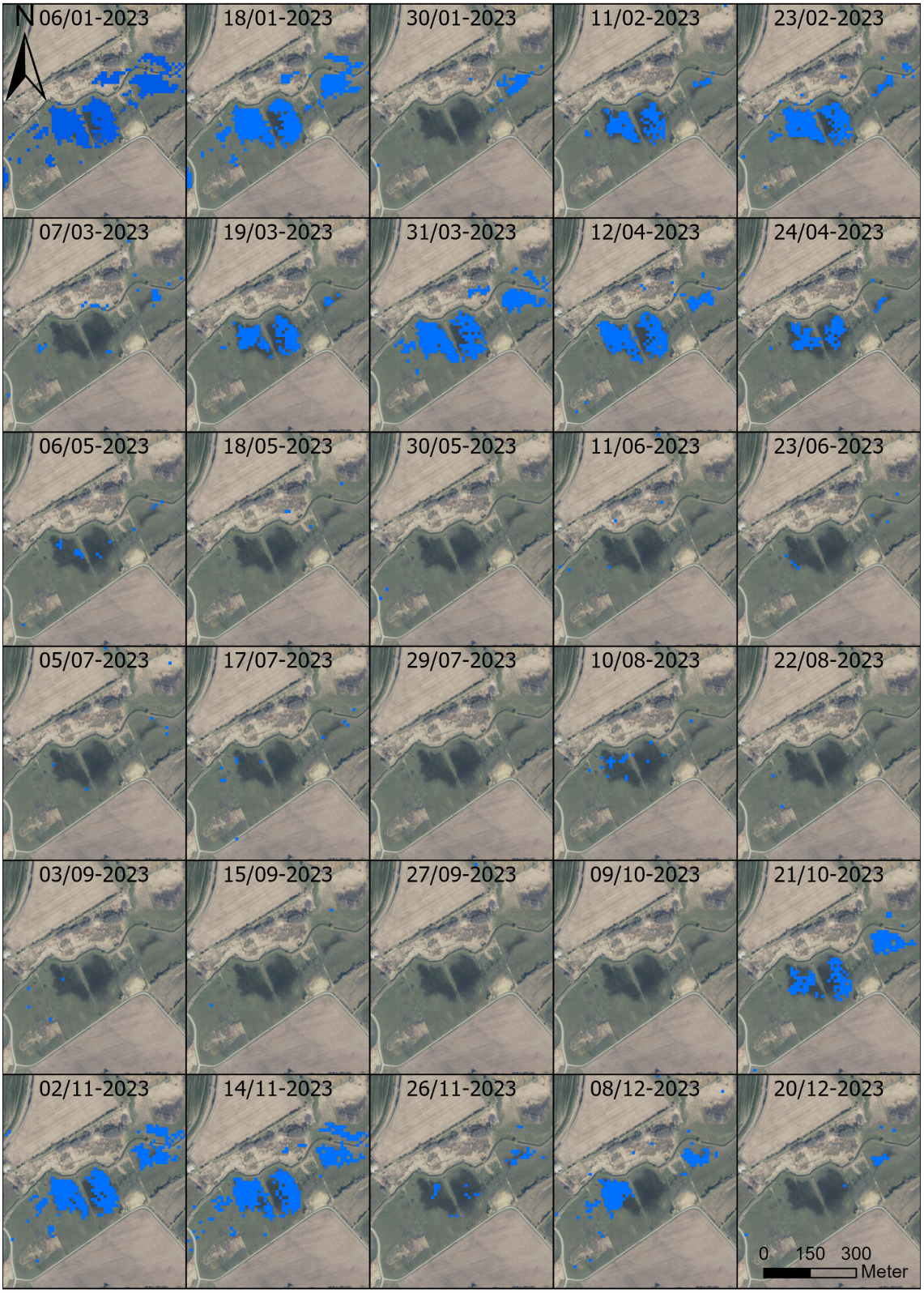
Ved at frasortere den 8. december er det tydeligere at se variationen i mængden af oversvømmede områder hen over året. Generelt ses det, at det varierer på tværs af året med få oversvømmede områder fra juli til start oktober. Da den 8. december og sne er identificeret som værende en fejlkilde grundet sneen, kan der også laves en ny samlet kortlægning bestående af i alt 29 SAR-billeder. Kortet på figur 4.22 herunder viser et eksempel på nogle af de områder, der fjernes ved at udelade SAR-billedet med sne.



Figur 4.22. Hyppighed af oversvømmelse, hvor kort 1 viser kortlægningen ved brug af alle SAR-billeder, og kort 2 viser kortlægningen uden SAR-billedet fra den 8. december.

På kortene ses det, at der er en reduktion i udbredelsen af de oversvømmede områder, og de viser også, at snedækket betyder, at en væsentlig større del af caseområdet klassificeres som værende oversvømmet. Denne begrænsning ved metoden er dermed vigtig at have med, når SAR-data benyttes til identifikation af oversvømmede områder.

Endeligt kan der vises en sekvens af kort over, hvad der er identificeret som vand ved brug af DOS-modellen. Til dette er området i den sydlige del af Aarhus Kommune igen benyttet. Kortene er vist på figur 4.23 herunder og er i rækkefølge fra venstre til højre med dato angivet øverst på hvert kort.



Figur 4.23. Udviklingen i udbredelsen af oversvømmede områder for 2023, markeret med blåt.

Af kort-sekvensen fremgår det tydeligt, hvordan der i starten af året frem til og med april er vand på marken, hvorefter der fra maj til midt oktober er identificeret begrænset vand på marken. Sidst er der fra slut oktober frem til slutningen af året igen identificeret vand.

4.9 Delkonklusion

Det kan ud fra dette kapitel konkluderes, at det ved brug af SAR-data er muligt at identificere oversvømmede områder i det åbne land. Det har været muligt at forbedre nøjagtigheden af Thresholding-metoden ved at benytte forskellige metodiske tilgange og analytiske værktøjer og koble alt dette i en samlet DOS-model med en user accuracy på 98,6 % og producer accuracy på 31,3 %. Ved at anvende DOS-modellen er der behandlet i alt 30 SAR-billeder og udarbejdet en samlet kortlægning over hyppigheden og udbredelsen af oversvømmede områder. Dette muliggør en udpegelse af områder, som er interessante i forhold til udtagelsen af lavbundsjorde. Det har også været muligt at identificere tidspunkter, dog med en 12 dags opløsning, hvor der i caseområdet forekommer flest oversvømmede arealer. Dette har også vist, at DOS-modellen som udgangspunkt ikke kan benyttes, når snedækket er for tykt, da områder vil agere som *specular reflectors*, og derfor fejlagtigt klassificeres som vand.

Analyse og Validering af Modelresultater 5



Som beskrevet i afsnit 3.3 vil denne del af analysen omhandle validering af DOS-modellen og kortlægningen fra det forrige kapitel ved hjælp af forskellige metoder og data. Indledningsvist gøres dette ved at sammenligne med indsamlede feltdata, herunder opmålinger af oversvømmede områder og udtagning af jordprøver. Herefter sammenlignes det tidslige perspektiv af kortlægningen med grundvands- og nedbørsdata fra samme periode, og afslutningsvist undersøges sammenhængene med multispektral optisk data.

5.1 Sammenligning med Feltdata

På feltturen blev der udført GPS-opmålinger af oversvømmede områder samme dag, som Sentinel-1 satellitten passerede Danmark. Der blev yderligere indsamlet jordprøver, som efterfølgende blev analyseret i laboratoriet. Indholdet af organisk materiale og organisk kulstof i prøverne blev bestemt ved hjælp af glødetabsmetoden. Disse metoder er nærmere beskrevet i afsnit 3.3.1.

Formålet med feltdataen er derved også todelt, hvor opmålingen af områderne skal benyttes til validering af DOS-modellen, mens jordprøverne og bestemmelse af organisk materiale skal give en indikation om, der ved de identificerede områder, som ofte er oversvømmede, er et sammenfald med højere organisk materiale. Dette er særlig relevant i forhold til projektets afsæt, beskrevet i kapitel 1, hvori kortlægningen og udtagelsen af lavbundsjorde er beskrevet som vigtige midler til opfyldelsen af FN's verdensmål.

5.1.1 Opmålte Oversvømmede Områder

For at validere og efterprøve resultaterne fra DOS-modellen er der, som forklaret i afsnit 3.3, lavet manuelle opmålinger af oversvømmede arealer den 13. marts 2024, hvilket er samme dag, som Sentinel-1 satellitten indsamler data ved caseområdet. De manuelle opmålinger betyder også, at der her udelukkende kan foretages en kvalitativ sammenligning med stikprøver. Dette begrænser sammenligningsgrundlaget i forhold til eksempelvis referencekortet fra kapitel 4.

De opmålte områder er ligeledes begrænset til steder, der kunne tilgås på feltturen, hvor enkelte områder også af den grund er opmålte med en enkelt punktmåling på afstand grundet begrænset tilgængelighed. Det er dog alligevel værd at inddrage, da der ved disse opmålinger er overenstemmelse i tid mellem SAR-målingen og de manuelle opmålinger.

På kortene i figur 5.1 herunder kan der ses dele af caseområdet med de manuelt opmålte oversvømmede områder samt hvilke områder, der registreres som værende oversvømmet ud fra SAR-dataen.



Figur 5.1. Målepunkter fra 13/3-2024 sammenlignet med DOS-modellens output med SAR-data anvendt fra samme dag.

Ud fra kortene ses det, at der ikke er fuldstændig overensstemmelse mellem de manuelt opmålte områder og de områder, der udpeges ved at benytte DOS-modellen. På kort 1 rammes et af de to manuelt opmålte områder, dog har områderne fra modellen en væsentlig større udbredelse. På kort 2 rammes begge områder, her er der dog kun en enkelt punktopmåling registreret ved begge områder, hvorfor det ikke kan udledes hvor stor en del af outputtet fra modellen, der ligger indenfor den reelle udbredelse. På kort 3 rammes ingen af de manuelt opmålte områder, mens området på kort 4 rammes. Fire ud af 13 af de manuelt opmålte områder identificeres herved ved brug af modellen, svarende til 30,8 %.

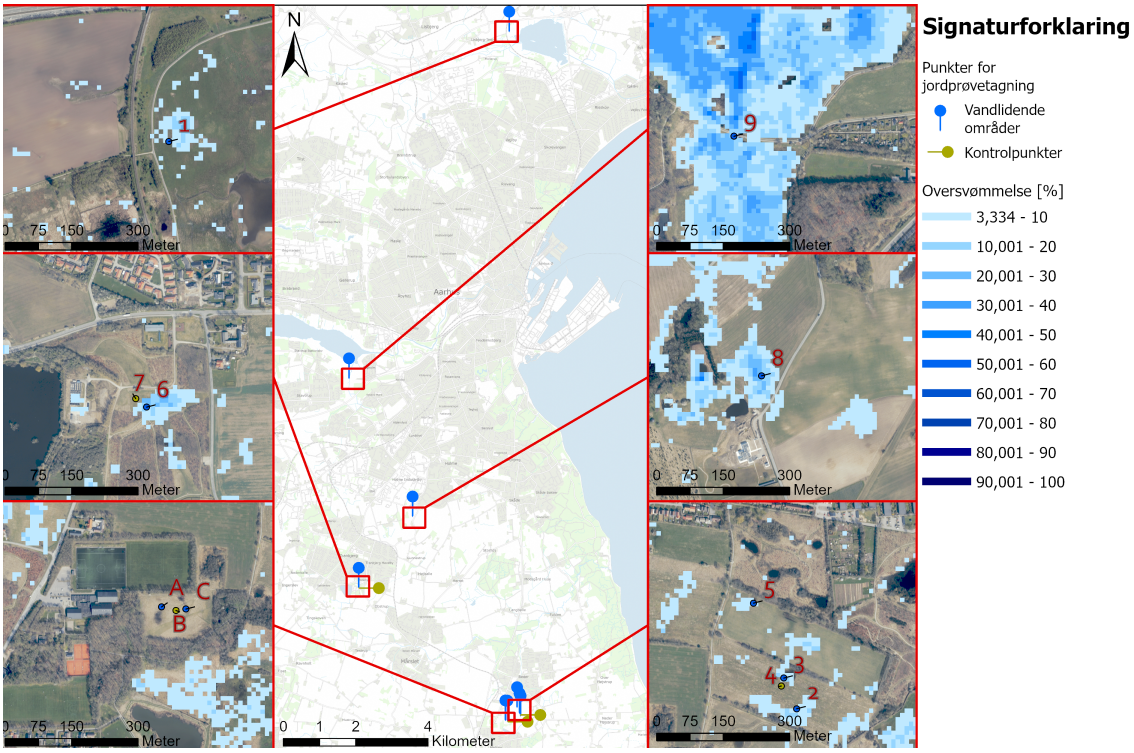
Det begrænsede overlap mellem det, der er fundet ved brug af SAR-data og de manuelle opmålinger, kan skyldes flere ting, hvor den mest indlysende er, at DOS-modellen er udarbejdet således, der opnås en høj user accuracy, og at det med stor sikkerhed kan siges,

at de områder som udpeges rent faktisk er vand. Dette betyder også, at der identificeres en mindre del af den samlede udbredelse af oversvømmede områder. DOS-modellen har en producer accuracy på 31,3 %. Dette betyder også, at der er risiko for, at oversvømmede områder fejlagtigt klassificeres som værende land og dermed ikke vand. Sammenholdes dette med de 30,8 % af de manuelt opmålte områder, som identificeres den 13. marts 2024, så er det også forventeligt, at ikke alle områder identificeres. Et andet parameter, som også er nævnt i afsnit 4.7, er opløsningen, hvilket også er afgørende for, hvorvidt områderne kan identificeres. Her er det, som afdækket i afsnit 4.4, også sværere at identificere og korrekt klassificere mindre områder med den metodiske tilgang, som er benyttet samt den store cellestørrelse.

Der er altså stadig forbundet visse udfordringer ved DOS-modellens evne til at identificere oversvømmede områder, især når der arbejdes med relativt små områder. Der er dog en god overensstemmelse mellem modellens identifikation af vand og de faktiske vandområder, som afspejles i modellens høje user accarucy på 98,6 %.

5.1.2 Organisk Materiale i Jorden

Der er ved analysen af jordprøverne undersøgt indholdet af organisk materiale og organisk kulstuf, som beskrevet i afsnit 3.3.1. Formålet er at afdække, om der er en sammenhæng mellem indholdet af organisk materiale og hyppigheden af oversvømmelse. Herigennem kan DOS-modellen valideres, og det kan efterprøves, om den kan anvendes til udpegning af lavbundsjorde, som vil være oplagte at tage ud af drift. Lokationen for jordprøverne er præsenteret i afsnit 3.3.1 på figur 3.7. Dette kan ses mere detaljeret på kortene i nedenstående figur 5.2.



Figur 5.2. Placering af jordprøver i forhold til hyppighed af oversvømmelse.

Jordprøve 1, 2, 3, 5, 6, 8 og 9 er taget indenfor områder, der er oversvømmede en eller flere gange over et år ud fra radar-dataen. Hertil er jordprøve 4 og 7 kontrolprøver ved områder, der ikke er oversvømmet i 2023. Prøve A, B og C blev taget på den første felttur, hvor det primære formål var at opmåle oversvømmede områder. Dette skete inden den endelige kortlægning, og prøverne er derfor ikke målrettet taget indenfor områder, der gentagende er oversvømmede ud fra radar-dataen. Da punkterne er placeret i en byzone, som er frasorteret i DOS-modellen, vises området som aldrig oversvømmet. Dog er prøve A og C taget steder, hvor der lå vand på feltdagen, hvorimod prøve B er en kontrolprøve et tørt sted.

Resultaterne fra glødetabs-prøverne og bestemmelsen af organisk materiale samt organisk kulstof i jorden kan ses i tabel 5.1 herunder, der også viser hyppigheden af oversvømmelse ved punkterne.

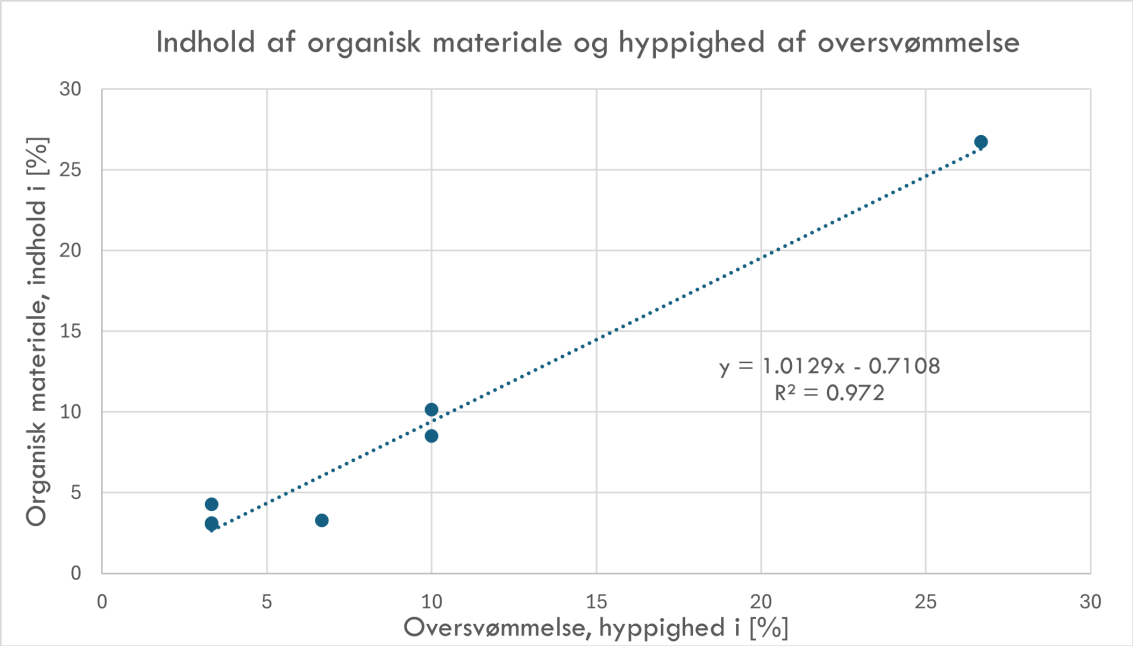
Prøvenr.	**Organisk Materiale [%]**	**Organisk Kulstof [%]**	**Hyppighed oversvømmet [%]**
1	10,14	5,88	10,00
2	3,13	1,82	3,33
3	3,06	1,78	3,33
4	3,59	2,08	0
5	3,27	1,90	6,67
6	8,52	4,94	10,00
7	4,36	2,53	0
8	26,75	15,52	26,67
9	4,30	2,50	3,33
A	4,44	2,57	0
B	4,64	2,69	0
C	3,06	1,77	0

Tabel 5.1. Jordprøvernes indhold af organisk materiale og organisk kulstof i [%], samt hyppigheden af oversvømmelse ved punkterne for 2023 i [%].

Hvis der indledende ses på de første 9 prøver, er det især prøve 8, som har et højt indhold af organisk materiale. Dette ser ud til at hænge sammen med, at det også er et sted, der ofte står under vand. Prøve 1 og 6 har også relativt højt indhold af organisk materiale, dog falder indholdet af organisk kulstof under 6 % ved disse prøver. Dette er vigtigt, da der som tidligere nævnt er fokus på jorde med mindst 6 % i udtagningsprocessen. De resterende jorde har et mere almindeligt indhold af organisk materiale på omkring 3-4 % og organisk kulstof på 1-2 %.

I forhold til kontrolprøverne forventedes det, at indholdet af organisk materiale ville være lavere end ved de resterende prøver. Dette er dog ikke evident, og kun ved prøve 6 og 7 ses det forventede resultat, hvor prøve 7 har omkring halvt så meget organisk stof som prøve 6. Prøve B har et højere indhold end A og C, og prøve 4 har et højere indhold end 2 og 3. Dette kan skyldes, at jorden ved kontrolprøverne har været tæt på vandmættet, selvom der ikke tydeligt lå vand på marken. Det kan samtidig også relateres til, at prøve 2 og 3 eksempelvis ikke er oversvømmet ofte ifølge radar-dataen, men 3,3 % af året. Dette kan betyde, at jorden ofte har aerobe betingelser, og derfor kunne omsætte det organiske kulstof til CO_2. Deraf vil disse prøver ligne kontrolprøve 4 mere, end prøve 7 vil ligne prøve 6, hvor der er oversvømmet 10 % af året ifølge DOS-modellen.

Indholdet af organisk materiale kan plottes overfor hyppigheden af oversvømmelse, hvilket ses i følgende figur 5.3.



Figur 5.3. Sammenhæng mellem indhold af organisk materiale og hyppighed af oversvømmelse.

Her er der udelukkende medtaget prøver, der er taget, hvor hyppigheden af oversvømmelse er mere end 0 %. Af tendenslinjen ses en stærk lineær sammenhæng mellem de to faktorer med en R^2 værdi på 0,97. Dette indikerer en solid sammenhæng mellem hyppigheden af oversvømmelse og indhold af organisk materiale, hvilket både er med til at validere DOS-modellen, men viser også et potentiale i at anvende kortlægningen til udtagning af lavbundsjorde.

Her er det dog vigtigt at være opmærksom på, at der er tale om relativt få jordprøver, og at der bør udtages flere prøver for at have et bedre statistisk grundlag for sammenhængen. Her kan kausaliteten af sammenhængen fra figur 5.3 også diskuteres. Det høje indhold af organisk materiale i jorden kan, som tidligere beskrevet, skyldes områdets hyppige oversvømmelse. Samtidig kan hyppigere oversvømmelser også være et resultat af højt indhold af organisk materiale i jorden, da dette er med til at øge jordens vandtilbageholdelsesevne [Lal, 2020].

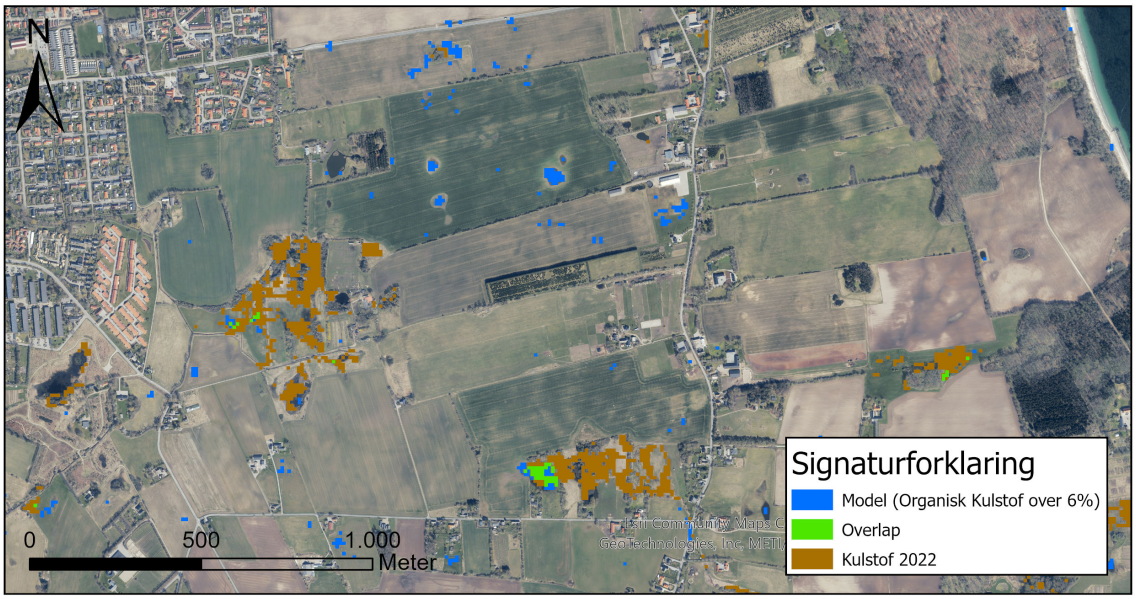
Selvom højt organisk materiale forbedrer infiltrationen ved blandt andet at danne makroporer og aggregater i jorden, så holdes der også længere på vandet, hvorfor der ved hyppige regnhændelser også kan opstå hyppigere oversvømmelser. Der kan dog også være områder med højt organisk materiale uden, at der opleves hyppige oversvømmelser. Der kan deraf være tvivl omkring den kausale sammenhæng fremlagt på figur 5.3, da de teoretiske sammenhænge også peger i forskellige retninger.

Hvis sammenhængen alligevel godtages ud fra de syv prøver, kan den anvendes til at udpege områder med kulstofindhold på over 6 %, da dette svarer til et organisk materiale indhold på omkring 10,3 % ud fra formel 3.6. Indsættes 10,3 i tendenslinjens ligning som

y (organisk materiale) fås $x = 10,9$. Dette betyder, at der ud fra sammenhængen kan antages at være 6 % eller mere organisk kulstof i jorden, hvis den er oversvømmet mindst 10,9 % af året.

Sammenligning med Kulstof 2022

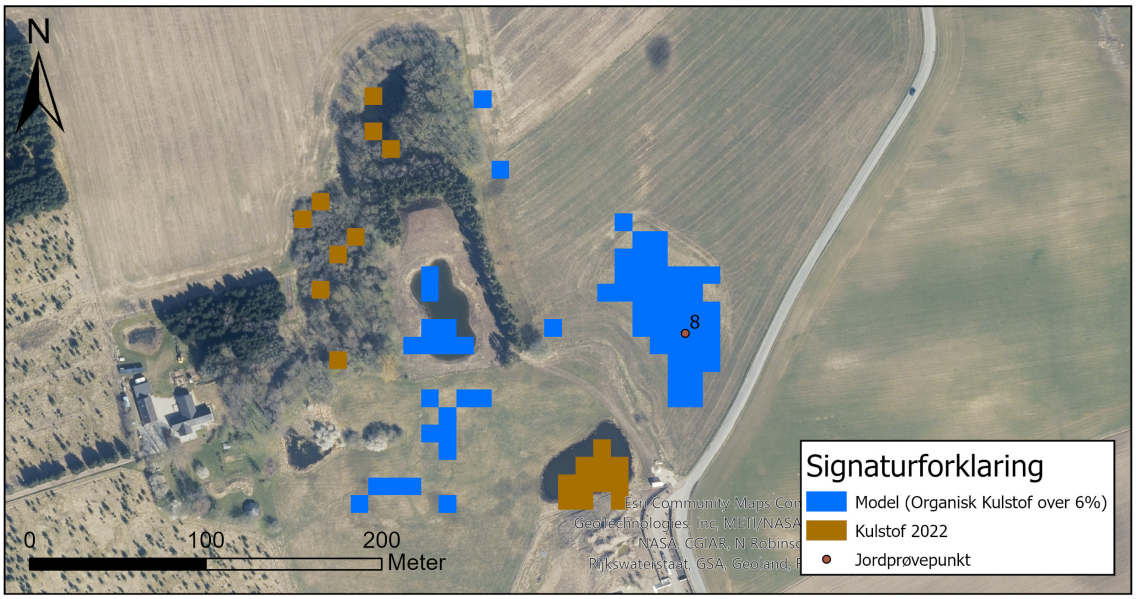
Der kan laves en sammenligning mellem de områder, der ud fra DOS-modellen oversvømmes mere end 10,9 % af året (svarende til kulstofindhold på over 6 %) og Tekstur 2014 modelberegningerne fra Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug (DCA) [Miljøstyrelsen, 2019]. Her er der et overlap på 1,15 km^2 mellem modelresultaterne og Tektstur 2014 ud af i alt 4,20 km^2, som er fundet fra modellen. Tekstur 2014 er sidenhen blevet erstattet af en nyere modelberegning kaldet Kulstof 2022 fra december 2023 [Beucher et al., 2023]. Her er det oplagt også at undersøge overlappet med denne kortlægning, hvilket kan ses på kortet i figur 5.4 herunder.



Figur 5.4. Kulstof 2022, DOS-model områder med mere end 6 % organisk kulstof, og overlap mellem de to lag.

Overlappet stiger her til 1,37 km^2. De områder, der ikke overlapper med Kulstof 2022, ligger i overvejende grad væk fra vandløb og søer, hvilket er et område, hvor DOS-modellen og den metodiske tilgang fremlagt i kapitel 4 kan bidrage. Der er i både Tekstur 2014 og Kulstof 2022 kortlægningen af organisk materiale benyttet en række miljøvariable, der er bestemmende for, hvordan områderne vægtes [Greve et al., 2021, s. 15].

Den vertikale afstand til vandløbsnetværk er et af disse parametre. Dette er ikke inkluderet i DOS-modellen, men kan være forklarende for, hvorfor der identificeres flere områder med potentielt højt indhold af organisk kulstof med stor afstand til søer og vandløb. Ses der eksempelvis på prøve nummer 8 fra tabel 5.1, er der her fundet meget højt indhold af organisk kulstof, 15,52 %, men dette område er ikke udpeget i Kulstof 2022-kortlægningen, hvilket fremgår af kortet på figur 5.5 herunder.

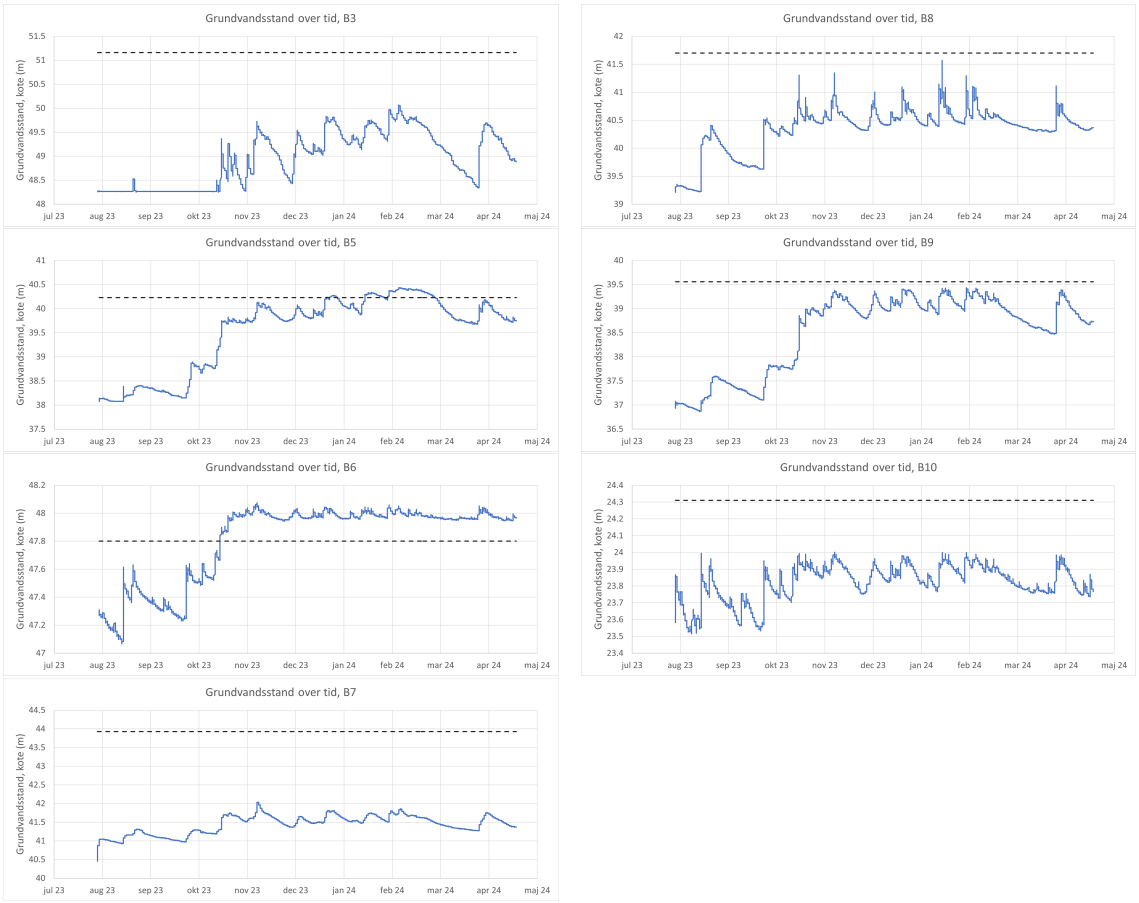


Figur 5.5. Kulstof 2022 og DOS-model områder med mere end 6 % organisk kulstof ved jordprøve 8.

Derimod er søen cirka 50 m syd for udpeget, hvilket også viser, at der ved Kulstof 2022 er en høj vægtning af søer og vandløb. At inddrage DOS-modellen og SAR-data i kortlægningen af, hvor der er potentiale for udtagning af lavbundsjorde, vil derfor kunne bidrage positivt i forhold til at diversificere udpegningsgrundlaget og i højere grad inkludere områder, der ikke er ved søer og vandløb.

5.2 Sammenligning med Grundvands- og Nedbørsdata

Grundvand og nedbør har indflydelse på, hvor hyppigt arealer oversvømmes og er derfor relevant at inddrage, både når resultaterne fra DOS-modellen skal valideres og samtidig for at undersøge årsagen bag oversvømmelserne. Som nævnt i afsnit 3.3.2, er der i projektet benyttet data om grundvandsstanden og nedbør i og omkring Beder. Resultaterne for grundvandet ved de syv målestationerne kan ses på figur 5.6 herunder.



Figur 5.6. Grundvandsstand over tid for de syv målestationer ved Beder.

Ud fra figur 5.6 ses det, hvordan målestationerne i større eller mindre grad er påvirket af sæsonvariationer. Grundvandet ligger generelt lavere i perioden frem til oktober og november, hvorefter der ved samtlige målestationer sker en stigning i den efterfølgende periode. Ud fra figur 5.6 ses det også, at der kan være stor variation i grundvandsstanden selv inden for et relativ begrænset geografisk område.

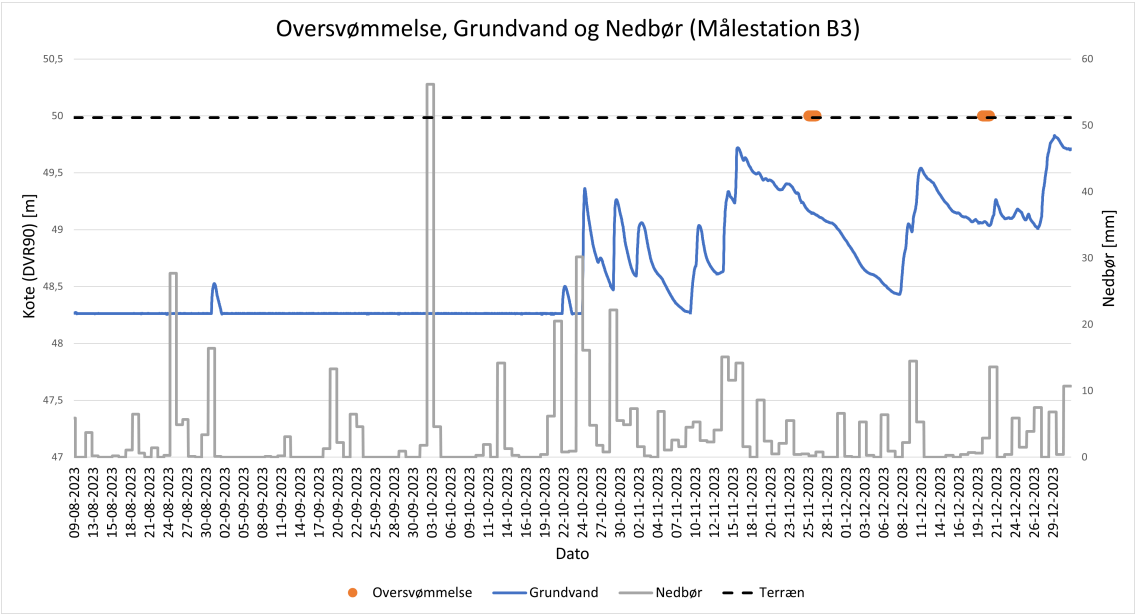
Der er udvalgt enkelte områder, som ud fra DOS-modellen fremstår som oversvømmede dele af året. Områderne er dertil udvalgt ud fra deres afstand til målestationerne, således grundvandsdataen med størst sandsynlighed repræsenterer forholdene ved det givne oversvømmede område. Da målestationerne alle ligger tæt på eller i Beder, er det også begrænset, hvor mange områder der fra DOS-modellen kan benyttes til sammenligning.

Der kan dog fremhæves særligt to områder, hvor der kan laves en direkte sammenligning mellem både grundvand, nedbør og oversvømmelse, hvor det første område ligger cirka 315 m fra målestation B8. Andet område der kan fremhæves ligger cirka 414 m fra målestation B3. Områderne ses på nedenstående kort i figur 5.7.

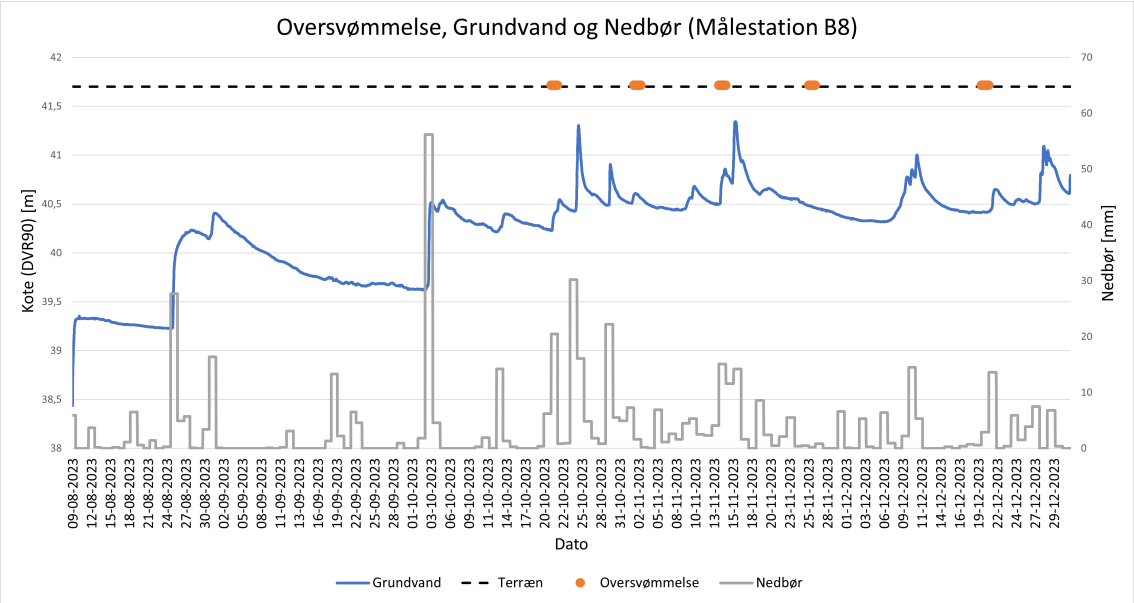


Figur 5.7. Målestationer og målepunkter ved Beder.

For at undersøge sammenhængen mellem oversvømmelsen af områderne identificeret i kapitel 4 og henholdsvis grundvand og nedbør, kan der laves en samlet grafisk repræsentation, hvilket for både målestation B3 og B8 kan ses på henholdsvis figur 5.8 og 5.9 nedenfor.



Figur 5.8. Oversvømmelse ifølge SAR-dataen, grundvandsstand ved målestation B3 og døgnnedbør ved Aarhus Kommune.



Figur 5.9. Oversvømmelse ifølge SAR-dataen, grundvandsstand ved målestation B8 og døgnnedbør ved Aarhus Kommune.

På figur 5.8 og 5.9 er grundvandsniveauet visualiseret med en blå linje, terrænkoten er markeret med en stiplet linje, og værdierne ses på venstre y-akse. Nedbøren er visualiseret med en grå linje, hvor værdierne ses på højre y-akse. Sidst er de tidspunkter, hvor der ved brug af DOS-modellen er identificeret overfladevand, vist med orange. Der ses på begge figurer en god sammenhæng i, at når der falder meget nedbør, kommer der umiddelbart efter en stigning i grundvandsniveauet. Dette er også forventeligt især ved et sted som Beder, hvor grundvandet jævnfør dataen ligger højt. Når der ses på de orange punkter på graferne, som markerer de tidspunkter, hvor der er er oversvømmet, så synes der også et være en udemærket sammenhæng.

Tages der indledningsvist fat i dataen fra målestation B3 og figur 5.8 samt det område, der er udvalgt i nærheden, ses det, at der er to peaks i grundvandet omkring den 15. november og den 11. december. Efter disse to peaks er der også identificeret oversvømmelse ved markområdet, hvilket tyder på, at vandet, der samler sig på markerne disse to steder, i højere grad er styret af grundvandet frem for nedbøren. Det ses i denne sammenhæng også, at selvom det regner væsentlig mere i oktober, så er det først, når grundvandsstanden når en kote, som ligger omkring en meter under terræn, at der samler sig vand på markerne.

Ved målestation B8 på figur 5.9 er der ved markområdet fem oversvømmelser sammenlignet med to ved målestation B3. Det ses også her, at selvom der er en voldsom regnhændelse den 3. oktober, så er det først efterfølgende, når grundvandet nærmer sig terræn, at der kan identificeres oversvømmede områder ved brug af DOS-modellen. Dette tyder igen på, at netop disse to områder, som er fundet i nærheden af Beder, i højere grad er influeret af grundvandet end nedbøren.

Ved begge områder er der den 8. december ikke identificeret vand på markområderne, selvom det var den dato, som var præget af sne, og der inde for hele caseområdet var en overestimering af oversvømmede områder (Se afnsit 4.8).

Det ses alligevel, at der her ikke er identificeret oversvømmede områder på dette tidspunkt. Ses der på grundvandsniveauet den 8. december er der ved begge lokationer et fald, dog mest markant ved målestation B3. At der den 8. december ikke er vand ved de to markområder stemmer altså overens med grundvandsdataen. Henvises der igen til DMI's vejrarkiv ses det også, at der i den østlige del af Aarhus kommune også er en lavere snedybde, hvilket tyder på, at det i denne sammenhæng kan give mening at benytte den 8. december, selvom det i afsnit 4.8 gav et forkert billede af den samlede kortlægning af overvømmelse. Det bør dog stadig gøres med en vis mængde forbehold, da sne giver øget specular reflection og derved flere områder, som fremstår oversvømmet.

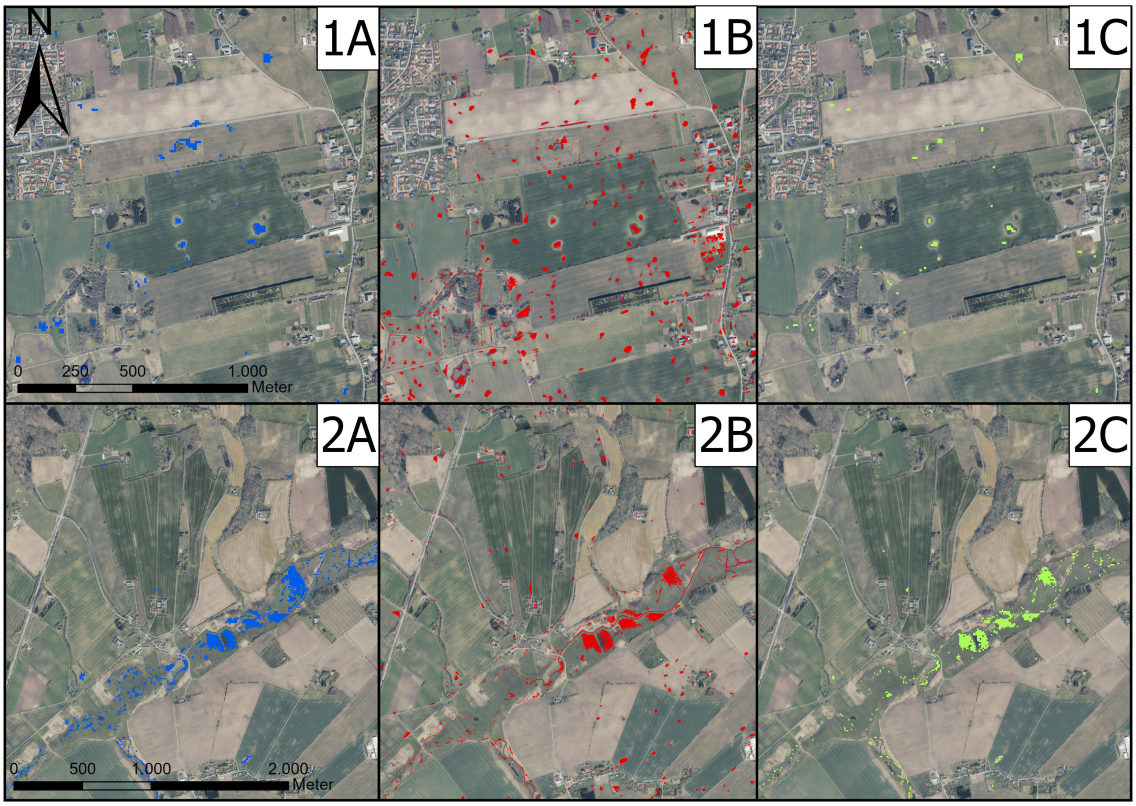
Selvom der synes at være en god sammenhæng mellem grundvandsstanden og vand på terræn, bør det også inkluderes, at grundvandsstanden ikke alene er årsag, men vand på terræn kan derimod også skyldes lav infiltration, som det også kort er forklaret i afsnit 5.1.2. Det ses også på graferne på figur 5.8 og 5.9, at de tidspunkter, hvor der er registreret vand på terræn også forekommer relativt kort efter regnhændelserne, hvilket kan tyde på, at infiltrationen også er et vigtigt parameter. Infiltrationen kan også være forklarende for, hvorfor der kan være over en meters forskel mellem grundvand og terræn og derved stadig være vand på terræn.

Sammenfattende kan det udledes, at det ikke alene er, når der forekommer kraftige regnhændelser, at der er vand på terræn. Når grundvandet nærmer sig terræn, ses det, at de to områder på marken oversvømmes hyppigere. Dog er det ikke grundvandet alene, der afgør, hvornår der er vand på terræn, men derimod en kobling mellem grundvand, nedbør og infiltration.

Sammenligning med SCALGO

Som det er beskrevet, har både nedbøren og grundvandet betydning for, om der ligger vand på markerne. Det er i denne sammenhæng relevant at inddrage SCALGO's *Flash Flood Mapping*, som er et værktøj, der kan benyttes til at estimere udbredelsen af oversvømmede arealer efter en regnhændelse. Værktøjet bygger på en *Blue Spot Model* og inddrager herudover infiltration og dræning til at estimere hvor meget overfladevand, der ligger efter en regnhændelse [SCALGO, u.d.].

Det er her interessant at undersøge, hvordan DOS-modellens output er sammenlignet med en SCALGO kortlægning. For at der kan laves en sammenligning, skal der bruges en dato, hvor der kort før Sentinel-1 satellittens indsamling af data, er sket en regnhændelse. Her er den 6. januar 2023 valgt, da der mellem 04:00 og 12:00 er registreret nedbør på 17,1 mm i Aarhus. Denne dag har Sentinel-1 satellitten indsamlet data kl. 18:01:56 (dansk tid), hvilket giver en afstand på 6 timer mellem nedbørshændelsen og SAR-dataindsamlingen. Kortene på figur 5.10 viser et eksempel på oversvømmede områder fundet ved brug af SCALGO og DOS-modellen.



Figur 5.10. Sammenligning mellem DOS-modellen (A), SCALGO (B) og overlap (C)

Der ses som udgangspunkt, at DOS-modellen mange steder er sammenfaldende med SCALGO-kortlægningen, her især de større vandområder, som blandt andet ses på kort 2A, 2B og 2C. Der er dog flere steder, hvor der ved brug af SCALGO-kortlægningen forekommer væsentlig flere overvsømmede områder, hvilket især ses ved kort 1A, 1B og 1C. Da det i kapitel 4 er beregnet, at DOS-modellens producer accuracy er cirka 31 %, giver det også mening, at der ved SCALGO identificeres væsentlig flere oversvømmede områder, hvor en del af dem også vil være reelt oversvømmede. Et af de områder, hvor DOS-modellen og anvendelsen af SAR-data har sine fordele, er ved, at der ikke er behov for at estimere infiltrationen og overfladeafstrømningen ud fra de generelle jordforhold og arealdækket. Det kan dermed udledes, at den reelle udbredelse af oversvømmelsen vil være et sted mellem DOS-modellen og SCALGO.

5.3 Sammenligning med Optisk Satellitdata

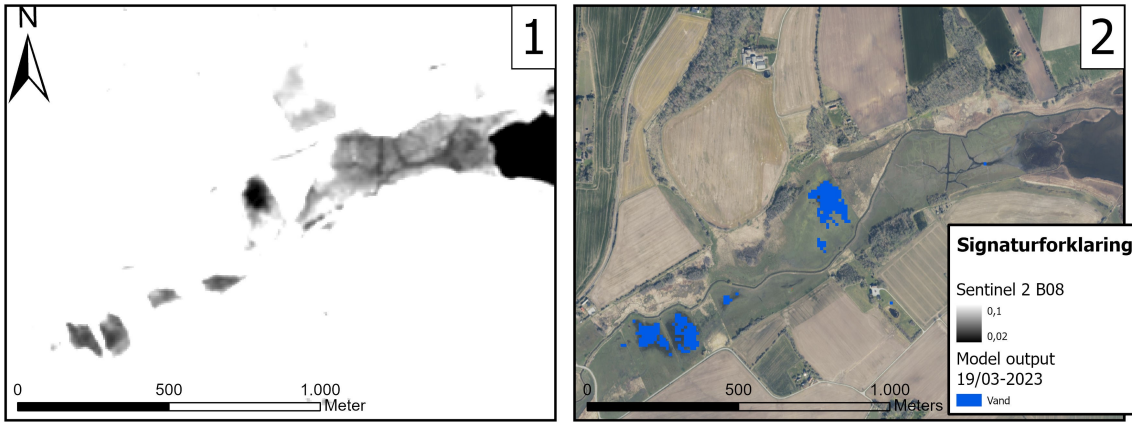
Som den sidste del af validering og efterprøvning af DOS-modellen og resultaterne vil kortlægningen af oversvømmede arealer for udvalgte enkelte dage sammenlignes med multispektrale optiske billeder. Her benyttes der både et RGB true color billede samt nær infrarød bånd B08 begge fra Sentinel-2. Nær-infrarøde bølgelængder kan give en god indikation, om det er vand, der ses på, da næsten alt den infrarøde stråling vil blive absorberet af vandet. Sentinel-2 bånd B08 har en bølgelængde på 832,8 og 832,9 nanometer. Det er begrænset, hvor ofte sammenligning med disse data kan laves, da det kræver en skyfri himmel, før Sentinel-2 data kan benyttes. Der vil derfor kun laves sammenligninger udvalgte steder, hvor det har været muligt at hente data uden for meget

skydække. Første dato er den 19. marts, hvor der til sammenligning er hentet Sentinel-2 satellit-billeder fra 15. marts. Dette ses på kortene i figur 5.11 herunder, hvor området fra den sydlige del af caseområdet igen er benyttet som eksempel.



Figur 5.11. Vand identificeret ved brug af SAR den 19. marts 2023 (TH.) sammenlignet med Sentinel-2 RGB (TV.) og Sentinel-2 nær-infrarød (M.)

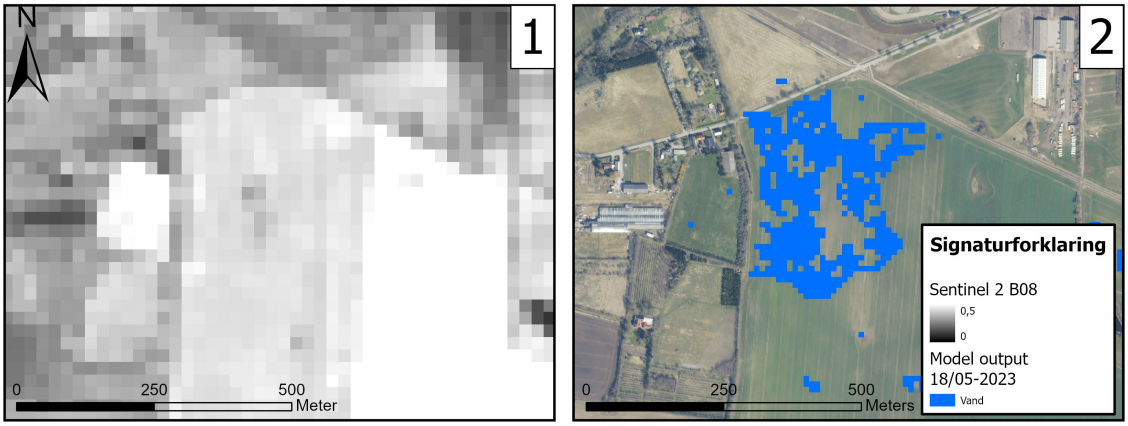
Gråskalabilledet i midten viser intensiteten af den nær-infrarøde stråling, som reflekteres af jordens overflade. Denne kan benyttes til at afgrænse områder med vand, hvor de mørkeste områder er der, hvor reflektionen er lavest, og derfor også vil være områder, der med stor sandsynlighed er vand. Når grårskalabilledet i midten sammenlignes med RGB-billedet til højre, hvor vandet identificeret ved brug af DOS-modellen er lagt ovenpå, er der et fint sammenfald mellem de to. Ligesom det er gjort i forrige kapitel ved Thresholding-metoden, kan der fastsættes en grænseværdi for det nær-infrarøde bånd, således der sorteres områder fra, som ikke er vand. Herunder på kortene i figur 5.12 ses en sammenligning mellem det afgrænsede nær-infrarøde lag og vandet identificeret ved DOS-modellen.



Figur 5.12. Afgrænset NIR-lag (1) og vand identificeret ud fra DOS-modellen (2).

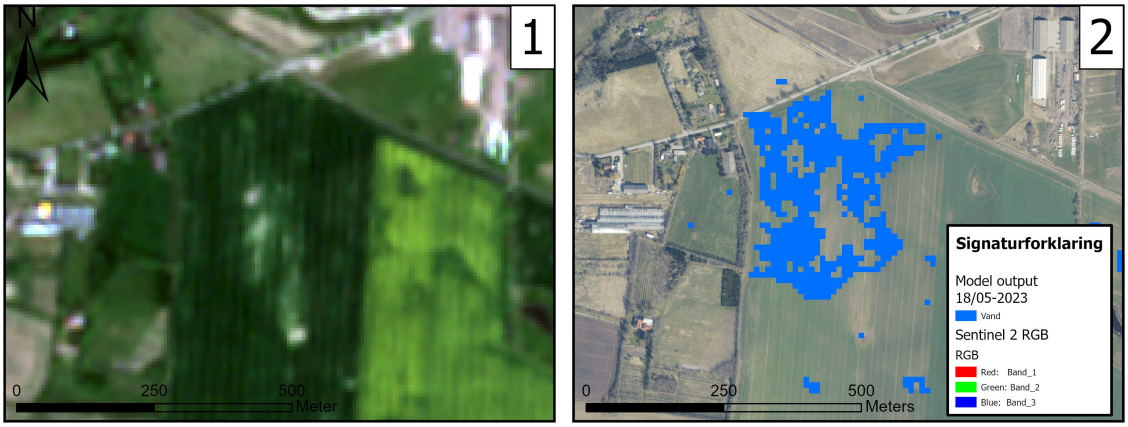
Det ses her, at det ligesom ved thresholding af SAR-data er muligt at fastsætte en grænseværdi for NIR-dataen og den vej igennem finde information omkring, hvor der ligger vand. Igen er det tydeligt, hvor de større søer og havområder er, som ses på højre

side af kort 1, mens det er mindre tydeligt, hvor grænsen for de mindre områder går. Ved at se på den nær-infrarøde bølgelængde kan det dog sandsynliggøres, at de områder, der er fundet på figur 5.12, er vand. Der kan også findes eksempler på, at der ikke er overensstemmelse med, hvad der er identificeret som vand ved brug af SAR-dataen, og hvad der kan identificeres som vand ved brug af den nær-infrarøde bølgelængde. Nedenstående kort på figur 5.13 viser DOS-modellens output fra den 18. maj 2023 og et tilhørende Sentinel-2 satellitbillede med bånd B08 fra 12. maj 2023, denne gang vest for Beder.



Figur 5.13. NIR-lag (1) og vand identificeret ud fra DOS-modellen (2).

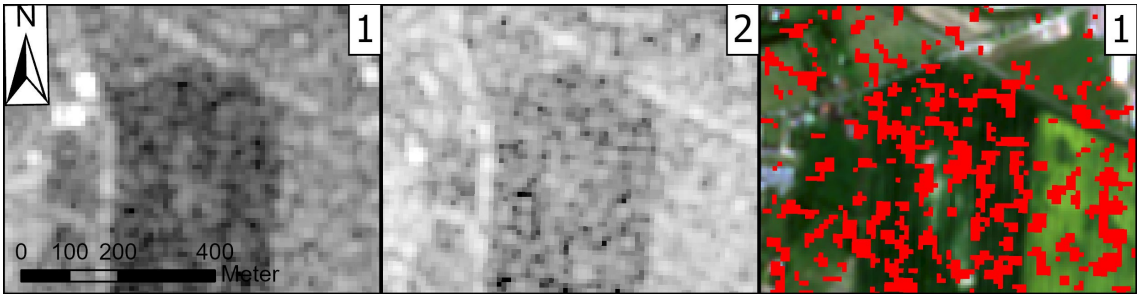
Modsat eksemplet fra figur 5.12 kan det optiske satellit data her benyttes til at fjerne yderligere fejlklassificerede områder. Af kort 1 ses det, at der er en relativ høj reflektion af den nær-infrarøde bølgelængde, hvor kort 2 modsat viser, at der ved brug af SAR-dataen er identificeret vand. Dette er modsatrettede resultater, men tyder dog mest på, at DOS-modellen har fejlklassificeret området. Sentinel-2 RGB-billedet fra 12. marts kan her inddrages på figur 5.14 og viser ydermere, hvilken dækningstype der er udslagsgivende for det fejlklassificerede vand.



Figur 5.14. RGB-lag (1) og vand identificeret ud fra DOS-modellen (2).

Her ses det, at der er afgrøder på marken, som synes at være af samme karakter som de markblokke, der havde lav backscatter vist i afsnit 4.4 på figur 4.7.

Ved SAR-laget har Varians-metoden tilsyneladende ikke været i stand til at sortere dette større markområde fra, i stedet kan det ses, at det er Polariserings-metoden, der muliggør, at en større del af marken fjernes, hvilket ses på figur 5.15 herunder.



Figur 5.15. VV-polariseret SAR-billede (1), VH-polariseret SAR-billede (2) og områder frasorteret ved brug af Polarserings-metoden (3).

Det er imidlertid problematisk, at en større del af marken klassificeres som vand, hvilket kan være et argument for, at både radar og optisk satellit-data, hvis muligt, bør kobles, for den vej igennem at opnå den mest præcise udpegelse af oversvømmede områder i det åbne land.

De to datatyper komplimenterer altså hinanden godt, og der er derfor også flere eksempler i den videnskabelige litteratur på, at der benyttes en kombination af både optiske og radar satellit-billeder til at identificere overfladevand [Markert et al., 2018] [Druce et al., 2021]. En indarbejdelse af optisk data i DOS-modellen vil kunne bidrage til yderligere at verificere, at de områder, der er identificeret ved brug af SAR-data, er oversvømmede områder. Her opstår der det problem, som også er nævnt flere gange i løbet af projekt, at optisk data ikke kan benyttes, hvis der er skydække. Brugen af optisk data vil således være begrænset til de steder og tidspunkter, hvor der ikke er skydække. I 2023 vil det for Aarhus kommune være muligt at hente i alt 6 billeder fra Sentinel-2, hvor der er fuldstændig skyfrit. Hæves grænsen til, at omkring 10 % af satellitbilledet må være dækket af skyer, stiger antallet af satellitbilleder til 25, her dog uden nogen billeder fra Januar, Oktober og November. Dette betyder selvfølgelig, at det ikke er muligt at verificere en stor del af SAR-dataen ved brug af data fra Sentinel-2, men det vil imidlertid være muligt at gøre for dele af dataen.

5.4 Delkonklusion

Det kan ud fra dette kapitel konkluderes, at der findes en sammenhæng mellem hyppigheden af oversvømmelse på en lokation og indholdet af organisk materiale. Det kan herfra udledes, at DOS-modellen vil kunne gavne i udpegningen af lavbundsjorde, som er oplagte at tage ud af drift. Når kortlægningen sammenlignes med Kulstof 2022, ses det særligt, at der identificeres områder med højt organisk materiale med større afstand til vandløb og søer end ved Kulstof 2022 kortlægningen. Når enkelte udpegede områder sammenlignes med både grundvands- og nedbørsdata, findes der ligeledes god overensstemmelse, og oversvømmede områder på marker synes ved to lokationer i højere grad at være præget af grundvandsniveauet end nedbøren. Når resultaterne fra DOS-modellen sammenlignes med optisk data, kan der ses et potentiale i at kombinere de to datatyper, da de komplimenterer hinanden. Dette er dog stærkt begrænset af, at de optiske billeder kræver minimal skydække.

Diskussion 6



På baggrund af analysen kan der i dette kapitel diskuteres flere centrale elementer. Indledningsvist kan der kommenteres på den vægtning, der er foretaget af user-, producer- og overall accuracy. Som forklaret i afsnit 4.2 er det i evalueringen af de forskellige metoder valgt at vægte user accuracy højt, hvortil producer- og overall accuracy er nedprioriteret. Dette har resulteret i, at der ikke er fundet en lige så stor del af vandområderne, som der ellers er potentiale for. Det ville være at foretrække, at producer accuracy var lige så høj som user accuracy, men dette har ikke kunne lade sig gøre uden at nedprioritere user accuracy. Det har altså været formålet med DOS-modellen at producere korrekt og præcis information, således slutbrugeren ikke foretager valg på et forkert grundlag. Det kan dog give værdi at vægte producer accuracy højere, da problemstillingens omfang, her værende oversvømmede områder, fuldstændigt kortlægges dog med risiko for en betydelig overestimation af omfanget. Valget mellem user accuracy og producer accuracy bør derfor i højere grad bestemmes af formålet med undersøgelsen, samt hvilken del af udvælgelses processen, der fokuseres på.

Et parameter, der vil have stor betydning for muligheden for at kunne øge producer accuracy, er thresholding-grænseværdien. Hvis der i stedet for at fastsætte grænseværdien ud fra den bimodale fordeling af celleværdier ved et SAR-billede, kunne der fastsættes en værdi 1-2 dB højere for at sikre, at alle vandområder således blev identificeret. Dette ville potentielt øge producer accuracy i forhold til identifikationen af vand, dog med en større usikkerhed og dermed potentielt lavere user accuracy. Her vil metoderne fremlagt i kapitel 4 skulle være i stand til at frasortere en større mængde områder, hvilket dog vil være udfordrende. Her kan Varians-metoden fremhæves, da denne bygger på backscatter forskellen mellem vand og land, hvorfor metoden potientielt vil blive udfordret, da denne forskel vil blive mindre. Dette skyldes, at en større del af det, som egentlig er land, klassificeres som vand, og hvis disse områder ligger sammenhængende med egentlige vandområder, risikeres en lavere varians i grænseområdet fra land til vand, hvilket nogle steder vil betyde, at grænseområdet kun dækker land.

Til udarbejdelsen af referencekortet er der udelukkende taget udgangspunkt i ortofoto fra april 2023. Det betyder dermed også, at der ikke bliver taget højde for eventuelle sæsonvariationer. Dette kan potentielt have haft indflydelse på præcisionen og nøjagtigheden af den samlede DOS-models evne til at lokalisere og udpege oversvømmede områder andre dele af året. Var der i stedet målt overfor et referencelag for sommer eller efterår, kunne modellens nøjagtighed se helt anderledes ud. Valget af ortofoto spiller dermed en væsentlig rolle i forhold til, hvor mange oversvømmede områder der vil være i den givne periode.

Yderligere har visse afgrøder også vist sig at generere meget lav backscatter, så det alene ud fra SAR-dataen ligner vand, hvilket eksempelvis ses på figur 4.7 i afsnit 4.4. Disse usikkerheder har også vist sig i DOS-modellens evne til at udpege områder, hvor der ligger vand samtidig med, at der er sne. Der er således nogle sæsonbestemte faktorer, der ikke er taget højde for grundet ortofotoets tidslige begrænsing. Til at nedsætte disse usikkerheder kan det imidlertid være nødvendigt at inddrage øvrig data som eksempelvis multispektral data fra Sentinel-2.

Sentinel-2 data vil kunne benyttes til at lave referencekort på andre tidspunkter af året, således der ikke alene stoles på, at DOS-modellens evne til at identificere vand kan overføres fra april til andre måneder og andre sæsoner. Hvis der dannes referencekort med Sentinel-2 data, eksempelvis ved at benytte en kobling af RGB- og NIR-data, ville det imidlertid begrænse den spatiale dataopløsning, og den tidslige opløsning vil tilmed limiteres af skydækket. Hvis der her tages udgangspunkt i et skydække på 0 %, vil det være muligt at finde i alt seks Sentinel-2 satellitbilleder fordelt på April, Juni, Juli, September og December, hvilket betyder der ikke er dækning i de øvrige måneder. Dette koblet med en lavere spatial opløsning vil altså besværliggøre brugen af Sentinel-2, men kan have en positiv effekt på DOS-modellens nøjagtighed, hvilket dog skal undersøges yderligere, før det kan afklares.

Det kan i denne sammehæng også diskuteres, hvorvidt det er relevant at inddrage Sentinel-2 data som datainput til DOS-modellen. Som beskrevet i afsnit 5.3 kan især det nær-infrarøde bånd fra Setinel 2 benyttes til at sandsynliggøre om de områder, der er fundet ved brug af SAR-dataen, rent faktisk er vand grundet vands absorbering af nærinfrarød stråling. Her opstår der dog samme problem som beskrevet ovenfor med den begrænsede mængde af skyfri-data, som yderligere besværliggøres, hvis der skal findes Sentinel-2 data fra de samme dage som Sentinel-1 data. Det vil dog være muligt at lave en model, der inkluderer Sentinel-2 data de dage, hvor det er muligt at hente det uden skydække, hvortil det vil kunne kobles med Sentinel-1 dataen. Her vil der til gengæld opstå en kvalitetsforskel i dataoutputtet, alt efter om det har været muligt at inkludere Sentinel-2 data, hvilket vil betyde, at sammenligningsgrundlaget mellem modellens forskellige output udfordres. Da der kan hentes Sentinel-1 fra 2014 til nu (2024), er det muligt at forbedre DOS-modellen ved anvendelse af data fra øvrige år, hvilket også er muligt at verificere ved brug af tilhørende ortofoto fra de givne år.

Som det er fremlagt i kapitel 4, er der stor forskel på, hvor meget de individuelle metoder forbedrer DOS-modellen. Som nævnt spiller Thresholding en helt central rolle, da de resterende metoder bygger på de områder, der er udvalgt med den givne grænseværdi for SAR-billedet. Her ses det, at inkluderingen af Terræn-metoden har den største effekt på user accuracy, som her forbedres betydeligt. Omvendt ses det, at både Varians- og Polarserings-metoden har en mere begrænset effekt, hvilket sætter spørgsmålstegn ved, om disse metoder er værd at inkludere, når udbyttet ifølge user accuracy er sparsomt.

Hvis der ses ud over Danmarks grænser i forhold til en eventuel anvendelse af DOS-modellen i andre lande, vil det også kræve en national terrænmodel for dette område. Dette er en begrænsende faktor i forhold til udbredelsen af metoden. Ydermere vil både Varians- og Polarserings-metoden være vigtigere, hvis ikke der er nogen terrænmodel, som kan benyttes til at identificere lavninger. I sådanne tilfælde vil det derfor være nødvendigt at fokusere på at optimere de øvrige metoder, således der kompenseres for en manglende terrænmodel.

Ved Polariserings-metoden ses det også, at denne er god til at fjerne små fejlklassificerede områder ved at udnytte forskellen i, hvordan det VV- og VH-polariserede signal påvirkes af jordoverfladen. Ved Varians-metoden ses det omvendt, at denne kan benyttes til at identificere større markområder, som fejlagtigt er klassificeret som vand. Så selvom de to metoder ikke har en markant positiv effekt, ligesom inkluderingen af Terræn-metoden, så

er der stadig en målbar forskel, hvorfor det ikke vil være fordelagtigt at udelade disse to metoder. Hvis der derimod skal laves en hurtig screening og en simplificering af DOS-modellen, kan der dog med fordel fokuseres på Thresholding- og Terræn-metoden til at finde oversvømmede områder, dog med forbehold for eventuel overestimering af vandområder.

En problemstilling, der kan opstå ved at undersøge og finde oversvømmede områder ved brug af DOS-modellen, er, at de oversvømmede områder kan være relativt små. I kapitel 3 fremgår det, at dataen er hentet i høj opløsning, hvilket svarer til en pixel-størrelse på 10 x 10 m. Dette betyder dermed også, at arealerne i caseområder kan have en minimum størrelse på 100 kvadratmeter. Det har dog ved udpegelsen af de oversvømmede områder ved referencekortet kunne konstateres, at flere af områderne har været mindre. Dette har derfor resulteret i, at der er fastsat en grænseværdi på 50 kvadratmeter, hvor områder der er herunder frasorteres. Størrelsen på de oversvømmede områder er også centrale i forhold til deres potentiale for at blive udtaget til vådområder. Hvis de oversvømmede områder er relativt små, vil det ikke kunne svare sig at udtage dem, da der ved Klima-Lavbundsprojekter er et krav om minimum 10 hektarer [Miljøstyrelsen, u.d.]. Kortlægningen lavet ved at sammenfatte dataen fra DOS-modellen gør også, at det er muligt at kommunikere de økonomiske fordele ved at omlægge jorden, da det viser de områder, hvor der kan forventes lavere udbytte af afgrøderne grundet de hydrologiske forhold.

Som det er afdækket i afsnit 5.1.2 er der ved Kulstof 2022 kortlægningen og beregningen af organisk materiale brugt en række miljøvariable, heriblandt den vertikale afstand til vandløbsnetværk, som betyder, at der forekommer en vis bias, hvor områder tæt på vandløb vægtes højere end områder længere fra vandløb. Dette er grundet i en antagelse og viden om, at lavbundsjorde ofte findes i nærheden af vandløb, søer eller kystnære områder, som det også beskrives af Greve et al. [2021]. Men som det er vist ved kortlægningen af udbredelsen og hyppigheden af oversvømmelse, kan der være en gevinst i at se ud over de områder, der ligger i nærheden af vandløbsnetværk, søer og kystområder, da der også kan være marker, der oversvømmes hyppigt, men ligger længere væk. Ved disse områder, vil det derfor ud fra sammenhængen mellem oversvømmelseshyppighed og indhold af organisk materiale, kunne antages, at der er fordel i at tage markområder ud af drift.

Hvis udpegningen af lavbundsjorde skulle undersøges yderligere, kunne det være interessant at inddrage fremtidige klimaforandringer, da disse kan have indflydelse på både mængden og størrelsen af oversvømmede områder. Som det fremgår i kapitel 1, kan det forventes, at der vil ske ændringer af de naturlige mønstre herunder mere intens nedbør. Dette vil på sigt have en indflydelse på mængden og perioderne for de oversvømmede områder, da der blandt andet kan forekomme en stigning af grundvandsspejlet, hvorfor der i fremtiden vil være risiko for hyppigere oversvømmelser. Denne tendens kan ligeledes ses på figur 5.8 og 5.9, hvor der er en tydelig sammenhæng mellem nedbør, grundvand og oversvømmelse. Hvis fremtidsperspektiver indtænkes i DOS-modellen, vil den kunne estimere, hvilke områder, der ud fra et tidsligt perspektiv, er relevante at udtage til vådområder. Dette vil give den samlede model en ekstra dimension i forhold til at udvælge og vurdere hvilke områder, der potentielt vil give det største klimamæssige udbytte i fremtiden.

Som det fremgår af kapitel 4, er der valgt at identificere oversvømmede områder i det åbne land, samt hvor hyppigt de oversvømmes, for at bidrage til udvælgelsen af lavbundsjorde. Dette er valgt, selvom det fremgår af Miljøministeriet [2023], at der ved potentialekortet især ses på tørre områder. Omsætningen af organisk kulstof i jorden til CO_2 afhænger af blandt andet jordtype, fugtighed, temperatur og mikrobiologisk aktivitet [Raza et al., 2023]. Hvis der tages højde for dette, er et hyppigt oversvømmet markområde dermed også en god indikator for højt indhold af organisk kulstof i jorden. Derved giver det også mindre mening at afskrive de hyppigt oversvømmede lavbundsjorde, da der her potentielt er et højt indhold af organisk kulstof, som kan lagres. Der kan dermed argumenteres for, at det vil gavne udtagningsprocessen at fokusere på områder, der dele af året er oversvømmede, da der her er større sandsynlighed for, at de organiske kulstof endnu ikke er omsat til CO_2.

Det bør ligeledes nævnes, at der kan opstå problematiske forhold ved oversvømmede områder. Under anaerobe forhold øges denitrifikationsprocessen, hvor nitrater (NO_3^-) i jorden omdannes til kvælstofgasser som lattergas (N_2O) og kvælstof (N_2). En problematik, der kan fremhæves, er, at hvis der på en dyrket mark er et område som ofte oversvømmes, vil der kunne opstå høje nitrat-koncentrationer, da nitrat-holdigt vand vil løbe fra det øvrige markområde og samle sig. Der kan derved forekomme øgede udledninger af lattergas fra disse oversvømmede markområder. Det vil sige, at det ikke alene er nok at stoppe dræningen, således de kulstofholdige jorde ligger under vand, da dette i stedet kan lede til en øget udledning af lattergas. For at afhjælpe denne problemstilling kan der i denne sammenhæng dannes naturområder, som består af planter, der kan optage den overskydende nitrat fra landbrugsproduktionen, således der opnås en positiv klimaeffekt [Elberling et al., 2023].

Det kan afslutningsvis diskuteres, i hvor høj grad det er muligt at anvende DOS-modellen på andre lokationer. I Danmark vil modellen fungere som ved caseområdet, da landet som udgangspunkt er rimelig homogent og relativt fladt, og modellen er udarbejdet til disse forhold. I lande med mere bjergrige områder skal der tages højde for fænomener såsom *Radar Shadow*, hvilket betyder, at modellen ikke nødvendigvis kan benyttes, som den er. Herudover kan adgang til data, som terrænmodel, byer og søer være begrænset i andre lande, hvilket kan betyde, at det bliver sværere at opnå en lige så høj user accuracy, som der er gjort i dette projekt. DOS-modellen vil dog stadig kunne anvendes i andre dele af verden, men den vil formentlig have størst nøjagtigthed i Danmark.



Konklusion 7

Med udgangspunkt i den foregående analyse og diskussion kan der udledes nogle konklusioner til besvarelse af problemformuleringen:

> ***Hvordan kan SAR bruges til at identificere udstrækningen og hyppigheden af oversvømmede arealer i det åbne land?***

Det er i kapitel 4 vist, hvordan SAR kan anvendes til at identificere oversvømmelser og hyppigheden af disse. Dette er gjort gennem udarbejdelse af en model (DOS-modellen), der opdeler SAR-dataen i vand og land, hvorefter der anvendes forskellige metoder til at frasortere områder fejlklassificeret som vand. Ved brug af DOS-modellen opnås en user accuracy på 98,6 %, en producer accuracy på 31,3 % og en overall accuracy på 65,4 %. Det kan konkluderes, at der ikke alene kan benyttes Thresholding til at identificere oversvømmede områder i det åbne land, og at det er nødvendigt at kombinere øvrige metoder for at opnå et troværdigt og nøjagtigt resultat. En inkludering af Terræn-metoden giver den største forøgelse af user accuracy på 13,1 %, mens Varians-metoden øger user accuracy med 2,4 % og Polariserings-metoden øger user accuracy med 1 %. Det ses, at Change Detection metoden ikke forbedrer user accuracy og derfor ikke er inkluderet i modellen.

I kapitel 5 er DOS-modellen valideret ved at sammenligne outputtet med andre data. Til start kan det konkluderes, at der ved sammenligning med manuelt opmålte områder findes 30,8 % ved brug af DOS-modellen, hvilket er overensstemmende med en producer accuracy på 31,3 %. Ved indsamling og analyse af jordprøver er der fundet en stærk sammenhæng mellem oversvømmelseshyppighed og indhold af organisk materiale, hvor der ved områder som er hyppigere oversvømmet er et højere indhold af organisk kulstof. Dette viser, hvordan SAR-dataen og modellen kan anvendes i sammenhæng med udpegning af kulstofrige jorde og udtagning af lavbundsjorde. Ved yderligere at sammenligne kortlægningen med Kulstof 2022 ses det, at SAR-kortlægningen er bedre til at identificere områder længere væk fra søer og vandløb, hvor Kulstof 2022 bygger på en antagelse om højere kulstof nær vandløb og søer.

Det kan yderligere konkluderes, at der ses en god sammenhæng mellem både grundvand, nedbør og de oversvømmede områder, som kortlægges ved brug af SAR-data. Her bidrager grundvands- og nedbørsdataen især med at validere de tidsmæssige ændringer, der ses i SAR-dataen, sammenlignet med de manuelle opmålinger for en specifik dag. Det kan herudover konkluderes, at der forekommer et potentiale i at anvende nær-infrarødt data til at supplere DOS-modellen, men at anvendelsen er begrænset af skydække.

På baggrund af diskussionen kan det konkluderes, at der forekommer en udfordring i at få øget producer accuracy, således en større del af de oversvømmede områder identificeres. Herudover kan det fremhæves, at DOS-modellen har potentiale for at blive brugt til kontrol og monitorering af vådområdeprojekter. Slutteligt kan det konkluderes, at det, grundet klimaforandringer, i fremtiden vil være vigtigere at identificere vandlidende og oversvømmede områder, hvilket der er stor mulighed for gennem brugen af DOS-modellen.

Perspektivering 8



I dette kapitel fremhæves øvrige anvendelsesmuligheder til både DOS-modellen, fremlagt i kapitel 4, og SAR-data mere generelt, samt nye perspektiver og undersøgelsesmuligheder. Et oplagt område, hvor DOS-modellen vil kunne bidrage, er i sammenhæng med vådområdeprojekter, hvor modellen ville kunne benyttes til at kontrollere, hvorvidt de tiltag, der er lavet ved et givet vådområdeprojekt, lever op til målene. Dette kan være i forhold til både udbredelsen af det ønskede vådområde, men også muligheden for at monitorere og kontrollere om området lever op til forventningerne uden at skulle lave fysiske observationer ved vådområdet. Ligeledes kan effekten af tidligere etablerede vådområder analyseres fra 2014 frem til nu (2024) ved at undersøge udbredelsen af overfladevand og sæsonvariationer.

På nuværende tidspunkt er der som udgangspunkt ikke afsat midler til at overvåge vådområdeprojekter efter de er færdiggjort, men derimod kun midler til selve udførelsen af projektet. Dette betyder også, at der ikke er viden omkring projekternes effekt efter udførelsen. Her vil modellen kunne bidrage med kosteffektiv viden omkring udbredelsen af oversvømmede arealer, og hvordan det ser ud henover en given periode på eksempelvis et år. Hvis der eksempelvis genslynges en å, er der risiko for, at de omkringliggende marker, der ligger ned til åen, hyppigere bliver oversvømmet. Dette kan anses som værende negativt, da der ved sådan en situation vil opstå flere perioder med anaerobe forhold på markerne. Dette kan føre til en forhøjet udledning af lattergas, hvilket kan give projektet en egentlig negativ effekt på klimaet. Det kan derfor være nødvendigt at dræne yderligere på markerne for på den måde at reducere denne negative effekt ved projektet.

Som det er beskrevet i både kapitel 4 og 6, er der et potentiale i at koble SAR-dataen fra Sentinel-1 med optisk data fra Sentinel-2. Her er der imidlertid en udfordring forbundet med det, da det kan være udfordrende at finde optisk data, der stemmer overens med tidspunktet, og samtidig har lavt skydække. Jo større forskel der er mellem de to, jo større er usikkerheden også. Der kan derudover være en mulighed i at videreudvikle DOS-modellen til at være bedre tilpasset de sæsonvariationer, der kan være ved overfladen. Da ortofoto er tilgængeligt for forårsperioden, er modellens nøjagtighed målt og tilpasset denne periode. Dog kunne det være relevant at anvende eksempelvis drone med optisk kamera til at tage billeder på andre tidspunkter, således nøjagtigheden kan måles ved flere sæsoner. Derfra vil det være muligt at lave tilpasninger af DOS-modellen, således den behandler billeder fra hver sæson forskelligt.

Et andet perspektiv ved DOS-modellen og de oversvømmede områder er, at der kan være en usikkerhed i forbindelse med dræningen af de aktuelle områder, da der i dag (2024) ikke er et sammenhængende drænkort i Danmark. Geocenter Danmark arbejder dog på dette gennem et projekt fra 2022-2025, der har til formål at kortlægge drænede marker i Danmark [Geocenter Danmark, u.d.]. Hvis modellen kobles med drænkort, vil det kunne estimeres, hvor drænanlæggene virker og vigtigere, hvor de ikke fungerer optimalt. Herved vil udledningen af lattergas også kunne begrænses.

DOS-modellen identificerer som bekendt oversvømmede områder, hvorfor der også kunne være en mulighed i at screene områder, hvor der ønskes at lave byudvikling. Her er der mulighed for at identificere områder, hvor der kan være udfordringer med at få drænet, således der ikke forekommer uønskede oversvømmelser i et nybygget byområde.

Endeligt er der potentiale for at automatisere DOS-modellen, således både pre- og post-processing samles i én model, der automatisk finder frem til områder med oversvømmelse for en given periode. Dette vil gøre modellen mere brugervenlig og mindre tidskrævende. Hvis modellen skal laves manuelt, vil det tage cirka en til to arbejdsdage at undersøge SAR-data for et år alt efter områdets størrelse. Dette vil være tid, der kan spares, hvis DOS-modellen gøres fuld automatisk.

Litteraturliste

ASF, **u.d.** ASF. *Introduction to SAR.* The Alaska Satellite Facility, https://hyp3-docs.asf.alaska.edu/guides/introduction_to_sar/, u.d. Besøgt: 22-05-2024.

Asokan og Jude, **2019**. Anju Asokan og Anitha Jude. *Change detection techniques for remote sensing applications: a survey.* Earth Science Informatics, Vol. 12, s. 1–18, 2019. doi: 10.1007/s12145-019-00380-5.

Behnamian et al., **2017**. Amir Behnamian, Sarah Banks, Lori White, Brian Brisco, Koreen Millard, Jon Pasher, Zhaohua Chen, Jason Duffe, Laura Bourgeau-Chavez og Michael Battaglia. *Semi-Automated Surface Water Detection with Synthetic Aperture Radar Data: A Wetland Case Study.* Remote Sensing, Vol. 9(Nr. 12), 2017. ISSN 2072-4292. doi: 10.3390/rs9121209. URL https://www.mdpi.com/2072-4292/9/12/1209.

Beucher et al., **2023**. Amélie Beucher, Peter L. Weber, Cecilie Hermansen, Charles Pesch, Triven Koganti, Anders B. Møller, Lucas de Carvalho Gomes, Mette B. Greve og Mogens H. Greve. *Updating the Danish peatland maps with a combination of new data and modeling approaches.* Advisory report from DCA – Danish Centre for Food and Agriculture, Aarhus University, 2023.

Campbell et al., **2023**. James B. Campbell, Randolph H. Wynne og Valerie A. Thomas. *Introduction to REMOTE SENSING. Sixth Edition.* The Guilford Press, 2023. ISBN 978-1-4625-4940-5 (hardcover).

Danmarks Statistik, **2021**. Danmarks Statistik. *AREALDK: Areal efter arealdække, område og enhed.* Statistikbanken, https://www.statistikbanken.dk/statbank5a/selectvarval/define.asp?PLanguage=0&subword=tabsel&MainTable=AREALDK&PXSId=239215&tablestyle=&ST=SD&buttons=0, 2021. Besøgt: 22-05-2024.

Dietrich og Madsen, **2023**. Ove W. Dietrich og Søren Nørvang Madsen. *telemåling.* lex.dk, https://denstoredanske.lex.dk/telem%C3%A5ling, 2023. Besøgt: 07-03-2024.

DMI, **u.d.** DMI. *Vejrarkiv.* DMI, https://www.dmi.dk/vejrarkiv, u.d. Besøgt: 24-04-2024.

Druce et al., **2021**. Daniel Druce, Xiaoye Tong, Xia Lei, Tao Guo, Cecile M.M. Kittel, Kenneth Grogan og Christian Tottrup. *An Optical and SAR Based Fusion Approach for Mapping Surface Water Dynamics over Mainland China.* Remote Sensing, Vol. 13 (Nr. 9), 2021. ISSN 2072-4292. doi: 10.3390/rs13091663. URL https://www.mdpi.com/2072-4292/13/9/1663.

Elberling et al., 2023. Bo Elberling, Gyula M. Kovács, Hans Frederik E. Hansen, Rasmus Fensholt, Per Ambus, Xiaoye Tong, Dimitri Gominski, Carsten W. Mueller, Daniel M. N. Poultney og Stefan Oehmcke. *High nitrous oxide emissions from temporary flooded depressions within croplands.* Communications Earth and Environment, Vol. 4(Nr. 1), 2023. ISSN 2662-4435. doi: 10.1038/s43247-023-01095-8.

Emerson, **2023**. Emerson. *Thresholding.* Emerson, `https://www.ni.com/docs/en-US/bundle/ni-vision-concepts-help/page/thresholding.html`, 2023. Besøgt: 14-05-2024.

Engdahl, **2013**. Marcus Engdahl. *Multitemporal InSAR in land-cover and vegetation mapping*, 2013. PhD thesis. 10.13140/RG.2.1.1641.1284.

ESA, **u.d.a**. ESA. *Application of Radiometric Calibration LUT.* ESA, `https://sentinels.copernicus.eu/web/sentinel/radiometric-calibration-of-level-1-products`, u.d.a. Besøgt: 11-03-2024.

ESA, **u.d.b**. ESA. *Sentinel-1 C-band Synthetic Aperture Radar (SAR).* NASA, `https://www.earthdata.nasa.gov/sensors/sentinel-1-c-sar`, u.d.b. Besøgt: 22-05-2024.

ESA, **u.d**. ESA. *Sentinel-2.* ESA, `https://dataspace.copernicus.eu/explore-data/data-collections/sentinel-data/sentinel-2`, u.d. Besøgt: 09-05-2024.

ESA, **u.d.a**. ESA. *Sentinel-1.* European Space Agency, `https://sentiwiki.copernicus.eu/web/sentinel-1`, u.d.a. Besøgt: 12-04-2024.

ESA, **u.d.b**. ESA. *Range Doppler Terrain Correction Operator*, u.d.b. `https://step.esa.int/main/wp-content/help/versions/9.0.0/snap-toolboxes/org.esa.s1tbx.s1tbx.op.sar.processing.ui/operators/RangeDopplerGeocodingOp.html#:~:text=The%20Range%20Doppler%20Terrain%20Correction,single%202D%20raster%20radar%20geometry.` Besøgt: 23-04-2024.

ESRI, **u.d.a**. ESRI. *Create Accuracy Assessment Points (Spatial Analyst)*, u.d.a. `https://pro.arcgis.com/en/pro-app/latest/tool-reference/spatial-analyst/create-accuracy-assessment-points.htm` Besøgt: 24-04-2024.

ESRI, **u.d.b**. ESRI. *Compute Confusion Matrix (Spatial Analyst)*, u.d.b. `https://pro.arcgis.com/en/pro-app/latest/tool-reference/spatial-analyst/compute-confusion-matrix.htm` Besøgt: 25-04-2024.

ESRI, **u.d.c**. ESRI. *Interpretation of SAR data for flood mapping.* ESRI, `https://pro.arcgis.com/en/pro-app/latest/help/analysis/image-analyst/interpret-sar-data-for-flood-mapping.htm`, u.d.c. Besøgt: 16-04-2024.

Fasano et al., 2013. Giancarmine Fasano, Marco D'Errico, Giovanni Alberti, Stefano Cesare og Gianfranco Sechi. *P-Band Distributed SAR.* Springer New York, New York, NY, 2013. ISBN 978-1-4614-4541-8. doi: 10.1007/978-1-4614-4541-8_18. Distributed Space Missions for Earth System Monitoring.

Fluet-Chouinard et al., 2023. Etienne Fluet-Chouinard, Benjamin D. Stocker, Zhen Zhang, Avni Malhotra, Joe R. Melton, Benjamin Poulter, Jed O. Kaplan, Kees Klein Goldewijk, Stefan Siebert, Tatiana Minayeva, Gustaf Hugelius, Hans Joosten, Alexandra Barthelmes, Catherine Prigent, Filipe Aires, Alison M. Hoyt, Nick Davidson, C. Max Finlayson, Bernhard Lehner, Robert B. Jackson og Peter B. McIntyre. *Extensive global wetland loss over the past three centuries*. Nature, Vol. 614, s. 281–286, 2023. doi: https://doi.org/10.1038/s41586-022-05572-6.

Flyvbjerg, 2010. Bent Flyvbjerg. *Fem misforståelser om casestudiet*, 2010. s. 463-487 i *Kvalitative metoder* red. af Svend Brinkmann og Lene Tanggaard `https://www.researchgate.net/publication/244485915_Fem_misforstaelser_om_casestudiet`.

Geocenter Danmark, u.d. Geocenter Danmark. *Draindetect – et nationalt kort over drænede marker i Danmark*. Geocenter Danmark, `https://www.geocenter.dk/projekter/2022-2/draindetect-et-nationalt-kort-over-draenede-marker-i-danmark/`, u.d. Besøgt: 16-04-2024.

GISGeography, 2024. GISGeography. *Passive vs Active Sensors in Remote Sensing*. GISGeography, `https://gisgeography.com/passive-active-sensors-remote-sensing/`, 2024. Besøgt: 07-03-2024.

GISGeography, 2023. GISGeography. *What is Remote Sensing? The Definitive Guide*. GISGeography, `https://gisgeography.com/remote-sensing-earth-observation-guide/`, 2023. Besøgt: 06-03-2024.

Gong Jianyaa og Qimingb, 2008. Ma Guoruia Gong Jianyaa, Sui Haiganga og Zhou Qimingb. *A REVIEW OF MULTI-TEMPORAL REMOTE SENSING DATA CHANGE DETECTION ALGORITHMS*. Department of Geography, Hong Kong Baptist University, `https://citeseerx.ist.psu.edu/document?repid=rep1&type=pdf&doi=84354307d8bea784e5772143f6676d9760b08e71`, 2008.

Greve et al., 2021. Mogens H. Greve, Mette Balslev Greve, Yi Peng, Birger Faurholt Pedersen, Anders Bjørn Møller, Poul Erik Lærke, Lars Elsgaard, Christen Duus Børgesen, Jesper Leth Bak, Jørgen Aagaard Axelsen, Steen Gyldenkærne, Goswin Heckrath, Dominik Henrik Zak, Morten Tune Strandberg, Paul Henning Krogh, Bo Vangsø Iversen, Esben Munk Sørensen og Carl Christian Hoffmann. *Vidensyntese om kulstofrig lavbundsjord: Rådgivningsrapport fra DCA – National Center for Fødevarer og Jordbrug*. Sags nr. 2020-0047924, 2021.

Hansson et al., 2010. Klas Hansson, Fredrik Hellman, Marianne Grauert og Michael Larsen. *The Blue Spot Concept*. Danish Road Institute, 2010. ISBN 978-87-92094-64-3.

IPCC, 2023. IPCC. *Climate Change 2023: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. [Core Writing Team, H. Lee and J. Romero (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 2023. doi: 10.59327/IPCC/AR6-9789291691647.

Jagtap og Shafiyoddin, **2021**. Pornima Jagtap og Sayyad Shafiyoddin. *Comparative Study of Various Single Product Speckle Filters of SAR Dataset of Sentinel-1 Satellite for Speckle Noise Reduction*. International Journal of Creative Research Thoughts (IJCRT), Vol. 9(Nr. 12), s. 87–95, 2021. ISSN: 2320-2882.

Kronvang et al., **2013**. Brian Kronvang, Søren Munch Kristiansen, Kirsten Schelde og Christen Duus Børgesen. *Udredningsprojekt vedrørende dræns betydning for afvanding - og de naturlige og menneskeskabte faktorer som influerer på dræns virke som vand-afleder fra marker*. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, `https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notater_2014/Draennotat_DCE__endelig.pdf`, 2013. Besøgt: 01-03-2024.

Kuntla, **2021**. Sai Kiran Kuntla. *An era of Sentinels in flood management: Potential of Sentinel-1, -2, and -3 satellites for effective flood management*. Open Geosciences, 13 (1), 1616–1642, 2021. doi: doi:10.1515/geo-2020-0325. URL `https://doi.org/10.1515/geo-2020-0325`.

Lal, **2020**. Rattan Lal. *Soil organic matter and water retention*. Agronomy Journal, Vol. 112, 2020. doi: 10.1002/agj2.20282.

Landbrugsstyrelsen, **2024a**. Landbrugsstyrelsen. *Derfor udtages lavbundsjorder*. Landbrugsstyrelsen, `https://lbst.dk/tvaergaaende/udtagning-af-lavbundsjorder/derfor-udtages-lavbundsjorder#c99909`, 2024a. Besøgt: 01-03-2024.

Landbrugsstyrelsen, **u.d.** Landbrugsstyrelsen. *Oversigt over korttemaer*. Landbrugsstyrelsen, `https://lbst.dk/landbrug/kort-og-markblokke/oversigt-over-korttemaer#c30679`, u.d.

Landbrugsstyrelsen, **2024b**. Landbrugsstyrelsen. *Status på fremdriften i udtagningen af lavbundsjorder*, 2024b. `https://lbst.dk/tvaergaaende/udtagning-af-lavbundsjorder/status-paa-fremdriften-i-udtagningen-af-lavbundsjorder#c108512`.

Landbrugsstyrelsen, **2024c**. Landbrugsstyrelsen. *Udtagning af lavtliggende jorder*, 2024c. Klimatilpasning, Grøn Udvikling og Ny Viden, Landbrugsstyrelsen. `https://www.klimatilpasning.dk/sektorer/landbrug/arealanvendelse/oversvoemmelser-og-vaadomraader/` Besøgt: 23-04-2024.

Landis og Koch, **1977**. J. Richard Landis og Gary G. Koch. *The Measurement of Observer Agreement for Categorical Data*. International Biometric Society, `https://www.jstor.org/stable/pdf/2529310.pdf?refreqid=fastly-default%3A10edb17f22fa4cd79e5bef9292590af6&ab_segments=&origin=&initiator=&acceptTC=1`, 1977.

Lillesand et al., **2008**. Thomas M. Lillesand, Ralph W. Kiefer og Jonathan W. Chipman. *Remote sensing and image interpretation*. John Wiley & Sons, Inc, 2008. 9780470052457 (cloth).

Loll og Møldrup, **2000**. Per Loll og Per Møldrup. *Soil Characterization and Polluted Soil Assessment*. Aalborg University, 2000. M.Sc. Course.

Lolu et al., **2020**. Afreen J. Lolu, Amrik S. Ahluwalia, Malkiat C. Sidhu, Zafar A. Reshi og S. K. Mandotra. *Carbon Sequestration and Storage by Wetlands: Implications in the Climate Change Scenario*. In: Upadhyay, A., Singh, R., Singh, D. (eds) Restoration of Wetland Ecosystem: A Trajectory Towards a Sustainable Environment. Springer, Singapore, 2020. https://doi.org/10.1007/978-981-13-7665-8_4.

Markert et al., **2018**. Kel N. Markert, Farrukh Chishtie, Eric R. Anderson, David Saah og Robert E. Griffin. *On the merging of optical and SAR satellite imagery for surface water mapping applications*. Results in Physics, Vol. 9, s. 275–277, 2018. ISSN 2211-3797. doi: https://doi.org/10.1016/j.rinp.2018.02.054. https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2211379718303048.

Miljøministeriet, **u.d.** Miljøministeriet. *Udtagning af lavbundsjorde*. Miljøministeriet, https://mim.dk/vores-opgaver/vandmiljoe/udtagning-af-lavbundsjorde, u.d. Besøgt: 01-03-2024.

Miljøministeriet, **2015**. Miljøministeriet. *Tørvemoser er lagre for drivhusgasser*, 2015. Klimatilpasning, miljøministeriet, miljøstyrelsen. https://www.klimatilpasning.dk/sektorer/natur/toervemoser/#:~:text=Lille%20Vildmose%20er%20en%20h%C3%B8jmose,stort%20naturgenopretningsprojekt%20har%20vendt%20udviklingen. Besøgt: 23-04-2024.

Miljøministeriet, **2023**. Miljøministeriet. *Klima-Lavbund. Vejledning om tilskud til Klima-Lavbundsprojekter*. Miljøministeriet, Miljøstyrelsen, https://mst.dk/media/aebcfqvr/vejledning-om-tilskud-til-klima-lavbundsprojekter-oktober-2023.pdf, 2023.

Miljøstyrelsen, **2019**. Miljøstyrelsen. *Tekstur 2014*, 2019. DCA https://arealdata.miljoeportal.dk/datasets/urn:dmp:ds:tekstur-2014 Besøgt: 03-06-2024.

Miljøstyrelsen, **u.d.** Miljøstyrelsen. *Klima-Lavbund*, u.d. https://mst.dk/erhverv/tilskud-miljoeviden-og-data/tilskudsordninger/tilskud-til-vand-og-klimaprojekter/klima-lavbund Besøgt: 29-02-2024.

Miljøstyrelsen, **2023a**. Miljøstyrelsen. *Hvordan defineres oversvømmelser?* Miljøstyrelsen, https://www.klimatilpasning.dk/sektorer/kyst/risiko-for-oversvoemmelse/definitionafoversvoemmelser/, 2023a. Besøgt: 14-05-2024.

Miljøstyrelsen, **2023b**. Miljøstyrelsen. *Potentialekort – Klima-Lavbundsordningen*, 2023b. https://arealdata.miljoeportal.dk/datasets/urn:dmp:ds:potentialekort-udtagning-af-lavbundsjord.

Mitsch og Gosselink, **2015**. William J. Mitsch og James G. Gosselink. *Wetlands*. John Wiley & Sons, Incorporated, 5. edition, 2015. ProQuest Ebook Central, https://ebookcentral.proquest.com/lib/aalborguniv-ebooks/detail.action?docID=7104351.

Moeslund et al., 2021. Jesper Erenskjold Moeslund, Bettina Nygaard, Signe Normand og Bjarke Madsen. *Udredning af alternative datakilder i NOVANA-programmets naturtypeovervågning*. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. nr. 458, 2021. ISBN 978-87-7156-622-2.

NASA, u.d. NASA. *What is Synthetic Aperture Radar?* NASA, https://www.earthdata.nasa.gov/learn/backgrounders/what-is-sar, u.d. Besøgt: 12-03-2024.

Nicolau et al., 2024. Andréa Puzzi Nicolau, Karen Dyson, David Saah og Nicholas Clinton. *Accuracy Assessment: Quantifying Classification Quality*. Springer International Publishing, 2024. ISBN 978-3-031-26588-4. Kapitel i *Cloud-Based Remote Sensing with Google Earth Engine: Fundamentals and Applications*, red: Jeffrey A. Cardille, Morgan A. Crowley, David Saah og Nicholas E. Clinton, s. 135-145. https://doi.org/10.1007/978-3-031-26588-4_7.

Nielsen og Nielsen, 2019. Benjaminn Nordahl Nielsen og Søren Dam Nielsen. *Glødetab*, 2019. Aalborg Universitet, Institut for Byggeri og Anlæg. DCE Lecture notes Nr. 48. https://vbn.aau.dk/da/publications/gl%C3%B8detab.

Park, 1998. Jeong-Won Park. *Efficient Thermal Noise Removal for Sentinel-1 TOPSAR Cross-Polarization Channel*. IEEE TRANSACTIONS ON GEOSCIENCE AND REMOTE SENSING, https://ieeexplore.ieee.org/stamp/stamp.jsp?tp=&arnumber=8126233, 1998. Besøgt: 12-03-2024.

Raza et al., 2023. Taqi Raza, Muhammad Farhan Qadir, Khuram Shehzad Khan, Neal S. Eash, Muhammad Yousuf, Sumanta Chatterjee, Rabia Manzoor, Sana ur Rehman og Joel Nathaniel Oetting. *Unraveling the potential of microbes in decomposition of organic matter and release of carbon in the ecosystem*. Journal of Environmental Management, Vol. 344, 2023. ISSN 0301-4797. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.118529.

Ritzau, 2023. Ritzau. *Ansøgningsrunde til udtagning af lavbundsjord forlænges med 14 dage*, 2023. https://via.ritzau.dk/pressemeddelelse/13745990/ansogningsrunde-til-udtagning-af-lavbundsjord-forlaenges-med-14-dage?publisherId=13560422&lang=da.

Sabins, 1997. Floyd F. Sabins. *REMOTE SENSING Principles and Interpretation*. W.H. FREEMAN AND COMPANY, 1997. ISBN 0-7167-2442-1.

SCALGO, u.d. SCALGO. *Analysis – Flash Flood Map*. SCALGO, https://scalgo.com/en-US/scalgo-live-documentation/analysis/flash-flood-map, u.d. Besøgt: 24-04-2024.

Schneider, 2024. Raphael J. M. Schneider. *Højt grundvand kan føre til oversvømmelser i april*. GEUS, https://www.geus.dk/om-geus/nyheder/nyhedsarkiv/2024/apr/hoejt-grundvandsstand-kan-foere-til-oversvoemmelser-i-april, 2024. Besøgt: 10-04-2024.

SDFI, **2023**. SDFI. *Data Products*. GeoDanmark, https://dataforsyningen.dk/data/981, 2023.

SDFI, **u.d.** SDFI. *Danmarks Højdemodel*. SDFI, https://sdfi.dk/data-om-danmark/vores-data/danmarks-hoejdemodel, u.d. Besøgt: 18-04-2024.

Shen og Liu, **2019**. Yan Shen og Fangfang Liu. *An Approach for Semantic Web Discovery Using Unsupervised Learning Algorithms*. Springer Singapore, 2019. ISBN 978-981-15-1922-2. In Ning, H (eds) Cyberspace Data and Intelligence, and Cyber-Living, Syndrome, and Health. Communications in Computer and Information Science, vol 1137.

Steinberg og Steinberg, **2015**. Sheila Lakshmi Steinberg og Steven J. Steinberg. *GIS Research Methods: Incorporating Spatial Perspectives*. Esri Press, 2015. ISBN 9781589484047.

Suhani et al., **2020**. Ibha Suhani, Monika, Barkha Vaish, Pooja Singh og Rajeev Pratap Singh. *Restoration, Construction, and Conservation of Degrading Wetlands: A Step Toward Sustainable Management Practices.* In: Upadhyay, A., Singh, R., Singh, D. (eds) Restoration of Wetland Ecosystem: A Trajectory Towards a Sustainable Environment. Springer, Singapore, 2020. https://doi.org/10.1007/978-981-13-7665-8_1.

UN, **2023**. UN. *13 Take urgent action to combat climate change and its impacts*. United Nations, https://sdgs.un.org/goals/goal13#overview, 2023. Besøgt: 26-02-2024.

USGS, **2018**. USGS. *USGS EROS Archive - Digital Elevation - Shuttle Radar Topography Mission (SRTM) 1 Arc-Second Global*. Earth Resources Observation and Science (EROS) Center, https://www.usgs.gov/centers/eros/science/usgs-eros-archive-digital-elevation-shuttle-radar-topography-mission-srtm-1, 2018.

Villumsen, **2020**. Arne Villumsen. *grundvand*. lex.dk, https://denstoredanske.lex.dk/grundvand?gad_source=1&gclid=Cj0KCQjwir2xBhC_ARIsAMTXk84IVWjdepKLo8rWuswYx1PWQcg3YMLhTlPERFoCO1_k-G7Pou2AWF4aAv4vEALw_wcB, 2020. Besøgt: 10-04-2024.

Wellner, **1993**. Pierre D. Wellner. *Adaptive Thresholding for the DigitalDesk*. EuroPARC, https://citeseerx.ist.psu.edu/document?repid=rep1&type=pdf&doi=65c6deef1678624a78580befdd0525adc6deac0c, 1993.

Woodhouse, **2006**. Iain H. Woodhouse. *Introduction to Microwave Remote Sensing*. Taylor & Francis, 2006. ISBN 0-415-27123-1.

Zribi et al., **2019**. Mehrez Zribi, Sekhar Muddu, Safa Bousbih, Ahmad Al Bitar, Sat Kumar Tomer, Nicolas Baghdadi og Soumya Bandyopadhyay. *Analysis of L-Band SAR Data for Soil Moisture Estimations over Agricultural Areas in the Tropics*. Remote Sensing, Vol. 11(Nr.9), 2019. ISSN 2072-4292. doi: 10.3390/rs11091122. https://www.mdpi.com/2072-4292/11/9/1122.

Bilag A

Alle confusion matricer er opstillet på samme vis, som den teoretiske opstilling vist på tabel 3.1 i afsnit 3.2.3. Det vil sige punkterne er opdelt i fire kasser, kolonnerne repræsenterer referencekortet, og rækkerne repræsenterer det klassificerede kort. C_1 refererer til klassen **vand**, og C_0 refererer til klassen **land**.

A.1 Confusion Matrix Thresholding

ClassValue	C_0	C_1	Total	U_Accuracy	Kappa
C_0	92066	54480	146546	0,62824	0
C_1	7934	45520	53454	0,851573	0
Total	100000	100000	200000	0	0
P_Accuracy	0,92066	0,4552	0	0,68793	0
Kappa	0	0	0	0	0,37586

A.2 Confusion Matrix Polarisering

ClassValue	C_0	C_1	Total	U_Accuracy	Kappa
C_0	92866	55501	148367	0,625921	0
C_1	7134	44499	51633	0,861833	0
Total	100000	100000	200000	0	0
P_Accuracy	0,92866	0,44499	0	0,686825	0
Kappa	0	0	0	0	0,37365

A.3 Confusion Matrix Varians

ClassValue	C_0	C_1	Total	U_Accuracy	Kappa
C_0	94130	58688	152818	0,615961	0
C_1	5870	41312	47182	0,875588	0
Total	100000	100000	200000	0	0
P_Accuracy	0,9413	0,41312	0	0,67721	0
Kappa	0	0	0	0	0,35442

A.4 Confusion Matrix Terræn

ClassValue	C_0	C_1	Total	U_Accuracy	Kappa
C_0	99390	64243	163633	0,607396	0
C_1	610	35757	36367	0,983227	0
Total	100000	100000	200000	0	0
P_Accuracy	0,9939	0,35757	0	0,675735	0
Kappa	0	0	0	0	0,35147

A.5 Confusion Matrix Change Detection

ClassValue	C_0	C_1	Total	U_Accuracy	Kappa
C_0	92073	55678	147751	0,623163	0
C_1	7927	44322	52249	0,848284	0
Total	100000	100000	200000	0	0
P_Accuracy	0,92073	0,44322	0	0,681975	0
Kappa	0	0	0	0	0,36395

A.6 Confusion Matrix Samlet Model

ClassValue	C_0	C_1	Total	U_Accuracy	Kappa
C_0	99548	68698	168246	0,591681	0
C_1	452	31302	31754	0,985766	0
Total	100000	100000	200000	0	0
P_Accuracy	0,99548	0,31302	0	0,65425	0
Kappa	0	0	0	0	0,3085

A.7 Confusion Matrix Lee

ClassValue	C_0	C_1	Total	U_Accuracy	Kappa
C_0	4777	3528	8305	0,575196	0
C_1	223	1472	1695	0,868437	0
Total	5000	5000	10000	0	0
P_Accuracy	0,9554	0,2944	0	0,6249	0
Kappa	0	0	0	0	0,2498

A.8 Confusion Matrix IDAN

ClassValue	C_0	C_1	Total	U_Accuracy	Kappa
C_0	4873	3954	8827	0,552056	0
C_1	127	1046	1173	0,891731	0
Total	5000	5000	10000	0	0
P_Accuracy	0,9746	0,2092	0	0,5919	0
Kappa	0	0	0	0	0,1838

A.9 Confusion Matrix Gamma Map

ClassValue	C_0	C_1	Total	U_Accuracy	Kappa
C_0	4777	3526	8303	0,575334	0
C_1	223	1474	1697	0,868592	0
Total	5000	5000	10000	0	0
P_Accuracy	0,9554	0,2948	0	0,6251	0
Kappa	0	0	0	0	0,2502

A.10 Confusion Matrix Frost

ClassValue	C_0	C_1	Total	U_Accuracy	Kappa
C_0	4770	3468	8238	0,579024	0
C_1	230	1532	1762	0,869467	0
Total	5000	5000	10000	0	0
P_Accuracy	0,954	0,3064	0	0,6302	0
Kappa	0	0	0	0	0,2604

A.11 Confusion Matrix Boxcar

ClassValue	C_0	C_1	Total	U_Accuracy	Kappa
C_0	4777	3528	8305	0,575196	0
C_1	223	1472	1695	0,868437	0
Total	5000	5000	10000	0	0
P_Accuracy	0,9554	0,2944	0	0,6249	0
Kappa	0	0	0	0	0,2498

A.12 Confusion Matrix Lee Sigma

ClassValue	C_0	C_1	Total	U_Accuracy	Kappa
C_0	4864	3882	8746	0,55614	0
C_1	136	1118	1254	0,891547	0
Total	5000	5000	10000	0	0
P_Accuracy	0,9728	0,2236	0	0,5982	0
Kappa	0	0	0	0	0,1964

A.13 Confusion Matrix Median

ClassValue	C_0	C_1	Total	U_Accuracy	Kappa
C_0	4710	3275	7985	0,589856	0
C_1	290	1725	2015	0,856079	0
Total	5000	5000	10000	0	0
P_Accuracy	0,942	0,345	0	0,6435	0
Kappa	0	0	0	0	0,287

A.14 Confusion Matrix Refined Lee

ClassValue	C_0	C_1	Total	U_Accuracy	Kappa
C_0	4787	3631	8418	0,568662	0
C_1	213	1369	1582	0,86536	0
Total	5000	5000	10000	0	0
P_Accuracy	0,9574	0,2738	0	0,6156	0
Kappa	0	0	0	0	0,2312

A.15 Confusion Matrix No Filter

ClassValue	C_0	C_1	Total	U_Accuracy	Kappa
C_0	4516	3000	7516	0,600852	0
C_1	484	2000	2484	0,805153	0
Total	5000	5000	10000	0	0
P_Accuracy	0,9032	0,4	0	0,6516	0
Kappa	0	0	0	0	0,3032