

SUBSTRAT OG VANDDYBDE I BINDERUP Å

EN UNDERSØGELSE AF DRONERS ANVENDELIGHED INDENFOR
KORTLÆGNING AF ØRREDHABITATER



SPECIALE I NATURGEOGRAFI, AALBORG UNIVERSITET, 2016
UDARBEJDET AF LONE OVERBY

AALBORG UNIVERSITET

TITEL: Substrat og vanddybde i Binderup Å -
En undersøgelse af droners anvendelighed
indenfor kortlægning af ørredhabitater

PROJEKTPERIODE: Feb. - Sep. 2016

DELTAGER: Lone Overby

HOVEDVEJLEDER: Diana Stephansen

BIVEJLEDER: Morten Lauge Pedersen

ANTAL SIDER: 98

ANTAL BILAG: 76 + fil-mappe

School of Architecture, Design and
Planning
Vestre Havnepromenade 5
9000 Aalborg

Den massive regulering af de danske vandløb har medført stærkt forringede levevilkår for ørreder. Der arbejdes derfor for at øge vandløbenes fysiske struktur, og da traditionelle feltundersøgelser ofte er begrænset til mindre arealer, er det interessant at undersøge om det er muligt at benytte droner til indsamling af vandløbsdata. I dette projekt undersøges derfor, hvor nøjagtigt det er muligt at kortlægge substrat og dybde i en vandløbsstrækning i Binderup Å. Undersøgelsen har vist, at områder med skygge og fuldt vegetationsdække kan kortlægges med 85-90 procents nøjagtighed. Sand er kortlagt med en nøjagtighed på 72 procent, men den spektrale signatur for disse områder afhænger meget af, hvorvidt der er slam eller vegetation til stede, og dette har derfor stor indflydelse på nøjagtigheden. Undersøgelsen har desuden vist, at det er meget vanskeligt at skelne de grove substrater fra hinanden, og det har bl.a. ikke været muligt at kortlægge de store sten, boulders, i vandløbet. Regressionsanalyserne viser determinationskoefficienter på ca. 0,53-0,56 for ren sand, 0,80-0,88 for ren grus og 0,80-0,84 for sten inkl. sekundære og tertiære substrater. For hele vandløbsstrækningen er nøjagtigheden dog væsentligt forringet. Dybden overestimeres i gennemsnit med 11 cm og standardafvigelsen ligger på omkring 20 cm. Dette studie indikerer således, at droner med et påsat GoPro kamera ikke kan give tilstrækkeligt nøjagtige resultater til at kortlægge ørredhabitater i små og heterogene vandløb. Der er dog stor teknologisk udvikling indenfor feltet, og med andre kameraer og computerværktøjer, forventes det derfor, at droner i fremtiden har stort potentiale også indenfor kortlægning af ørredhabitater.

ABSTRACT

The streams in Denmark have suffered from human exploitation, and more than 90 percent of all streams have been regulated (Sand-Jensen & Lindegaard, 2004). The regulations mainly happened due to land reclamation to agricultural use, but also fish farming, water mills and establishment of lakes has contributed to destruction of the natural dynamics by altering the physical conditions in the streams. This has led to an impoverishment of the biology which can be observed by the decreasing number of trout, *Salmo trutta*, throughout the 20th century. In the late 20th century attention was drawn to the importance of the physical structure of streams and since then more than a thousand restoration projects has been completed (Sand-Jensen & Lindegaard, 2004). Releases of trout has reversed the decline of these, but there is still a long way to go before reaching the size of the former population (Rasmussen, 2000). One of the issues in this matter is the traditional river sciences and management, which typically operate on a rather small scale, where data collection is localized to only some parts of a given stream and thereby gives a non-continuous view of the stream. Most natural processes, both biotic and abiotic, operate on a larger scale and in response to this scientists have begun to investigate the possibility of using drones to collect data rather than traditional fieldwork. The aim of this project is thus to evaluate the advantages and limits of the drone by examining how accurately it is possible to map the water depth and substrate; two parameters which are both very important in terms of restoring a reproducing trout population (Bergeron & Carbonneau, 2012).

The project is designed as a field study in the Danish stream Binderup Å, which debouches into the Limfjord located in the northern region of Jutland. The study is based on image data collected by a DJI Phantom 2 drone with a mounted GoPro camera as well as detailed field control measures. The water depth was measured for at least every half meter in 30 cross-sections distributed along a 400-meter reach and for each measure of depth a description of the substrate was also completed. The drone generated images with the standard visible bands of red, green and blue and a spatial resolution of 4,2 cm. The image pixel brightness values were used to segment pixels with similar spectral characteristics into the same category, and all the pixels were thereby arranged into distinct categories by performing *unsupervised classification* in ArcGIS.

In the substrate classification areas with shade and full cover of vegetation was mapped with an accuracy of 85-95 percent. Areas with sand was mapped with an accuracy of 72 percent, whereas coarse substrates were difficult to distinguish apart. These had accuracies of 30 percent (coarse gravel) and 58 percent (cobbles), but due to the rather small datasets the accuracies for these substrates varied a lot depending on the different classification. Furthermore the study showed that it was not possible to localize boulders, which is an issue regarding the estimation of trout habitats.

The stream reach was divided into two sections, whereby the riffle was classified by itself, but this division did not show any significant improvement in the accuracies compared to the overall classification of the entire stream reach.

The classification of the substrate gives a reasonable understanding of the stream, but there are too many uncertainties to base actual decisions on these results.

Regarding the mapping of the water depths, all areas which were shaded or covered by vegetation were excluded. The regression analysis for all the three bands showed multicollinearity, and the

regressions for each individual band was made. This showed that the green channel provided the best correlation (sand: $r^2 = 0,535$, gravel: $r^2 = 0,809$, rocks: $r^2 = 0,821$), and mapping of the bathymetry was therefore made for both the green band and RGB. Equations based on these regressions was applied to pixels throughout the image to compute the water depths. As the regressions was based on areas without interference of vegetation, organic matter and the like, it led to great inaccuracies in the estimates of the water depths in the stream reach. The depth was generally overestimated with an average of -11 cm, and the standard deviation was around 20 cm. The limitations was mainly related to the complexity of the substrates, the vegetation etc.. The approach was thereby unsuccessful and cannot be used to map trout habitats. However, new technologies develops rapidly, and it is therefore believed that there is a big potential for using drones in regards to habitat mapping in the future.

FORORD

Dette kandidatspeciale, med titlen "Substrat og vanddybde i Binderup Å - En undersøgelse af droners anvendelighed indenfor kortlægning af ørredhabitater", er udarbejdet på 4. semester af uddannelsen Naturgeografi på Aalborg Universitet. Projektet har til formål at undersøge, hvor nøjagtigt en fjernstyret minidrone, med et påmonteret GoPro kamera, kan kortlægge vanddybde og substrat. Undersøgelsen er foretaget som et casestudie på en vandløbsstrækning i Binderup Å.

Diana Stephansen har gennem projektperioden været tilknyttet som hovedvejleder, mens Morten Lauge Pedersen har været tilknyttet som bivejleder.

Referencehenvvisninger er foretaget jf. Harvard-metoden, hvor forfatter og årstal fremgår i teksten. I tilfælde hvor samme forfatter og årstal er brugt til flere forskellige kilder, er der efter årstallet tilføjet et bogstav (a, b, c og så fremdeles), som henviser til den specifikke kilde i litteraturlisten.

Figurer, kort og tabeller uden kildehenvisning er udarbejdet af undertegnede.

Der henvises løbende til projektets bilag. Bilag som findes i vedlagte dokument er angivet ved romertal, mens bilag i den vedlagte fil-mappe er navngivet alfabetisk.

Sidst skal lyde en tak til lodsejeren, der gav tilladelse til at udføre undersøgelsen på den valgte vandløbsstrækning, til Andreas Kvistgaard Hansen og Jacob Overby som har bidraget til dataindsamlingen i felten, samt Ronni Fjordvald Søe og Søren Nielsen som har bidraget til feltarbejde og assisteret i forbindelse med GIS-analyser.

INDHOLDSFORTEGNELSE

1. INDLEDNING.....	8
2. PROBLEMFORMULERING	10
2.1. AFGRÆNSNING	10
DEL 1	11
3. ØRREDERS ROLLE I BEDØMMELSEN AF VANDLØBSKVALITETER.....	12
4. ØRREDHABITATER	16
4.1. SUBSTRAT.....	16
4.2. VANDDYBDE	17
4.3. STRØMHASTIGHED	17
5. SKALAENS BETYDNING	20
6. DRONER SOM VÆRKTØJ	23
7. UDVÆLGELSE AF UNDERSØGELSESPARAMETRE.....	27
8. LOKALITETSBEKRIVELSE AF BINDERUP Å.....	30
9. METODE	31
9.1. DYBDE OG SUBSTRAT	31
9.2. DRONE	32
9.3. VANDPRØVER	33
DEL 2	34
10. KORTLÆGNING AF SUBSTRAT	35
10.1. UNSUPERVISED KLASSIFIKATION	35
10.2. KATEGORISERING AF KLASSER	37
10.3. UDFORDRINGER I KORTLÆGNINGEN AF SUBSTRAT.....	38
10.4. KLASSIFICERING AF SUBSTRAT I HELE VANDLØBSSTRÆKNINGEN.....	39
10.4.1. KLASSIFIKATIONENS NØJAGTIGHED	40
10.4.2. MAJORITY FILTER	43
10.4.3. FEJLKLASSIFICERINGER	43
10.5. REFLEKSIONEN I DE TRE BÅND	44
10.6. KLASSIFICERING AF SUBSTRAT I DELSTRÆKNING 1	48
10.7. KLASSIFICERING AF SUBSTRAT I DELSTRÆKNING 2.....	50

DEL 3	57
11. KORRELATIONSANALYSE	58
11.1. PUNKTERNES VÆRDIER	58
11.2. RESULTATER	60
11.2.1. SLAM OG DEBRIS	61
11.2.2. VEGETATION	62
11.2.3. SAND, GRUS OG STEN	65
12. KORTLÆGNING AF DYBDE	72
12.1. REGRESSIONSANALYSE	73
12.2. ESTIMERING AF VANDDYBDE	76
DEL 4	82
13. DRONERS POTENTIALE INDENFOR KORTLÆGNING AF ØRREDHABITATER	83
14. KONKLUSION	90
15. BIBLIOGRAFI	92

1. INDLEDNING

Op gennem det nittende og tyvende århundrede er der sket en stærk intensivering af landbrugsdriften (Dalgaard, et al., 2009). Den øgede landbrugsdrift har forårsaget omfattende dræning af våde områder, og i dag er der drænrør og grøfter på omkring halvdelen af de danske marker (Kristiansen & Kronvang, 2011). For at optimere afledningen af drænvand fra markerne er mere end 90 procent af de danske vandløb regulerede; de bugtede forløb er udrettede, vandløbene er kortere og faldet er større (Sand-Jensen & Lindegaard, 2004). Dræningen har forårsaget stor nedgang af ferskvandsområder, og det formodes, at antallet af søer og vandløb i Danmark førhen har været mindst tre gange større, end det er i dag (Sand-Jensen, 2013). Nedgangen har givetvis haft stor negativ effekt på de ferske vandes plante- og dyreliv, hvilket bl.a. har givet sig til udtryk i et, gennem tiden, dalende antal af ørreden *Salmo trutta*. Dette skyldes ikke blot, at levestederne er mindsket til en tredjedel, men ligeledes at kvaliteten af disse er stærkt forringet (Miljøministeriet, 2003). Tidligere har spildevandsforurening tilsvarende udgjort et stort problem for kvaliteten af de danske vandløb, da det i takt med kloakeringen i sidste halvdel af 1800-tallet gik fra at være en diffus forureningskilde til et alvorligt punktforureningsproblem (Andersen, 2012). De seneste års fokus på spildevandsrensning har dog forbedret vandkvaliteten betragteligt (Henze, et al., 2014), men forbedringen af vandløbenes vandkvaliteter har ikke været ledsaget af en tilsvarende forbedring for vandløbenes plante- og dyreliv (Sand-Jensen & Lindegaard, 2004). I flere vandløb er vandløbskvaliteten således ringe på trods af god vandkvalitet. Dette skyldes i stor udstrækning vandløbenes dårlige fysiske forhold, der begrænser dyre- og plantelivet (Sand-Jensen & Lindegaard, 2004). I 1980'erne blev man opmærksom på den fysiske strukturs betydning for vandløbskvaliteten, og siden er der gennemført mere end tusind restaureringsprojekter af større eller mindre karakter (Sand-Jensen & Lindegaard, 2004). For ørredernes vedkommende har restaureringsprojekterne sammen med udsætning af ørreder vendt nedgangen af disse (Rasmussen, 2000). Ørreder er velsete i de danske vandløb, ikke blot fra lystfiskerens synspunkt, men i særdeleshed fordi en selvproducerende ørredbestand indikerer god vandløbskvalitet.

I Vandrammedirektivet angives fisk som en af parametrene til at vurdere tilstanden i vandløb, grundet fiskenes høje krav til levesteder (Europa-Parlamentet og Rådet for Den Europæiske Union, 2000). Dette skyldes bl.a., at der er væsentlige forskelle i hvilke krav fisk, såsom ørreder, stiller til deres levested i løbet af deres livstid, hvilket kræver stor diversitet i vandløbene. I et gydeområde lægges æggene i grus, og bundens beskaffenhed er derfor vigtig, mens det for de ældre fisk f.eks. er væsentligt med større vanddybder til at udgøre standpladser (Sivebæk, 2013). Kortlægningen af levesteder kan således benyttes til at definere biodiversiteten i vandløb, og det anses ofte som en måde at karakterisere vandløbskvaliteten (Carbonneau & Piégay, 2012a). Størstedelen af den viden der indhentes i vandløbsundersøgelser, er baseret på observationer og eksperimenter på forholdsvis korte strækninger, der nemt kan gennemgås til fods (Fausch, et al., 2002). Naturlige vandløbsprocesser, både biotiske og abiotiske, opererer dog ofte på større skala og de pletvist udvalgte undersøgelsesområder kan derfor være mangelfulde for at forstå vandløb i sin helhed. Herudover opholder fiskene sig ofte forskellige steder i vandløbet afhængig af deres livsstadie og hertil knyttede præferencer (Fausch, et al., 2002). En traditionel undersøgelse på en kortere

strækning kan således bidrage til viden om f.eks. gode gydeområder, men kan ikke nødvendigvis bidrage til information om, hvorledes det resterende vandløb lever op til de krav, der stilles for, at fiskene klarer sig godt i de øvrige livsstadier. Som Fausch et al. (2002) så godt beskriver det:

"How can we hope to address pressing issues in stream fish management if we abstract ecological patterns and processes from the context that gives them meaning in the first place?"

(Fausch, et al., 2002)

Det er således vigtigt at undersøge vandløb i sin helhed, men feltarbejde på lange strækninger er tidskrævende og sjældent rentabelt, og der har derfor været forsøg med at indhente data fra satellitbilleder for at kortlægge vandløb. Satellitbilleder kan give overordnede informationer om vandløb, men det er endnu vanskeligt at karakterisere vandløb, hvor der forventes stor detaljeringsgrad. I de senere år er der indenfor kortlægning kommet fokus på små fjernstyrede droner, og i vandløbsøjemed er droner interessante, da de forholdsvis hurtigt kan indsamle data fra længere vandløbsstrækninger, og da de potentielt har en meget stor detaljeringsgrad. Der har på nuværende tidspunkt kun været begrænsede vandløbsundersøgelser ved brug af droner, men det har vakt stor interesse indenfor forskningsfeltet og forventes at vokse kraftigt de kommende år (Carbonneau & Piégay, 2012a). Det er derfor interessant at undersøge, hvilket potentiale brugen af droner har indenfor danske vandløbsundersøgelser.

2. PROBLEMFORMULERING

I nærværende projekt tages der udgangspunkt i problemstillingen omkring de ofte fragmenterede undersøgelser af ørredhabitater, og det undersøges om brugen af droner potentielt kan afhjælpe denne problematik. Det forventes, at droner kan benyttes indenfor mange aspekter af vandløbskortlægning, og i henhold til en fyldestgørende kortlægning af ørredhabitater er der flere parametre som spiller en central rolle, hvilket vil blive afdækket i de indledende kapitler.

Formålet med dette studie er at besvare følgende spørgsmål:

Med hvilken nøjagtighed kan substrat og vanddybde kortlægges i Binderup Å ved anvendelse af RGB¹-billedmateriale fra en drone og, på baggrund af dette, hvilket potentiale har brugen af droner i forbindelse med kortlægning af ørredhabitater?

Til eksperimentet er udvalgt en ureguleret vandløbsstrækning i Binderup Å, der benyttes som casestudie. Alle undersøgelser og resultater er derfor knyttet til denne.

Rapporten er opdelt i fire dele. Den første del af er indledende og klarlægger baggrunden for specialet, anden del er analyse og diskussion ved kortlægning af substrat, tredje del er analyse og diskussion ved kortlægning af vanddybder og den fjerde og afsluttende del er en diskussion af de muligheder og begrænsninger anvendelsen af droner har indenfor kortlægning af ørredhabitater og vandløbskortlægning generelt.

2.1. AFGRÆNSNING

Udover traditionelt feltarbejde sker dataindsamlingen ved brug af en fjernstyret minidrone; DJI Phantom 2. På dronen er der påmonteret et GoPro Hero 4 kamera, som tager almindelige RGB billeder. Større droner kan flyve med bedre kameraer og giver dermed mulighed for større detaljeringsgrad, samt registrering af andre bølgelængder såsom eksempelvis infrarød, nærinfrarød, termiske bølger m.fl.. Der kan således være andre relevante bånd, som med fordel kan benyttes i kortlægningen af ørredhabitater i vandløb, men dette har ikke været muligt at undersøge og inkludere i nærværende projekt. På samme vis er brugen af eksempelvis green LiDAR, sonar og andre lignende alternativer, som kan have interesse indenfor vandløbskortlægning, heller ikke mulige at undersøge, da der ikke er adgang til disse.

I projektet analyseres data bl.a. ved brug af værktøjet *Unsupervised classification* i programmet ArcGIS. Unsupervised classification er et værktøj, der indgår i flere forskellige software til analysering af remote sensing² data og heri indgår en række variationer. Det vil sige, at unsupervised classification kan udføres på baggrund af forskellige metoder, hvoraf ArcGIS begrænser sig til én af disse.

¹ RGB står for rød, grøn og blå, hvilket er de primærfarver, billedet er dannet af (Balstrøm, et al., 2010). Læs kapitel 6 for yderligere information herom.

² Begrebet remote sensing bruges, når der er tale om indsamling af information uden direkte kontakt til undersøgelsesobjektet og indbefatter bl.a. billeder indsamlet med satellit, fly og drone (Pidwirny & Jones, 2010).

DEL 1

Del 1 er den indledende del af dette projekt, hvor der redegøres for baggrunden for projektets undersøgelsesområde. Det har til formål at give en forståelse for ørreders rolle i forbedringen af vandløbskvaliteten i de danske vandløb, og herunder fremlægge problematikkerne i henhold til traditionel ørredhabitatkortlægning. Droner præsenteres som metode til potentiel forbedring af dette, og den teoretiske baggrund for vandløbselementernes spektrale informationer klarlægges. I de sidste kapitler i del 1 redegøres for det valgte caseområde, samt alle metoder anvendt i forbindelse med feltarbejdet.

3. ØRREDERS ROLLE I BEDØMMELSEN AF VANDLØBSKVALITETER

Efter Europa-Parlamentets og Rådets direktiv 2000/60/EF af 23. oktober 2000 om fastlæggelse af en ramme for Fællesskabets vandpolitiske foranstaltninger, også kaldet EU's vandrammedirektiv, trådte i kraft i år 2000, er vandmiljøet i EU-medlemslandene blevet sat ekstra i fokus. Vandrammedirektivets overordnede formål er bl.a. "at fastlægge en ramme for beskyttelse af vandløb og søer [...]" som "forebygger yderligere forringelse og beskytter og forbedrer vandøkosystemernes tilstand [...]" og videre "sigter mod en udvidet beskyttelse og forbedring af vandmiljøet [...]" (Europa-Parlamentet og Rådet for Den Europæiske Union, 2000). Direktivet fastsætter således en række fælles europæiske mål for at beskytte og forbedre vandmiljøet. Målsætningen for vandløb er, at disse skal beskyttes, forbedres og restaureres, så alle vandløb opnår god økologisk tilstand³ senest 15 år efter direktivets ikrafttræden, dvs. ved udgangen af år 2015. Ved udgangen af år 2015 var dette dog ikke opfyldt i Danmark og politikerne har derfor benyttet muligheden for at få denne frist udsat i to planperioder af seks års varighed⁴.

I den danske lovgivning ses implementeringen af Vandrammedirektivet i Miljømålsloven, der foreskriver udarbejdelsen af vandplaner samt de tilhørende indsatsprogrammer (Folketinget, 2009). Tilsammen udgør vandplaner og indsatsprogrammer grundlaget for, hvordan Danmark vil opnå målet om god økologisk tilstand i de danske vandområder (Miljøstyrelsen, u.d.).

Vandløbskvaliteten kan vurderes på baggrund af de biologiske samfund i vandløbene. Disse ændres i takt med, at den økologiske kvalitet forandres og giver således et godt billede på de eventuelle forstyrrelser, der er i vandløbet. I praksis er kvaliteten af danske vandløb bedømt ved brug af Dansk Vandløbsfaunaindeks (DVFI), som inddeler vandløbene i syv kvalitetsklasser på baggrund af sammensætningen af vandløbenes makroinvertebrater (Nielsen, et al., 2005). Vandrammedirektivet indeholder dog ligeledes krav om naturlige fiskebestande og i forbindelse med anden og tredje planperiode er der således udarbejdet fiskeindeks til karakterisering af vandløbs økologiske tilstand⁵. For større danske vandløb benyttes et litauisk indeks, i Danmark kendt som DFFVa, mens der for mindre vandløb med færre end tre fiskearter er udarbejdet et særligt indeks baseret på bestanden af ørreder, benævnt DVVFø⁶ (Kristensen, et al., 2014). I tilfælde hvor der ligeledes gyder laks i vandløbet, bliver lakseyngel indberegnet i en samlet yngelbestand, der dækker både ørred- og

³ Vandrammedirektivet inddeler vandløb i fem forskellige kvalitetsklasser: høj, god, moderat, ringe eller dårlig kvalitet. Kvaliteten af vandløbet sættes i forhold til den upåvirkede tilstand, dvs. uden eller kun med ringe menneskelig påvirkning. Denne upåvirkede tilstand bruges som referencetilstand, og for at nå målsætningen og blive karakteriseret som et vandløb med god økologisk tilstand, må vandløbets tilstand kun i mindre grad afvige fra referencetilstanden (DMU, 2004).

⁴ Fristen kan ifølge Vandrammedirektivet udsættes såfremt omkostningerne for de nødvendige forbedringer er uforholdsmæssigt store, eller forbedringerne er af et sådant omfang, at det ikke kan lade sig gøre at opnå indenfor den satte tidsfrist (Europa-Parlamentet og Rådet for Den Europæiske Union, 2000).

⁵ Herudover inkluderes ligeledes et planteindeks, DVPI, i klassificeringen af vandløb (Baattrup-Pedersen & Larsen, 2013)¹

⁶ DVVFø er udarbejdet, så det kan anvendes i alle gydevandløb for ørreder, og dermed også kan bruges som erstatning for DFFVa i vandløb med flere end tre fiskearter (Nielsen, et al., 2016).

lakseyngel. Dette skyldes, at de to fisk stiller meget sammenlignelige krav til miljøtilstanden i vandløb (Nielsen, et al., 2016).

Som en af vandløbenes top-prædatorer spiller fisk en central rolle i økosystemet (Kristensen, et al., 2014). Ørreden er en af de fisk, som stiller specifikke krav til vandløbenes tilstand, både hvad angår vandkvalitet og fysiske forhold, og på landsplan er der set en fremgang i de naturlige ørredbestande i takt med den øgede vandløbskvalitet (Kristensen, et al., 2014). Nielsen (1997) angiver ørreden som indikator for vandløbenes tilstand, grundet fiskens krav til vandkvalitet, vandhastighed, substrat, variation i dyr og planter samt fri vandring mellem vandløb, søer og havområder (Nielsen, 1997). Med det nye indeks udpegede Naturstyrelsen i 2015 også ørreden som miljøindikator (Nielsen, et al., 2016). Når kravene til ørredhabitater er opfyldt, kan ørreder opretholde en naturlig reproducerende bestand, hvilket viser, at vandløbene er i god balance og har en god miljøtilstand (Sivebæk, et al., 2012).

Naturstyrelsen beskriver god miljøtilstand i vandløb således:

"Et vandløb er i god miljøtilstand, når smådyrssammensætningen er varieret, når fisk kan svømme frit i vandløbet, har ilt nok, gemmesteder og områder hvor de kan gyde, og når der er et sundt og varieret planteliv i vandløbet."

(Naturstyrelsen, 2014).

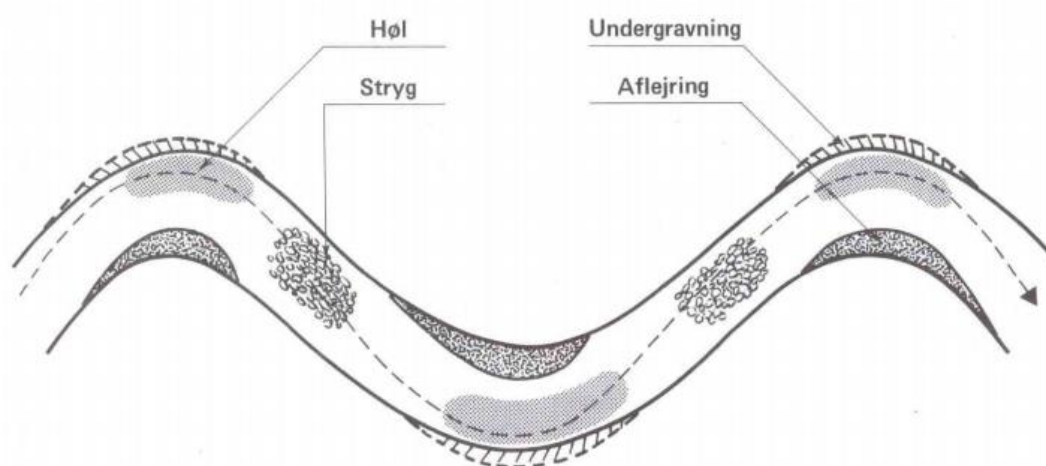
Naturstyrelsens beskrivelse af god miljøtilstand er dermed i god overensstemmelse med de krav ørreder stiller for at kunne opretholde en reproducerende ørredbestand. Ørreder findes naturligt i alle landsdele i Danmark og i vandløb af alle størrelser (Kristensen, et al., 2014). Væsentligt er at vandløbene skal have et vist fald, således at vandhastigheden i vandløbet ikke er for lav til, at der kan være gydebanker (Nielsen, u.d.), og at vandløbene herudover lever op til de øvrige krav om rent vand, skjul til fiskene og et varieret dyre- og planteliv (Nielsen, et al., 2016).

Ørredbestandene i de danske vandløb er steget siden 1960, hvor de nåede det absolutte lavpunkt med ørredbestande i kun 176 danske vandsystemer (Rasmussen, 2000). Det antages, at der oprindeligt var naturlige ørredbestande i næsten 890 danske vandsystemer, og siden 1960 er nogle af disse igen blevet hjemsted for ørreder (Rasmussen, 2000)⁷. Beregninger lavet på den årlige produktion af danske vilde havørreder i 1997 viste dog, at denne, trods fremgangen siden 60'erne, var reduceret med over 90 procent i forhold til den antagne oprindelige produktion på ca. 2,64 mio. stk. smolt (Rasmussen, 2000). Dette skyldes, at der stadig er mange danske vandløb med ringe miljøtilstand. Den dårlige miljøtilstand er typisk forårsaget af faktorer såsom udretning og uddybning af vandløb, manglende gydepladser, spærringer mv. eller kemiske faktorer som eksempelvis udledning af okker eller organisk stof (Naturstyrelsen, 2014). Mens okkerproblemer primært forekommer i forbindelse med dræning af pyritholdige jorde (Orbicon, 2008), og dermed til

⁷ I 1998 viste en opgørelse, at der var ørredbestande i lidt over 250 vandsystemer i Danmark (Rasmussen, 2000)

dels er stedsbestemt, og organisk forurening i dag kun volder store problemer i mindre vandløb⁸, er spærringer og dårlige fysiske forhold til gengæld problematisk i mange både små og store vandløb over hele landet (Kristensen, et al., 2014). Andelen af levesteder er blevet væsentligt reduceret grundet udretninger og hårdhændet vandløbsvedligeholdelse, og spærringer hindrer ørredens vandring mellem havet og gydepladserne i vandløbet, ligesom vandringer indenfor vandløbet påvirkes negativt (Kristensen, et al., 2014).

Omkring 90 procent af de danske vandløb er blevet reguleret, men flere og flere vandløb restaureres og lægges tilbage til et mere naturligt forløb (Sand-Jensen & Lindegaard, 2004). En af de væsentligste forskelle, på de regulerede og naturlige vandløb, er den dynamiske variation, der er i de naturlige vandløb. Regulerede vandløb har typisk et lige forløb, med forholdsvis lige bund og sider, og dermed også begrænset variation i strømhastighed, substrat, dybde og bredde m.m.. Til forskel kan naturlige mæandrerende vandløb have store variationer indenfor korte strækninger. Figur 1 illustrerer et naturligt mæandrerende forløb med høller og stryg.



Figur 1: Illustration af et naturligt mæandrerende vandløb med høller og stryg (tegnet af Vagn Brostrup i Miljøstyrelsen (1983) (Miljøstyrelsen, 1983)).

Det naturlige vandløb er dynamisk, og der sker således hele tiden erosion og sedimenttransport af sten, grus, sand og andet materiale ned gennem vandløbet (Davie, 2002). Sedimenter aflejres, når vandhastigheden falder og bliver omvendt gravet fri fra bund og brinker, når vandhastigheden stiger (Davie, 2002). I naturlige vandløb forstærkes strømhastigheden i svingenes yderside, og her udgraves derfor huller, mens der aflejres finkornet materiale i svingenes inderside, hvor strømhastigheden er langsom (Allan & Castillo, 2007). Mellem mæanderne findes der lavvandede stryg med grov substrat og stærk strøm (Allan & Castillo, 2007). Når der foretages vandløbsundersøgelser er det derfor vigtigt at holde sig for øje, at vandløbets fysiske form er dynamisk og varierer i tid og sted. Den store variation danner grundlag for et alsidigt dyre- og planteliv, hvor mange forskellige arter kan tilpasse sig (Sand-Jensen & Lindegaard, 2004), og der er

⁸ Udlædningen af organisk stof stammer typisk fra spildevand fra spredt bebyggelse og regnbetingede overløb (Naturstyrelsen, 2014).

således også påvist sammenhæng mellem tætheden af ørreder og slyngningsgraden (Pedersen, et al., 2006).

Overordnet er der tre forskellige ørredfisk; den vandrende havørred, den vandrende søørred og den relativt stationære bækørred (Kristensen, et al., 2014). Ørreden, der tilhører laksefamilien, kan dermed både leve i ferskvand og saltvand (Sand-Jensen, 2013). Både hav-, sø- og bækørreden gyder sine æg på vandløbsstrækninger med relativt hurtigt strømmende vand og gruset bund (Sand-Jensen, 2013). Herefter vokser ynglen op i vandløbet, og særligt denne første del af deres liv stiller høje krav til vandløbskvaliteten, da de på dette tidspunkt er forholdsvis stationære (Kristensen, et al., 2014). Når ørreder er omkring 1-2 år sker den såkaldte smoltifikation, hvor fiskene bl.a. ændrer sig fysiologisk og adfærdsmæssigt (Rasmussen, 2015). Som smolt kan de udskille salt fra havvand, og de begynder at trække sig ned gennem vandløbet og ud i havet. Ørreder lever i havet i ca. 1-4 år, inden de er kønsmodne og søger tilbage til vandløbene for at parre sig (Rasmussen, 2015). En del af de der smoltificerer trækker, i stedet for havet, ud i en sø og bliver til søørreder, og så er der de, som ikke smoltificerer og forbliver i vandløbet som bækørreder (Rasmussen, 2015). I nogle tilfælde kan smolt sågar "afsmoltificerer", hvis de ikke når at vandre i den periode, hvor de er fysiologisk parate, hvorefter de bliver til bækørreder.

4. ØRREDHABITATER

Tætheden af ørreder er afhængig af de akvatiske habitater⁹ i vandløbet. Dette er bestemt af eksempelvis vandløbsdybde, vandkvalitet, vandtemperatur, strømhastighed, iltforhold, substrat m.fl. (Bergeron & Carbonneau, 2012). Der er ikke ubetinget enighed om, hvad der er vigtigst i henhold til ørredhabitater, men som oftest benyttes tre af disse; vandløbsdybde, strømhastighed og substrat, som mål for kvaliteten af et vandløbs ørredhabitater (Clausen, et al., 2006). Dette gælder eksempelvis i habitatmodelleringsværktøjer, hvor præferenceværdier for de tre parametre indgår i beregningen af habitatarealer (Jowett, 2004) (Universitæet Stuttgart, 2015). Disse tre parametre undersøges derfor nærmere i det følgende for at klarlægge deres betydning for ørreders habitater.

4.1. SUBSTRAT

Vandløbsbunden består af forskellige organiske og uorganiske partikler. De uorganiske partikler består overordnet af ler, sand, grus og sten. Kornstørrelsen har vist sig at være en vigtig parameter i forhold til fiskenes præferencer (Heggenes, 1996). Store sten bruges som skjul, og ørreder lægger æg i gydebanks bestående af grus i vandløbenes stryg, der således er et vigtigt element for at opnå selvproducerende ørredbestande (Kristensen, et al., 2014). Mindre partikler såsom ler, silt og sand kan til gengæld have en negativ påvirkning på overlevelsen af æg og yngel. Bundforhold med fine partikler er generelt mindre stabile¹⁰ og partiklerne har dermed en tendens til at flytte sig og fylde hulrummene ind imellem gydegruset op. Dette hindrer ilttilførslen til de nybefrugtede æg og yngel som hermed kvæles. I nogle tilfælde vil der være en fortsat ilttilførsel til dele af gydebanken, men grundet sandet vil ynglen have svært ved at finde op gennem gydebanken og vil således være begravet herunder (Nielsen, 1995).

Mudder i vandløbskanten er ganske normalt i naturlige vandløb grundet det langsomt strømmende vand langs bredden, men større mængder mudder og blød bund er ofte indikator for regulerede forhold med lav vandhastighed eller udledninger af fint materiale (Pedersen, et al., 2006). Oftest ses sten og grus i sammenhæng med passager i vandløbet med høj strømhastighed, mens de små partikler såsom sand, silt og ler primært ses ved lav strømhastighed.

Grus og sten er nødvendigt for, at ørrederne har et sted at lægge og befrugte sine æg, give læ for strømmen og give skjul mod prædatorer. Blødbundsvandløb har en mere ustabil bund, og der kan være stor forskel på hvilken fauna, der er at finde i vandløb med blød bund vs. vandløb med hård bund (Gordon, et al., 2004). De grove partikler udbyder varierede habitater til både fisk og invertebrater, og det er påvist, at der i vandløb med selvproducerende ørredbestande er en højere andel grus end i vandløb, hvor ørrederne udsættes (Kristensen, et al., 2014).

Vandløbsplanter har dog svært ved at få fodfæste i meget groft substrat, og er derfor typisk udbredt i områder med god lysindstråling og finere substrat, såsom sandbund. Hermed skabes en ny form for substrat for faunaen, der kan bruges som fødekilde og skjulested. Herudover har vandløbsplanter

⁹ De akvatiske habitater defineres jf. Kronvang (2001) således: "Akvatiske habitater kan defineres som de lokale fysiske, kemiske og biologiske elementer som tilsammen danner levesteder for organismer" (Kronvang, 2001)

¹⁰ Stabiliteten afhænger dog ikke blot af partikelstørrelsen, men ligeledes af sammensætningen af partikler samt partiklernes form (Gordon, et al., 2004).

mange andre funktioner såsom; omsætning af næringsstoffer i vandløbet og fjernelse af eventuelle giftstoffer fra vand og sediment, stabilisering af vandløbsbunden, bidrag til iltproduktionen, beskygning og ændring af vandets flow (Marcus, et al., 2012) (DCE, 2015). Vandløbsplanter er en vigtig del af økosystemer, og det er derfor også væsentligt at holde sig for øje, at fint substrat ikke i sig selv er dårligt, så længe der ligeledes er groft substrat til stede i vandløbet.

4.2. VANDDYBDE

Det er vanskeligt at opnå et præcist billede af, hvilke præferencer ørreder har, da dette ændres i løbet af deres livsforløb, ligesom der sandsynligvis til en vis grad er tale om stedsspecifikke præferencer (Clausen, et al., 2006). Forskning har dog vist, at der er en klar tendens til, at ørreders foretrukne vanddybde øges i takt med deres alder og størrelse (WaterFrame, 2003). Ørredyngel foretrækker lavt vand under 30 cm dybde og typisk med vanddybde omkring 10-20 cm (Nielsen, 1995), mens ørreder på ca. halvandet år foretrækker vanddybder på 15-40 cm (WaterFrame, 2003). Større ørreder fra 2 års alderen og op befinder sig generelt på vand med dybder større end 40 cm (WaterFrame, 2003), men dette afhænger ligeledes af hvorvidt der er tale om gydningstiden eller ikke. Et studie i New Zealand viste, at bækørreder under gydning foretrækker vanddybder på lidt over 30 cm, mens de udenfor gydetiden foretrak vand på omkring 65 cm dybde. Generelt kan dog siges, at ørreder er meget territoriale, og at det er vigtigt, at deres territorium indeholder skjul for artsfæller og prædatorer. Jo større ørreden bliver, jo dybere vand søger den derfor ned på (Heggenes, 1988).

Vigtigst af alt er, at der i vandløbet er vand nok til, at ørrederne kan passere alle strækninger uden besvær. Dette afhænger af vandføringen, der i nogle vandløb kan være meget lav i sommermånederne. Når vandføringen svinger meget mellem årstiderne, skyldes det, at vandtilførslen i disse vandløb primært består af overfladevand. Hermed ses en markant variation afhængig af årstidernes nedbør og fordampning til forskel for vandløb med stor stabil grundvandstilførsel (Gordon, et al., 2004).

På lige og kanaliserede vandløbsstrækninger er dybden forholdsvis ens, mens den på mæandrede vandløbsstrækninger kan ændre sig fra 20 cm i et stryg til 140 cm i et nærliggende høl (Sand-Jensen, 2013). Herved kan der på kortere strækninger være mange typer af habitater svarende til præferencer fra forskelligartede fisk og invertebrater, samt habitater der stemmer overens med ørredens krav i forskellige livsstadier.

Vanddybden har ligeledes indvirkning på vandtemperaturen, da et vandløb med lav vanddybde hurtigere opvarmes og nedkøles. Herudover er vanddybden vigtig i forhold til planter fotosyntese, da lystilførslen til bunden i høj grad bestemmes af dybden. Tendensen er at jo lavere vanddybde, jo mere lys og jo flere planter (Gordon, et al., 2004).

4.3. STRØMHASTIGHED

Strømhastigheden i et vandløb er ligesom dybde og substrat i høj grad afhængig af, om vandløbet er udrettet eller naturligt (Gordon, et al., 2004). I naturlige vandløb varierer strømhastigheden som tidligere beskrevet i høller og stryg, og ujævn bund og underskårne brinker medvirker ligeledes til varierende strømhastighed på tværs af vandløbets transekt.

Vandløbenes bund og sider skaber friktion, og strømhastigheden stiger således med afstanden fra bredden. Strømmen har en vigtig funktion i forhold til sedimenttransporten ned gennem vandløbet. Ved høj strømhastighed flyttes små partikler op i vandfasen, mens større partikler såsom grus og sten bliver liggende. Store sten eller træ på bunden øger hastigheden, når vandet skal passere op over disse, mens der her bagved skabes strømlæ, der fungerer som mikrohabitater for invertebrater og fisk (Gordon, et al., 2004). Her kan strømmen sågar have retning mod vandløbets strømretning eller på tværs af vandløbet, og strømhastighed og -retning ændrer sig således ikke blot ned gennem vandløbet men ligeledes på tværs af vandløbet. Disse ændringer i vandbevægelsen kan ses som turbulens i form af små eller store hvirvler (Allan & Castillo, 2007).

Turbulens øger iltudvekslingen mellem vandoverfladen og atmosfæren, og sørger sammen med gode strømforhold for større udskiftning af vandet omkring vandløbets organismer (Gordon, et al., 2004). Dette er af særlig stor betydning i gydebankerne, hvor ørreder lægger deres æg. De befrugtede æg graves ned i gydebankerne, og strømforhold og turbulens er således betydningsfuldt for, at det iltede vand kan trænge ned mellem gydegruset og ned til æg og yngel (Nielsen, 1995). Hvis strømhastigheden er for svag, kan det medføre dårlig vandudskiftning omkring organismene, og disse kan have svært ved at overleve. Alt for stærk strøm kan imidlertid skylle æggene væk (Sand-Jensen, 2013).

I sandede områder giver stærk strøm desuden risiko for sandvandring, grundet erosion fra brinker og vandløbsbund¹¹. Dette er særligt problematisk i udrettede vandløb, hvor brinkerne er stejle, og hvor der mangler den naturlige variation i strømforholdene, hvor små partikler kan aflejres på bl.a. indersiden af svingene (Davie, 2002).

Ved et vandløbs udspring¹² er vandløbet typisk smalt med lav vandføring og større fald. I den nedre del af vandløbet er faldet mindre, men vandføringen øges, og vandløbet bliver bredere og dybere, i takt med at oplandsarealet øges, og der tilføres mere og mere vand fra tilstødende sidetilløb (Sand-Jensen & Lindegaard, 2004). Erosionen er således mest udpræget i den nedre del af vandløb, da vandføringen her er størst¹³ (Davie, 2002). I tilfælde af gydebanker skaber erosion risiko for at kvæle æg og yngel grundet tilsanding (Nielsen, 1995).

Grundet den øgede vandføring er strømhastigheden generelt stærkere i det nedre vandløb, på trods af et mindre vandspejlsfald. Generelt har danske vandløb et forholdsvist ringe fald (Nielsen, 1995), og vandet strømmer således heller ikke så hurtigt, som det kendes fra udenlandske bjergområder. Faldet og den forholdsvist beskedne strømhastighed giver gode muligheder for et stort plantedække i vandløbene, særligt i fint substrat, hvor planterne kan finde rodfæste. Dette hænger ligeledes sammen med, at der i Danmark er stor tilførsel af makronæringsstofferne kvælstof og fosfor til vandløbene, ligesom størstedelen af de danske vandløb løber i det åbne land, hvor der er høj lysindstråling (DCE, 2015).

¹¹ Herudover stammer sandvandringen typisk fra erosion og udvaskning fra omkringliggende marker, sandtransport gennem drænedninger med udløb i vandløbet og fra udvaskning fra byområder (Pedersen & Sivebæk, 2015).

¹² Naturligt starter vandløb i et kildevæld, men i dag starter flertallet af danske vandløb i en grøft eller et drænrør (Sand-Jensen, 2013).

¹³ Vandets kraft er bestemt af vandføringen ganget med vandspejlsfaldet. Selvom faldet er størst i den øvre del af vandløbet (5-10 gange større), er vandføringen så mange gange (ofte op til 1000 gange) større i den nedre del af vandløbet, at faldet her har mindre betydning for vandets kraft (Sand-Jensen, 2013).

Strømhastigheden ændres omkring planterne, så der, ligesom ved sten og træ på bunden, både skabes områder med stærk strøm og områder med dødvande (DCE, 2015). Således har planter en vigtig funktion, da de danner variation i vandets strømning både vertikalt og horisontalt (DCE, 2015). De lokale variationer i strømhastigheder giver fundament for mange forskellige arter med forskellige præferencer (Gordon, et al., 2004). Nogle organismer lever bedst mellem planter og bag store sten, der giver strømlæ, mens andre foretrækker områder med høj strømhastighed. Generelt foretrækker ørreder, at deres territorium har lav strømhastighed, så de kan opholde sig der uden at bruge for meget energi. I det rindende vand er dog ophvirvlet organiske partikler til vandfasen, og da disse tjener som fødekilde, er det vigtigt, at ørredernes territorium ligger tæt på områder med stor strømhastighed, hvor driften af føde er stor (Bachman, 1984). De ældre ørreder finder derfor ofte standpladser med rolig strøm, mens ørredyngel eksempelvis befinder sig inde mellem groft substrat, der udgør gode gemmesteder eller i kanthabitater¹⁴ med vandhastigheder på omkring 20 cm/sek (Wiberg-Larsen & Kronvang, 2015).

Alle tre parametre; vanddybde, substrat og strømhastighed, er således vigtige for at skabe optimale forhold for ørreder. En kortlægning af disse vil kunne estimere og lokalisere et vandløbs ørredhabitat og hermed også sætte fokus på de områder, der ikke lever op til de krav, der skal til for at udgøre et levested for ørreder.

¹⁴ Disse kanthabitater findes primært i store vandløb med en bredde større end fem meter (Wiberg-Larsen & Kronvang, 2015).

5. SKALAENS BETYDNING

Ørreders levesteder ændres, som beskrevet, i løbet af fiskenes levetid grundet skiftende præferencer. De respektive habitatområder befinder sig ofte langt fra hinanden i forskellige dele af vandløbet¹⁵, og viden om den rumlige og tidsmæssige udbredelse af disse habitater er essentiel for at forstå populationens ændringer og udvikling (Mobrand, et al., 1997). I Danmark har der været udsættelser af ørreder, siden der første gang blev foretaget kunstig befrugtning af ørredæg i 1858 (Rasmussen, 2000). Udsættelserne er dog blevet opfattet som symptombehandling med begrænset forståelse for behovet for selvproducerende fiskebestande. I dag har vandløbsrestaurering en langt højere betydning, og der er skabt større interesse for at genskabe vandløbenes naturlige variation (Rasmussen, 2000). Hertil er det væsentligt at opnå en viden om habitaternes sammenhæng i rum og tid, samt tilknytningen til fiskenes behov og bevægelsesmønstre, for at opnå tilstrækkelig viden om, hvilke virkemidler der bør benyttes i vandløbsrestaureringen (Schlosser & Angermeier, 1995). Gennem tiden er der opnået en erkendelse af, at nogle projekter ikke har virket efter hensigten, bl.a. grundet en mangelfuld forståelsesramme blandt de involverede beslutningstagere og lovgivere (Madsen & Debois, 2006). Fausch et al. (2002) har angivet, at den manglende forståelse blandt beslutningstagere skyldes, at forskere indenfor feltet ikke har bidraget med de nødvendige informationer og værktøjer til at opretholde fiskebestandene i vandløbene. Det påpeges, at problematikkerne i vandløb typisk skyldes store menneskeskabte forstyrrelser af fiskenes habitater, mens de forskningsstudier som beslutningerne skal træffes på grundlag af, typisk er baseret på mindre studier af vandløbsstrækninger på omkring 50-500 m (Fausch, et al., 2002). Viden om vandløbsøkologi er således ofte baseret på eksperimenter og observationer af organismer og levesteder på kortere vandløbsstrækninger, som hurtigt kan undersøges til fods. Da biotiske og abiotiske processer i vandløb ofte foregår på både større rumlig og tidsmæssig skala end traditionel videnskab opererer med, skabes der et hul i videnskaben om hvorledes disse processer interagerer på tværs af skala (Fausch, et al., 2002).

Når der tages beslutninger om vandløb, er det således nødvendigt at være opmærksom på hvilken skala de givne informationer er baseret på, samt hvilken betydning dette kan have for resultaterne. Ved undersøgelser af mikrohabitater opereres der med et mindre delområde eller et specifikt punkt i et vandløb, hvor fysiske og hydrauliske forhold undersøges i henhold til de eller den organisme der ønskes undersøgt (Kronvang, 2001). Det kan eksempelvis være et levested for enkelte makroinvertebrater på en stor sten eller en ørreds standplads. Dette er typisk den mindste skala, hvorpå vandløbshabitater undersøges. Herefter kommer undersøgelsen af mesohabitater, hvor sektioner af vandløb udforskes. Dette kan være delområder, der udgør et levested for dyr eller planter på et specifikt stadie i deres liv, såsom eksempelvis ørreders gydepladser og de krav der stilles i forbindelse hermed. På skalaen herover undersøges vandløbets makrohabitater, der beskrives på strækningsniveau (Kronvang, 2001). Dette indebærer en beskrivelse af de dominerende fysiske forhold på en strækning; sinuositet, hældning, dybde og brede, substrat, omkringliggende arealanvendelse samt lignende. Den største skala beskriver i vandløbsøjemed hele

¹⁵ Ørreder befinder sig desforuden i havet i dele af deres liv (Sand-Jensen & Lindegaard, 2004)

vandløbsoplande og beskæftiger sig således med helt overordnede parametre såsom beliggenhed, geologi, topografi, klima og arealanvendelse (Kronvang, 2001).

Skalaens betydning ses eksempelvis, når der er tale om forstyrrelser (Turner, et al., 2001). Med fokus på mikrohabitater kan en enkelt hændelse ødelægge hele habitatet, uden at det overhovedet bemærkes i stor skala. På samme måde vil et område genskabes hurtigere, hvis det undersøges på stor skala, da det der er ødelagt ét sted kan opstå et andet sted, og således vil vandløbet i sin helhed ofte være nogenlunde tilbage til udgangspunktet, så snart hændelsen stopper. Skalaen tingene beskues på har dermed stor betydning for, hvor ødelæggende en hændelse karakteriseres, ligesom den efterfølgende genopretning er meget forskellig (Turner, et al., 2001).

Undersøgelser, der udføres forud for en beslutning vedrørende eventuel restaurering, er ofte foretaget på makroniveau, samt på det største niveau. Problematikken er dog ofte, at den største skala er for overordnet til at danne grundlag for beslutningstagen, og at undersøgelser på makroskala kun undersøges i en mindre del af vandløbet. Variationen af de habitater fisk kræver i forskellige livsstadier i forbindelse med eksempelvis tilgængelighed af føde, gydeområder, refugium ved barske miljøforhold m.m., skal ofte findes i forskellige dele af vandløbet på længere strækninger. Hermed bidrager de fleste traditionelle undersøgelser, hvor korte delstrækninger forskellige steder i vandløbet undersøges, blot med fragmenteret viden om de komponenter, der er nødvendige for ørredfisk fra første til sidste livsstadie (Fausch, et al., 2002).

Vandløb er hierarkiske systemer, hvor de geomorfologiske processer, som skaber og opretholder levesteder på mindre skala, er baseret på områdets geologi, topografi og klima, dvs. de parametre som ansues på stor skala (Montgomery, 1999). Samtidig er vandløb lineære systemer, hvor en forstyrrelse ét sted i vandløbet, eksempelvis en punktudledning eller en opstemning, kan have stor betydning for det resterende vandløb, ofte både opstrøms og nedstrøms. Det samme angår eksempelvis unikke levesteder i vandløbet, der kan påvirke fordelingen af fisk i resten af vandløbet (Bergeron & Carbonneau, 2012). Det er derfor vigtigt at se på vandløb som holistiske systemer, hvor hvert habitat eller vandløbsstrækning er en del af noget større.

Traditionelt feltarbejde har generelt god detaljeringsgrad i forhold til beskrivelsen af ørredhabitater, men det er dyrt i arbejdstimer og er ikke særlig velegnet til at karakterisere hele vandløb eller længere strækninger. Der er forsket i brugen af satellitbaserede billeder, som kan give information om hele vandløbsstrækninger, samt hvis nødvendigt ligeledes oplande. Brugen af satellitbilleder kan være meget fordelagtigt til nogle typer undersøgelser, da der kan indhentes data fra store områder, som automatisk indsamles med jævne mellemrum, men her opereres, i bedste fald, med en opløsning på 12x12 cm¹⁶ (COWI A/S, 2014). Dette er benyttet til undersøgelser på større skala med rimelig succes, men i relation til habitatområder i vandløb er det nødvendigt med større detaljeringsgrad. Til sammenligning kan droner indsamle data med en opløsning på kun et par centimeter pr. pixel (Dronie, u.d.) (Niras, u.d.) (DroneDeploy, u.d.), afhængig af flyvehøjden og kameraets kvalitet. Nogle udenlandske studier har derfor forsøgt at karakterisere vandløb ved brug af fjernstyrede mini droner udstyret med digitale kameraer. Dronerne kan flyve i meget lav højde og kan således indsamle billedmateriale med god opløsning. Der er således potentiale for, at de vandløbsparametre der er vigtige for fiskenes habitater, samt eventuelle spærringer eller andre

¹⁶ Danmarks Digitale Ortofoto fra 2014

barrierer, kan undersøges på makroniveau, men over meget større områder. På længere sigt kan dette måske strække sig til hele vandløb, men som minimum længere sammenhængende strækninger frem for blot en lille fragmenteret del af det givne vandløb. Der er på nuværende tidspunkt kun få studier om brugen af droner indenfor vandløbsforskningen, men der er stor interesse indenfor feltet, og forskningen formodes derfor at vokse markant de kommende år (Carbonneau & Piégay, 2012a).

6. DRONER SOM VÆRKTØJ

De droner, der potentielt kan benyttes indenfor vandløbskortlægning, er fjernstyrede mini droner, som kan overflyve ønskede vandløbsstrækninger og herved indhente information via et påmonteret kamera. I dette projekt vil en sådan undersøgelse foretages ved brug af dronen DJI Phantom 2 med et påmonteret GoPro Hero 4 kamera, som vist på figur 2 nedenfor.



Figur 2: DJI Phantom 2 med påmonteret GoPro Hero 4. Billede fra (Dronesolo, u.d.).

Dronen har en indbygget GPS der, udover at referere hvor billederne tages, ligeledes gør dronen i stand til at korrigere for eventuel vindpåvirkning og således opretholde sin position.

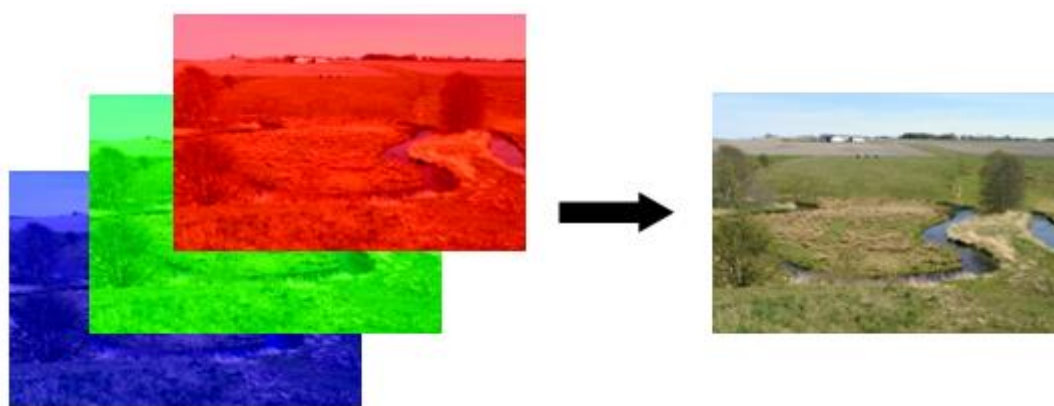
Indhentningen af data på denne måde gør det muligt at lave et oversigtskort i høj opløsning og med en stor mængde data på forholdsvis kort tid. Når der tages et billede med kameraet inddeles undersøgelsesområdet i et system af kvadratiske enheder, hvor hver enhed repræsenterer et specifikt sted i vandløbet. Disse enheder benævnes, i billedsammenhæng, pixels og størrelsen af disse afhænger af opløsningen på billedfilen fra dronen; jo højere opløselighed, jo mindre er størrelsen på cellerne (Balstrøm, et al., 2010).

Kameraet danner billeder ved at måle refleksionen af lys fra den givne overflade. Refleksionen af lys som kameraet opfanger stammer oprindeligt fra solens stråler. Solen udsender lys i flere forskellige bølgelængder, afhængig af solens overfladetemperatur, og når dette lys rammer en overflade på jorden vil en del af lyset reflekteres væk fra overfladen igen. Denne refleksion varierer med forskellig intensitet og bølgelængde, da forskellige overflader modtager og tilbagekaster sollysets stråler forskelligt. Når solstråler rammer en overflade vil det enten absorberes, transmitteres eller reflekteres (Jacobsen, 2014). Ved absorption absorberes strålingen af overfladen, ved transmission passerer strålingen gennem overfladen og ved refleksion tilbagekastes strålingen fra overfladen. Hvor meget der henholdsvis absorberes, transmitteres og reflekteres afhænger af overfladen, samt bølgelængden af den indkomne stråling (Jacobsen, 2014). Dette betyder, at den energi der reflekteres fra en given overflade, kan måles ud fra et bredt spektrum af forskellige bølgelængder.

I et almindeligt kamera er der tre forskellige sensorer der opfanger informationer om refleksion af henholdsvis rødt, grønt og blå lys (Jacobsen, 2014). Disse tre farver udgør grundfarverne og er kendetegnet ved forskellige bølgelængder. Alle ligger de indenfor det synlige lys på ca. 400-700 nm, hvor blå lys har de mindste bølgelængder, rødt lys de længste og grønt lys er placeret

herimellem (Carbonneau & Piégay, 2012b). Det indkommende lys interagerer forskelligt med vand afhængig af lysets bølgelængde. Mens korte bølgelængder let transmitteres gennem vandet, absorberes lange bølgelængder i høj grad og refleksionen fra disse er derfor generelt meget lav (Jones & Vaughan, 2010). I en undersøgelse som denne, hvor det er refleksionen, der er interessant, er bølgelængder større end 800 nm derfor ikke særlig nyttige, grundet den store absorption (Pozdnyakov & Grassl, 2003). Bølgelængder på omkring 700-800 nm kan dog bidrage med nyttige informationer om vanddybder netop grundet absorptionen, som mindsker refleksionen betydeligt i takt med dybden. Det benyttede GoPro kamera registrerer dog ikke bølgelængder uden for det synlige lys.

I kameraet sidder en lysmåler i hver lille pixel, der måler den elektromagnetiske tilbagestråling fra overfladen og tildeler denne en talværdi afhængig af intensiteten, denne værdi omtales DN¹⁷ værdien. I et almindeligt kamera der måler rødt, grønt og blå lys, vil lysmåleren således registrere strålingen og opdele denne i de tre forskellige spektrale bånd. For hver type lys etableres der således ét billedlag, så der i et almindeligt farvebillede, med rødt, grønt og blå lys, er tre billedlag, som tilsammen udgør ét farvebillede. Dette er illustreret i figur 3 nedenfor.



Figur 3: Billedlag for hhv. rødt, grønt og blå lys, der tilsammen udgør et farvebillede af Binderup Å.

Hver pixel i hvert billedlag tildeles en talværdi. Talværdien kan variere fra 0 til 255 afhængig af lysintensiteten. I et sort/hvid billede svarer 0 til sort og 255 til hvid, og alt her imellem er således forskellige toner af grå (Keranen & Kolvoord, 2014).

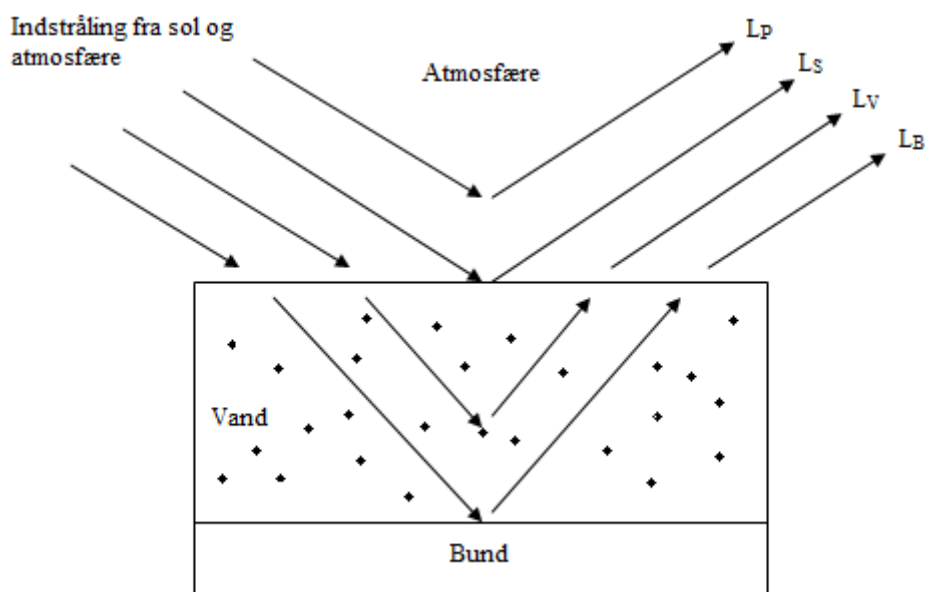
Den tilknyttede talværdi fra hvert bånd udgør tilsammen den spektrale signatur i det pågældende pixeludsnit (Balstrøm, et al., 2010). Ved at sammenligne den spektrale signatur i forskellige celler er det muligt at inddele disse i grupper, så overflader der har samme, eller tilnærmelsesvis samme, spektralsignatur er i samme kategori. I et vandløb kan en sådan kategori eksempelvis være grønne planter, da disse har en anden spektralsignatur end f.eks. sand, sten, træ m.m..

¹⁷ DN står for digital numbers

Refleksionen der opfanges af kameraets sensorer er en funktion af tilbagekastede stråler fra atmosfærisk spredning, vandoverfladen, selve vandmassen samt vandløbsbunden (Jensen, 2007). Dette kan jf. Jensen (2007) beskrives ved følgende formel:

$$L_T = L_P + L_S + L_V + L_B \quad (1)$$

Hvor L_T er den totale stråling målt af sensoren; L_P er refleksion fra atmosfærisk spredning før strålerne rammer vandoverfladen; L_S er refleksion fra vandoverfladen; L_V er refleksion fra den spredning der sker i selve vandmassen; og L_B er refleksion fra vandløbs bunden.



Figur 4: Interaktionen mellem solens stråler, atmosfæren, vandoverfladen, vandmassen og vandløbsbunden (efter Jensen, 2007).

Den atmosfæriske spredning anses som støj, da denne ikke har relation til selve vandløbet. Ved flyvning med drone ses der ofte helt bort fra den atmosfæriske spredning, da denne har lille betydning (Jensen, 2007). Det kan dog have stor betydning for billeder taget med satellit, og såfremt dataindsamlingen med drone foretages over flere dage, med forskellige vejrforhold, kan det spille en faktor.

Refleksionen fra vandoverfladen kan give gode informationer om overfladestrømning, turbulens i overfladen m.m., men overfladerefleksionen kan også volde problemer hvis dataindsamlingen foregår, når solen står højest på himlen. Jf. figur 4 er indfaldsvinkel og udfaldsvinkel nogenlunde den samme (Jensen, 2007), og hvis solens stråler falder fra oven vil refleksionen komme tilbage i samme retning¹⁸. Da dronen tager billeder fra denne vinkel, vil det ses som en spejlende effekt på

¹⁸ Refleksionen er dog afhængig af overfladens beskaffenhed (Jones & Vaughan, 2010). I helt stille vand er det muligt at spejle sig, da indfaldsvinklen er lig udfaldsvinklen, men når der er ujævnheder i overfladen sker der en mere diffus spredning (Jacobsen, 2014).

billederne, som ikke tillader megen information om hverken vanddybde, substrat eller andet (Jensen, 2007). Det er derfor væsentligt, at billeddata ikke indsamles, når solen står højest, men det er ligeledes vigtigt, at der sikres lysindstråling til vandløbsbunden og mindst muligt skygge fra bevoksningen omkring vandløbet. Det tilsigtes derfor at indsamle data formiddag eller eftermiddag, og herved så vidt muligt undgå de konflikter der kan opstå ved dataindsamling morgen, middag og aften.

7. UDVÆLGELSE AF UNDERSØGELSESPARAMETRE

Med viden om de tre parametre; substrat, dybde og strømhastighed, samt viden om droner og de muligheder der medfølger ved dataindsamling med disse, er det relevant at undersøge nærmere hvorvidt en eller flere af de tre vandløbsparametre kan kortlægges med denne metode.

Da indsamling af data med droner er et forholdsvis nyt fænomen, er studierne inden for dette felt få. Det har ikke været muligt at finde litteratur om danske undersøgelser vedrørende kortlægning af de tre parametre ved remote sensing, men der er eksempler fra udlandet, hvor de har forsøgt sig med dette. Undersøgelserne koncentrerer sig typisk om én parameter og er ligeledes typisk foretaget på forholdsvis homogene vandløbsstrækninger, dvs. ved undersøgelse af én parameter søges at finde en strækning, hvor de øvrige parametre er ensartede.

Flere forskere har haft vellykkede resultater i forbindelse med kortlægning af dybder i vandløb.

Winterbottom og Gilvear (1997) har undersøgt River Tummel i Storbritannien, hvor de ved brug af 8 bånd opnåede en sammenhæng på $R^2 = 0,67$ mellem bånd og dybde (Winterbottom & Gilvear, 1997). Marcus (2002) påviste hvorledes kortlægning med 128 hyperspektrale bånd kunne give 91 procents nøjagtighed mellem beregnede og observerede målinger i høller, mens nøjagtigheden var 76 procent i stryg (Marcus, 2002). En lignende undersøgelse, også med 128 bånd, fra Marcus et al. (2003) viste en sammenhæng på $R^2 = 0,67$ i stryg (Marcus, et al., 2003).

I dette tilfælde benyttes dog kun tre bånd: rød, grøn og blå. Flere bånd er fordelagtigt, da dette kan forbedre nøjagtigheden betydeligt. Marcus (2002) fandt frem til at nøjagtigheden ved at bruge 128 bånd i stedet for fire bånd (RGB og nærinfrarød) kunne øges med hele 17,6 procent (Marcus, 2002), og det er forventeligt, at forskellen er endnu større ved brug af kun tre bånd.

Der er dog også eksempler på vellykkede undersøgelser med blot tre bånd. Fonstad og Marcus (2005) samt Lejot et al. (2007) benyttede til forskel fra ovenstående kun de tre visuelle bånd: rød, grøn og blå, og fik en sammenhæng på henholdsvis $R^2 = 0,77$ (Fonstad & Marcus, 2005), samt $R^2 = 0,53$ for alle substrater (Lejot, et al., 2007). Mens Lejot et al. (2007) har foretaget undersøgelsen i Rhone River i Frankrig, er de øvrige nævnte projekter, med undtagelse af undersøgelsen i River Tummel, foretaget i USA. Fælles for dem alle er dog, at de er foretaget på store floder, hvilket er en markant forskel til de små vandløb, der typisk ses i Danmark.

Marcus et al. (2003) undersøgte tredje ordens vandløbsstrækninger, og fik her blot en sammenhæng på 28 procent i stryg. Tendensen i undersøgelsen var, at nøjagtigheden af den estimerede vanddybde var faldende i små vandløb (Marcus, et al., 2003). Den lavere nøjagtighed skyldes formentlig en større heterogenitet i de små vandløb og en forholdsvis større påvirkning fra brinken.

I flere af de projekter der har til formål at kortlægge dybden i vandløb, er substrat ligeledes kortlagt. Dette skyldes, at de to elementer begge bidrager til den spektrale signatur (Legleiter, et al., 2004). Den spektrale signatur fra sand på en halv meters dybde er forskellig fra den spektrale signatur fra f.eks. sten eller planter på en halv meter dybde. På samme måde gælder, at sand på en halv meters dybde har en anden spektral signatur end sand på en meters dybde. Dette skyldes den absorption og spredning der sker i vandmassen, således at der kommer mindre lys fra overfladen til bunden, ligesom der kommer mindre refleksion fra bunden og op til overfladen, når vandet er dybt. Med henvisning til formel 1 og figur 4 i kapitel 6, ses det ligeledes, at den refleksion der giver

information om dybden, L_B , ikke blot er en funktion af dybden, men ligeledes af refleksionen fra vandløbets bund, dvs. substratet. I vandløb med varierende substrat, er det derfor nødvendigt at inkludere dette som en parameter, før det er muligt at udføre en nøjagtig dybdekortlægning og omvendt (Legleiter, et al., 2004). Dette er en af grundene til, at nogle af de ovennævnte forskningsprojekter har opdelt vandløbet og beregnet nøjagtigheden for dybdekortlægning i hhv. høller og i stryg. Disse undersøgelser viser, at der er større usikkerhed ved dybdekortlægning i stryg (Marcus, et al., 2003) (Fonstad & Marcus, 2005). Legleiter et al. (2004) undersøgte substrat ved at inddele dette i fire forskellige grupper fra helt mørk grå andesit til hvid-grå kalksten og fandt ud af, at de bedste bånd til kortlægning af substrat i det synlige spektrum er det røde og grønne bånd. Til forskel er absorptionen af det nærinfrarøde lys så stor i vand, at substrat kun har beskeden indflydelse på refleksionen herfra (Legleiter, et al., 2004). Forskning har dog vist, at det nærinfrarøde lys egner sig godt til undersøgelser på tørlagt jord (Stenberg, et al., 2010).

Muligheden for at indsamle luftbårne billeder af en sådan kvalitet, at det kan bruges til kortlægning af sedimentstørrelser over længere vandløbsstrækninger, er et forholdsvist nyt fænomen (Marcus, et al., 2012). Carbonneau et al. (2005) har undersøgt hvorledes remote sensing kan benyttes til at skelne sand fra den grove substrat i gydebanks på baggrund af den spektrale refleksion, hvilket gav en sammenhæng på $R^2 = 0,53$ (Carbonneau, et al., 2005). Wright et al. (2000) opdelte fire tredje og fjerde ordens vandløb¹⁹ i høller, stryg, *glides*²⁰ samt *eddy drop zones*²¹ ved brug af RGB samt nærinfrarødt lys. De benyttede to forskellige metoder som gav resultater på hhv. 10-53 procent, samt 28-80 procents nøjagtighed (Wright, et al., 2000). Marcus (2000) lavede en lignende undersøgelse, og inddelte i samme kategorier, men som i stedet benyttede 128 hyperspektrale bånd, hvilket gav nøjagtigheder mellem 76 og 91 procent (Marcus, 2002).

Vandhastigheden er umiddelbart den parameter som er vanskeligst at vurdere via remote sensing. Bjerkli (2007) har opsat en formel til beregning af en middelhastighed i vandløb på baggrund af bredde, dybde, fald og mæander-længden, men dette fordrer at nogle af disse kendes på forhånd eller kan findes ved brug af remote sensing (Bjerkli, 2007). Strømhastigheden er i det hele taget vanskelig at vurdere uden brug af måleinstrumenter i felten. Områder med højenergi hastighed vurderes ved observation i forbindelse med Fysisk indeks (Pedersen, et al., 2006), og kan også potentielt ses på billeder fra en drone, ligesom viden om sten, planter og sving kan tages i betragtning. Såfremt vanddybde og bredde kan bestemmes, kan dette sammenholdes ned gennem en strækning, og med antagelse af at afstrømningen er den samme, giver det mulighed for at vurdere hastigheden i forskellige transekter i forhold til hinanden (Gordon, et al., 2004). Det er således muligt at lave et estimat for i hvilke områder der er høj strømhastighed og i hvilke der er lav, dog uden at vide præcis hvad den er.

På nuværende tidspunkt er der dermed endnu ikke noget, der tyder på, at det er muligt at udføre en tilfredsstillende kortlægning af strømhastigheder i vandløb på baggrund af billeddata. Da det indenfor den givne tidsramme ikke er muligt at undersøge alle tre parametre, og strømhastigheder

¹⁹ Selvom disse betragtes som små sammenlignet til øvrige analyser, havde de en bredde på mellem 16 og 180 m (Wright, et al., 2000)

²⁰ Område med lille eller ingen turbulens, men dog med hurtigere strømhastighed end i høller.

²¹ Områder ved siden af og bag forhindringer, såsom store sten, træ eller lign.

umiddelbart ikke ser ud til at egne sig til kortlægning med drone, udelukkes denne derfor fra den videre undersøgelse.

Indenfor både kortlægning af dybde og substrat viser tidligere forskning en tydelig forskel på resultaterne ved almindelige RGB billeder og hyperspektrale billeder, hvor nøjagtigheden er betydeligt forringet ved brug af få bånd. I dette tilfælde er der ikke mulighed for at benytte mere end de tre visuelle bånd; rødt, grønt og blå, hvilket særligt er problematisk i forbindelse med dybdekortlægning, hvor det infrarøde bånd har vist sig at øge nøjagtigheden betydeligt. De to øvrige parametre hænger dog begge så tæt sammen med vandløbets refleksion, at det kan være fordelagtigt at kortlægge begge. Den refleksion der kommer fra vandløbets bund, er som nævnt et resultat af både dybde og substrat, og en estimering af dybden påvirkes af substraternes sammensætning og omvendt. For at kortlægge det ene er det derfor fordelagtigt at kende den anden parameter, så der kan tages højde for dette, men i praksis kendes hverken substrat eller dybde på forhånd (Legleiter & Fonstad, 2012). Det er således relevant at undersøge, hvilken parameter der umiddelbart bedst kan kortlægges på baggrund af det data, der er til rådighed. I dette tilfælde er der ingen data udenfor det synlige lys, og dvs. der er ingen data om f.eks. det nærinfrarøde lys, som ellers er det mest oplagte til kortlægning af dybde. Med dette udgangspunkt, giver det derfor en formodning om, at substrat kan kortlægges med størst nøjagtighed. I det følgende kortlægges derfor først substrat, hvorefter dybden i vandløbet estimeres på baggrund af substratkortlægningen.

8. LOKALITETSBEKRIVELSE AF BINDERUP Å

Lokaliteten for denne undersøgelse er en vandløbsstrækning i Binderup Å, se figur 5. Binderup Å har sit udspring øst for Suldrup i Himmerland og udmunder ved Nibe Bredning i Limfjorden. Vandløbets længde er ca. 31 km med et samlet fald på omkring 50 m og et oplandsareal på ca. 90 km²² (Ovesen, et al., 2000).

Udvælgelsen af undersøgelseslokaliteten er foretaget på baggrund af en bedømmelse af områdets tilgængelighed samt vandløbets fysiske variation. Den specifikke lokalitet er en vandløbsstrækning på 400 m, beliggende i en ureguleret strækning ca. 3 km sydsydøst for byen Nibe. De nedre 13 km af vandløbet frem til udløbet i Nibe Bredning er uregulerede og forholdsvist uforstyrrede, med undtagelse af opstemninger ved dambrug²³ samt Klæstrup Vandmølle (Naturstyrelsen, u.d.).



Figur 5: Kortet viser studiets geografiske placering

Dermed forventes det, at der er stor variation i både dybde og substrat på strækningen, hvilket nødvendigvis er væsentligt for at undersøge hvor nøjagtig dronen kan kortlægge dette.

Binderup Å udspringer fra kalken i undergrunden og vandløbets snævre ådal formodes at være dannet grundet en sprækkezone i kalken, der gennem tiden er formet som følge af erosion fra regnvand samt smeltevand efter istidens gletsjere (Naturturst, 2015) (Nordjyllands Amt, 2003).

Mængden af suspenderet stof blev i forbindelse med feltarbejde d. 9. maj 2016 målt til mellem 4,48 og 5,45 mg/L, se bilag A. Herforuden viser en undersøgelse fra 2012, at vandløbet har opnået en selvreproducerende ørredbestand (Holm, 2013).

Hovedåen har en bredde på 3-6 m og dybden er varierende med en maksimum dybde på omkring 3 m. Det forholdsvist klare vand og de varierende dybde- og substratforhold gør Binderup Å til en oplagt feltlokalitet, der giver lejlighed til at undersøge dronens muligheder og udfordringer i forskelligartede miljøer.

Arealanvendelsen omkring den undersøgte vandløbsstrækning består primært af marker med græssende får og kreaturer.

²² Oplandsareal er på baggrund af tal fra Binderup Mølle, som ligger få km fra vandløbets udløb.

²³ I Binderup Å er der opstemninger ved fire dambrug (Naturstyrelsen, u.d.)

9. METODE

Lokaliteten der undersøges er, som nævnt, en 400 m lang vandløbsstrækning i Binderup Å. På strækningen udlægges transekter for hver 10 m, dvs. 41 transekter i alt, hvori der måles dybde og undersøges substrat. Disse data sammenlignes herefter med data indsamlet via kamera påmonteret en drone, og sammenhænge mellem dybde, substrat og refleksionen indenfor hvert af de målte bånd klarlægges. Figur 6 viser en oversigt over vandløbsstrækningen og de 41 transekter.

I det følgende vil de anvendte metoder beskrives. Resultater som ikke direkte indgår i ovennævnte analyse, er allerede angivet i kapitel 8, mens alle øvrige resultater præsenteres og analyseres i de følgende kapitler.

Udvalgte transekter på vandløbsstrækningen



Figur 6: De røde markeringer på kortet viser placeringen af de 41 udvalgte vandløbsstransekter.

9.1. DYBDE OG SUBSTRAT

På den 400 m lange vandløbsstrækning er der udlagt transekt for hver 10. m. For hvert af disse i alt 41 transekter målt vandløbsdypde og registreret substrat. Vandløbet er målt op ved brug af et udspændt målebånd på tværs af vandløbet og en målepind, og herudover er der foretaget måling med differential GPS på kronekanten på begge sider ved alle transekter, så disse kan refereres til billederne taget med dronen. Jf. Opmåling af tværprofiler i DMUs tekniske anvisning nr. 21, 4. udgave, 2007 (Pedersen, et al., 2007), er der som udgangspunkt en halv meters afstand mellem målepunkterne i tværsnittet, men der er herudover tilføjet flere målepunkter i tilfælde af markante skift i dybde eller substrat. Dybden er målt til nærmeste centimeter, og der er herudover registreret substrat for hvert dybdemål.

De registrerede substrattyper er inddelt i seks forskellige kategorier der er uarbejdet på baggrund af inddelingen i DMUs tekniske anvisning nr. 21 (Pedersen, et al., 2007), se tabel 1. I denne anvisning er fraktionen for det grove grus svarende til partikelstørrelsen for gydegrus i danske vandløb, beskrevet af Græsbøll et al. (1989) (Græsbøll, et al., 1989). I tabel 1 er der desuden foretaget en yderligere inddeling af fraktionen sten, da denne er underinddelt i *cobbles* og *boulders* med udgangspunkt i klassificeringen fra Wentworth (1922) (Wentworth, 1922).

Substrat	Størrelse
Mudder	< 0,25 mm
Sand	0,25 - 3 mm
Fint grus	3 - 10 mm
Groft grus	10 - 60 mm
Cobbles	60 mm - 250 mm
Boulders	> 250 mm

Tabel 1: Beskrivelse af substrattyper

Den dominerende substrattype og eventuelle sekundære og tertiære substrattyper er undersøgt ved brug af vandkikkert og er vurderet på øjemål i felten. Mudder er angivet ved meget fint, mørkt materiale og blød bund. Udover dybde og substrat er det noteret, når der er plantedække på strækningen. Da planterne flere steder dækker for substratet på bunden, kan vandløbsbunden ikke ses fra dronen, og undersøgelsen laves derfor udelukkende ud fra det substrat, som er synlig på vandløbs bund og dermed ikke det, der forefindes under planterne. Debris²⁴ og slam²⁵ på vandløbsbunden noteres ligeledes, da dette kan have betydning for billedanalysen. Data fra dette fremgår af bilag B.

9.2. DRONE

Dronen benyttes til overflyve vandløbsstrækningen og således indhente billedmateriale via påmonterede kameraer. Via en indbygget GPS i dronen, samt udlagte kontrolpunkter²⁶, er det muligt at georeferere billederne og lokalisere de 41 undersøgte transektter.

Da det ikke har været muligt at tilknytte dronen til computerprogrammet Mission Planner, og herved foretage en automatiseret flyvning, er dataindsamlingen foretaget ved manuel styring af dronen. Herved er der ikke på forhånd indstillet en specifik flyverute, og det er mere vanskeligt at holde parametre såsom flyvehøjde, opløsning og billedoverlap konstante. Det påmonterede kamera tager billeder med to sekunders mellemrum, og afhængig af flyvehastighed og -højde opstår der således større eller mindre overlap i billedmaterialet. Som udgangspunkt anses et overlap på 60 procent som et minimum for at danne et tilfredsstillende ortofoto (DroneMapper, 2015). Det er med det benyttede udstyr ikke muligt at indstille det ønskede side- og længdeoverlap, men hvert punkt i den benyttede model er beskrevet af minimum ni billeder, hvilket er mere end normalen, hvorfor det indikerer, at overlappet i modellen er over de 60 procent.

Jf. kapitel 6, kan lysindfaldet og vinklen billederne tages fra have stor betydning for dataindsamlingen. Flyvningen er i dette tilfælde udført en solskinsdag, d. 9. maj 2016, mellem kl. 9.30 og 9.45, for at undgå stor refleksion fra vandoverfladen. Billederne er taget i omkring 22

²⁴ Debris defineres jf. Pedersen et al (2007) som groft dødt plantemateriale, såsom eksempelvis blade, kviste og stængler (Pedersen, et al., 2007).

²⁵ Slam defineres jf. Pedersen et al (2007) som flokkuløst lyst, svagt brunligt eller sort lag, der ligger ovenpå substratet og som let ophvirvles (Pedersen, et al., 2007).

²⁶ Kontrolpunkterne, også kaldet Ground Control Points, består af hvide plader med sort kryds, som opmåles med differential GPS og således kan genkendes på billederne.

meters højde og har en opløsning på ca. 4,2*4,2 cm. Som beskrevet i kapitel 6, måler kameraet GoPro Hero 4 refleksionen i det røde, grønne og blå bånd.

Herudover er der samme dag taget nærbilleder i ca. fem meters højde mellem kl. 9.55 og 10.10. Disse skal bruges til at klarlægge eventuelle tvivlsområder, som ikke kan vurderes ud fra dronens oversigtsbillede fra 22 meters højde eller på baggrund af feltregistreringer.

9.3. VANDPRØVER

Da andelen af suspenderede partikler i vandet har betydning for databehandlingen af billederne fra dronen, er der foretaget vandprøver i forbindelse med feltarbejdet. I tilfælde af meget suspenderet stof i vandløbet, kan det være vanskeligt at kortlægge vandløbsbunden og for at undersøge, hvorvidt dette skal inddrages som en del af analysen, er der derfor indhentet fire vandprøver af 2.000 - 2.500 ml. vandløbsvand fra strækningen kort efter droneoverflyvningen. Disse vandprøver er efterfølgende filtreret i laboratoriet, hvor det partikulære stof adskilles fra det opløste stof i vandet. Jf. Dansk Standard DS/EN 872:2005 (Dansk Standard, 2005) er vandprøverne filtreret med glasfiberfiltre med en porestørrelse på 1,2 µm. Efter endt filtrering er filteret med det partikulære stof sat i ovnen ved 105 grader natten over, hvormed al tilbageværende vand i filteret fordamper. Beregningen af det suspenderede stof fremgår af bilag A og resultatet er præsenteret i kapitel 8.

DEL 2

I denne del af projektet udføres en kortlægning af substrat på den udvalgte vandløbsstrækning i Binderup Å. Klassificeringen af substrat foretages ved brug af værktøjet *unsupervised classification* i ArcGIS, og det undersøges med hvilken nøjagtighed denne kortlægning kan udføres. Herunder analyseres og diskuteres hvilke substrattyper der bedst egner sig til denne type kortlægning, hvilke der ikke kan kortlægges samt hvilke substrattyper der forveksles. Det diskuteres herudover, hvorledes kortlægningsresultatet stemmer overens med de faktisk forhold på vandløbsstrækningen, samt hvilken betydning dette har for estimeringen af ørredhabitater.

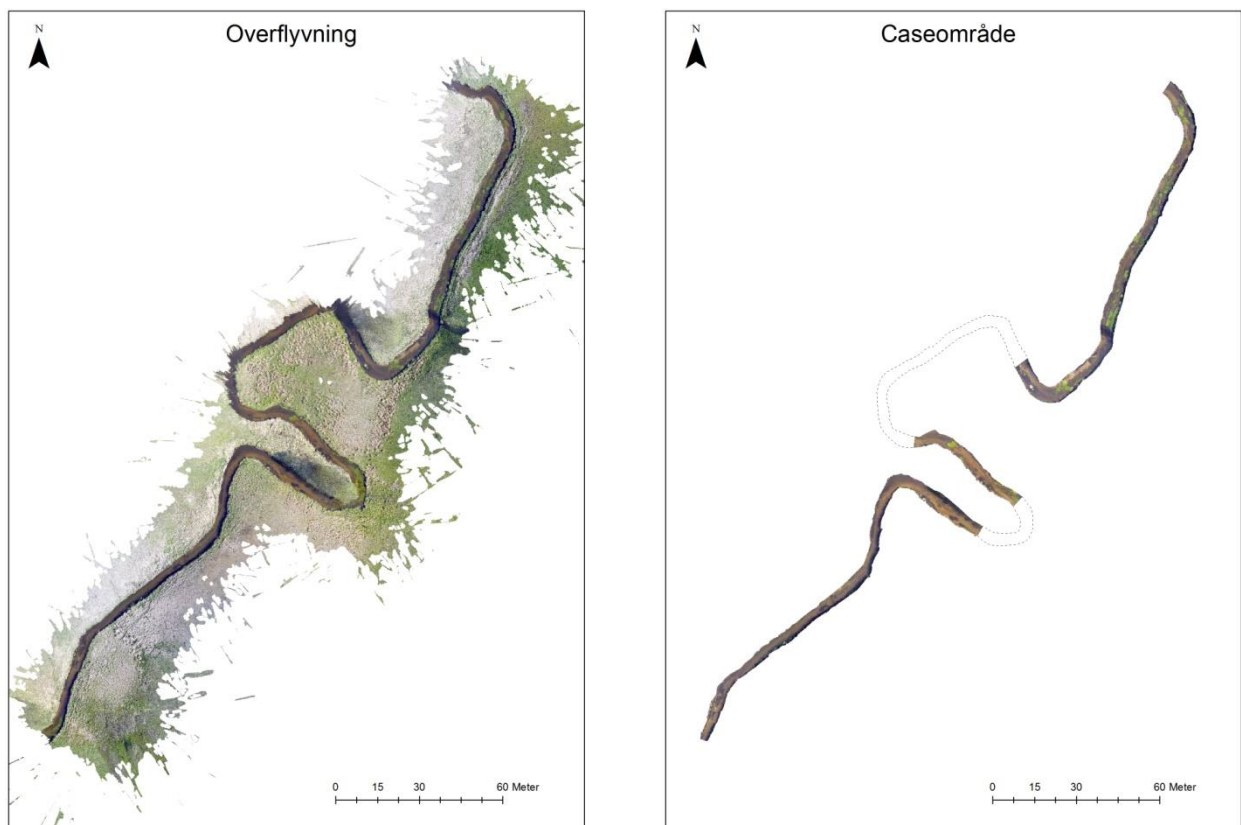
10. KORTLÆGNING AF SUBSTRAT

Kortlægningen af substrat på vandløbsstrækningen er udført ved brug af værktøjet *unsupervised classification*. Denne teknik kan benyttes i flere forskellige remote sensing software og er ligeledes tilgængelig i kortlægningsprogrammet ArcGIS, der er benyttet i indeværende projekt. Ved brug af *unsupervised* klassifikation overlades kategoriseringen af vandløbselementerne til programmets algoritmer, der sammenligner den spektrale signatur for pixels indenfor et givent område og inddeler disse i et antal klasser. Mange forskere har med fordel benyttet værktøjet *supervised classification* (Carbonneau & Piégay, 2012a). Til forskel for *unsupervised classification* kategoriserer analytikeren selv i forvejen kendte dele af en vandløbsstrækning, hvorefter programmet inddeler den resterende strækning med udgangspunkt i de selvvalgte klasser. Denne metode er særligt fordelagtig i større og mere homogene vandløb, men i dette tilfælde forefindes mange forskellige substrattyper side om side, og der er derfor øget risiko for fejlagtig afgrænsning af disse, hvis det udføres af analytikeren selv. Herudover kan vandløbselementer blive forbigået, såfremt analytikeren ikke på forhånd er bekendt med disse, da vandløbet kun klassificeres indenfor de valgte klasser. Frem for kun at danne klasser på baggrund af de kendte vandløbselementer, kan der ved brug af *unsupervised* klassifikation dannes op til 100 forskellige klasser på baggrund af cellernes spektrale signaturer. Ved at undersøge hver af de fremkomne klasser og få en forståelse af fællesnævneren, opnås en bedre viden om hvilke vandløbselementer der egner sig særligt godt til kortlægning af drone, samt hvilke der forveksles pga. lignende spektral signatur. Desforuden er det sandsynligt, at eventuelle vandløbselementer, som analytikeren ikke på forhånd har fokus på eller viden om, vil opdages og kan kortlægges hvis ønsket. På baggrund af disse overvejelser er den følgende kortlægning af substrat på vandløbsstrækningen i Binderup Å udført ved *unsupervised* klassifikation.

10.1. UNSUPERVISED KLASSIFIKATION

Antallet af klasser i en *unsupervised* klassifikation kan bestemmes af analytikeren selv, og det foretrækkes, at tallet er højere end det antal klasser der ønskes i den endelige klassificering, da klasserne kan lægges sammen undervejs i analysen. I dette tilfælde er det valgt, at cellerne skal inddeles i op til 100 klasser grupperet efter spektral signatur. Herudover kan det vælges, hvor mange celler der som minimum skal til for at udgøre en klasse. Hvis der er for få celler i en klasse, lægger det op til diskussion om, hvorvidt der er nok celler til at generere en spektral signatur der kan repræsentere en given kategori. En tommelfingerregel er derfor, at der skal være ca. ti gange flere celler til at udgøre en klasse end antallet af bånd (ESRI, 2016). Dette svarer til et minimum på 30 celler, da der her opereres med tre bånd.

Før klassifikationen er selve vandløbsstrækningen klippet ud fra det resterende overflyvningsbillede i ArcGIS, således det omkringliggende landskab udgår af analysen. Da hele vandløbsstrækningen ikke er dækket fyldestgørende under droneoverflyvningen, er to strækninger desuden frasorteres og der ses således bort fra disse. Hermed er de oprindelige 41 transekter nedskåret til 30 transekter i den følgende analyse. Dette er illustreret i figur 7. Se evt. bilag I for større billeder heraf.



Figur 7: Kortene til venstre viser hele det overfløjede areal, mens kortet til højre viser det område der i det følgende benyttes som caseområde.

Med indstillingen på de op til 100 klasser og minimum 30 celler indenfor hver klasse, er der i alt fremkommet 89 forskellige klasser fordelt på vandløbsstrækningen, se evt. bilag II. De 89 klasser er herefter grupperet, så alle klasser med samme type substrat samles i én kategori. Dette gøres manuelt ved at undersøge hver enkelt klasse og herefter omklassificere den ved brug af værktøjet *reclassify*.

Under feltundersøgelserne på vandløbsstrækningen er de, i kapitel 8, beskrevne substrater: sand, fint grus, groft grus, cobbles og boulders registeret. Der er herudover registreret få steder med mudder, områder hvor vandløbsbund og sider er bestående af sammenkittet organisk materiale samt steder, hvor den underliggende substrat ikke er synlig grundet dækkende vegetation. Som udgangspunkt er de 89 klasser således inddelt jf. disse kategorier. Vegetation er inddelt i lys og mørk vegetation og herudover er klasser bestående af skygeområder samlet i kategorien skygge, da det i disse områder ikke er muligt at afgøre substrattypen.

Inddelingen foretages ved en vurdering af, hvilken kategori der bedst stemmer overens med de områder klassen repræsenterer. Dette er ikke nødvendigvis entydigt, og såfremt der er opstået tvivl om, hvilken kategori klassen bør henvises til, er denne foreløbigt grupperet som *ukategoriseret*.

I nærværende klassificering er der mange klasser, som dækker flere substrattyper, og som således ikke umiddelbart kan kategoriseres. I alt er der 33 tilbageværende klasser, som primært dækker

områder med mørk vegetation og blandede grove substrater som er svære at skelne, samt mørk vegetation og skyggeområder. I denne første inddeling er det således også blot få klasser, som er henført til kategorierne grus, sten og mørk vegetation, da mange af disse områder er klassificeret som ukategoriseret.

Der foretages herpå en ny unsupervised klassifikation blot bestående af disse ukategoriserede områder²⁷. Med denne efterfølgende klassifikation ønskes det at opdele disse områder yderligere, og der ændres derfor på værktøjets indstillinger. For ikke at begrænse klassifikationen vælges igen et maksimum på 100 klasser, og det er overvejet om antal celler pr. klasse bør justeres. Såfremt minimummet på 30 celler påtvinger forskellige vandløbselementer at samles i større klasser, kan dette potentielt løse problematikken. En undersøgelse af de klasser som er fremkommet efter den første klassifikation viser dog, at størrelsen er markant større end de 30 celler. Den mindste klasse består således af over 2700 celler, og det formodes derfor ikke, at en nedjustering af de 30 celler har nogen større effekt for klassificeringen, da denne parameter i forvejen ikke tyder på at være nogen restriktion for klassificeringen²⁸. I stedet er der justeret på en sidste parameter, *sample interval*, som er ændret fra standardværdien, ti, til fem²⁹. Den nye klassifikation af de ukategoriserede områder giver i alt 98 nye klasser. Disse klasser, primært indenfor mørk vegetation, skygge, groft substrat og dybtliggende sand undersøges og fordeles i kategorierne.

10.2. KATEGORISERING AF KLASSER

Fordelingen af klasser i både denne og forrige klassifikation er sket på baggrund af oversigtsfotoet fra droneoverflyvningen, samt nærbilleder taget i forbindelse med feltarbejdet. Med en pixelstørrelse på 4,2*4,2 cm er det i nogle områder vanskeligt at skelne substraterne på oversigtsfotoet. Under feltarbejdet er dronen derfor også fløjet i blot fem meters højde for at indsamle nærbilleder. Nærbillederne har ikke tilstrækkeligt overlap til at kunne sammensættes til et sammenhængende overflyvningsbillede, og kan derfor ikke erstatte det oprindelige overflyvningsbillede i klassificeringen, men det er oplagt til at undersøge eventuelle tvivlsområder. De usammenhængende billeder besværliggør arbejdsmetoden, men med undtagelse af en kort vandløbsstrækning, som dronen var nødtvunget til at flyve udenom grundet træer, er der generelt billeder af god kvalitet for hele vandløbsstrækningen. Se evt. bilag C. Det er herved muligt bl.a. at skelne grus fra sten, hvilket er vanskeligt på oversigtsfotoet. Nærbillederne udgør i dette tilfælde en vigtig sikkerhed for, at den manuelle kategorisering kan udføres så korrekt som muligt. Såfremt pixelstørrelsen på oversigtsfotoet fra dronen var bedre, kunne nærbillederne være undladt.

²⁷ Ved at navngive alle oprindelige kategorier som *NoData* i *Reclassify* fremkommer et nyt lag, udelukkende bestående af de ukategoriserede klasser. Dette benyttes som *input layer* til at klippe dronens oprindelige overflyvningsfoto ved brug af værktøjet *Extract by mask*, hvorved der fås et lag kun bestående af billedmateriale for de ukategoriserede områder.

²⁸ En justering af antal celler fra 30 til hhv. 20 og 10 er forsøgt i forbindelse med første klassifikation, hvilket gav hhv. 96 og 99 klasser til forskel for de oprindelige 89 klasser. Der fremkom således flere klasser, men en hurtig gennemgang af disse viste fortsat tvetydige og ukategoriserbare klasser, og det afhjælp således ikke problemstillingen.

²⁹ Når programmet udfører en unsupervised klassifikation inddeles billedet i klynger og programmets algoritmer bruger således én pixel indenfor hver klynge til at foretage klassificeringen. Værdien i *sample interval* bestemmer størrelsen af disse klynger, således at ved værdien 10, består klyngerne af 10x10 pixels, ved værdien 5 består klyngerne af 5x5 pixels osv.

10.3. UDFORDRINGER I KORTLÆGNINGEN AF SUBSTRAT

Såfremt vandløb er klare og ikke alt for dybe vandløb anses billedopløsningen som den største begrænsning i kortlægningen. Jo større opløsning, jo større begrænsning er der i klassificeringen af sedimenter (Marcus, et al., 2012). Ved RGB³⁰ billeder er den overordnede regel, at den mindste sedimentstørrelse der kan kortlægges, svarer til billedets pixelstørrelse (Carbonneau, 2005). Med en pixelstørrelse på ca. 4,2*4,2 cm vil det sige, at sedimenter mindre end ca. fire cm ikke kan kortlægges. Der er dog tilfælde, såsom områder med ren sand, som er forholdsvis ligetil at genkende. I den automatiske klassificering skyldes dette sandets lyse farve, som adskiller sig fra de grove substraters mørkere farve, men i den manuelle klassificering er det ligeledes muligt at adskille sand fra det øvrige substrat grundet dets ensartethed. Selvom det, qua billedernes opløsning, ikke er muligt at kortlægge sandkorn, er det således muligt at kortlægge sandbund. Det grove substrat er mere vanskeligt at adskille, men forskning viser, at størrelsen af sten kan kortlægges ved at undersøge stenenes skyggekastning (Marcus, et al., 2012). Ofte kan der observeres en skygge bag sten, således at jo større sten der er, jo mere skygge er der også, og dermed vil billedet fremstå mere heterogent grundet de mørke skyggeområder der adskiller sig fra stenene (Marcus, et al., 2012). Dette åbner således for muligheden for at kortlægge størrelsen af sedimenter, ikke ved at måle den specifikke størrelse, men ved at undersøge heterogeniteten og andelen af skyggeområder på vandløbsbunden. I ArcGIS eksisterer endnu ikke et værktøj, som kan inkluderes direkte i en unsupervised klassifikation, men værktøjet *Focal Statistics*, er interessant såfremt der er særlige tvivlsområder og der ikke er tilgængelige nærbilleder. Værktøjet har mange forskellige funktioner, heriblandt: *Variety* der tæller hvor mange unikke værdier, der er indenfor et givent område, *STD* der udregner standardafvigelsen indenfor et givent område, samt *Range* der udregner forskellen mellem den laveste og største celleværdi indenfor et givent område. I dette projekt benyttes nærbillederne for at klarlægge tvivlsområder, men som en test er de tre nævnte funktioner afprøvet på vandløbsstrækningen i Binderup Å. Resultaterne er at finde i bilag III, som viser, at den største variation er knyttet til vandløbsvegetationen. Dette skyldes formentlig at planterne kaster skygger mellem bladene, og herved varierer celleværdierne betragteligt. På samme måde er der nogle pixels som på overflyvningsbilledet er hvide grundet solglimt i vandoverfladen, hvilket ligeledes giver udslag i outputtet fra ovennævnte værktøjer. Herudover er variationen størst i skiftet mellem substrater, og da der ikke er store områder med en given grov substrat før denne skifter til enten sand, vegetation eller andet, er det ikke umiddelbart muligt at se skelne mellem f.eks. grus og sten på baggrund af disse kort. Værktøjet vil formentlig egne sig bedre til større og mere homogene vandløb, og ellers kan det være at en overflyvning om vinteren, hvor vegetationen er minimeret kan gøre en positiv forskel. Det er muligt, at en gennemgående analyse af resultaterne vist i bilag III kan bidrage med behjælpelig viden, men det ser ikke ud til at kunne differentiere de grove sedimenter på vandløbsstrækningen, og da der i dette tilfælde er tilgængelige nærbilleder til at afklare tvivlsområder, er det ikke undersøgt nærmere.

Som nævnt kan solglimt være et problem i kortlægningen af substrater i vandløb. Disse kommer af turbulens i vandet og krusninger på vandoverfladen. På den undersøgte strækning er dette primært

³⁰ Ved multispektrale eller hyperspektrale billeder er det muligt at kortlægge sedimenter som er betydeligt mindre end pixel-størrelsen, men dette gælder især tør jord, hvilket således ikke gør sig gældende i vandløb (Marcus, et al., 2012).

til stede i stryget længst nedstrøms, hvor vandet er lavt og substratet groft. Overfladens ruhed øger refleksionen fra vandoverfladen, forårsager svingende billedkvalitet og kan forhindre muligheden for at observere vandløbsbunden i nogle områder (Flener, et al., 2012). Af denne grund frasorteres områder med meget turbulent vand ofte, men selv mindre overfladeruhed kan være en forhindring i form af solglimt og stor spredning af lyset (Marcus & Fonstad, 2008). Det diffuse tilbageskin utydeliggør således de forskelligheder der ønskes kortlagt, hvilket i nogle typer vandløb kan udgøre et stort problem. På den valgte strækning i Binderup Å er det som nævnt en mindre del af strækningen, stryget, hvor dette ses, og sammenlignet med andre usikkerheder, udgør det en mindre fejkilde i den gældende analyse.

10.4. KLASSIFICERING AF SUBSTRAT I HELE VANDLØBSSTRÆKNINGEN

På trods af endnu en unsupervised klassifikation af de ukategoriserede klasser, forbliver der klasser som dækker mere end én type substrat. Disse er i så fald inddelt jf. den kategori der er mest dominerende indenfor klassen. Efter denne kategorisering er substratet samlet set inddelt i sand, grov grus, cobbles, lys vegetation, mørk vegetation og skygge. Der er hermed ingen klasser i kategorierne mudder, fin grus, boulders og sammenkittet organisk materiale. Det er ikke fordi, at dette ikke er til stede på strækningen, det har blot ikke været dominerende i nogen af klasserne, da det udgør en forholdsvis lille andel af de samlede substrater. Dette indikerer en klar problematik ved at kortlægge mindre områder og vandløbselementer. Indenfor vandløbskortlægning kan selv mindre vandløbselementer have stor betydning. I denne kortlægning er det mudder, fin grus, boulders og sammenkittet organisk materiale der ikke er klassificeret, og nogle af disse har potentielt en meget stor betydning for ørreder. Mudder forefindes typisk i vandløbskanten, og i tilfælde som dette, hvor mængden er lille, har det ikke bemærkelsesværdig indflydelse på ørrederne. Fint grus kan have stor betydning for ørreder, særligt i manglen på groft grus, hvor det i nogle tilfælde benyttes som substitut til det grove gydegrus. I områder hvor der er tilstrækkeligt med groft grus, har det fine grus mindre betydning og der kan således argumenteres for, at en mangelfuld kortlægning af disse områder er acceptabel. Det samme gør sig gældende for sammenkittet organisk materiale, der ikke umiddelbart er et oplagt ørredhabitat i sig selv, men kan udgøre gode habitater for invertebrater og andet som tjener som fødekilde for ørreder. Disse områder anses dog ikke som en nødvendighed for at kortlægge ørredhabitat, men anderledes er det til gengæld med boulders. Store sten i vandløbet benyttes som skjulesten, og antallet af skjulesteder er afgørende for ørredernes opvækst. Udlægning af sten er et velbenyttet virkemiddel i de danske vandløb (Naturstyrelsen, 2011), men for at afgøre hvorvidt dette er nødvendigt og i så fald i hvilket omfang, er det afgørende at eventuelle allerede eksisterende skjulesten i vandløbet kan kortlægges. Dette er således en stor udfordring i kortlægningen, som undersøges nærmere senere.

Klassificeringen af vandløbsstrækningen ses af figur 8.

Af figur 8 fremgår det, at en forholdsvis stor andel af vandløbet er kategoriseret som skygge, og dermed ikke er kategoriseret som en substrat. Den store andel af skyggeområder skyldes til dels, at vandløbet ikke er særlig bredt, og at bevoksningen langs bredden er høj³¹, samt til dels tidspunktet

³¹ Særligt opstrøms i den sydlige ende af strækningen.

for dataindsamlingen, som foregik mellem klokken 9.30 og 9.45 om formiddagen. Overflyvningen er, som tidligere nævnt, foretaget om formiddagen, grundet risikoen for spejleffekt omkring middagstid, men disse resultater viser dog, at dataindsamlingen med fordel kunne foregå senere, eksempelvis kort før eller kort efter solen står højest på himlen, for at undgå mest mulig skygge i vandløbet. Dette øger formentlig spejlrefleksionen i vandløbet, og det er derfor nødvendigt at finde den rette balance.

På den sydlige strækning er desuden illustreret en lang stribe grus langs den ene bred, hvilket ikke stemmer overens med observationerne fra feltarbejdet. Dette skyldes formentlig en svag skyggepåvirkning, samt at dybtliggende sand fremstår mørkere og dermed placeres i samme klasse som grus under den automatiserede klassificering. I de klasser hvor områderne med grus har været mere dominerende end områderne med sand, er disse således kategoriseret som grus. Det samme gælder omvendt, hvor sandet udgør en lidt større del af stryget i kortlægningen end det reelt er tilfældet.

10.4.1. KLASSIFIKATIONENS NØJAGTIGHED

For mere præcist at undersøge nøjagtigheden af kortlægningen, samt hvilke substrater der forveksles, opstilles en såkaldt *Error Matrix*, på baggrund af de 259 målepunkter der er fordelt på strækningens 30 transekter.

For hvert målepunkt er der i felten noteret en dominerende substrattype, og denne sammenholdes således med den kategoriserede substrat i det givne punkt. Hermed findes antallet af korrekt klassificerede punkter indenfor hver substrat, hvilket i nedenstående tabel 2 benævnes *Producer's accuracy*. Andelen af fejlklassificerede punkter indenfor hver substrattype er angivet under *Omission error*, mens den samlede nøjagtighed for alle klassificerede punkter står som *Overall accuracy* i matrixens nedre hjørne. I højre side af matrixen ses *User's accuracy* og *Commission error*, som angiver hhv. andelen af korrekt klassificerede punkter indenfor en given kategori sammenlignet med alle punkter klassificeret indenfor denne, samt de resterende fejlklassificerede punkter indenfor den pågældende kategori.



Figur 8: Figuren viser klassificeringen af substrat i vandløbsstrækningen.

ERROR MATRIX FOR HELE VANDLØBET

Reelle substrat															
Klassificeret substrat	Sammenkittet										Total	Producer's			
	Mudder	Sand	Finnt grus	Groft grus	Cobbles	Boulder	organisk materiale	Lys vegetation	Mørk vegetation	Skygge		accuracy	Omission error		
Mudder											0	-	-		
Sand	84		7	11	4	1	3	1			111	0,757	0,243		
Finnt grus											0	-	-		
Groft grus	9	4	9	1			1	1			25	0,360	0,640		
Cobbles	8		6	7	1	1	1				23	0,304	0,696		
Boulders											0	-	-		
Sammenkittet organisk materiale											0	-	-		
Lys vegetation	3	2					1	24	2		32	0,750	0,250		
Mørk vegetation	1	11	1	4			1		12	2	32	0,375	0,625		
Skygge	2						2			32	36	0,889	0,111		
Total	1	117	14	30	12	2	9	26	14	34	259				
User's accuracy	0,000	0,718	0,000	0,300	0,583	0,000	0,000	0,923	0,857	0,941		Overall accuracy	0,649		
Commission error	1,000	0,282	1,000	0,700	0,417	1,000	1,000	0,077	0,143	0,059					

□

Tabel 2: Error matrix lavet på baggrund af klassifikation af hele vandløbsstrækningen

Den samlede nøjagtighed på substratklassificeringen er ca. 65 procent, men der er meget stor forskel på nøjagtigheden kategorierne imellem. Den er således højest for hhv. skygge, lys og mørk vegetation der alle har en nøjagtighed mellem 85 og 95 procent. Som nævnt er ingen klasser kategoriseret som mudder, fint grus, boulders eller sammenkittet organisk materiale og klassificeringen har således 0 procents nøjagtighed indenfor disse fire kategorier.

Klassifikationen af sand har en nøjagtighed på ca. 72 procent, cobbles på 58 procent og groft grus på 30 procent. Der er sammenlagt 117 målepunkter med sand, mens de øvrige kategorier har mellem 1 og 34 målepunkter indenfor hver. Hermed er der langt større usikkerhed forbundet med disse kategorier, da et enkelt punkt udgør en større procentdel.

10.4.2. MAJORITY FILTER

I nogle tilfælde er en eller flere af nabocellerne til de fejlklassificerede målepunkter kategoriseret så de stemmer overens med målepunktets korrekte kategori. Dette gør sig bl.a. gældende for de fejlklassificerede målepunkter i kategorierne lys og mørk vegetation, samt i ca. halvdelen af målepunkterne indenfor grov grus. I ArcGIS er der et værktøj kaldet *Majority filter*, som undersøger nabocellerne til en given pixel og herefter erstatter værdien i den pågældende pixel så det svarer til majoriteten af de sammenhængende celler omkring den givne pixel. Dette værktøj er benyttet på substratkortlægningen, for at undersøge hvorvidt det kan øge nøjagtigheden af klassificeringen. Værktøjet er benyttet to gange, således at der først er lavet et output efter én gang majority filter, og herefter har dette output igen gennemgået processen, således at der på det er foretaget to gange majority filter. Disse to outputs er at finde i bilag IV. Umiddelbart er det ikke muligt at se, hvorvidt denne procedure har positiv eller negativ effekt på klassificeringen. Pixels som er fejlklassificeret grundet spredte lysglimt vil formentlig erstattes af en mere korrekt kategori, men samtidig kan pixels af eksempelvis spredte sten, vegetation eller andet fejlagtigt blive erstattet af den omkringliggende kategori. For at undersøge sammenhængen er der lavet to error matricer for hhv. én gang majority filter og to gange majority filter, se bilag V. Der er kun små forskelle indenfor kategorierne og med samlede nøjagtigheder på hhv. 0,641 og 0,649 er der ingen markant forskel mellem disse og den oprindelige klassifikation. Med et generelt ønske om at lave en så detaljeret kortlægning som muligt, ses der derfor ingen værdi i at benytte majority filter i klassificeringen.

10.4.3. FEJLKlassificeringer

Fejlklassificeringerne kan skyldes forskellige årsager. En undersøgelse af de fejlklassificerede punkter viser dog nogle fællestræk. Eksempelvis er der i størstedelen af de punkter som er fejlklassificeret som enten lys eller mørk vegetation, rent faktisk vegetation til stede. Dette er bare ikke dominerende i punktet. I alt er 27 punkter blevet fejlklassificeret som enten lys eller mørk vegetation og på 17 af disse målepunkter er der vegetation til stede. Det kan heraf diskuteres, hvorvidt der reelt er tale om en fejlklassifikation, da det jo er korrekt, at der er vegetation på stedet. I relation til ørredhabitater kan sand være negativt for ørreder, da dette kan vandre og lægge sig over æg og yngel i gydegruset, men herudover er sandet ikke interessant i sig selv. På steder hvor der er en blanding af sand og vegetation, vil sandet desuden i langt mindre grad være udsat for sandvandring da vegetationen danner læ for strømmen. Vegetation udgør gode skjulesteder for fiskene, og vegetation i vandløbet, såvel som overhængende brinkvegetation, er således afgørende

for at skabe gode ørredhabitater i et vandløb. I områder med både sand og vegetation, og hvor den spektrale signatur er præget af den tilstedeværende vegetationen, er det derfor værd at vurdere, hvorvidt der bør lægges vægt på vegetationen i stedet for sandet. Hvis disse områder ikke anses som fejlklassificerede, er nøjagtigheden pludselig betydeligt bedre. Hvordan dette bør fortolkes afhænger i høj grad af formålet med klassificeringen. Er det eksempelvis bedst at overestimere eller underestimere sand? Hvis sand underestimeres, og der reelt er et problem med sandvandring i vandløbet, kan det få store konsekvenser for ørrederne. En overestimering kan omvendt blive en dyr fornøjelse, hvis der sættes virkemidler i gang på lokaliteter, hvor det ikke er nødvendigt. En mulighed kunne være at oprette en ny kategori, som omfatter sand som den dominerende substrat, men lille eller medium dække af vegetation. I denne diskussion er det ligeledes væsentligt at bemærke, at disse områder ændres sæson for sæson. Da plantevæksten afhænger af klimaet, vil årstiden for droneoverflyvningen have stor påvirkning på særligt denne parameter.

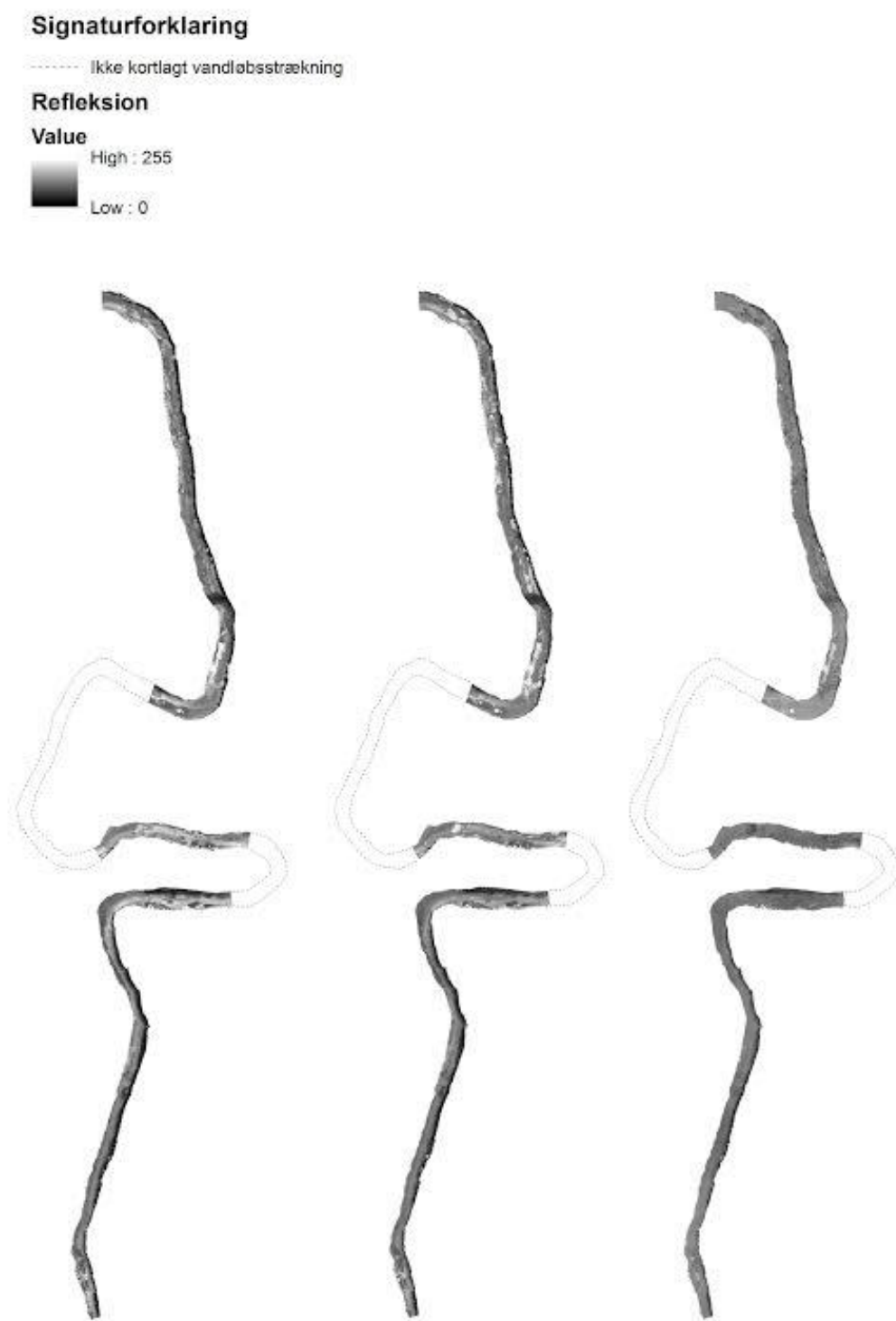
En anden ganganger, blandt de fejlklassificerede målepunkter, er områder med slam og/eller debris. Som forventet gør dette sig primært gældende i områder med sand. Der er ikke tykke lag slam at finde nogen steder på vandløbsstrækningen, men der er flere områder, hvor der ligger et helt tyndt og let flokkuløst lag ovenpå sandet. Nogle steder ligger det sporadisk, andre steder er det helt dækkende. Særligt i de sidstnævnte områder ændres farven markant, hvilket har resulteret i flere fejlklassificeringer. Ud af de 33 fejlklassificerede målepunkter med sand, er der således slam og/eller debris til stede i 17 tilfælde, dvs. ca. halvdelen. Disse er i stedet klassificeret som groft substrat, vegetation eller skygge. I relation til ørreder, vil nogle af disse fejlklassificeringer vise ørredhabitater, selvom de ikke er tilstede. For at få en retvisende klassificering bør det derfor være muligt at klassificere slam i en separat kategori, så dette ikke forveksles med de grove substrater.

10.5. REFLEKSIONEN I DE TRE BÅND

Muligheden for at skelne slam fra de grove substrater, såvel som alle andre differentieringer i vandløbet, er afgjort af refleksionen i de tre bånd. RGB-billedet fra vandløbsstrækningen kan opdeles i tre forskellige billeder: et der viser refleksionen i det røde bånd, et der viser refleksionen i det grønne bånd og et der viser refleksionen i det blå bånd. Disse er vist på figur 9 i sort/hvid, med værdier angivet fra 0-255 jf. kapitel 6.

Opdelingen viser forskellighederne mellem de tre bånd. Refleksionen fra vandløbsbunden varierer afhængig af bølgelængde, dybde og bundens karakteristika (Legleiter & Fonstad, 2012). I vandet foregår større absorption af de længere bølgelængder, i dette tilfælde primært det røde lys, mens særligt det blå lys i højere grad reflekteres, hvilket er årsagen til at vandet fremstår blåligt. Tilbagestrålingen af det blå lys er således nogenlunde ens gennem hele vandløbet, og som resultat heraf er der kun mindre variationer at se på billedet, der illustrerer den blå refleksion.

Refleksion fra rødt, grønt og blå bånd



Figur 9: Figuren viser refleksionen i det røde bånd til venstre, det grønne bånd i midten og det blå bånd til højre.

Disse variationer er altovervejende knyttet til vegetationen, da planterne absorberer det blå lys³², så der reflekteres mindre i disse områder. Hermed fremstår områder med vegetation mørke på billedet. Herudover giver det blå bånd kun sporadisk information om vandløbsstrækningen, og det er en klar indikation om, at det blå bånd ikke egner sig til vurdering af hverken substrat eller dybde i vandløb. Anderledes er det med det grønne og det røde bånd. Til forskel for det blå lys, er de røde bølgelængder, de som absorberes bedst i vandet. Det er således det røde bånd, der bedst viser dybdeforskelle i vandløbet, men som det ses af figur 9, giver det også en klar indikation af, hvor der eksempelvis er sand i vandløbet og hvor det er mere varieret med groft substrat.

Det grønne bånd har bølgelængder beliggende mellem det blå og det røde, og i dette tilfælde lægger resultatet af billederne sig primært op af det røde bånd. Indenfor det grønne bånd ses også forskelle i substrat, men særligt vegetationen er tydelig, da dette fremstår som meget lyse områder. Det skyldes, at planterne ikke bruger det grønne lys og i stedet tilbagekaster dette, så refleksionen indenfor disse bølgelængder øges i vegetationsområderne. Det gælder dog kun i nogle tilfælde i den mørke vegetation, da denne i store dele af vandløbet er overlejret af slam. I felten og på RGB billedet fremstår disse områder derfor mørkebrune i stedet for grønne, og denne forskel ses tydeligt i det grønne bånd. Det kan dermed forklare, hvorfor mørk vegetation var at finde i de blandede ukategoriserbare klasser sammen med grov substrat og skyggeområder under den automatiske klassifikation.

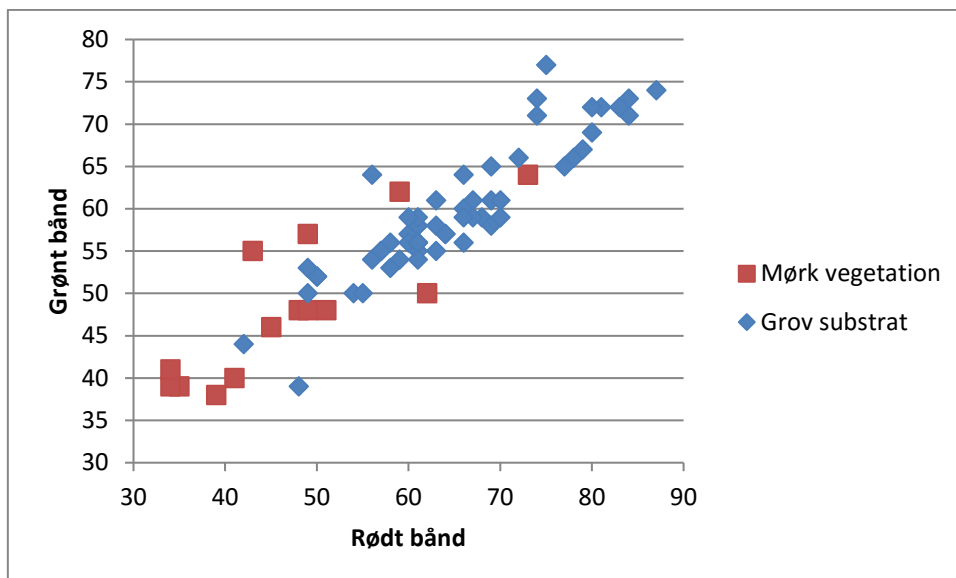
Af bilag VI fremgår nærbilleder af vandløbet, som mere tydeligt viser forskellene i de tre bånds refleksioner indenfor to udvalgte områder.

Denne opsplitting i de tre bånd, viser at det blå bånd ikke umiddelbart kan bidrage til væsentlige informationer om hverken substrat eller dybde, og at der således bør fokuseres på det røde og grønne bånd. Herudover viser billederne, at lys vegetation og sand i de fleste områder kan differentieres fra de øvrige substrater, men det understreger ligeledes problematikken ved at kortlægge grov substrat og mørk vegetation.

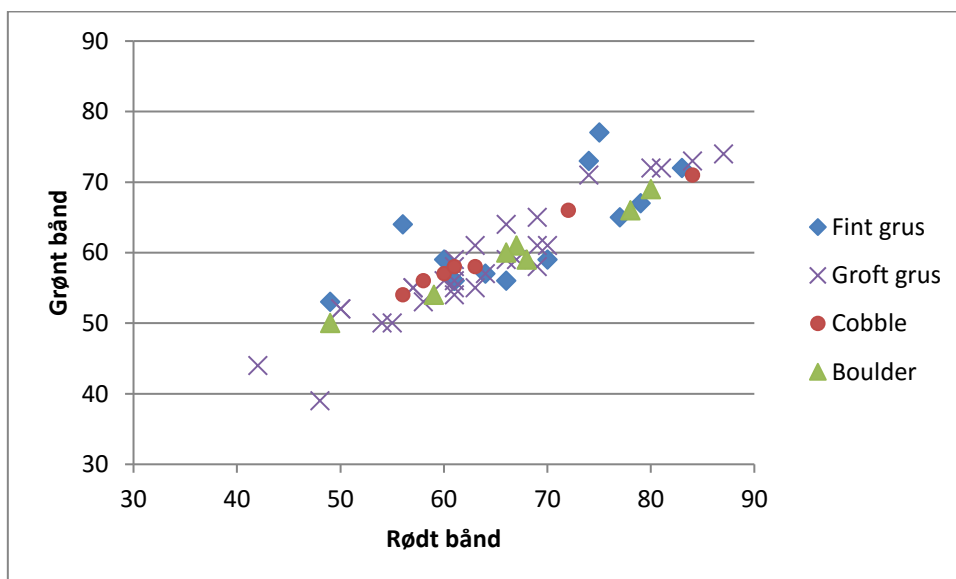
På figur 10 er de spektrale værdier for alle punkter, hvor grov substrat: fin grus, grov grus, cobbles og boulders dominerer, plottet sammen med alle punkter hvor mørk vegetation dominerer. Generelt er der en tendens til at mørk vegetation har lidt lavere DN værdier, og dermed også fremstår mørkere på billederne. Der er dog ikke en klar adskillelse mellem værdierne for mørk vegetation og de for grov substrat, hvilket er grunden til at disse i nogle tilfælde er endt i samme klasser under den automatiske klassificering.

Samme problematik er i høj grad gældende indenfor grov substrat, hvor fint grus, groft grus, cobbles og boulders alle ligger placeret indenfor samme spektrale område, se figur 11.

³² Planternes klorofyl absorberer lyset og omdanner dette til kemisk energi som bruges i planternes fotosyntese (Fog, 2004).



Figur 10: Scatterplottet viser fordelingen af alle punkter med hhv. grov substrat og mørk vegetation indenfor det røde bånd.



Figur 11: Scatterplottet viser fordelingen af alle punkter hvor primær substraten er fint grus, groft grus, cobbles eller boulders indenfor det røde bånd.

Det er heraf forventeligt, at disse substrater forveksles i klassificeringen, og det tyder ligeledes på at den manuelle efter-klassificering er en nødvendighed, da det på baggrund er ovenstående data ikke er muligt at skelne substraterne i en ren automatiseret klassificering. Det betyder dog ikke nødvendigvis, at det ikke er muligt at øge nøjagtigheden af klassificeringen. Særligt tidligere nævnte tilfælde, som viste, at der er kortlagt mere groft substrat i øvre del af vandløbsstrækningen end det reelt er tilfældet og omvendt, at der er kortlagt mere sand i nedre del af

vandløbsstrækningen, tyder på at en opdeling af vandløbet i to delstrækninger kan være en mulighed for at øge nøjagtigheden af klassificeringen. En opdeling af vandløbsstrækningen i to, hvor stryget klassificeres for sig, kan potentielt mindske disse forvekslinger, og i det følgende foretages derfor to nye klassificeringer: én for stryget, kaldet delstrækning 1, og én for det resterende vandløb, kaldet delstrækning 2.

10.6. KLASIFICERING AF SUBSTRAT I DELSTRÆKNING 1

Kortlægningen af substrat i stryget er udført på samme vis som kortlægningen af hele vandløbsstrækningen, dvs. ved brug af unsupervised klassifikation, manuel inddeling af klasserne i kategorier, ny unsupervised klassifikation af ukategoriserede områder og herefter manuel inddeling af disse. Resultatet af dette ses i figur 12, hvor det er sammenlignet med den kortlægning der er udført for hele vandløbet.

Som det fremgår af billederne er der særligt forskel på fordelingen af grus og sand på strækningen. I kortlægningen af hele vandløbet er sand overrepræsenteret i stryget, mens grus er underrepræsenteret. Det modsatte gør sig gældende i den seneste kortlægning af stryget, hvor grus er overrepræsenteret, og sand er underrepræsenteret.

Der er udarbejdet en error matrix for den seneste kortlægning af delstrækning 1, vist til højre på figur 12, samt en matrix hvor målepunkterne beliggende på denne strækning er taget ud fra den tidligere kortlægning af hele vandløbsstrækningen, vist i midten på figur 12. Disse findes i bilag VII. Error matrixerne viser, at den seneste kortlægning, ud fra målepunkterne at dømme, har en overordnet nøjagtighed på 61 procent, mens den forrige kortlægning var på knap 59 procent for denne strækning. Forskellen er dermed af mindre karakter, og da der samlet set kun er 116 målepunkter på denne strækning, er forskellen i den samlede nøjagtighed for lille til at bedømme, hvorvidt den ene klassificering er at foretrække frem for den anden.

Der er en lige andel målepunkter, 28 stk. i alt, hvor hhv. sand og grus er dominerende på strækningen. I første kortlægning er i alt 37 målepunkter klassificeret som sand og 13 som grus, hvor der i anden kortlægning er 20 målepunkter, der er klassificeret som sand og 37 som grus. Dette har påvirket nøjagtigheden for sand og grus, og i første klassifikation, hvor sand er overestimeret, er nøjagtigheden på 64 procent, mens den er på 50 procent for den seneste kortlægning af stryget. For grus er det omvendte gældende, hvor kortlægningen af målepunkterne i første klassificering har en nøjagtighed på 25 procent, mens det i anden klassificering, hvor mængden af grus er overestimeret, har en nøjagtighed på 68 procent. I den første kortlægning hvor sand er overestimeret er det fint og groft grus som er fejlklassificeret som sand, mens det i anden kortlægning hvor grus er overestimeret primært er sand og fint grus som er klassificeret som groft grus.

Delstrækning 1

Signaturforklaring

	Sand
	Fint grus
	Groft grus
	Cobbles
	Lys
	Mørk vegetation
	Skygge



Figur 12: Figuren viser delstrækning 1. Til venstre ses strækningen fra overflyvningsbilledet, i midten er den kortlægningen fra klassificeringen af hele vandløbet, og til højre ses kortlægningen fra klassifikation kun for delstrækning 1.

På trods af at der i den seneste kortlægning er klassificeret mindre områder med fin grus, er dette ikke gældende for nogen af de pixels der udgør kontrolmålepunkterne. Det fine grus er i begge kortlægninger altovervejende klassificeret som enten sand eller groft grus.

Når data undersøges i dybden er der en logisk forklaring på mange af fejlklassificeringerne. Som tidligere diskuteret udgør slam et problem. I anden kortlægning hvor andelen af fejlklassificeret sand er størst, er der slam tilstede ved halvdelen af de fejlklassificerede målepunkter for sand. Ud af de 14 fejlklassificerede målepunkter gør dette sig således gældende for 7 stk., mens der er vegetation til stede i fem målepunkter, som hermed ligeledes ændrer den spektrale signatur. For de sidste to fejlklassificeringers vedkommende gælder hhv. at målepunktet er klassificeret jf. punktets sekundære substrat eller at den korrekte klassificering (sand) er til stede i nabocellerne, og at det således er få centimeters forskel der gør forskellen.

Det største problem i sandområderne er således slam, og herudover sker fejlklassificeringer ofte fordi der er flere substrater i samme punkt: primær, sekundær og i nogle tilfælde også tertiær, der tilsammen giver et mikset signal. Substraterne er således i mange tilfælde klassificeret jf. deres sekundære eller tertiære substrat, og såfremt der er vegetation til stede, dominerer dette ofte det spektrale signal, så cellen klassificeres som vegetation.

Kortlægningen af cobbles er bedst i den første klassificering af hele vandløbet, hvor nøjagtigheden er 67 procent, mens den er 50 procent i anden kortlægning. Dette skyldes særligt ét område længst opstrøms³³, hvor der ligger en stor mængde sten, som i første kortlægning af klassificeret her som, men som i anden kortlægning hovedsageligt er klassificeret som groft grus.

Klassificeringen af vegetation og skygge er bedst i første kortlægning, men der er generelt ikke den store forskel. I begge tilfælde er der klassificeret ca. dobbelt så mange målepunkter indenfor mørk vegetation, som der reelt er i kategorien. Dette skyldes, som tidligere nævnt, primært, at vegetation er en sekundær substrat i punktet eller, at der er slam til stede, som ændrer den spektrale signatur.

Der er kun en mindre forskel i den samlede nøjagtighed mellem de to klassificeringer, og hvor den ene er bedre inden for én substrattype er den anden bedre inden for en anden substrattype. På baggrund af denne undersøgelse er det således ikke entydigt hvorvidt det rent faktisk øger nøjagtigheden, hvis stryget klassificeres for sig. Det viser til gengæld tydeligt hvor spinkelt datasættet er, og hvor lidt der skal til fra at have en god klassificering indenfor en kategori til at få en dårlig og omvendt.

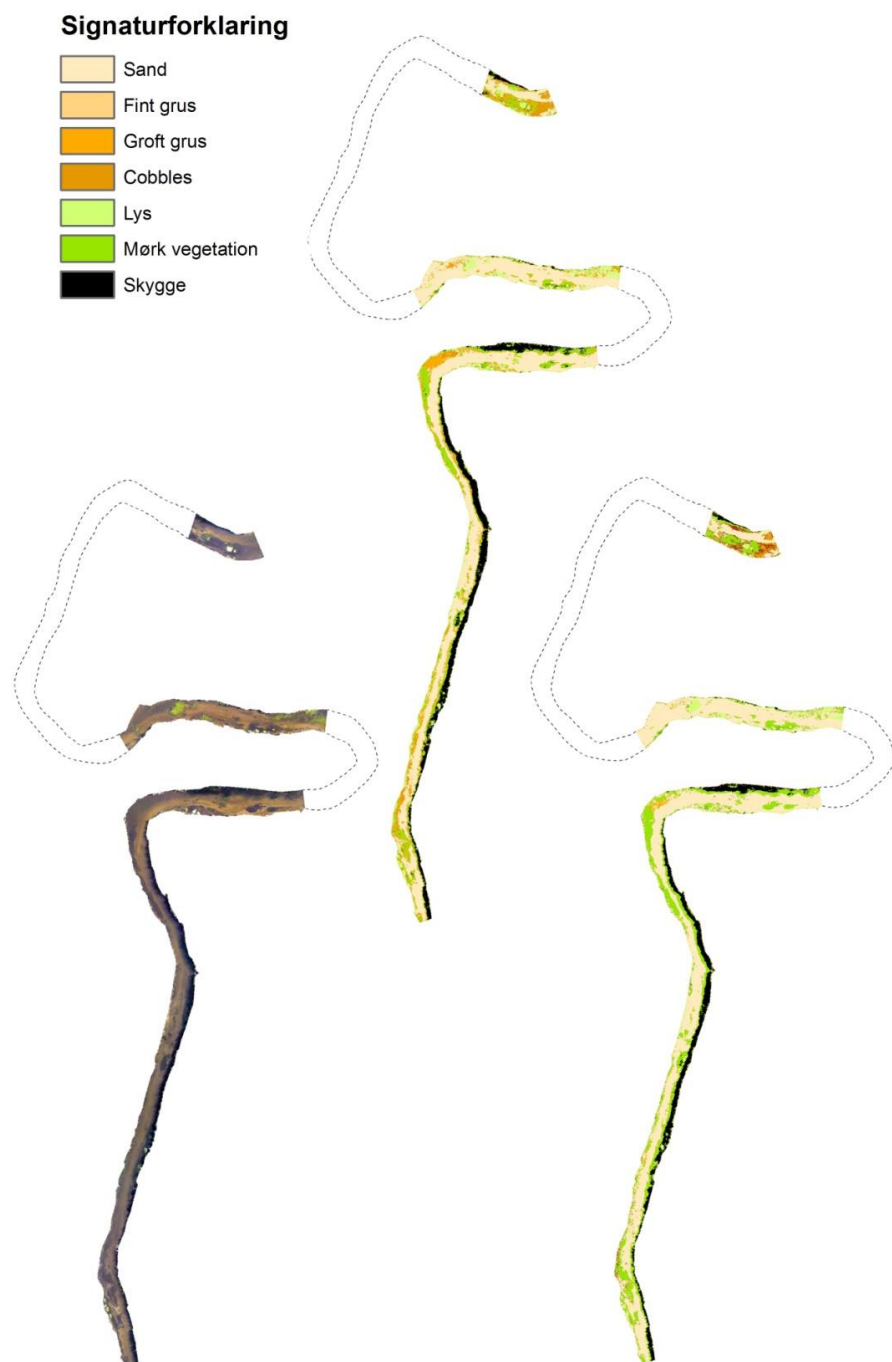
I det følgende afprøves det samme for den resterende vandløbsstrækning, delstrækning 2, for at undersøge om der ses en markant forskel her.

10.7. KLASIFICERING AF SUBSTRAT I DELSTRÆKNING 2

De to kortlægninger af delstrækning 2 fremgår af figur 13, hvor den første, ligesom i forrige afsnit, fremkommer af kortlægningen af hele vandløbsstrækningen, mens anden kortlægning er en klassificering kun foretaget på delstrækning 2.

³³ Dette område ses i svinget nederst på figur 7 mod syd.

Delstrækning 2

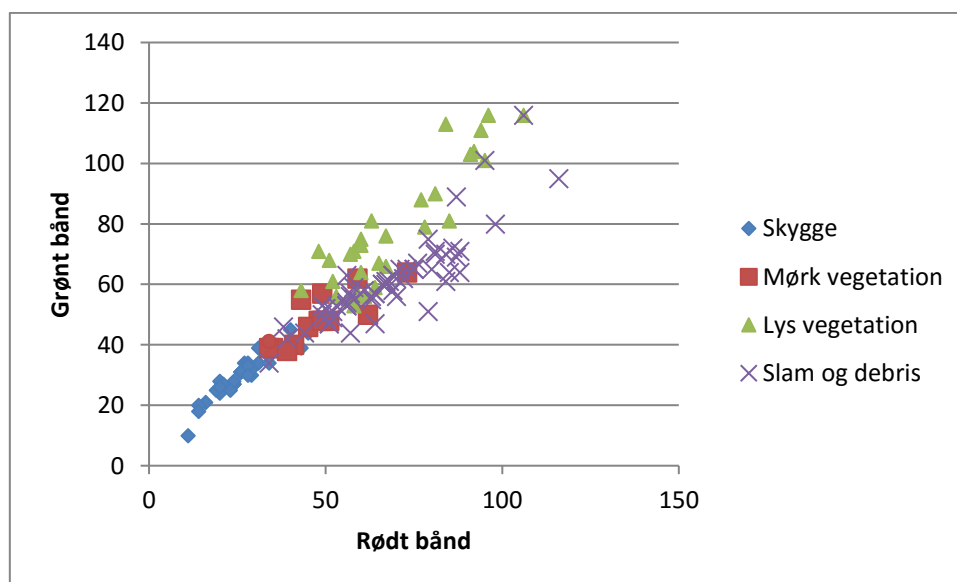


Figur 13: Figuren viser delstrækning 2. Til venstre ses strækningen fra overflyvningsbilledet, i midten er den kortlægningen fra klassificeringen af hele vandløbet, og til venstre ses kortlægningen fra klassifikation kun for delstrækning 2.

Error matricerne for de to kortlægning fremgår af bilag VIII.

Den samlede nøjagtighed for de to kortlægninger er ligesom i stryget meget lig hinanden. Med ca. 70 og 71 procents nøjagtighed, er den samlede nøjagtighed kun adskilt af nogle decimaler, men der er stadig forskel indenfor hver af kategorierne. Som i forrige kortlægning af stryget er der ingen målepunkter, som er klassificeret som hverken mudder, boulders eller sammenkittet organisk materiale. Der er dog i anden kortlægning få områder som er klassificeret som fint grus, og hvilket også har givet udslag ved at et enkelt kontrolpunkt er beliggende her indenfor. Herudover er det grundet problematikken med slam, forsøgt at klassificere dette i en kategori for sig. I alt er seks målepunkter beliggende i områder klassificeret som slam, hvoraf der i de fem tilfælde er slam til stede i punktet. Der er andre områder med slam, som ikke i kortlægningen er klassificeret her som. Dette skyldes at slam ikke er inkluderet som en dominerende kategori, såsom eksempelvis skygge er. I områder med skygge, karakteriseres disse kun som skygge uafhængigt af, hvilken type substrat der ellers gør sig gældende i punktet. Dette er gjort med det udgangspunkt at beskygningen er så dominerende, så det udgør den afgørende faktor for stedets spektrale signatur. Slam forekommer i større og mindre grad, hvilket ikke blev differentieret under feltarbejdet, og det er således ikke alle steder med slam, hvor det udgør den dominerende parameter. Det er dog tydeligt, at mere end de seks punkter der blev klassificeret som slam, tilhører denne kategori. Der er en klar overestimering af mørk vegetation, hvilket er endnu mere udpræget end tilfældet var i stryget. Det gælder særligt i anden kortlægning, hvor det især er sand som er fejlklassificeret som mørk vegetation. I alt er 13 målepunkter med sand fejlklassificeret som mørk vegetation, men for alle 13 punkter gælder, at der enten er mørk vegetation eller slam til stede i punktet.

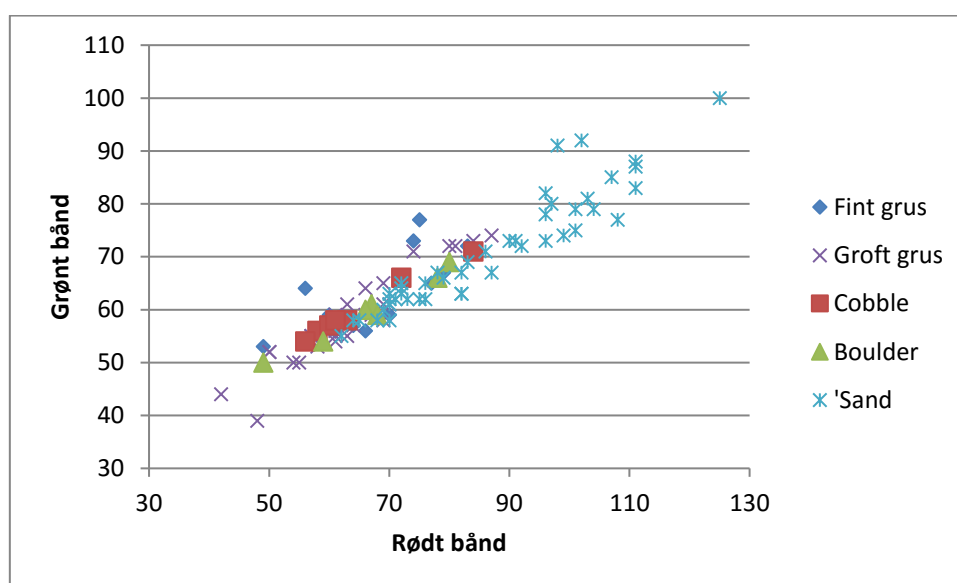
Slam udgør formentlig den største udfordring i klassificeringen af substrater. Nedenstående figur 14 viser, hvorledes områder med slam og debris fordeler sig i forhold til vegetation og skygge.



Figur 14: Scatterplottet viser fordelingen af alle punkter med skygge, mørk vegetation, lys vegetation, debris og slam indenfor det røde bånd.

Mange af de målepunkter hvor der er slam og debris til stede har en anelse højere DN værdier end både mørk vegetation og skygge. Disse punkter formodes at være de områder, hvor der kun er lidt debris eller sporadisk dækning af slam. Der er dog endnu flere målepunkter som har spektrale værdier tilsvarende særligt den mørke vegetation og heraf kommer forvekslingerne. Det er vanskeligt, at vurdere hvorledes denne forveksling kan undgås. På baggrund af de tre bånd der er tilgængelige i dette projekt, ser det ikke ud til at kunne lade sig gøre gennem en automatisk sortering, grundet de store ligheder i den spektrale signatur, og da disse områder havner i samme klasser, er det heller ikke muligt manuelt at skille dem fra hinanden i klassificeringen. En løsning på denne problematik kunne være benyttelse af et hyperspektralt kamera, som kan indhente mere dybdegående information om områdernes lysintensitet indenfor forskellige bølgelængder. Herudover bør slamområderne differentieres i forbindelse med feltarbejdet, således at punkter med lidt slam kan skelnes fra punkter med meget slam.

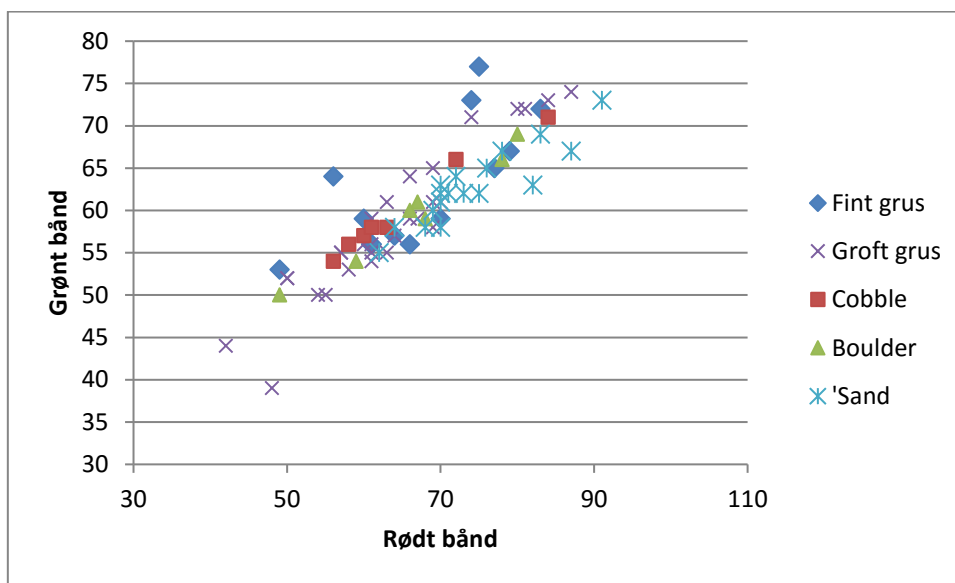
Foruden slam, debris og mørk vegetation, spiller dybden en rolle i fejlklassificeringerne af sandområder. Sand i sig selv er lyst, men på dybt vand er refleksionen mindre, og minder hermed om mørk vegetation og groft substrat.



Figur 15: Scatterplottet viser fordelingen af alle punkter hvor primær substraten er fint grus, groft grus, cobbles, boulders eller sand indenfor det røde bånd.

Grafen på figur 15 viser, hvordan sand generelt adskiller sig ved at have en større reflektion end de grove substrater, men en del af sandområderne har dog DN værdier tilsvarende de grove substrater. Målepunkterne på grafen inkluderer alle punkter med groft substrat som primær substrat, samt punkter kun med sand. Det vil sige at alle målepunkter med vegetation, slam, debris, sekundære og tertiære substrater er frasorteret indenfor sandområdet, da det herved er muligt at undersøge effekten af dybden alene.

En undersøgelse af sammenhængen mellem refleksionen og dybden, viser at det i sandområder hvor dybden er mere end 80 centimeter er særligt vanskeligt at vurdere, hvorvidt der er tale om sand eller grov substrat. På figur 16 er alle målepunkter med sand på mindre end 80 centimeters dybde frasorteret, og heraf fremgår det tydeligt at alle punkter ligger indenfor ca. samme område som de grove substrater. Dette indikerer dermed, at selv i tilfælde hvor det er muligt at kortlægge slam og de andre øvrige parametre, så dette ikke interferer med substratkortlægning, så er det i vandløb dybere end 80 cm ikke nødvendigvis muligt at skelne sand fra de øvrige substrater.



Figur 16: Scatterplottet viser fordelingen af alle målepunkter med fint grus, groft grus, cobbles og boulders, samt punkter kun med sand beliggende på over 80 centimeters dybde.

Mens al grov vegetation er vanskelig at skelne, har vegetation og skygge generelt haft en høj nøjagtighed. Der er dog flere problemer med at adskille lys vegetation fra sand i den anden klassificering for delstrækning 2. Disse to kategorier er i den automatiske unsupervised klassifikation tildelt flere af de samme klasser, og selvom det er forsøgt med andre indstillinger og en tredje klassificering, er der ikke fundet en løsning på dette. Det er uvist, af hvilken grund det under denne klassifikation er sværere at skelne disse. Ud over dette er der dog generelt en høj nøjagtighed i kortlægningen af både vegetationer og skygge, hvilket ligesom i alle de øvrige kortlægninger trækker op i klassificeringens samlede nøjagtighed.

De samlede nøjagtigheder for alle klassificeringerne ligger mellem 58 og 71 procent, hvor stryget, delstrækning 1, har de laveste nøjagtigheder og den resterende vandløbsstrækning har de højeste nøjagtigheder. Den samlede nøjagtighed for hele vandløbsstrækningen ligger her i mellem, på 65 procent, se tabel 3.

Kortlægning	Samlet nøjagtighed
Hele vandløbsstrækningen	0,649
Delstrækning 1, på baggrund af hele vandløbsstrækning	0,586
Kun delstrækning 1	0,612
Delstrækning 2, på baggrund af hele vandløbsstrækning	0,699
Kun delstrækning 2	0,706

Tabel 3: Tabellen viser de samlede nøjagtigheder for de hele vandløbsstrækningen, delstrækning 1 samt delstrækning 2.

Den samlede nøjagtighed er en anelse højere for de to delstrækninger, der er klassificeret for sig, men ikke noget som kan fraskrives tilfældigheder. Der er forskelligheder indenfor hver klassifikation, som gør at det i nogle tilfælde kan være fordelagtigt at opdele vandløbet i de to strækninger, men error matricerne viser ligeledes, at selv om nøjagtigheden er forbedret indenfor nogle kategorier er den tilsvarende forringet indenfor andre. Som udgangspunkt viser opdelingen ingen påfaldende forbedring af klassifikationen, og da det er mere omstændigt at foretage flere opdelt klassifikationer, kan det på baggrund af denne undersøgelse ikke umiddelbart anbefales at opdele vandløbet i delstrækninger. Af denne grund tages der i projektets del 3 udgangspunkt i den første samlede klassificering. Andre undersøgelser har dog med fordel opdelt vandløb i delstrækninger og opnået gode resultater heraf (Marcus, 2002) (Marcus, et al., 2003).

Nogle af de fejlklassificeringer der er i kortlægningen, er meget afgørende for hvorvidt stedet kan karakteriseres som et sted med et godt grundlag for ørredhabitater eller ej. Da klasserne efter den automatiske klassifikation har vist sig ikke at kunne skelne eksempelvis sand på dybt vand og groft substrat, sand med slam og mørk vegetation m.fl. er det nødvendigt at kunne fortolke billederne fra dronen korrekt og ligeledes være tilpas kritisk overfor det resultat der kommer heraf. Dronebilleder kan være meget nyttige og hvis de fås i en god kvalitet kan de også benyttes, uden nødvendigvis at foretage klassificeringen, blot for at give et godt overblik over vandløbet og dets strækninger. Klassificeringer af denne type er særligt oplagte, hvis der skal laves en kvantificering af substraterne, da fordelingen af substrater kan udregnes, ligesom nogle delelementer eller delområder let kan fremhæves i kortlægningen. I dette tilfælde benyttes substratanalyserne til den videre kortlægning af vandløbets dybder, og klassificeringen er således også en nødvendighed for dette.

Kortlægningen af substrat i Binderup Å viser generelt et divers vandløb med gode muligheder for ørreder. Særligt den nedre del af vandløbet, hvor stryget er, viser mange områder med grus, som kan benyttes som gydebanks. Herudover er der mange skjulesteder i form af vegetation og cobbles. Selvom der under feltarbejdet blev observeret større sten, boulders, indgår disse ikke i kortlægningen. Yngel kan gemme sig bag de mindre sten, men de store sten udgør gode læ- og ståsteder for de større ørreder, og det er således en betydelig mangel i kortlægningen, at disse ikke er klassificeret. Herudover har kortlægningen vist, at flere områder fejlklassificeres og således fremstår som noget andet på kortlægningen end det reelt er tilfældet. Dette gælder både områder

som reelt er sand eller fin grus, som på kortlægningen er illustreret som grov substrat eller vegetation, eller det er omvendt groft grus som er en del af en gydebanke som er repræsenteret som sand på kortet. Samlet set er der som nævnt en nøjagtighed på omkring 65 procent. Nøjagtigheden er for lav, til at der kan træffes store beslutninger på baggrund af kortlægningen, men hvis der ønskes et generelt billede for en længere strækning er det ikke nødvendigvis et dårligt estimat. Mens nogle områder bliver fremvist som et bedre ørredhabitat end tilfældet, er andre præsenteret som ringere ørredhabitater. Men da det ikke entydigt går den ene eller anden vej, giver det, i hvert fald i dette tilfælde, samlet set et okay billede af, hvad der generelt er at finde i vandløbsstrækningen.

En yderligere klassificering, hvor klasserne inddeles i endnu flere forskellige kategorier, kan måske være en mulighed. Eksempelvis klasser inddelt efter både substrat og dybde. Således at eksempelvis sand inddeles i; sand på lavt vand og sand på dybt vand. Eller f.eks. en kategori med sand og lidt mørk vegetation, grus og lidt lys vegetation osv.. Nogle kategorier vil formentlig forvirre mere end gavne, men en yderligere opdeling kan være en mulighed, særligt på længere strækninger, hvor omstændighederne optræder gentagne gange, så der eksempelvis er flere stryg, flere høller mv.. Dette kræver dog ligeledes mange timers feltarbejde at indsamle disse data, hvilket på sin vis er ret selvmodsigende, da en af de ting der netop gør droner interessante er at spare tid og penge på feltarbejdet.

Udfordringer og muligheder i forbindelse med anvendelsen af droner til substratkortlægning diskuteres nærmere i del 4. I del 3 undersøges, hvorvidt vanddybden på vandløbsstrækningen kan estimeres på baggrund af substratkortlægningen og informationerne fra de tre bånd.

DEL 3

I denne del af projektet udføres en kortlægning af dybde på den udvalgte vandløbsstrækning i Binderup Å. Først undersøges korrelationerne mellem dybden og hvert af de tre bånd indenfor forskellige sammenhænge. Som udgangspunkt søges der at finde sammenhænge indenfor hver af substratkategorierne, men såfremt der ikke er valide signifikante korrelationer indenfor alle, udvælges de bedste, og der arbejdes således videre med disse. Herefter foretages en regressionsanalyse, for at udarbejde ligninger til bestemmelse af vanddybderne på vandløbsstrækningen. Undervejs analyseres og diskuteres de mest relevante resultater. Til sidst udarbejdes en dybdekortlægning af strækningen, hvor det diskuteres, hvorledes kortlægningsresultatet stemmer overens med de faktiske forhold på vandløbsstrækningen, samt hvilken betydning dette har for estimeringen af ørredhabitater.

11. KORRELATIONSANALYSE

I undersøgelsen af hvorvidt det er muligt at bedømme vandløbets dybde på baggrund af de tre båndes spektrale værdier, foretages en korrelationsanalyse. Ved denne analyse kan den statistiske sammenhængsgrad mellem to forskellige variable bestemmes - i dette tilfælde mellem dybden og hhv. refleksionen indenfor det røde, grønne og blå bånd. Hvis der er en korrelation mellem to variable, betyder det, at det ved en ændring i den ene variabel er muligt at forudsige en ændring i den anden variabel. Ved korrelationsanalysen udregnes korrelationskoefficienten, r , der kan antage værdier mellem -1 og 1. Såfremt værdien er -1 eller 1 er der fuld statistisk sammenhæng, hhv. omvendt proportionalitet og direkte proportionalitet, mens værdien 0 er ensbetydende med ingen statistisk sammenhæng mellem de to variable.

Det er væsentligt at være opmærksom på, at der ikke kan antages kausalitet. Blot fordi der er en statistisk sammenhæng, er det ikke ensbetydende med, at der er en egentlig årsagssammenhæng. To variable kan godt være indbyrdes uafhængige, selvom der er en statistisk sammenhæng, da denne kan skyldes tilfældigheder, eller f.eks. at de to pågældende variable begge er direkte afhængige af en tredje variabel. I korrelationsanalysen tages der ikke stilling til, hvilken variabel der er afhængig, og hvilken der er forklarende. Det antages, at variableerne er normalfordelte³⁴, og der arbejdes med en nul-hypotese, der antager, at der ingen sammenhæng er mellem de undersøgte parametre. Signifikansniveauet er sat til 0,05, og det er således muligt at forkaste nul-hypotesen, såfremt korrelationen er signifikant.

Korrelationsanalyserne udføres i SPSS, og da det ikke på forhånd er bestemt præcist, hvilken sammenhæng data har, benyttes Spearman's rang korrelation, da her ikke antages lineær sammenhæng, som f.eks. er tilfældet med Pearson korrelation.

11.1. PUNKTERNES VÆRDIER

For at sammenligne den spektrale signatur med dybden i vandløbet, udtrækkes spektrale værdier for alle tre bånd i ArcGIS. Udtrækket dækker de kontrolmålepunkter, hvor der i felten er foretaget dybdemålinger, samt registreret substrat, vegetation, slam m.m.. Målepunkter beliggende ved brinken, hvor brinkvegetationen overskygger vandløbet, er dog frasorteret, da den spektrale signatur her betegner brinkvegetationen og ikke vandløbsdybden i punktet. Når der foretages udtræk i ArcGIS kan det gøres på forskellige måder. Der kan udtrækkes værdier for den præcise rastercelle, hvori det pågældende punkt ligger, eller der kan udregnes en gennemsnitsværdi, hvor ikke blot den specifikke rastercelle, men ligeledes de tilstødende celler inddrages. Sidstnævnte metode kan være fordelagtig i tilfælde, hvor det ikke kan sikres, at cellen svarer præcist til det sted feltmålingerne er foretaget. I dette tilfælde er der foretaget GPS-målinger på begge brinker for hvert transekt, og målepunkterne er herefter plottet i en lige linje mellem disse GPS-punkter i ArcGIS. Målepunkterne er placeret med viden om, hvor langt de ligger fra hvert GPS-punkt, men dette har, som vist i substratanalysen, nogle usikkerheder. Desuden kan det i områder med grus og sten have stor betydning, hvis stenene har forskellige farver, da en celle der dækker en mørk sten således vil få

³⁴ I tilfælde hvor dette ikke er tilfældet kan korrelationsanalysen godt benyttes til at undersøge, hvorvidt der er en sammenhæng, men det er ikke muligt at afgøre, hvor god en given sammenhæng er.

betydeligt lavere værdier, end en celle der dækker en lys sten. En gennemsnitsværdi vil kunne udligne nogle af disse forskelle.

En større celledørrelse kan dermed potentielt også afhjælpe denne problematik, og derfor er det en mulighed at foretage en *resampling* af rasterlaget i ArcGIS, således at celledørrelsen øges. Jo flere celler der inkluderes i beregningen af punktets værdi, jo større risiko er der dog også for, at celler fra f.eks. andre vanddybder eller substrater inddrages og således kan trække værdien i en fejlagtig retning.

Da der kun har været få undersøgelser lignende denne, og ingen i et tilsvarende vandløb, er det ikke på forhånd muligt at afgøre, hvilken metode der giver den bedste nøjagtighed i dybdekortlægningen. Af denne grund er der derfor foretaget tre forskellige udtræk, se evt. bilag D, som beror på hver af de ovennævnte metoder, hvorefter der er foretaget en indledende analyse for vurdering af hvert datasæt. En samlet korrelationsanalyse for alle punkterne i hver af de tre datasæt viser ingen signifikante sammenhænge - bortset fra mellem dybden og det blå bånd i det første datasæt, hvor kun selve punktets pixel er brugt som værdi. Mod forventning ses en signifikant sammenhæng mellem disse. Korrelationskoefficienten er -0,146, hvilket svarer til en svag omvendt proportionel korrelation og p-værdien er 0,018 og dermed under signifikansniveauet på 0,05. Det er i sig selv overraskende, at der ses en sammenhæng mellem dybden og det blå bånd, da det blå bånd i teorien ikke burde vise en udpræget sammenhæng med dybden. Som tidligere beskrevet er der meget lille absorption af blå lys i vand, og dermed burde forskelle i vanddybderne ikke kunne aflæses i DN værdien for dette bånd, til forskel fra de længere bølgelængder. Såfremt det antages, at den lille absorption der sker kan aflæses i DN værdien, burde korrelationskoefficienten som udgangspunkt være svagt positiv og ikke svagt negativ³⁵. Jo dybere vandet er, jo mere lys vil absorberes, og hermed vil refleksionen falde, når dybden falder. Den omvendt proportionelle korrelation, mellem dybden og det blå bånd i dette datasæt, antages derfor for at være en tilfældig statistisk sammenhæng, hvormed nul-hypotesen ikke forkastes. En inddeling af datasættene efter de tidligere benyttede kategorier i substratanalysen viser korrelationer indenfor nogle typer substrater. Der er dog generelt markant lavere sammenhængsgrad, mellem de undersøgte dybder og de tre bånd, i datasættet med de resamplede celledørrelser³⁶ sammenlignet med de to øvrige datasæt. Dette skyldes formentlig, at der er inddraget omkringliggende områder, som ikke stemmer overens med forholdene på undersøgelsesstedet. I et større og mere homogent vandløb vil en øget celledørrelse formentlig være fordelagtigt, da det kan mindske påvirkningen fra f.eks. debris, solglimt i vandoverfladen eller andet som ændrer den spektrale signatur i enkelte celler. I dette tilfælde frasorteres det resamplede datasæt dog, da det ikke har vist sig egnet til den heterogene vandløbsstrækning i Binderup Å.

De to øvrige datasæt har meget lignende værdier indenfor både fin og grov substrat, og det er heraf ikke muligt at tilvælge det ene frem for det andet. Ingen af datasættene viser en stærk sammenhæng mellem dybden og de tre bånd i vegetationsområder, men hvor datasættet der er udtrukket kun i de

³⁵ Da dybderne er angivet som negative tal, bliver dybden større, når den anden variabel forøges ved omvendt proportionalitet, og modsat bliver dybden lavere, når den anden variabel forøges ved direkte proportionalitet.

³⁶ Celledørrelsen blev forøget fra 4*4 cm til 8*8 cm, og hver celle blev således fire gange så stor. Under udtrækket blev de tilstødende celler desuden benyttet for at beregne en gennemsnitsværdi i punktet.

specifikke celler slet ingen sammenhæng viser, er der en svag sammenhæng indenfor det grønne bånd i datasættet med gennemsnitsværdierne. Dette kan være en statistisk tilfældighed, men det kan ligeledes skyldes, at gennemsnitsværdierne har udlignet de væsentligste forskelle i vegetationsområdernes pixelværdier. I grødebanks skabes der mange skygger mellem planterne, og der kan derfor være stor variation i cellernes spektrale signatur indenfor samme bank. Dermed kan det have væsentlig betydning, hvilken celle målepunktet er placeret i, da dette både kan være blade i direkte sollys, blade i skygge eller en mellemting heraf. Inddragelsen af nabocellerne kan således være medvirkende til, at der ses en svag sammenhæng mellem dybden og det grønne bånd i det ene datasæt. Det er på baggrund af denne initierende undersøgelse af hvert datasæt ikke entydigt, hvorvidt dette spiller en faktor, og da det ikke har været muligt at finde nogen betydelige forskelle mellem datasættene, udvælges datasættet med de udregnede gennemsnitsværdier til den videre analyse.

Datasættet består, ud over data for dybden og DN værdier for det røde, grønne og blå bånd, også af data om substrat, vegetation, skygge, slam og debris for hvert af de 259 målepunkter. Substrat er inddelt i primær substrat, som er den dominerende substrat, og dernæst hhv. sekundær og tertiær substrat. Hver af disse er underinddelt i kategorierne mudder, sand, fint grus, groft grus, cobbles, boulders og sammenkittet organisk materiale, som hver har et tal fra ét til syv i den nævnte rækkefølge. Det passer nogenlunde med, at partikelstørrelsen stiger, jo højere et tal der er angivet, men med undtagelse af nr. syv: sammenkittet organisk materiale. På samme måde er vegetation underinddelt i forskellige grupper fra tallet et til seks, svarende til lidt lys vegetation, middel dækning af lys vegetation, fuld dækning af lys vegetation, lidt mørk vegetation, middel dækning af mørk vegetation og fuld dækning af mørk vegetation. I tilfælde af fuld vegetationsdække er der ikke noteret primærsubstrater, da den spektrale signatur er styret af den overliggende vegetation.

11.2. RESULTATER

Alle foretagne korrelationsanalyser og scatterplots foretaget i SPSS samt det oprindelige rådata er at finde i bilag E. Såfremt korrelationer og plots som diskuteres i det følgende ikke er illustreret direkte i analysen, er der henvist til bilag som findes bagerst i rapporten.

Som beskrevet er der ingen signifikante sammenhænge mellem dybden og de tre bånd, når alle 259 målepunkter i datasættet inkluderes i én samlet korrelationsanalyse. Den overordnede teori er, at DN værdierne indenfor hvert af de tre bånd bliver mindre, jo mere dybden øges. På en sort/hvid skala svarer værdien 0 til helt sort, mens værdien 255 svarer til helt hvid. Når lyset trænger ned gennem vandet, vil en del af dette absorberes i vandsøjlen, og refleksionen fra bunden bliver således mindre, jo dybere vandløbet er. Jo mindre refleksion indenfor de givne bølgelængder, jo mindre DN værdi er der indenfor båndet. Som illustreret under substratanalysen er refleksionen dog ikke kun påvirket af dybden, men ligeledes af vandløbsbundens karakteristika. Mørke substrater giver i sig selv lave DN værdier, til forskel fra f.eks. ren sand, som i sig selv har høje DN værdier, grundet den store albedo-effekt. Herover ligger en del af vandløbet i skygge, hvilket alt andet lige formørker og mindsker refleksionen indenfor de tre bånd i disse områder. Som det første frasorteres områder i skygge derfor datasættet og undlades således af den følgende analyse. I datasættet er 34 af de 259 målepunkter beliggende i skygge, og der arbejdes dermed videre med de tilbageværende 225 punkter.

Efter frasorteringen af punkterne i skygge ses en svag korrelation mellem dybden og værdierne i det grønne bånd. Korrelationskoefficienten er 0,205 og p-værdien 0,002, og et scatterplot mellem dybden og det grønne bånd viser en svag tendens til lave DN værdier i dybde områder og høje DN værdier i lavvandede områder, se evt. bilag IX. Der er ingen høje DN værdier på dybt vand, men til gengæld er der lave DN værdier på lavt vand. Dette skyldes formentlig de mørke områder med slam, mørk vegetation og lignende, som også er at finde på lavvandede steder i vandløbet.

Der er foretaget næsten hundrede korrelationsanalyser mellem dybden og de tre bånd for at undersøge forskellige sammenhænge. Disse er alle samlet i bilag X. Der er nogle sammenhænge, som ikke har været mulige at undersøge grundet den begrænsede datamængde. I tilfælde hvor der har været mulighed for at foretage en korrelationsanalyse er denne udført, men hermed følger en stor usikkerhed i analyser med kun få punkter inkluderet.

Analyserne viser generelt, at parametre som slam, debris og vegetation i vandløbet forringer korrelationerne.

11.2.1. SLAM OG DEBRIS

Slam og debris er primært lokaliseret i sandområder, og det fremgik tydeligt af substratanalysen, at disse, og i særdeleshed områder med slam, er grundlag for mange fejlklassificeringer, hvor sand forveksles med de mørkere substrater grus og cobbles eller mørk vegetation. I sig selv er der ingen korrelation i områder med debris, men anderledes er det i områder med slam. Der er en svag korrelation, når alle slamområder inkluderes i korrelationsanalysen, men denne forbliver dog ikke signifikant, når målepunkter med tilstedeværelse af debris og vegetation frasorteres. En undersøgelse af punkternes fordeling viser dog, at der er en tendens indenfor både det røde og grønne bånd til, at DN værdierne stiger, jo lavere vanddybden er. Der er dog et punkt, målepunkt FID 104, som skiller sig ud fra de øvrige punkters placering. Målepunktet ligger på tre centimeters dybde og har forholdsvis lave DN værdier. Af overflyvningskortet ses det, at punktet ligger i vandløbskanten i et mørkt slammet område, og af nærbillederne fremgår det, at dette område er et slammet mørkt vegetationsområde. Jf. noterne fra feltarbejdet, burde der dog kun være sand og slam til stede i punktet og således ikke mørk vegetation. Mellem vegetationsområdet og bredden er et lille areal, der netop består af blot sand og slam, men dette er fejlagtigt klippet ud sammen med brinkvegetationen på overflyvningsbilledet i ArcGIS. Det tyder derfor på, at målepunktet FID 104 er forskubbet nogle centimeter og i stedet blevet placeret i vegetationsområdet. Se bilag XI for plots, overflyvningsbillede og nærbillede. Farveforskellen mellem det mørke slammede vegetationsområde og sandområdet er markant, og af denne grund er målepunktet frasorteret og endnu en korrelationsanalyse er foretaget, denne gang uden FID 104.

Korrelationskoefficienterne er 0,465 og 0,504 indenfor hhv. det røde og grønne bånd, med p-værdier på hhv. 0,025 og 0,014. Der er således en proportionel sammenhæng, hvor refleksionen fra de to bånd bliver mindre, jo dybere der er. Såfremt det kan lade sig gøre at kortlægge slamområderne i et vandløb, ser det hermed ud til, at det til en vis grad er muligt at estimere vanddybden i disse områder. Der er givetvis en stor usikkerhed forbundet med resultatet af korrelationen, da dækningen af slam kan variere meget. Korrelationen formodes derfor at være grundet primærsubstraterne, og dermed være signifikant på trods af slammet og ikke på grund af

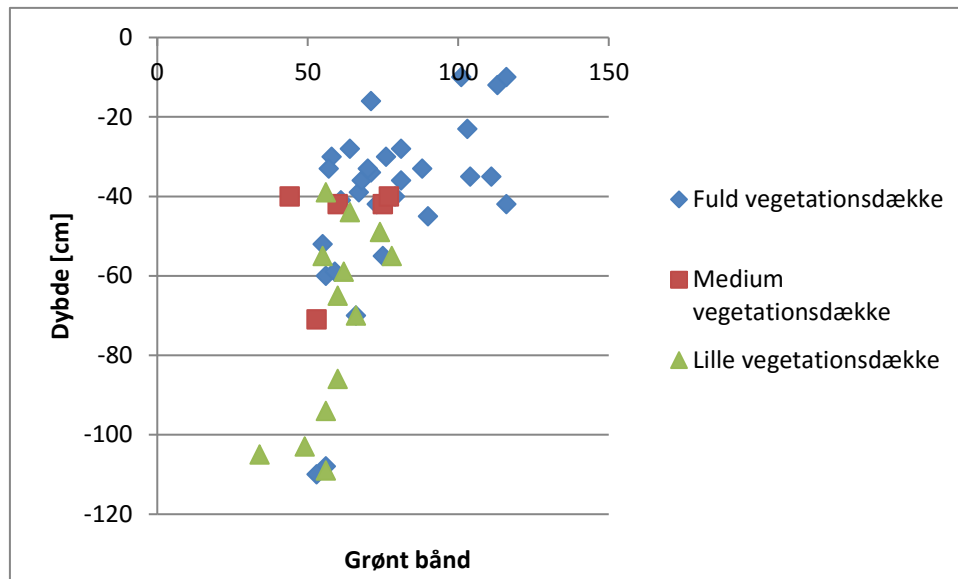
slammet. Nogle steder kan det underliggende substrat være fuldstændig dækket, mens der i andre områder blot ligger en mindre mængde slam, som kun påvirker den spektrale signatur i lav grad. I områder med meget slam kan sammenhængen sågar være modsatrettet, da vandløbsbunden fremstår mørkere end den overliggende vandmasse (Legleiter & Fonstad, 2012). Det vil sige, at refleksionen er mindre på lavt vand, hvor strålerne absorberes af den mørke vandløbsbund end på dybt vand, hvor der sker en refleksion af strålerne på vej ned gennem vandmassen. Til forskel fra den overordnede forståelse der ellers arbejdes med, giver dette en omvendt proportionel korrelation mellem dybden og DN værdierne. Den sammenhæng der her er fremkommet indenfor slamområderne, er dermed et resultat af de omstændigheder, der gør sig gældende på præcis de steder, hvor målepunkter er. I tilfælde som dette, hvor mængden af slam kan have så afgørende indvirkning på korrelationen, kan det derfor ikke antages, at dette er repræsentativt for de resterende slamområder i vandløbet. I forbindelse med fremtidige undersøgelser foreslås det derfor, at gradbøje mængden af slam i forbindelse med dataindsamlingen og således undersøge, hvilken indvirkning forskellige mængder af slam har på refleksionen indenfor de tre bånd.

11.2.2. VEGETATION

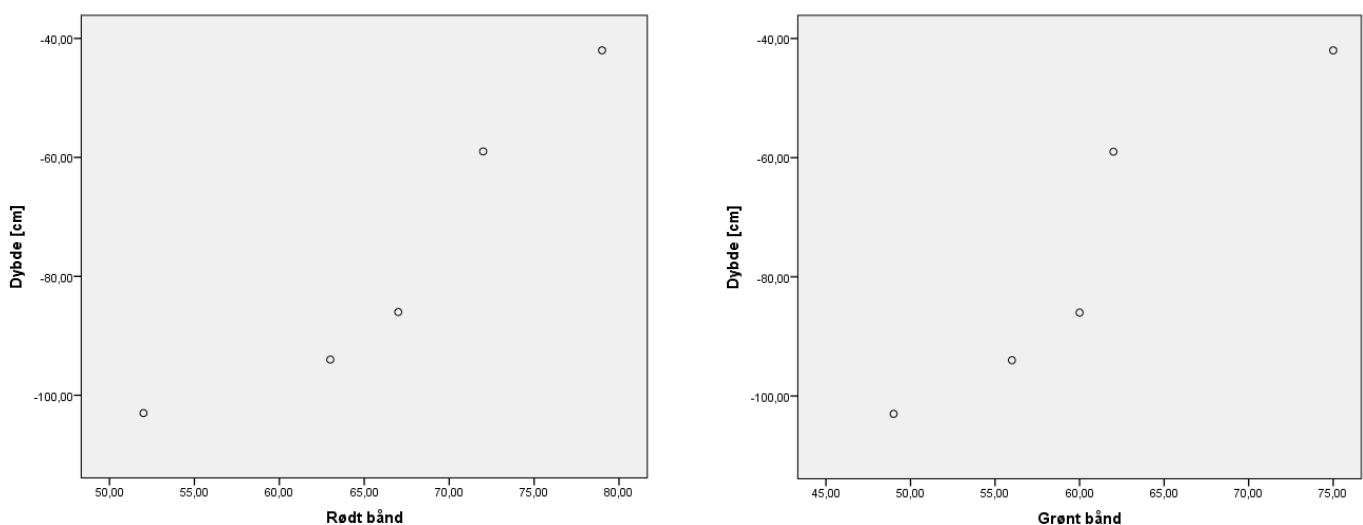
Ligesom de mørke slamområder skiller områder med vegetation sig også markant ud fra den øvrige vandløbsbund. Dette er særligt tydeligt i substratanalysen i foregående kapitel, hvor vegetationsområder er kortlagt med høje nøjagtigheder på ca. 85-92 procent.

En korrelationsanalyse for samtlige punkter med både mørk og lys vegetation viser en svag sammenhæng mellem vanddybde og både det røde og grønne bånd, på hhv. 0,206 og 0,434. P-værdierne er på hhv. 0,035 og 0,000 og korrelationen med særligt det grønne bånd er således meget signifikant. Målepunkternes beliggenhed viser dog, at størstedelen er samlet i én pulje uden særlig tendens, men at der er lyse vegetationsområder, som adskiller sig fra de øvrige spektrale værdier, og således skaber en tendens, se evt. bilag XII. Når datamaterialet deles i hhv. mørk og lys vegetation bevirker dette derfor også, at der ikke er nogen signifikante sammenhænge mellem dybden og de tre bånd i områderne med mørk vegetation, mens der til gengæld forbliver en korrelation indenfor det grønne bånd i de lyse vegetationsområder.

Korrelationen er forstærket ved frasorteringen af de mørke vegetationsområder og har således en korrelationskoefficient på 0,627 og en p-værdi på 0,000. Sammenhængen er dermed meget signifikant, og punkterne er, som vist på figur 17, placeret som en bue, hvor områderne med fuld vegetationsdække primært er beliggende på lavt vand og har høje DN værdier, mens områderne med mindre vegetation generelt ligger på dybere vanddybder og har lavere DN værdier. Flere af punkterne i de dybereliggende områder er dog kendetegnet ved, at der også er slam til stede. Ved frasortering af disse forringes korrelationen betydeligt. Korrelationen beror således på de dybereliggende punkter, der styres af substrater, slam og kun i mindre grad af den lyse vegetation, samt punkterne på lavt vand som overvejende består af fuld vegetationsdække uden påvirkning fra primærsubstraterne.



Figur 17: Scatterplottet viser fordelingen af alle punkter med lys vegetation indenfor det grønne bånd.



Figur 18: De to ovenstående scatterplots viser placeringen af de målepunkter, der ligger i områder med slam og lidt eller medium lys vegetationsdække på sandbund. Øverst er placeringen indenfor det røde bånd og nederst det grønne.

Forskellene i de spektrale signaturer formodes dermed i højere grad at skyldes forskelle på vandløbsbunden end forskelle i dybden. Den bedste korrelation findes i områder med slam og lidt eller medium lys vegetationsdække på sandbund. Med p-værdier på 0,000 og korrelationskoefficienter på 1,000 er der direkte proportionalitet mellem dybden og DN værdierne i både det røde og grønne bånd. Korrelationsanalysen beror på kun fem punkter, og placeringen af disse indenfor hhv. det røde og grønne bånd ses i figur 18. Sammenhængen er ikke en perfekt lineær sammenhæng, men da korrelationsanalyserne laves på baggrund af Spearman's rang

korrelation, er der ikke antaget linearitet, og dermed kan der være direkte proportionalitet, selvom det ikke fremgår så tydeligt af scatterplottene. På baggrund af de øvrige resultater er der dog ikke noget, som tyder på, at netop områder med slam og lille eller medium dækning af lys vegetation på sandbund, burde fremkalde en bedre korrelation end andre sammenhænge, snarere tværtimod. Områder med lille eller medium dækning af lys vegetation på sandbund uden slam giver ingen signifikante korrelationer, og i de øvrige korrelationsanalyser har tilstedeværelsen af slam blot bidraget til usikkerheder og forringet korrelationerne. På trods af den perfekte korrelation formodes det derfor ikke, at dette er en sammenhæng, der generelt gør sig gældende i denne type områder. Korrelationsanalyserne i bilag X, viser, at der, udover denne og ovennævnte sammenhæng for alle lyse vegetationsområder, er flere andre signifikante korrelationer indenfor lys vegetation. Problematikken er, at disse generelt beror på stedsspecifikke tilfældigheder, hvor enkelte punkter styrer korrelationen, eller også er flere forskellige parametre inkluderet, så punkterne ligger i forskellige retninger og således nogle gange skaber en tendens, som eksemplet med korrelationsanalysen for alle lyse vegetationsområder. I de tilfælde hvor data indikerer en sammenhæng, som reelt kan give bidrage med viden om andre lignende områder i Binderup Å, tyder alt på, at korrelationen er der grundet en eksisterende sammenhæng mellem substraterne og dybden og ikke mellem dybden og vegetationen. Dette viser med al tydelighed, at blot fordi der er en statistisk sammenhæng, er det ikke ensbetydende med, at der er en egentlig årsagssammenhæng mellem de undersøgte parametre.

Undersøgte parametre		#N		Rød	Grøn	Blå
Vegetation	Lidt og medium lys vegetation på sandbund kun m. slam	5	R	1,000*	1,000*	0,051
			P-værdi	0,000	0,000	0,935
	Lidt mørk vegetation u. slam u. debris på sandbund	15	R	0,683*	0,580*	0,106
			P-værdi	0,005	0,024	0,707
	Lidt og medium mørk vegetation på grov substrat u. slam	5	R	-0,900*	-0,600	-0,500
			P-værdi	0,037	0,285	0,391
	Lidt og medium lys vegetation på sandbund	10	R	0,517	0,689*	-0,090
			P-værdi	0,126	0,027	0,805
	Alle lys vegetation	48	R	0,224	0,627*	-0,139
			P-værdi	0,126	0,000	0,348

Tabel 4: Tabellen viser alle korrelationsanalyser udført for vegetationsområder, som har en korrelation, mellem dybden og DN-værdierne indenfor det røde, grønne og/eller blå bånd, med en korrelationskoefficient over 0,600.

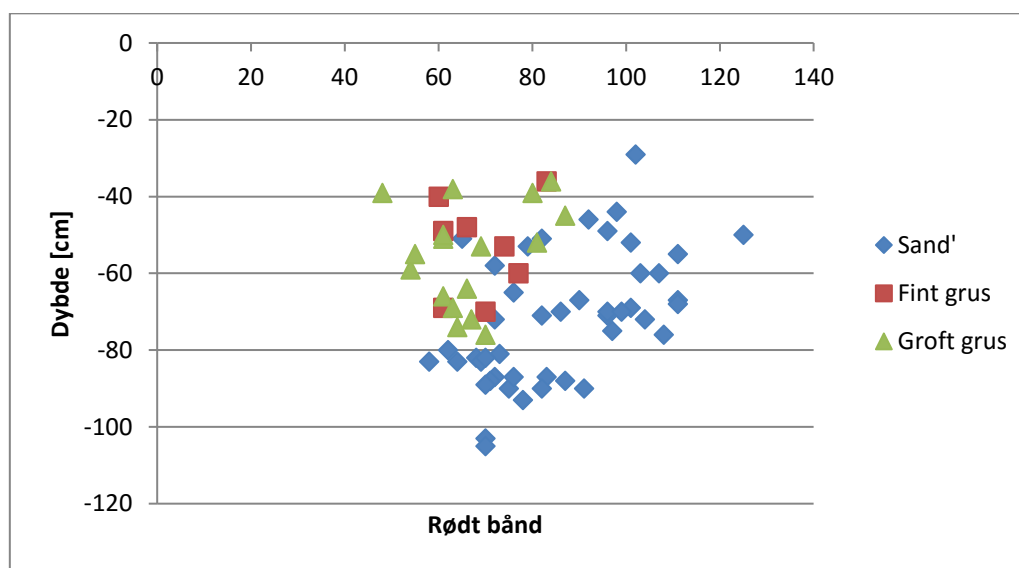
*Signifikant korrelation. P-værdi ligger under signifikansniveauet på 5 %.

Indenfor mørk vegetation er der, som tidligere nævnt, ingen signifikant korrelation, når alle punkter med tilstedeværelsen af dette inkluderes. Ved frasortering af slam og debris, samt områderne med fuld vegetationsdække, findes en svag korrelation i områder med lille og medium vegetationsdække. Dette skyldes formentlig ligeledes en sammenhæng mellem de primære substrater og dybden, og korrelationen er således signifikant på trods af vegetationen og ikke på grund af vegetationen. Områder med lille og medium dække af mørk vegetation på sandbund viser dermed en sammenhæng indenfor det røde bånd på 0,440 med en p-værdi på 0,036, mens lille og

medium dække af mørk vegetation på grov substrat giver en korrelationskoefficient på -0,900 og en p-værdi på 0,037 indenfor dette bånd. Sidstnævnte korrelation er overraskende, da der her er tale om omvendt proportionalitet. En undersøgelse af grov substrat viser, hvad denne sammenhæng skyldes. Alle signifikante korrelationer, som har givet korrelationskoefficienter over 0,600, fremgår af tabel 4, mens øvrige korrelationer som nævnt fremgår af bilag X.

11.2.3. SAND, GRUS OG STEN

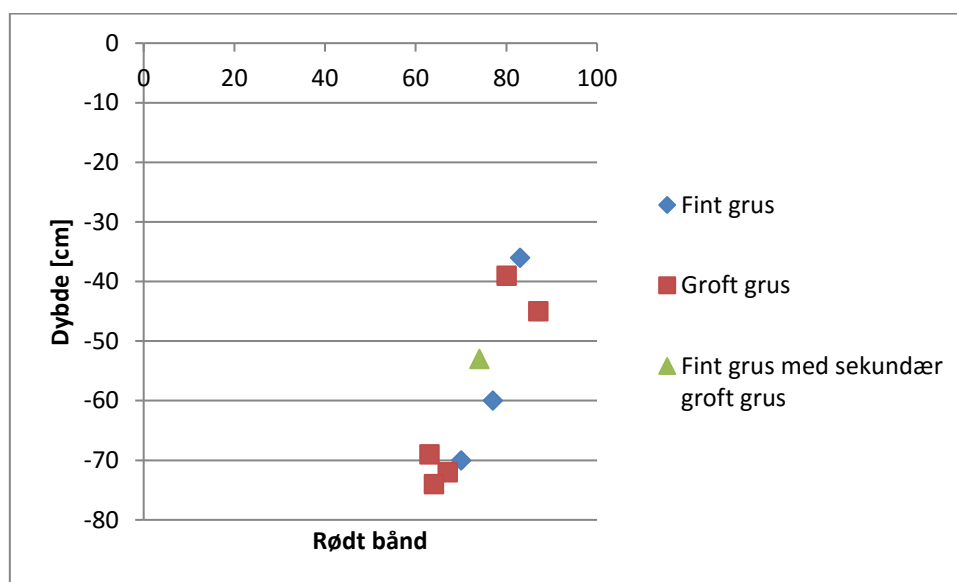
Som beskrevet giver slam, debris og vegetation generelt anledning til svagere korrelationer, hvilket gennemgangen af disse parametre tydeligt indikerer. Det samme fremgår af undersøgelsen af de uorganiske substrater: sand, grus og sten. De stærkeste korrelationer er således fremkommet, når slam, debris og vegetation er frasortet fra datamængden, så kun punkter med det undersøgte substrat og eventuelle sekundære og tertiære substrater er til stede. Der er foretaget korrelationsanalyser på tværs af substraterne, for at klarlægge om eksempelvis fint grus bør kategoriseres sammen med sand eller groft grus. Dette er ligeledes undersøgt ved brug af scatterplots, hvor forskellene i substraternes spektrale værdier illustreres. I nævnte tilfælde er der indenfor sand en forholdsvis stærk korrelation med dybden i både det røde og grønne bånd, som svækkes markant ved inklusion af de punkter, hvor fint grus udgør primær substraten. Indenfor groft grus gør det modsatte sig gældende, da inklusionen af fint grus øger korrelationskoefficienten betydeligt.



Figur 19: Placering af målepunkter med primær substraterne sand, fint grus og groft grus indenfor det røde bånd. Punkter med slam, debris eller vegetation er frasortet, mens punkter med sekundære og tertiære substrater indgår i datamaterialet.

Figur 19 illustrerer, hvordan målepunkterne fordeler sig indenfor det røde bånd på de forskellige målte dybder. Målepunkterne er områder med sand, fint grus eller groft grus som primær substrat. Punkter med slam, debris og vegetation er frasortet, mens punkter med sekundære og tertiære substrater indgår i datamaterialet. Scatterplottet viser, hvordan det fine grus ligger i god overensstemmelse med placeringen af det grove grus, mens punkterne med sand som primær

substrat generelt besidder højere DN værdier. Punkter bestående af fint grus er derfor kategoriseret sammen med groft grus i størstedelen af de udførte korrelationsanalyser. Hvis både punkter med slam, debris, vegetation samt andre sekundære og tertiære substrater frasorteres, er der ni steder tilbage kun bestående af grus. Tre af disse punkter er fint grus, fem er groft grus, og det sidste punkt er fint grus med groft grus som sekundær substrat. Groft grus alene uden sekundære substrater viser ingen signifikant korrelation, mens fint grus alene uden sekundære substrater viser en direkte proportionel korrelation på 1,000 med en p-værdi på 0,000. Denne sammenhæng kommer dog på baggrund af kun tre punkter, hvilket er for lidt at basere analysen på, men som det ses af figur 20, ligger punkterne for groft grus og fint grus i fin forlængelse af hinanden. Ved en samlet korrelationsanalyse af disse punkter fås herved korrelationskoefficienten 0,833 i det røde bånd og 0,756 i det grønne bånd med p-værdier på hhv. 0,005 og 0,018. Scatterplots for sand, fint grus og groft grus jf. figur 19 findes for det grønne og blå bånd i bilag XIII. Det samme gør sig gældende for scatterplots med fint og groft grus jf. figur 20.



Figur 20: Fordeling af målepunkter med primær substraterne fint grus og groft grus. Punkter med slam, debris, vegetation samt andre sekundære og tertiære substrater er frasorteret.

Undersøgelserne af substraterne har vist de bedste korrelationer ved at beholde sand som en kategori, og samle hhv. fint grus og groft grus samt cobbles og boulders i en kategori hver. Der er kun to målepunkter på steder med boulders som primær substrat, og ved en af disse lokaliteter er der ligeledes slam til stede. Hermed har det ikke været muligt at foretage korrelationsanalyser med boulders alene.

Tabel 5 viser alle signifikante korrelationer med korrelationskoefficienter over 0,600. Indenfor sand findes den bedste korrelation med vanddybden i områder med sand alene, dvs. uden hverken slam, debris, vegetation eller sekundære og tertiære substrater. Her er korrelationskoefficienten 0,602 i det røde bånd og 0,691 i det grønne bånd. Begge korrelationer er meget signifikante med p-værdier på 0,000. Mens der er stor forskel på denne og den næstbedste korrelation indenfor det grønne bånd,

er den næstbedste korrelation; områder med sand som primær substrat og fint grus som sekundær substrat, imidlertid bedre end førstnævnte indenfor det røde bånd. Med en korrelationskoefficient på 0,607 i det røde bånd og 0,649 i det grønne bånd er der fortsat en stærk korrelation på trods af det fine grus. Dette indikerer, at sporadisk fint grus ikke er til hindring for en eventuel dybdekortlægning i sandområder.

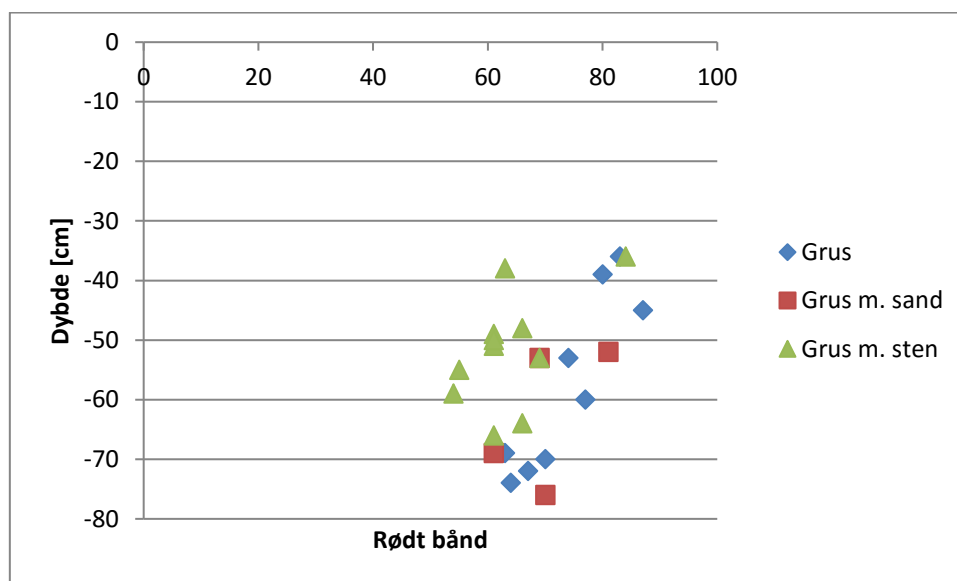
	Undersøgte parametre	#N		Rød	Grøn	Blå
Sand	Kun sand	33	R	0,602*	0,691*	0,030
			P-værdi	0,000	0,000	0,868
	Kun sand og sekundær fin grus	40	R	0,607*	0,649*	-0,074
			P-værdi	0,000	0,000	0,651
	Kun sand og lidt lys vegetation	36	R	0,527*	0,635*	0,102
			P-værdi	0,001	0,000	0,552
Grus	Kun fint grus	3	R	1,000*	1,000*	1,000*
			P-værdi	0,000	0,000	0,000
	Kun ren grus og sand som sekundær u. outlier nr. FID 72	12	R	0,758*	0,693*	0,577*
			P-værdi	0,004	0,013	0,049
	Kun ren grus og sten som sekundær u. outlier FID 83.	10	R	0,839*	0,755*	0,433
			P-værdi	0,002	0,012	0,212
	Kun grus u. nogen andre sekundære eller andet.	9	R	0,833*	0,756*	0,454
			P-værdi	0,005	0,018	0,220
Sten	Sten u. øvrige, kun sekundær og tertiær	10	R	-0,853*	-0,796*	-0,289
			P-værdi	0,002	0,006	0,418
	Sten u. slam u debris	11	R	-0,743*	-0,711*	-0,249
			P-værdi	0,009	0,014	0,461
	Alle sten	14	R	-0,691*	-0,709*	-0,427
			P-værdi	0,006	0,005	0,128
	Cobbles u. sand	8	R	-0,790*	-0,703	-0,325
			P-værdi	0,020	0,052	0,432
	Alle sten u. sand	9	R	-0,736*	-0,605	-0,238
			P-værdi	0,024	0,058	0,537
Blandet substrat	Kun groft grus og sten	17	R	-0,069	0,147	0,666*
			P-værdi	0,792	0,572	0,003

Tabel 5: Tabellen viser alle korrelationsanalyser udført for primærsubstraterne, som har en korrelation, mellem dybden og DN-værdierne indenfor det røde, grønne og/eller blå bånd, med en korrelationskoefficient over 0,600. *Signifikant korrelation. P-værdi ligger under signifikansniveauet på 5 %.

I områder med grus er der, som tidligere nævnt, en direkte proportionel korrelation mellem dybden og DN værdierne, for de tre punkter med fint grus, indenfor alle tre bånd. Denne datamængde er for lille til at lægge til grund for den følgende dybdekortlægning, og de øvrige sammenhænge indenfor grus er derfor ligeledes undersøgt.

Kun grus, uden sekundære og tertiære substrater, giver en forholdsvis stærk proportionel korrelation på 0,833 mellem dybden og det røde bånd og 0,756 mellem dybden og det grønne bånd. Ved inklusion af sekundære og tertiære substrater viser undersøgelsen, at både grus med sand som sekundær substrat og grus med sten som sekundær substrat giver stærke korrelationer. I begge tilfælde er der dog fjernet en outlier, hhv. målepunkt FID 72 og målepunkt FID 83. Disse punkter ligger adskilt fra de øvrige punkters placering, hvilket formentlig skyldes, at førstnævnte er beliggende op ad et skyggeområde, som herved er inkluderet i beregningen af punktets spektrale signaturer, mens sidstnævnte målepunkt er placeret ovenpå, hvad der ligner en mørk sten eller en lille tot mørk vegetation. I begge tilfælde er DN værdierne i punktet lavere end formodet, og da de har stor indflydelse på korrelationen, er de derfor frasorteret. Se bilag XIV og XV for yderligere information om de to outliers.

De stærkeste korrelationer er under grus og sekundær sten, men i grus og sekundær sand er korrelationen til gengæld signifikant indenfor alle tre bånd. Ved inkludering af både grus og sand som sekundær substrat forsvinder de signifikante korrelationer indenfor det røde og grønne bånd, og det indikerer således, at der er en væsentlig forskel på de spektrale signaturer. Figur 21 viser placeringen af målepunkterne for grus, grus med sand som sekundær substrat og grus med sten som sekundær substrat indenfor det røde bånd. Tilsvarende indenfor det grønne og blå bånd fremgår af bilag XVI.

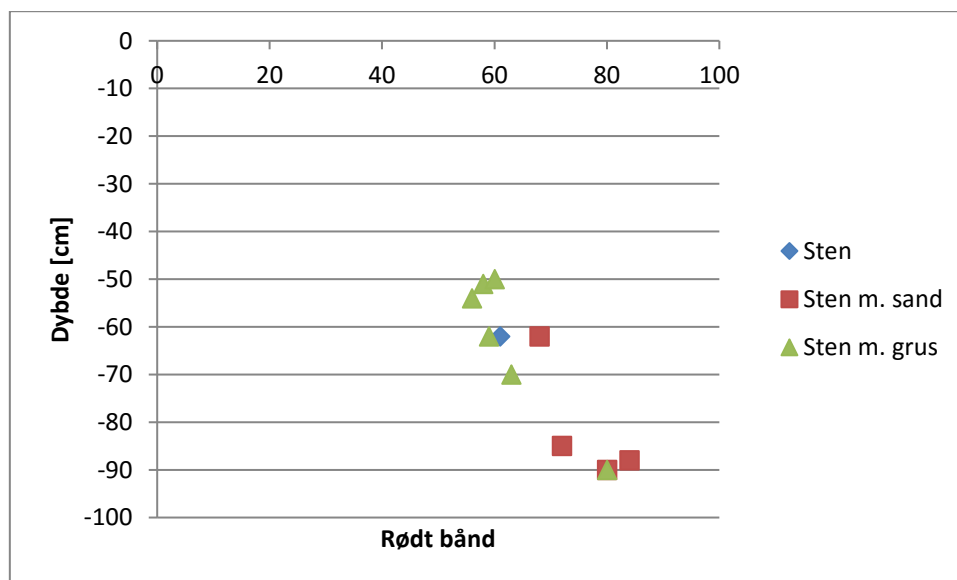


Figur 21: Fordeling af målepunkter med kun grus, grus med sand som sekundær substrat og grus med sten som sekundær substrat. Punkter med slam, debris og vegetation er frasorteret, og det samme er målepunkterne FID 72 og 83.

Af figur 21 fremgår det, at grus med sten som sekundær substrat besidder nogle lidt lavere DN værdier sammenlignet med både grus alene og grus med sand som sekundær substrat. Såfremt det vides at tilstedeværelsen af grus i vandløbet oftest ses i kombination med sten, kan det på trods af forskellen vist i scatterplottet, godt være fordelagtigt at bruge grus med sten til at beregne en

generel sammenhæng mellem grus og dybde i vandløbet. I dette tilfælde er der dog ikke observeret nogen udpræget forskel på, hvorvidt grus oftest optræder alene, sammen med sten eller sand, og selvom kombinationen med sten optræder en anelse flere gange end kombinationen med sand i målepunkterne, er der for få punkter til reelt at vurdere det³⁷. Da korrelationen med grus alene ligeledes viser en stærk sammenhæng, anses denne som værende mest oplagt til den videre undersøgelse af sammenhængen mellem vanddybderne og spektralværdierne i områder med grus.

I områder med sten som primær substrat ses de stærkeste signifikante korrelationer i områder kun med sten og sekundære og tertiære substrater. Slam, debris og vegetation er dermed frasorteret. Korrelationerne er omvendt proportionelle med korrelationskoefficienter på -0,853 og -0,796 og p-værdier på 0,002 og 0,006 for hhv. det røde og det grønne bånd. Den stærke negative korrelation antages ligeledes at lægge til grund for den tidligere nævnte sammenhæng indenfor lille og medium dække af mørk vegetation på grov substrat, der gav en korrelationskoefficient på -0,900 i det røde bånd. Men med udgangspunkt i de tidligere analyser indenfor de øvrige substrater, er den omvendte proportionalitet overraskende. Korrelationen for sten kun med sekundære og tertiære substrater er lavet på baggrund af ti punkter, og er dermed ligesom mange af de øvrige analyser behæftet med en vis usikkerhed, da hvert punkt således har stor indflydelse på resultatet. Hvis områder med sekundære og tertiære substrater frasorteres er der kun ét enkelt målepunkt tilbage, og til forskel fra områder med hhv. sand og grus, kan sammenhængen med primærsubstratet alene derfor ikke undersøges.



Figur 22: Fordeling af målepunkter med sten, sten med sand som sekundær substrat og sten med grus som sekundær substrat indenfor det røde bånd. Punkter med slam, debris eller vegetation er frasorteret.

³⁷ Ud af alle målepunkter med grus er der sand til stede i 13 punkter, mens der er sten til stede i 16 punkter.

En opdeling af de sekundære og tertiære substrater i hhv. sten med sand som sekundær substrat og sten med grus som sekundær substrat viser ingen signifikante korrelationer, hvilket kan skyldes, at den signifikante korrelation, når begge inkluderes, er tilfældig, men det kan ligeledes skyldes, at der er for få målepunkter³⁸ til at vise sammenhængen. Fordelingen af disse målepunkter indenfor det røde bånd fremgår af figur 22. Tilsvarende scatterplots indenfor det grønne og blå bånd er at finde i bilag XVII.

Det er værd at notere, at de områder hvor sand indgår som sekundær substrat har lidt højere DN værdier. Dette gælder for de tre dybeste punkter, samt et enkelt punkt i 62 cm dybde. Da sand i sig selv er lysere end både sten og grus, kan dette skabe tendensen, hvor DN værdierne stiger i takt med dybden. Et af de dybe målepunkter indeholder dog også grus, og som vist ligger punktet med sand i 62 centimeters også nogenlunde i overensstemmelse med de øvrige punkter. Det kunne være interessant at se, hvordan eventuelle andre punkter med ren sten ville fordele sig, ligesom det ville være interessant at se indenfor hvilket range punkter med sten og sekundær sand ville lægge sig i de lavvandede områder, og ligeledes hvor punkter med sten og sekundær grus ville lægge sig i de dybe områder.

Som tidligere nævnt er der en reel mulighed for, at DN værdierne generelt falder, jo lavere vanddybden er, såfremt substratet er mørkere end vandmassen. I dette tilfælde er det på baggrund af det indsamlede datamateriale ikke muligt at afgøre, om den beregnede tendens generelt repræsenterer områder med sten på vandløbsstrækningen i Binderup Å. Indenfor målepunkterne har ovenstående dog vist at have en stærk korrelation, og med usikkerheden in mente benyttes korrelationen derfor i den videre undersøgelse af sammenhængen mellem dybden og DN værdierne i områder med sten.

Hvad angår substraterne mudder og sammenkittet organisk materiale, er der for ingen af disse lavet signifikante korrelationer. Indenfor mudder kun ét målepunkt som ikke ligger i skygge, og der kan derfor ikke laves korrelation herfor. Indenfor sammenkittet organisk materiale ses der ingen statistisk signifikant sammenhæng, hverken når alle punkter med dette inkluderes, eller når disse renses for punkter med slam, debris eller vegetation, så der kun er sammenkittet organisk materiale og evt. sekundære og tertiære substrater til stede. Der er kun ét målepunkt, hvor der hverken er slam, debris, vegetation eller andre sekundære og tertiære substrater til stede, og dette kan derfor ikke undersøges. På baggrund af denne undersøgelse er det således ikke muligt at finde en sammenhæng mellem dybden og de tre bånd i områder med mudder eller sammenkittet organisk materiale

Da der heller ikke indenfor områder med hverken debris, slam eller vegetation er fremkommet overbevisende korrelationer, benyttes disse områder ikke i den følgende dybdeestimering. Alle tre parametre har generelt vist sig at øge usikkerheden af korrelationerne for primærsubstraterne, og de tendenser der er fremkommet kan i stort set alle tilfælde relateres til primærsubstraterne eller til få yderliggende punkter, som styrer korrelationerne. Da der i vandløbet er områder med fuld

³⁸ Sten med sand som sekundær substrat udgøres af fire målepunkter, mens sten med grus som sekundær substrat udgøres af i alt seks målepunkter.

vegetationsdække, og dermed hverken er kortlagt sand, grus eller sten, er det ikke muligt at estimere dybden i disse områder. Disse vegetationsområder vil dermed sammen med skyggeområderne udgå af dybdekortlægningen.

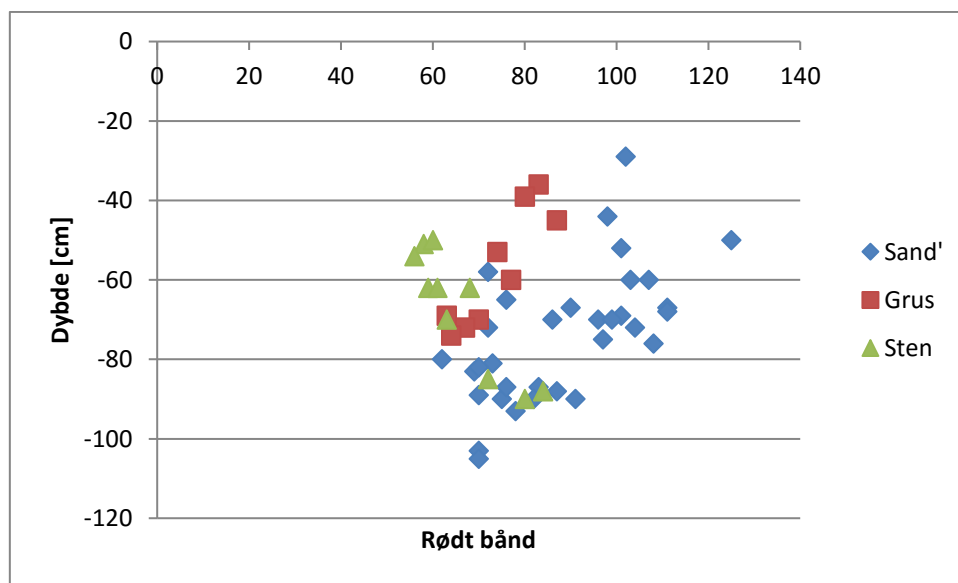
I dette kapitel er eventuelle sammenhænge mellem vanddybden og DN værdierne i det røde, grønne og blå bånd fundet, og i næste kapitel undersøges disse sammenhænge derfor nærmere, for at klarlægge om dette kan benyttes til at estimere vanddybderne i vandløbsstrækningen. Der tages udgangspunkt i korrelationerne for punkterne med sand alene, grus alene, samt for sten inkl. sekundære og tertiære substrater.

12. KORTLÆGNING AF DYBDE

Korrelationsanalysen indikerer, at det med en vis nøjagtighed, er muligt at fastlægge vandløbets dybde i områder med sand, grus og sten på baggrund af data fra det røde og grønne bånd. Velvidende at korrelationsanalysen har vist statistisk signifikante korrelationer indenfor disse områder, er det væsentligt at undersøge, hvilken sammenhæng der gør sig gældende.

For at klarlægge sammenhængen undersøges litteraturen herom. Hvor meget eller lidt lyset svækkes ned gennem vandmassen i vandløbet afhænger af bølgelængden, og hvorledes lysstrålerne absorberes, transmitteres og reflekteres i vandet. Såfremt vandmassen er homogen anses lysnedtrængningen som værende eksponentiel, hvor der optiske signal falder eksponentielt med dybden (Kirk, 2003). Lyset svækkes således med en konstant procentdel for hver meter, hvilket afspejles i båndenes spektrale værdier. Der er forskellige måder, at beregne sammenhængen mellem vanddybden og lysintensiteten i et eller flere bånd, men de mere specifikke formler, der er uarbejdet til dette formål, er alle lavet til store floder, kystområder eller lignende og det har ikke været muligt at finde nogen som egner sig til brug i denne case om Binderup Å, se evt. bilag XVIII.

De målepunkter der gennem korrelationsanalysen er udvalgt som de bedste til at beskrive forholdet indenfor områder med sand, grus og sten ses i figur 23 nedenfor.



Figur 23: Fordeling af udvalgte målepunkter i områder med sand, grus og sten.

Figur 23 viser sammenhængen mellem dybden og DN værdierne i det røde bånd, punkternes fordeling i det grønne og blå bånd kan findes i bilag XIX.

Umiddelbart er den eksponentielle sammenhæng indenfor hver af de tre områder: sand, grus og sten, ikke udpræget. Dette skyldes formentlig, at vandløbet ikke er særlig dybt og at de bølgelængder der undersøges kun absorberes i mindre grad. Det vil sige, at selvom der er en eksponentiel sammenhæng, er denne kun begyndende og da fordelingen af målepunkterne ser ud til at have en tilnærmelsesvis lineær sammenhæng, undersøges det, om det er muligt at estimere vanddybden i vandløbet på baggrund af en beregnet en lineær sammenhæng. Indenfor hver

substrattype undersøges både den eksponentielle og lineære sammenhæng i hhv. det røde, grønne og blå bånd. Plots for alle disse sammenhænge fremgår af bilag XX, og i tabel 6 er alle determinationskoefficienterne for hver undersøgte sammenhæng.

Determinationskoefficienten, r^2 , er et tal mellem 0 og 1, hvor 0 igen svarer til ingen statistisk sammenhæng, mens 1 svarer til fuld statistisk sammenhæng. På baggrund af r^2 alene, er det dog ikke muligt at vide, hvorvidt sammenhængen er proportional eller omvendt proportional. R^2 kaldes også forklaringsgraden, da denne værdi er udtryk for hvor stor en del af variationen i den ene variabel der kan forklares af den anden variabel.

Substrat	Bånd	R^2 Eksp.	R^2
			Lineær
Sand	Rød	0,32	0,37
	Grøn	0,54	0,55
	Blå	0,23	0,14
Grus	Rød	0,76	0,80
	Grøn	0,78	0,83
	Blå	0,12	0,16
Sten	Rødt	0,80	0,83
	Grøn	0,80	0,84
	Blå	0,12	0,16

Tabel 6: Eksponentielle og lineære sammenhænge indenfor substrattyperne sand, grus og sten.

Af tabel 6 fremgår de eksponentielle og lineære sammenhænge indenfor hver substrattype og på trods af, at den reelle sammenhæng mellem dybde og lysintensitet rent teoretisk er eksponentiel ses det af determinationskoefficienterne at den lineære sammenhæng mellem målepunkterne er mindst ligeså god som den eksponentielle og i de fleste tilfælde bedre. Sammenhængen mellem målepunkterne beskrives dermed ligeså godt med af en lineær sammenhæng, som af en eksponentiel, og da den undersøgte vandløbsstrækning ikke er særlig dyb formodes det samme at gøre sig gældende

for de resterende dele af strækningen. For nemheds skyld arbejdes der derfor i det følgende ud fra en antagelse om at forholdet mellem dybden og DN værdierne er lineært.

Noget andet bemærkelsesværdigt i tabel 6, er at det grønne bånd viser de bedste lineære sammenhænge indenfor alle tre områder. I korrelationsanalysen, hvor sammenhængen ikke var specificeret havde det røde bånd de stærkeste korrelationer indenfor områder med sten og grus. Da de røde bølgelængder generelt absorberes bedst i vand, er det derfor overraskende, at det, ud fra eksponentielle og lineære forudsætninger, er det grønne bånd, der viser den bedste sammenhæng med dybden.

12.1. REGRESSIONSANALYSE

Der er i det følgende lavet regressionsanalyser for dybden og de tre bånd indenfor hver af de tre substratområder. Formålet med regressionerne er at udarbejde en formel, som kan estimere dybden på baggrund af pixelværdierne i de resterende områder i vandløbsstrækningen.

Analysen foretages i SPSS og alle outputs kan findes i bilag F. Tabel 7 nedenfor viser udvalgte resultater fra regressionsanalyserne for alle tre bånd indenfor de tre substrattyper.

Specifikke resultater for hvert bånd					Samlede resultater				Kollinearitetsstatistik
Substrat		Koefficient	Standard-fejl	P-værdi	R ²	Adj. R ²	Standard-fejl	P-værdi	Tolerance
Sand	Konstant	-151,174	17,228	0,000	0,600	0,559	11,049	0,000	0,082 0,070 0,484
	R	-0,778	0,424	0,076					
	G	2,251	0,670	0,002					
	B	-0,337	0,440	0,450					
Grus	Konstant	-135,455	29,241	0,006	0,912	0,860	5,557	0,005	0,128 0,087 0,393
	R	0,034	0,645	0,960					
	G	2,197	0,860	0,051					
	B	-1,350	0,763	0,137					
Sten	Konstant	62,400	33,715	0,114	0,887	0,830	6,276	0,003	0,019 0,015 0,265
	R	1,294	1,582	0,445					
	G	-4,824	2,755	0,130					
	B	1,401	0,946	0,189					

Tabel 7: Udvalgte resultater fra regressionsanalyser indenfor de tre bånd.

Regressionsanalyserne viser, at de samlede regressioner er signifikante, men til gengæld er størstedelen af de individuelle p-værdier ikke signifikante. Velvidende at de individuelt, i hvert fald det røde og grønne bånd, har en god korrelation med dybden er dette bemærkelsesværdigt. Indenfor sandområder ses det ligeledes, at koefficienten for det røde bånd er negativ. Koefficienten indikerer hvor meget den afhængige variabel varierer med den pågældende uafhængige variabel, når de øvrige uafhængige variabler holdes konstante. I korrelationsanalysen blev der vist en proportionel sammenhæng, hvorimod den negative koefficient er tegn på en omvendt proportionel sammenhæng. Sammen med de samlede meget signifikante resultater og de individuelle insignifikante resultater tyder det på, at der er interkorrelation mellem de uafhængige variable. Det vil sige, at disse er indbyrdes forbundne, og det således er vanskeligt at skelne effekterne fra hinanden, f.eks. hvilken effekt der stammer fra det grønne bånd og hvilken der stammer fra det røde bånd. Herved er det svært at estimere koefficienterne, og det medfølger også, at de beregnede p-værdier kan være fejlagtige. Ved interkorrelation kan selv stærke sammenhænge fremstå insignifikante.

Det er i SPSS muligt at udregne såkaldte toleranceværdier, som kan indikere, hvorvidt der er tale om interkorrelation. Toleranceværdierne indikerer graden af selvstændig variation i den pågældende variabel i forhold til de resterende variabler i analysen (Stubager & Sønderskov, 2011). Dette tal skal gerne være højere end 0,1, da det ellers anses som en kritisk toleranceværdi, der viser tegn på stærk indbyrdes afhængighed. I regressionsanalyserne er det kun de blå bånd samt det røde bånd i områder med grus, som har toleranceværdier over 0,1, se tabel 7.

For at undgå interkorrelation kan en eller flere variable tages ud af regressionen. Dette kan fjerne den indbyrdes sammenhæng, men det kan også i nogle tilfælde medføre bias (Stubager & Sønderskov, 2011). I denne sammenhæng skyldes udslaget af interkorrelation formentlig primært, at båndene er afhængige af de samme øvrige parametre, mere end af hinanden. Eksempelvis er det egentlig lysintensiteterne, der afhænger af dybden og ikke dybden der afhænger af lysintensiteterne. Kausaleffekten er således modsat, da det i dette tilfælde er dybden, der ønskes bestemt på baggrund af DN værdierne, og således denne der er angivet som den afhængige variabel, mens båndene er angivet som de uafhængige variabler.

Substrat	Bånd	Adj. R ²	P-værdi	Standardfejl
Sand	R	0,352	0,000	13,393
	G	0,535	0,000	11,344
	B	0,108	0,035	15,713
	RG	0,565	0,000	10,973
	GB	0,524	0,000	11,479
	RB	0,407	0,000	12,805
	RGB	0,559	0,000	11,049
Grus	R	0,768	0,001	7,134
	G	0,809	0,001	6,474
	B	0,045	0,279	14,486
	RG	0,810	0,003	6,468
	GB	0,883	0,001	5,074
	RB	0,730	0,008	7,703
	RGB	0,860	0,005	5,557
Sten	R	0,808	0,000	6,684
	G	0,821	0,000	6,446
	B	0,056	0,251	14,807
	RG	0,802	0,001	6,790
	GB	0,838	0,001	6,126
	RB	0,780	0,002	7,143
	RGB	0,830	0,003	6,276

Tabel 8: Samlet oversigt over regressioner. R= rødt bånd, G= grønt bånd, B= blå bånd.

For at undersøge om et eller flere bånd bør frasorteres, er der lavet regressionsanalyser for de øvrige sammenhænge, se tabel 8.

Ikke overraskende viser det blå bånd den svageste sammenhæng, og regressionen er således kun signifikant i sandområder. Som noteret i forbindelse med tabel 6, har det grønne bånd den stærkeste lineære sammenhæng med dybden indenfor de tre substrater, og det giver også udslag i regressionsanalyserne. Forklaringsgraden er kun en anelse lavere end regressionerne lavet på

baggrund af både det røde og grønne bånd i områder med sand og grus, og i områder med sten, er forklaringsgraden en smule højere. Dette tyder på, at det røde bånd ikke bidrager med nogen markant yderligere viden om dybden. En regressionsanalyse med kun det grønne og blå bånd, viser også en højere forklaringsgrad i områder med grus end den samlede regressionsanalyse for alle tre bånd. Til gengæld er forklaringsgraden tilsvarende lavere indenfor sandområder, mens den er ca. den samme i områder med sten. Ingen af regressionerne er bedre end de øvrige indenfor alle tre substrattyper, men for båndene individuelt har det grønne bånd de højeste determinationskoefficienter. Da der i sammenhængen mellem dybden og det grønne bånd ikke er problemer med interkorrelation benyttes denne til at estimere dybden. Herudover undersøges dog også sammenhængen mellem dybden og alle tre bånd nærmere, da forklaringsgraden er højere i disse regressioner, og da det ønskes at undersøge forskellen mellem de to modeller. Dette er dog med forbehold for koefficienternes værdier og fortegn, samt de individuelt beregnede standardfejl og p-værdier. Regressionen kan således ikke benyttes til at analysere de specifikke effekter fra hvert bånd, og benyttes således kun til at undersøge estimeringen af dybden på baggrund af regressionens samlede resultat.

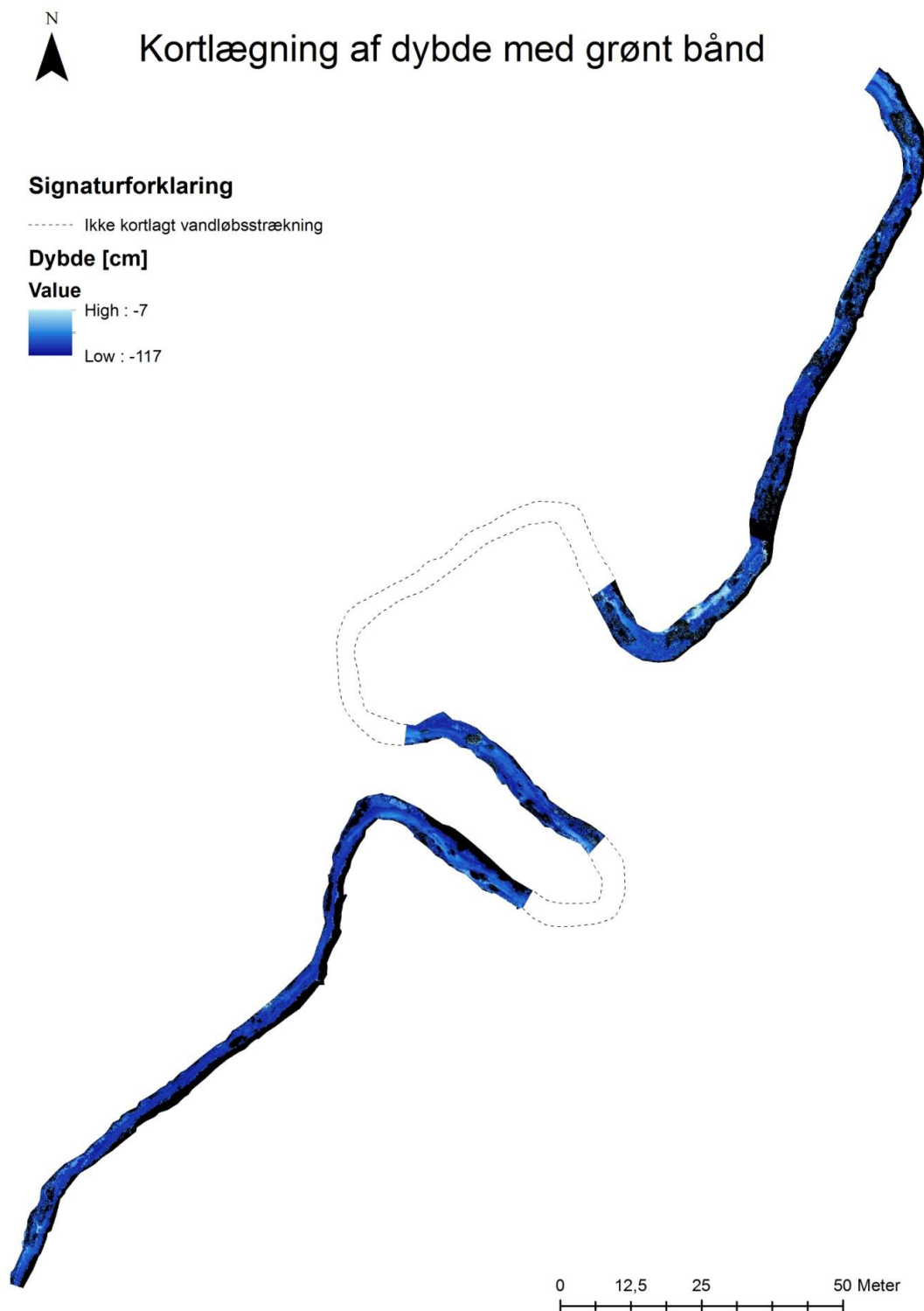
12.2. ESTIMERING AF VANDDYBDE

På baggrund af de to regressionsanalyser opstilles hermed ligninger til estimering af dybden, D , i vandløbet, se tabel 9.

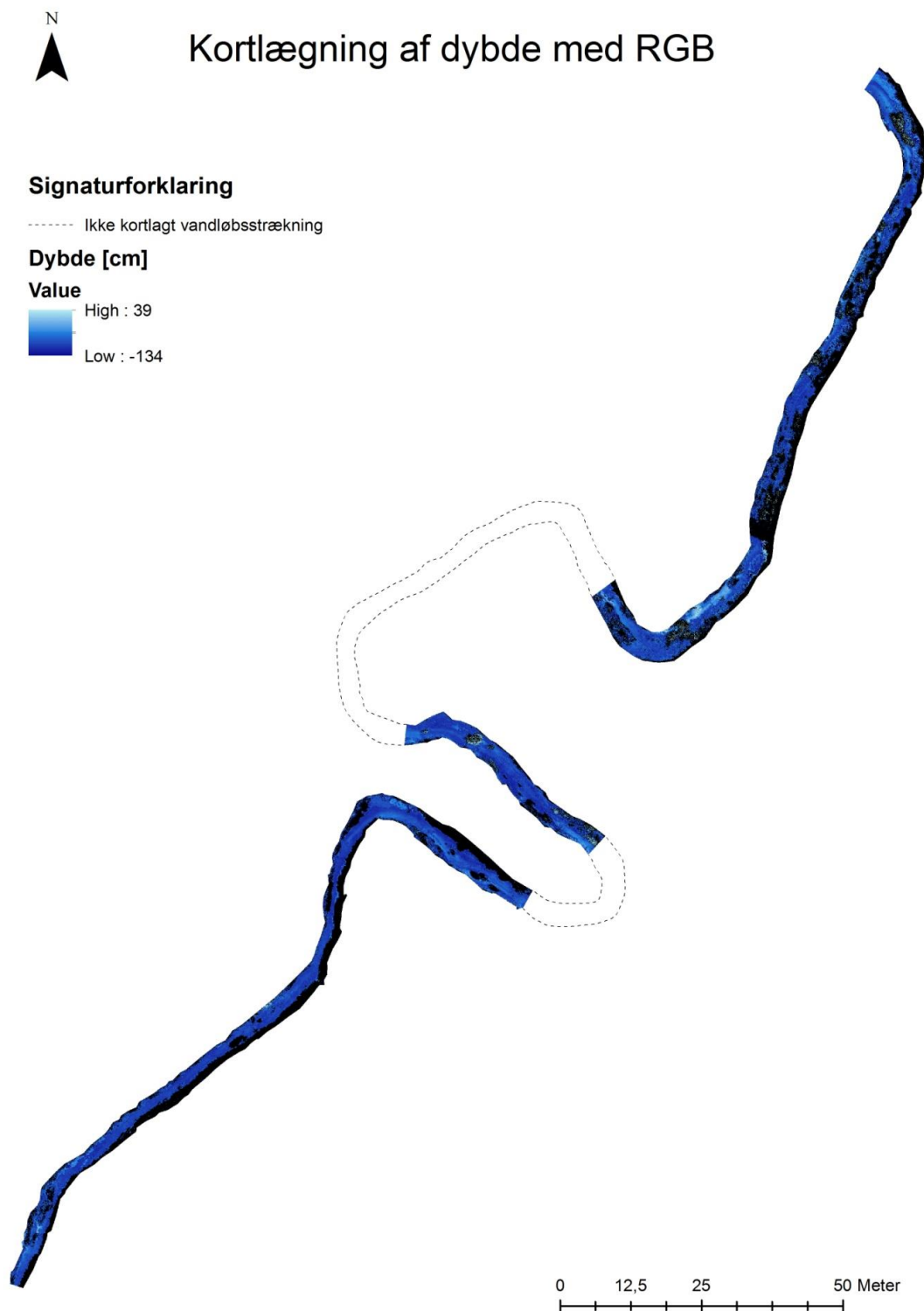
Bånd	Substrat	Ligning
G	Sand:	$D = -154,501 + 1,118 * G$
	Grus :	$D = -171,432 + 1,749 * G$
	Sten:	$D = 68,768 - 2,262 * G$
RGB	Sand:	$D = -151,174 - 0,778 * R + 2,251 * G - 0,337 * B$
	Grus:	$D = -135,445 + 0,034 * R + 2,197 * G - 1,350 * B$
	Sten:	$D = 62,400 + 1,294 * R - 4,824 * G + 1,401 * B$

Tabel 9: Ligninger til estimering af vanddybder i vandløbsstrækningen.

Ligningerne bruges på pixelværdierne fra dronebilledet indenfor hver af de tre substrater, og der fås således to forskellige dybdekort: et hvor dybden er estimeret på baggrund af regressionen med det grønne bånd, og et hvor dybden er estimeret på baggrund af regressionen med alle tre bånd. Disse ses i figur 24 og 25.



Figur 24: Dybdeestimeringer baseret på ligninger fra regressionen med det grønne bånd.



Figur 25: Dybdeestimeringer baseret på ligninger fra regressionen med det røde, grønne og blå bånd.

De to dybdekortlægninger minder om hinanden, men det er værd at notere sig, at skalaen er forskellig og at dybdekortlægningen, lavet på baggrund af det grønne bånd har dybdeværdier mellem -7 og -117 cm, mens dybdekortlægningen, lavet på baggrund af både det røde, grønne og blå bånd, har værdier mellem 39 og -134 cm. I sidstnævnte tilfælde er der dermed positive vanddybder, hvilket svarer til at vandløbsbunden ligger op til 39 cm over vandoverfladen. Det er givetvis ukorrekt, og en nærmere undersøgelse af netop disse værdier viser, at det ud over et lavvandet sandområde med positive værdier på op til 4 cm, drejer sig om lyse vegetationsområder, som under substratkortlægningen er fejlklassificeret som sand. Således bidrager fejl i substratkortlægningen, til fejlagtige estimater i dybdekortlægningen. På trods af denne underestimering af vanddybderne i vegetationsområder, overestimerer modellen generelt dybderne, dvs. den beregner større dybder end tilfældet er.

Nedenstående tabel 10, viser hhv. minimum, maksimum og middelværdier for de reelle dybder og de to dybdekortlægninger. Herudover er forskellen mellem de reelle dybder og de estimerede dybder indenfor hvert målepunkt beregnet og minimum, maksimum og middelværdier for dette er ligeledes at finde i tabellen nedenfor.

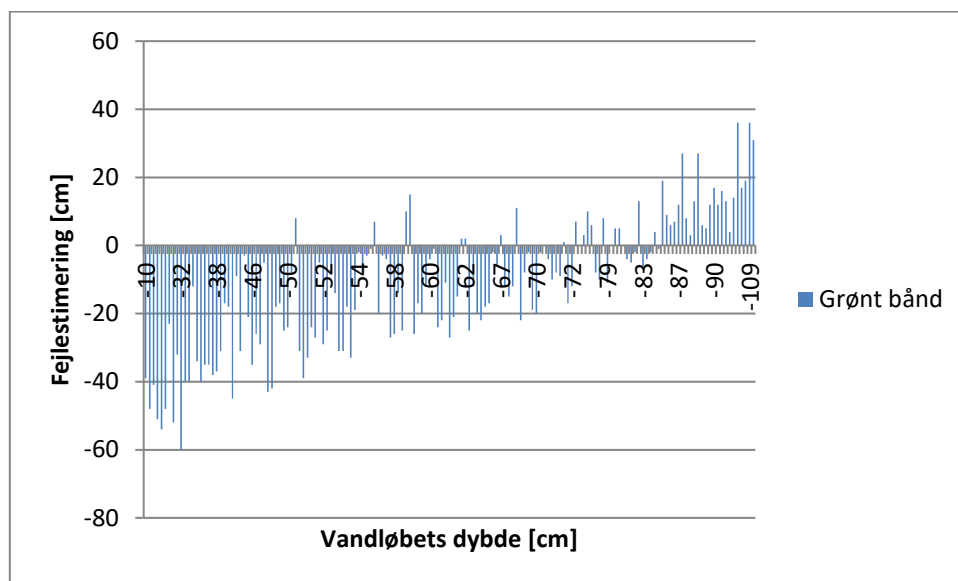
	N	Minimum [cm]	Maksimum [cm]	Middelværdi [cm]	Standardafvigelse [cm]
Estimeret dybde, RGB	154	-101	-3	-73,5	
Estimeret dybde, G	154	-92	-42	-74	
Reel dybde	154	-110	-10	-63	
Fejlestimering, RGB	154	-69	38	-11	20
Fejlestimering, G	154	-60	36	-11,5	19,5
Fejlestimering RGB, uden fejlklassificerede substrater	102	-69	37	-9,5	20
Fejlestimering G, uden fejlklassificerede substrater	102	-60	36	-9,5	18,5

Tabel 10: Værdier for de estimerede dybder, samt fejlestimeringen heraf. Værdierne er afrundet til nærmeste halve centimeter.

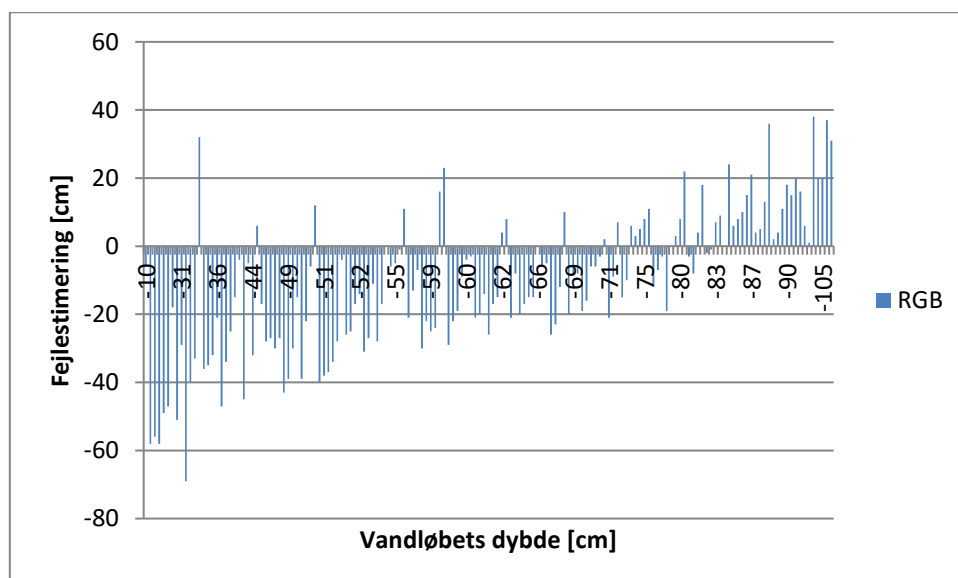
Middelværdien for den reelle dybde i målepunkterne er omkring -63 cm, mens den er ca. -73 til -74 cm i de estimerede dybder. Middelværdierne af fejlestimeringerne viser således også at modellerne i gennemsnit estimerer vanddybden som værende ca. 11 cm dybere end den reelt er. Som det ses i maksimumværdien ligger ingen af målepunkterne indenfor de vegetationsområder der i RGB kortlægningen gav positive dybder. Hvis dette havde været tilfældet var middelværdien formentlig lavere, men standardafvigelsen større. Indenfor begge modeller er der høje standardafvigelser i fejlestimeringerne, og der er dermed stor spredning fra middelværdien. I dette tilfælde vil det sige, at 95 procent af de beregnede dybder i RGB modellen er fejlestimeret med mellem ca. -52 og 31 cm, mens fejlestimeringerne for modellen baseret på det grønne bånd er mellem -50 og 27 cm. Begge modeller viser dermed stor unøjagtighed, især taget den ret lavvandede vandløbsstrækning i betragtning.

Ved at frasortere alle målepunkter som blev fejlklassificeret i substratanalysen, kan estimeringen af dybdekortlægningen vurderes alene. Middelværdien af fejlestimeringerne er en anelse bedre efter frasorteringen, men standardafvigelseerne er meget lig hinanden, og generelt er der ikke markant forskel mellem resultaterne, se tabel 10.

Fejlestimeringerne fordeler sig således, at områder på dybt vand typisk underestimeres, mens områder på lavt vand typisk overestimeres. Se figur 26 og 27, og evt. bilag XXI for scatterplot heraf.



Figur 26: Fordeling af fejlestimerer indenfor dybdekortlægningen baseret på det grønne bånd.



Figur 27: Fordeling af fejlestimerer indenfor dybdekortlægningen baseret på det røde, grønne og blå bånd.

En opdeling af punkterne indenfor sand, grus og sten viser samme tendens, dog i mindre grad indenfor sten end de øvrige, se bilag XXII.

Overestimeringen af dybden er ikke overraskende i sig selv, da modellen tager udgangspunkt i de rene substrater³⁹, hvilket sjældent stemmer overens med de reelle omstændigheder i Binderup Å. I vandløbet influerer slam, debris, vegetation og de sekundære og tertiære substrater, og ændrer herved DN-værdierne som bruges som input i de to modeller. En frasortering af disse parametre mindsker selvsagt også fejlestimeringerne, men for at estimere hvor godt modellerne estimerer dybder i områder med rene substrater, er det nødvendigt med flere målepunkter, da alle punkter med rene substrater i dette studie er benyttet til udarbejdelsen af de to ligninger. De målepunkter, med rene substrater, der er med i selve dybdekortlægningen viser middelværdier på 0,2 til 0,3 og standardafvigelser omkring 10 cm. Det viser dermed, at det indenfor stikprøven er muligt at estimere dybden i rene substrater med plus minus 20 cm med en 95 procents sikkerhed. Det er dog ikke muligt at vurdere hvorvidt dette også gør sig gældende udenfor stikprøven.

Rent teoretisk ser det dog ud til at estimering af dybder i vandløb er muligt i områder med rene substrater, men rent praktisk har dette studie vist, at der i Binderup Å er for mange andre faktorer som påvirker estimeringen. Den store usikkerhed er særligt problematisk i estimeringen af habitater for ørredyngel, som typisk foretrækker vanddybder omkring 10-20 cm, samt ørreder op til et par år som typisk foretrækker vanddybder på 15-40 cm. Hvis vanddybden på en given lokalitet er 20 cm, vil modellerne med 95 procents sikkerhed estimere vanddybden til mellem ca. 70 cm dybde og 30 cm over vandoverfladen. De to dybdemodeller giver meget sammenlignelige, men ringe resultater, og ingen af dem er derfor at foretrække. Umiddelbart viser resultaterne dog at inddragelse af de to ekstra bånd er overflødige, da det ikke viser øget nøjagtighed, og at estimererne således ligeså vel kan beregnes alene ud fra det grønne bånd.

Resultaterne af dybdekortlægningen viser således, at det ikke er muligt at estimere vanddybderne på vandløbsstrækningen med tilfredsstillende nøjagtighed, og dybdekort tilsvarende de ovenstående er således ikke af værdi indenfor kortlægning af ørredhabitater. Det kan dog ikke afvises, at et bedre kamera med en eller flere sensorer, bl.a. indenfor nærinfrarøde bølglængder, kan frembringe tilfredsstillende estimerer, men med udgangspunkt i et almindeligt RGB kamera på en heterogen vandløbsstrækning, ser det ikke ud til at kunne lade sig gøre.

³⁹ For sten inkl. sekundære og tertiære substrater.

DEL 4

Del 4 er projektets afsluttende del. Her opsamles analyse og diskussion indenfor hhv. kortlægning af substrat og dybde i Binderup Å. Fordele og ulemper ved anvendelse af droner i vandløbskortlægningen diskuteres, og der foretages en afsluttende opsummering og vurdering af mulighederne for at benytte sig af dette indenfor kortlægning af ørredhabitater.

13. DRONERS POTENTIALE INDENFOR KORTLÆGNING AF ØRREDHABITATER

Dette studie er lavet på baggrund af en mindre vandløbsstrækning på ca. 400 m. Der er dog gode muligheder for at øge undersøgelsesområdet, og det er netop dette, som gør droner så interessante. Store kortlægninger er en bekostelig affære, og såfremt det er muligt at opnå tilfredsstillende nøjagtigheder, kan der være et stort potentiale i at skifte de vanlige feltarbejdere ud med en drone og et kamera.

Resultaterne fra denne undersøgelse viser samlede nøjagtigheder på omkring 65 procent i substratkortlægningen og mellem 56 og 88 procent i dybdekortlægningen af de rene substrater. Heri ligger dog store forskelle indenfor forskellige dele af vandløbet samt forskellige aspekter der skal inkluderes i vurderingen af de to kortlægninger.

Eksempelvis er vegetation og skygge de områder, der er kortlagt med størst nøjagtighed i substratanalysen, men det er ligeledes disse områder, der måtte frasorteres i dybdeanalysen, grundet manglende sammenhæng mellem vanddybde og spektral signatur. I dybdekortlægning viste datagrundlaget gode sammenhænge mellem dybden og områder med rene substrater, men til gengæld var estimeringerne af dybderne meget ringe, når denne sammenhæng blev brugt på den resterende vandløbsstrækning.

Nøjagtighederne er dermed af forskellig karakter, og de fleste er forholdsvist beskedne, men selv i tilfælde hvor der er muligt at opnå høje nøjagtigheder, er der mange aspekter, som skal tages højde for før der træffes beslutning om at inkludere droner som dataindsamlingsmetode.

Udover at vandløbet nødvendigvis skal være forholdsvist rent og bunden synlig, har faktorer som dronetype, kamera og sensorer, vejrforhold, lovgivning mv. stor betydning for, hvorvidt dataindsamlingen er mulig, samt kvaliteten af denne.

En af de lovgivningsmæssige restriktioner, der har betydning for store kortlægninger i Danmark, er, at droner ikke må flyves udenfor droneførerens synsvidde. Det er muligt at få særlig tilladelse fra Trafik- og Byggestyrelsen, men det anses som flyvning med forhøjet flyvesikkerhedsmæssig risiko og vil således ikke altid være mulig at få tilkendt (Trafik- og Byggestyrelsen, 2016)⁴⁰. I så fald vil det betyde, at en kortlægning af et helt vandløb eller en længere vandløbsstrækning kræver, at droneføreren følger dronen, også selvom det ellers rent teknisk er muligt at foretage en automatiseret flyvning uden styring fra dronepiloten⁴¹. Rent praktisk kan dette dermed blive en udfordring, som skal tages højde for ved planlægningen af store kortlægningsprojekter.

⁴⁰ En ny bekendtgørelse for flyvning indenfor bymæssig bebyggelse er netop trådt i kraft 1. september 2016, mens bekendtgørelsen vedrørende flyvning med droner udenfor bymæssigt område bliver udarbejdet her i anden halvdel af 2016 (Trafik- og Byggestyrelsen, 2016).

⁴¹ Synsvidden er afgjort af de givne forhold til stede under flyvningen. Dette kan eksempelvis være topologien i landskabet eller vejrforholdene på det givne tidspunkt, og kravet er, at sigtbarheden skal være således, at dronepiloten på alle tidspunkter kan foretage alle nødvendige manøvrer sikkert.

En anden hæmning for de store kortlægninger er dronernes batterilevetid. En drone som den benyttede i dette projekt kan holdes i luften i ca. tyve minutter⁴², før der skal skiftes batteri, hvilket givetvis sætter nogle begrænsninger. Nogle virksomheder har investeret i store droner, der kan trække et strømkabel op til dronen, hvortil der er knyttet en generator, der står på jorden. I forbindelse med vandløbskortlægning, vil dette dog volde problemer, da dronen skal flyttes over større afstande. Der er ingen tvivl om, at droner i fremtiden bliver udstyret med bedre batterier, og at disse med tiden også vil være tilgængelige til en overkommelig pris, men i dag medfører den lave batterilevetid, at store områder skal undersøges over mange dage. Dette kan give udfordringer, hvis vejrforholdene ændres. Sol den ene dag, overskyet den anden og tåge den tredje vil give tre vidt forskellige resultater, som hermed skal analyseres selvstændigt til forskel for én samlet klassifikation.

I dag er droner både tilgængelige og brugervenlige, men da det er teknik, er der mange ting, som kan gå galt og gå i stykker. Viden omkring hvordan dronen skal flyves, for bedst muligt at afdække det ønskede område er essentielt. I denne undersøgelse blev hele den ønskede vandløbsstrækning ikke dækket, da dronen i nogle områder kun blev fløjet langs den ene bred. Herved manglede data fra modsatte vandløbsbred til at fuldføre overflyvningsbilledet. Det kunne være undgået gennem mere viden herom samt en mere systematisk overflyvning. Mange droner kan tilknyttes computerprogrammer såsom *Mission Planner*, hvor droneføreren kan angive undersøgelsesområdet på et kort og her udvælge et start- og slutsted, *home location*, samt en række *waypoints*, som dronen flyver efter. Hermed fastlægges ruten på forhånd, hvilket giver større sikkerhed for, at dronen overflyver hele den ønskede strækning. Dette kan i sig selv være vanskeligt for droneføreren at vurdere i felten. I nærværende projekt har der ikke været mulighed for at tilkoble dronen til et sådant computerprogram, men det vil klart være at foretrække i eventuelle fremtidige flyvninger. Som diskuteret under analysen er tidspunktet for overflyvningen ligeledes vigtigt for både at undgå mest muligt skygge samt spejlrefleksion fra vandoverfladen. Herudover er dronen svær at styre i blæsevejr, hvor der er øget risiko for nedstyrtninger, og hvis der er mange skyer vil disse kunne reflekteres i vandløbs overflade og forstyrre signalet. Der er således mange vejræssige parametre, som skal tages hensyn til, for at dataindsamlingen bliver en succes, og det kan i nogle projekter have store konsekvenser, hvis dataindsamlingen ikke er fyldestgørende første gang eller ikke kan foretages på de planlagte tidspunkter grundet vejrforhold.

Til gengæld gør droner det muligt at indsamle data i svært tilgængelige områder. Hvis det eksempelvis er vanskeligt at færdes i et vandløb eller langs bredden af dette, kan det være en mulighed at indsamle data ved brug af dronen, så længe det blot er muligt at se strækningen. Desuden foregår dataindsamlingen fra distancen, og herved forstyrres habitaterne ikke på samme måde som under traditionelt feltarbejde. Indsamling af manuelt feltdata i vandløb, kan ødelægge mindre habitatområder, ødelægge fiskeæg hvis der ikke tages hensyn til gydebankerne mv., hvilket kan undgås, hvis dataindsamlingen foregår med drone.

⁴² Afhængig af vægten af kameraet og vindpåvirkningen.

Mens nøjagtighederne af substratkortlægningen gav et nogenlunde overblik over strækningens substrater, gav den endelige dybdekortlægning ingen brugbare resultater i forhold til kortlægning af ørredhabiter. Sammenlignet med almindeligt feltdata er resultaterne således meget upræcise. Undersøgelser viser dog at brugen af nærinfrarøde kameraer kan øge nøjagtigheden betydeligt, og selvom feltundersøgelserne i disse tilfælde er mere præcise, er dette jo blot gældende for de områder, hvor de undersøgte transekter befinder sig. Under en traditionel vandløbskortlægning udlægges transekter, hvorefter der interpoleres mellem disse for at estimere områdernes dybde og i nogle tilfælde ligeledes substrat. Der er dermed tilknyttet en usikkerhed, og hvis noget ikke er som formodet, vil det ikke opdages med mindre feltarbejderne selv har noteret yderligere informationer om områderne mellem transekterne, samt opstrøms og nedstrøms lokaliteten. Hvis det er muligt at opnå tilfredsstillende dybdekortlægning ved brug af et nærinfrarødt kamera, vil dette således kunne bidrage med yderligere viden om områderne mellem transekterne. For selvom sikkerheden og detaljeringsgraden der opnås ved feltarbejde er høj, er den begrænset til den specifikke lokalitet, og det er derfor en ringe indikator for, hvad der sker i vandløbet f.eks. opstrøms eller nedstrøms den målte lokalitet. Der er dog en mulighed for at gode billeder fra en drone kan give informationer om både områderne i transekterne, mellem transekterne, og ligeledes på længere strækninger opstrøms og nedstrøms den pågældende vandløbsstrækning. Desuden giver billederne analytikeren et godt overblik over vandløbet, og eventuelle tvivlsområder kan kortlægges og, hvis nødvendigt, efterfølgende undersøges i felten med kendskab til stedets nøjagtige GPS-koordinater. På baggrund af nærværende undersøgelse er det dog væsentligt at understrege at denne ikke giver indikation på, at dette kan give tilfredsstillende resultater indenfor dybdeestimering i små heterogene danske vandløb, blot ved brug af RGB billeder, og det kræver således en nærmere undersøgelse af nøjagtighederne ved inkludering af et eller flere ekstra bånd.

Ifølge Carbonneau og Piégay (2012) har remote sensing indenfor nogle områder større detaljeringsgrad end feltarbejdere, da feltarbejdere ofte samler små lignende områder i større sektioner, f.eks. i et stryg. Såfremt pixelstørrelsen er tilpas lille, kan små områder med eksempelvis mere turbulens eller stille vand differentieres ved brug af remote sensing (Carbonneau & Piégay, 2012a). Med de muligheder kameraer giver i dag, er det formentlig muligt at kortlægge mikro- og mesohabiter ved brug af drone, hvis de øvrige omstændigheder er gode nok. En undersøgelse af hyperspektrale billeder har vist, at det er muligt at kortlægge træ i vandløbet, selvom det ikke kan ses af billederne. Der er i nævnte undersøgelse opstillet en algoritme, som kan opdele billedceller og undersøge steder, hvor træ kun udgør en del af en given pixel (Carbonneau & Piégay, 2012a). Fra analytikerens side kan dette give en forståelse af, at kortlægningen viser træ i områder, hvor der ikke er træ, og det er i tilfælde som dette værd at overveje præmissen for vurderingen af kortlægningerne. For at af- eller bekræfte hvorvidt klassificeringen fra dronebillederne er korrekte, sammenlignes denne med feltdata. Det antages dermed, at feltdataen altid er korrekt. Feltarbejdere kan dog meget vel begå fejl, overse ting og foretage subjektive vurderinger.

Som tidligere beskrevet er målepunkterne afsat i ArcGIS på baggrund af opmålinger af distancen mellem hvert målepunkt og de GPS-punkter, der afmærker transekterne. Først og fremmest er der en lille usikkerhed på GPS-koordinaterne, og det er vanskeligt at sikre, at GPS-punkterne er taget præcis, hvor målebåndet sad. Desuden kunne det ikke fuldstændig undgås, at målebåndet, der blev

spændt ud mellem de to pæle, hang en lille smule på tværs af vandløbet på trods af opstramning, hvilket også giver en lille usikkerhed. Og hernæst udgør den manuelle placering af punkterne i ArcGIS en fejlkilde. Tilsammen kan dette betyde, at nogle af de punkter, der er målt i felten, reelt kan befinde sig en pixel, måske endda mere, fra det punkt der er afsat og klassificeret i ArcGIS. Hvis de to pixels ikke har samme substrat, vil det således anses som en fejlklassifikation, selv i tilfælde hvor klassificeringen er korrekt, og det i stedet er de sammenholdte feltmålte data, der i den sammenhæng er forkerte. Størstedelen af disse fejlkilder kunne være undgået ved at måle GPS-koordinater for alle målepunkter under feltarbejdet, hvilket derfor er at foretrække.

I dette tilfælde er nøjagtighederne beregnet ud fra primærsubstraterne alene. F.eks. er fem ud af de tolv målte områder med cobbles fejlklassificeret. Disse er i stedet klassificeret som sand eller grus. Men undersøges klassificeringen nøjere er der ved et af målepunkterne tilstødende pixels, som er klassificeret som cobbles. I tre af de fejlklassificerede målepunkter er det klassificerede substrat også beskrevet som sekundær substrat i punktet, og i det sidste fejlklassificerede målepunkt er begge af disse tilfælde opfyldt. Det vil sige, at alle de fejlklassificerede målepunkter enten kan henføres til deres sekundære substrat eller også kan der principielt stilles spørgsmålstegn ved om målepunktet ligger indenfor den korrekte pixel, da en eller flere af de omkringliggende naboceller er klassificeret i henhold til målepunktets reelle substrat.

Den manuelle klassificering, efter den unsupervised substratklassifikation, udgør ligeledes en fejlkilde. Denne klassificering er baseret på billederne fra vandløbet, men er i sidste ende afgjort af analytikerens subjektive vurdering. I tilfælde hvor mere end én substrattype er tilstede i en klasse, er det analytikeren, der afgør hvilken kategori, der er mest dominerende indenfor klassen, og således kategoriserer den herefter. Dette kan være vanskeligt at bedømme, og der kan derfor træffes beslutninger, som i sidste ende frembringer en dårligere klassifikation. I dette projekt er det bl.a. forsøgt afhjulpet ved at opdele vandløbet i to sektioner, så stryget, som adskiller sig fra det resterende vandløb, er klassificeret for sig selv. Dette er i andre forskningsprojekter gjort med succes, men i dette tilfælde var der ingen nævneværdig forbedring af klassifikationens nøjagtighed. Nogle af disse fejlkilder kan minimeres, men de kan ikke fjernes, og det er vigtigt at være opmærksom på, at en fejlklassificering kan skyldes mange forskellige årsager.

Det samme gælder imidlertid også det omvendte scenarie. Hvis eksempelvis en given vandløbsbund består af sand, grus, sten og vegetation, og alle pixels i vandløbet bliver tildelt en tilfældig af disse kategorier, vil der rent statistisk være en fjerdedel sandsynlighed for, at en given pixel får tildelt en substrattype, som er tilsvarende substratet i punktet. I et projekt som dette er det derfor vigtigt at huske, at blot fordi det ser godt ud, betyder det ikke nødvendigvis, at det er korrekt, ligeså vel som blot fordi det ser forkert ud, betyder det ikke nødvendigvis, at det er forkert.

Hvis et vandløb undersøges flere gange, og der med tiden ses forandringer i klassificeringen, kan det enten skyldes reelle forandringer i vandløbet, eller det kan være resultatet af en eller flere fejl, såsom eksempelvis dårligt udlagte kontrolpunkter, fejlklassificeringer, skyggekastning eller lignende. Det er dermed vigtigt at undersøge, om der kan være andre grunde til, at det genererede materiale ser ud, som det gør.

I substratanalysen fremgik det bl.a., at sandområder med slam ofte blev karakteriseret som groft substrat eller mørk vegetation. I en karakterisering af ørredhabitater er der stor forskel på, hvorvidt bunden består af groft substrat eller af sand og slam, da dette kan udgøre forskellen på, om området klassificeres som et habitat eller ej. På samme vis er dybden overestimeret i områder med slam, og dette viser dermed vigtigheden af at stille sig kritisk overfor disse resultater. Giver det mening, at der er dybt i disse områder? Passer det f.eks. med et høl? Hvordan ser resten af transektet ud, og hvad med området lige før og efter? Hvordan er vandløbsbredden? Hvis ikke disse ting stemmer overens, kan det skyldes slam eller debris på bunden, sammenkittet organisk materiale, en stor sten, mørk vegetation, skygge eller noget helt andet. For at få det fulde udbytte af en sådan kortlægning er det derfor vigtigt med en vis erfaring, da der ellers er risiko for fejlfortolkning.

Herudover er det vigtigt at være opmærksom på dronens begrænsninger. Det er eksempelvis ikke muligt at undersøge, hvad der er under det åbenlyse substrat. Der kan være blød bund eller fast bund, grus eller mudder, og det er heller ikke muligt at se de underskårne brinker. Såfremt billedkvaliteten er god, og der ikke er overhængende brinkvegetation, er det måske muligt at ane, hvorvidt en brink er underskåret eller ikke, men i langt de fleste tilfælde kan billederne ikke give information herom. I Binderup Å er der mange underskårne brinker, og det samme er tilfældet på den undersøgte strækning. I nogle få tilfælde var der underskåret en halv meter ind under brinken, hvilket udgør et perfekt skjulested og standplads for ørreder. For at få viden om disse habitater er det derfor nødvendigt at undersøge vandløbet gennem traditionelt feltarbejde, da det ikke kan gøres ved brug af droner.

På nuværende tidspunkt har feltarbejde stadig stor betydning for resultaterne fra dronen. Det er via nærbilleder muligt at se, hvilken type substrat der er på vandløbsbunden og således klassificere herefter, men det er anderledes vanskeligt mht. dybdekortlægningen, som stadig kræver traditionelt feltarbejde som sammenligningsgrundlag. Da der dermed alligevel skal indsamles feltarbejde, giver dataindsamling med droner kun mening, såfremt den rumlige ustrækning af kortlægningen overstiger det, som feltarbejderne, uden det store besvær, forventes selv at kunne kortlægge. Hvis omstændighederne omkring et givent vandløb er således, at kortlægning ved drone er en mulighed, er det generelt gældende, at jo større et område der er tale om, og jo flere målinger der skal foretages over tid, jo mere attraktivt er det at benytte remote sensing.

Billeder af høj opløsning giver udover et godt overblik også mulighed for at kvantificere data ved brug af værktøjerne i ArcGIS eller andre programmer. Der kan f.eks. søges på områder over en vis dybde eller udpeges områder kun med sten. Forskellige sammenhænge kan herved undersøges, og det hele kan vises visuelt på et kort, hvilket gør det meget overskueligt for både analytikeren selv samt andre interessenter.

I dette studie har det været vanskeligt at skelne særligt de grove substrater fra hinanden, men ved brug af flere bånd og/eller med værktøjer der kan analysere former og tekstur, forventes nøjagtigheden at kunne øges markant. Herved kan områder med store sten, træ eller gydegrus beregnes, og et eventuelt behov for udlægning af dette kan estimeres. En undersøgelse lavet af de danske fysiske indeks; DMU-indekset og Århus-indekset viste bl.a., at det er svært gennem traditionelt feltarbejde at vurdere stendækning i felten. Sten forekommer oftest sporadisk fordelt i

vandløb og sjældent i store grupper, og det gør det således vanskeligt at vurdere, hvor stor en procentdel stenene udgør i vandløbet (Pedersen, et al., 2006). På samme måde er det som feltarbejder nemt at se, om der er sand til stede eller ej, men det er svært at vurdere, hvor stor en andel dette udgør af den pågældende strækning (Pedersen, et al., 2006). Det kunne således være interessant at undersøge forskellen mellem denne type feltestimater, og de estimer der kan laves ved brug af remote sensing. Selvom resultaterne fra dette studies substratanalyse kun giver en samlet nøjagtighed i de undersøgte punkter på 65 procent, kan de formentlig i flere tilfælde hamle op med de subjektive skøn som de traditionelle vurderinger beror på. Ved brug af droner kan nogle af de subjektive vurderingsprocesser gøres objektive, hvilket kan forbedre sammenligningsgrundlaget og formentlig også i nogle tilfælde øge nøjagtigheden af vandløbskortlægningen.

Herudover er de teknologiske fremskridt store. Alle de egenskaber mennesker har i form af at kunne observere og kategorisere farve, lysniveau, tekstur, form, størrelse, skygger, rumlig kontekst med videre er alle egenskaber som bruges i forbindelse med den manuelle kategorisering. Jo flere af disse egenskaber der kan inkorporeres i et computersystem, jo mere præcist vil det være i stand til at kortlægge et vandløb. I nærværende undersøgelse bruger algoritmerne i ArcGIS blot farvernes værdier til at klassificere substrattyperne, men nye værktøjer kan skelne former og inkludere viden om heterogenitet/homogenitet i vandløb. Disse værktøjer formodes derfor, at kunne øge nøjagtigheden betydeligt. Hermed kan gydebanks, skjulesten og forskellige planter kortlægges, og substratkortlægningen til bestemmelse af ørredhabitater ligger dermed lige for. Anvendelse af hyperspektrale sensorer indenfor særligt det røde og nærinfrarøde bånd åbner desuden muligheden for at foretage mere nøjagtige dybdekortlægninger. Mange af værktøjerne er opfundet, men der mangler et godt og tilgængeligt program, som samler disse værktøjer, og gør det muligt at benytte i forbindelse med vandløbskortlægning og kortlægning af natur i det hele taget.

Som nævnt er nøjagtighederne i dybdekortlægningen for ringe til at kunne benyttes til kortlægning af ørredhabitater, og dette tyder også på at det generelt er mere vanskeligt at vurdere dybde end substrat. Det giver dermed større usikkerhed for, hvorvidt droner kan benyttes indenfor dette felt, men der er dog som tidligere nævnt også udenlandske studier, som viser nogenlunde resultater ved brug af multi- og/eller hyperspektrale kameraer. Der er givetvis stor forskel på store udenlandske floder og de små danske vandløb, og ud fra resultaterne af nærværende studie ser det også ud til at der er lang vej igen, før det er muligt at skabe tilfredsstillende dybdeestimer. Ikke desto mindre ser der dog ud til at være et potentiale, som er værd at undersøge i danske vandløb ved brug af sensorer der kan måle længere bølgelængder.

Kortlægninger af strømhastigheder i vandløb ser stadig ud til at være særdeles vanskeligt, men såfremt det på et tidspunkt bliver muligt at foretage præcise dybdeestimeringer, kan dette sammen med estimeringer af vandløbsbredden give grundlag for modellering af vandløbet og i sidste ende måske også modellering af strømhastigheder i vandløbene. Med de store teknologiske fremskridt er der dermed på trods af de beskedne resultater i dette projekt gode grunde til at forblive optimistisk.

Det er dog vigtigt at huske på at store kortlægninger giver store datasæt, som tager lang tid at behandle, og her gælder også at jo højere opløselighed, jo mere tidskrævende er databehandlingen.

Desuden kræver detaljerede kortlægninger ofte ekstrabehandling af data, ligesom det er blevet gennemgået i dette projekt. Remote sensing og kortlægning ved brug af droner kan dermed ligefrem være meget besværligt og ufordelagtig og i mange projekter vil det nemmeste være at udelade dette, da tidsbesparingen vil være minimal eller ikke eksisterende. Brugen af droner er et spørgsmål om skala, økonomi, behovet for at kvantificere en stor mængde data, behovet for lokal præcision, erfaring og ekspertise til at få det rigtige udbytte samt meget andet. Droner egner sig dermed kun til nogle typer projekter. Der er herunder klare begrænsninger i forhold til lokalisering af underskårne brinker og på nuværende tidspunkt også estimering af dybder og strømhastigheder i vandløbet, og droner kan således ikke erstatte feltarbejde, men det kan i store projekter vise sig at være et godt supplement hertil. På nuværende tidspunkt er anvendelsen af droner indenfor vandløbskortlægningen endnu i sin spæde start, men med den teknologiske udvikling er der et stort potentiale indenfor anvendelsen af droner i ørredhabitatkortlægning, formentlig både i henhold til substrat- og dybdekortlægning.

14. KONKLUSION

Dette studie er et bidrag til et nyt og forholdsvis udforsket forskningsfelt og søger svar på, hvor nøjagtigt droner kan kortlægge substrat og dybder i vandløb, samt hvorvidt dette kan benyttes indenfor ørredhabitatkortlægning. Med udgangspunkt i en ureguleret vandløbsstrækning i Binderup Å, er dronedata om vandløbets refleksion af lys indenfor hhv. det røde, grønne og blå bånd sammenholdt med feltdata vedrørende strækningens substrat og vanddybder.

Substratanalysen er foretaget ved brug af værktøjet *unsupervised classification* i ArcGIS, som gav en kortlægning af strækningens substrat med en samlet nøjagtighed på ca. 65 procent. Kortlægningen viste bl.a., at vandløbselementer som blot udgør en mindre andel af de samlede substrater blev henført til blandede klasser af værktøjets algoritmer, og dermed ikke kunne klassificeres i egne kategorier. Dette gjaldt områder med mudder, boulders, sammenkittet organisk materiale og til dels også fint sand. Særligt den manglende kortlægning af boulders er problematisk i henhold til ørredhabitat, da disse udgør vigtige skjulesteder for ørreder.

Substratklassificeringen af hele vandløbsstrækningen viste desuden, at områder med skygge samt lys og mørk vegetation kunne kortlægges med 85-90 procents nøjagtighed, sand med 72 procent, groft grus med 30 procent og cobbles med 58 procents nøjagtighed. En opdeling af vandløbet i to delstrækninger viste, at stryget alene kunne kortlægges med en nøjagtighed på ca. 60 procent, mens kortlægningen af den resterende vandløbsstrækning havde en nøjagtighed på ca. 70 procent. Indbyrdes i substratkategorierne var der større udsving, som primært skyldes det spinkle datasæt med få målepunkter indenfor nogle kategorier. Klassificeringen af de to opdelte delstrækninger viste dog ingen markante forbedringer af nøjagtigheden sammenlignet med den samlede klassificering af hele vandløbsstrækningen.

Kortlægningen viste desuden, at sandområder med vegetation til stede ofte blev klassificeret som et vegetationsområde frem for et sandområde. Herudover var områder med slam kilde til mange fejlklassificeringer, hvor sand blev klassificeret som groft substrat eller mørk vegetation. I kortlægningen fremstår disse områder således som særligt velsete substrater i relation til ørredhabitat, uden at dette reelt gør sig gældende på lokaliteten i vandløbsstrækningen. De spektrale værdier, for hhv. sand med slam vs. groft substrat og mørk vegetation, viser kun begrænsede forskelle.

Generelt er der mange usikkerheder forbundet med substratklassificeringen, og dette studie tyder dermed på, at det er nødvendigt at inddrage yderligere udstyr i form af et bedre kamera, flere sensorer og evt. andre analyseværktøjer for at opnå resultater der på tilfredsstillende vis kan benyttes til kortlægning af ørredhabitat.

I dybdekortlægningen viste korrelationsanalyserne at slam, debris og vegetation generelt svækkede korrelationerne, og de stærkeste korrelationskoefficienter sås således primært mellem dybden og de rene substrater. Der var ingen overbevisende sammenhænge mellem dybden og refleksionen i de tre bånd indenfor vegetationsområder, og disse områder blev derfor ikke inkluderet i dybdekortlægningen. Der blev lavet regressionsanalyser på ren sand, ren grus og sten inkl. sekundære og tertiære substrater. Analyserne viste multikollinearitet mellem de uafhængige variabler, og ud over en dybdekortlægning baseret på alle tre bånd, blev der derfor også lavet en

dybdekortlægning udelukkende baseret på data fra det grønne bånd. Dette grønne bånd havde determinationskoefficienter på 0,54, 0,81 og 0,82 indenfor hhv. substraterne sand, grus og sten, mens den samlede regressionsanalyse for RGB båndene viste determinationskoefficienter på hhv. 0,56, 0,86 og 0,83. Disse forklaringsgrader er dog baseret på de rene substrater, og ved at overføre de hertil knyttede ligninger på hele vandløbsstrækningen gav det store usikkerheder. Generelt var der en stærk tendens til, at lokaliteter på dybt vand blev underestimeret, mens områder på lavt vand blev overestimeret. Middelværdien af alle fejlestimer, dvs. forskellen mellem den reelle og den estimerede dybde, var ca. 11 cm for begge kortlægninger. De to dybdemodeller gav meget sammenlignelige, men også ringe resultater, og ingen af dem var derfor at foretrække. Resultaterne viste dog, at inddragelse af det røde og blå bånd i dette tilfælde var overflødigt, da det ikke øgede nøjagtigheden af kortlægningen. Standardafvigelsen for fejlestimerne lå på omkring 20 cm, hvilket betyder, at en given dybde med 95 procents sikkerhed vil give estimerer der ligger indenfor et interval på ca. -50 til +30 cm fra den reelle vanddybde. I relation til kortlægning af ørredhabiter er dette langt fra tilfredsstillende, da ørreder, særligt de under ca. to år, har meget specifikke krav til de foretrukne vanddybder. Billedmaterialet fra dronen kan dermed ikke benyttes til at kortlægge dybden i vandløbsstrækningen, og det formodes at lignende problematikker, som de ovenfor nævnte, vil opstå såfremt et studie foretages på en lignende vandløbsstrækning. På baggrund af dette projekt kan det således ikke anbefales at benytte droner med RGB kamera til dybdeestimering i små og heterogene vandløb. På vandløbsstrækninger primært bestående af rene substrater, eksempelvis en længere sandstrækning uden slam, kan denne metode potentielt benyttes.

Selvom resultaterne af denne undersøgelse ikke er prangende for hverken substrat- eller dybdekortlægningen, er der dog markante teknologiske fremskridt, som kan skabe et stort potentiale for brugen af droner. Ved at udskifte GoPro kameraet til et multispektralt kamera forventes nøjagtigheden at kunne øges betydeligt. Herudover er der udarbejdet computerværktøjer som bl.a. kan skelne former og inkludere viden om vandløbs heterogenitet, hvilket er særligt fordelagtigt indenfor substratkortlægning. Forskningen indenfor kortlægning med droner er dermed i stor udvikling og det formodes derfor, at droner i fremtiden vil kunne blive et meget nyttigt redskab indenfor ørredhabitat kortlægning og vandløbskortlægning i det hele taget.

15. BIBLIOGRAFI

- Allan, J. D. & Castillo, M. M., 2007. *Stream Ecology - Structure and Function of Running Waters*. Second Edition red. s.l.:Springer.
- Andersen, U., 2012. Kampen om kloakkerne stopper aldrig. *Ingeniøren*, 29 12.
- Bachman, R. A., 1984. Foraging Behavior of Free-Ranging Wild and Hatchery Brown Trout in a Stream. *Transactions of the American Fisheries Society*, 113(1), pp. 1-32.
- Balstrøm, T., Jacobi, O. & Bodum, L., 2010. *Bogen om GIS og Geodata*. 1. udgave 2. oplag red. s.l.:Forlaget GIS og Geodata.
- Bergeron, N. & Carbonneau, P. E., 2012. Geosalar: Innovative Remote Sensing Methods for Spatially Continuous Mapping of Fluvial Habitat at Riverscape Scale. I: P. E. Carbonneau & H. Piégay, red. *Fluvial Remote Sensing for Science and Management*. s.l.:Wiley-Blackwell, pp. 193-213.
- Bjerklie, D. M., 2007. Estimating the bankfull velocity and discharge for rivers using remotely sensed river morphology information. *Journal of Hydrology*, 341(3-4), pp. 144-155.
- Baatrup-Pedersen, A. & Larsen, S. E., 2013. *Udvikling af planteindeks til brug i danske vandløb, Vurdering af økologisk tilstand (Fase 1), Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 60*, s.l.: Aarhus Universitet, Institut for Bioscience.
- Carbonneau, P. E., 2005. The threshold effect of image resolution on image-based automated grain size mapping in fluvial environments. *Earth Surface Processes and Landform*, 30(13), pp. 1687-1693.
- Carbonneau, P. E., Bergeron, N. E. & Lane, S. N., 2005. Texture-based image segmentation applied to the quantification of superficial sand in salmonid river gravels. *Earth Surface Processes and Landforms*, Årgang 30, pp. 121-127.
- Carbonneau, P. E. & Piégay, H., 2012a. *Fluvial Remote Sensing for Science and Management - Advancing river restoration and management*. s.l.:Wiley-Blackwell.
- Carbonneau, P. E. & Piégay, H., 2012b. Introduction: The growing Use of Imagery in Fundamental and Applied River Sciences. I: *Fluvial Remote Sensing for Science and Management - Advancing river restoration and management*. s.l.:Wiley-Blackwell, pp. 1-18.
- Clausen, B., Olsen, M., Pedersen, S. & Pedersen, M. L., 2006. *Habitatmodellering i Ledreborg Å. Effekten på ørred ved reduceret vandføring. Faglig rapport fra DMU, nr. 580*, s.l.: Danmarks Miljøundersøgelser.
- COWI A/S, 2014. *Danmarks Digitale Ortofoto*. [Online]
Available at:
<http://www.cowi.dk/menu/service/Geografiskinformationogit/Kortoggeodataprodukter/Ortofotos/dd>

[o2014/Documents/DDO2014_Produktblad_Low_Resolution.pdf](#)

[Senest hentet eller vist den 28 04 2016].

Dalgaard, T., Guul-Simonsen, F., Kjeldsen, C. & Liboriussen, T., 2009. Det moderne landbrug. I: *Modernitetens verden: tiden, videnskab, historien og kunst*. s.l.: Aarhus Universitetsforlag, pp. 423-441.

Dansk Standard, 2005. *Vandundersøgelse - Bestemmelse af mængden af suspenderet stof - Metode med filtrering gennem glasfiberfiltre, DS/EN 872, 2. udgave*, København: Dansk Standard.

Davie, T., 2002. *Fundamentals of hydrology*. s.l.: Routledge.

DCE, 2015. *Brug af Dansk Vandløbsplante Indeks i små danske vandløb*, s.l.: Aarhus Universitet, Nationalt Center for Miljø og Energi, Naturstyrelsen.

DMU, 2004. *Anvendelse af Vandrammedirektivet i danske vandløb, Faglig rapport fra DMU, nr. 499*, s.l.: Danmarks Miljøundersøgelser & Miljøministeriet.

DroneDeploy, u.d. *Resolution*. [Online]

Available at: <http://support.dronedeploy.com/docs/resolution>

[Senest hentet eller vist den 21 08 2016].

DroneMapper, 2015. *DroneMapper Aerial Imagery Processing and Photogrammetry*. [Online]

Available at: <https://dronemapper.com/guidelines>

[Senest hentet eller vist den 11 04 2016].

Dronesolo, u.d. *Dronesolo, DJI Phantom 2 Quadcopter*. [Online]

Available at: <http://dronesolo.com/product/dji-phantom-2-quadcopter-v2-0-bundle-3-axis-zenmuse-h4-3d-gimbal-for-gopro-hero-4-black-white/http://dronesolo.com/product/dji-phantom-2-quadcopter-v2-0-bundle-3-axis-zenmuse-h4-3d-gimbal-for-gopro-hero-4-black-white/>

[Senest hentet eller vist den 21 08 2016].

Dronie, u.d. *Kortlægning med drone*. [Online]

Available at: <http://www.dronie.dk/kortlaegning-med-drone/>

[Senest hentet eller vist den 21 08 2016].

ESRI, 2016. *ArcGIS Desktop, Iso Cluster Unsupervised Classification*. [Online]

Available at: <http://pro.arcgis.com/en/pro-app/tool-reference/spatial-analyst/iso-cluster-unsupervised-classification.htm>

[Senest hentet eller vist den 30 08 2016].

Europa-Parlamentet og Rådet for Den Europæiske Union, 2000. *Europa-Parlamentets og Rådets Direktiv 2000/60/EF af 23. oktober 2000 om fastlæggelse af en ramme for Fællesskabets vandpolitiske foranstaltninger*, s.l.: EU.

Fausch, K. D., Torgersen, C. E., Baxter, C. V. & Li, H. W., 2002. Landscapes to Riverscapes: Bridging the Gap between Research and Conservation of Stream Fishes. *Bioscience*, 52(6), pp. 483-498.

- Flener, C., Lotsari, E., Alho, P. & Käyhkö, J., 2012. Comparison of empirical and theoretical remote sensing based bathymetry models in river environments. *River Research and Applications*, Årgang 28, pp. 118-133.
- Fog, K., 2004. *Økologi - en grundbog*. 1. udgave red. s.l.:Gads forlag.
- Folketinget, 2009. *Bekendtgørelse af lov om miljømål m.v. for vandforekomster og internationale naturbeskyttelsesområder (Miljømålsloven)*. [Online]
Available at: <https://www.retsinformation.dk/forms/r0710.aspx?id=175916>
[Senest hentet eller vist den 07 01 2016].
- Fonstad, M. A. & Marcus, W. A., 2005. Remote sensing of stream depths with hydraulically assisted bathymetry (HAB) models. *Geomorphology*, 72(1-4), pp. 107-120.
- Gordon, N. D. et al., 2004. *Stream Hydrology - An Introduction for Ecologists*. Second Edition red. s.l.:Hohn Wiley & Sons, LTD.
- Græsbøll, P., Robinson, C. & Kronvang, B., 1989. *Etablering af gydebanks i vandløb. Teknisk rapport nr. 22*, s.l.: Miljøstyrelsens Ferskvandslaboratorium.
- Heggenes, J., 1988. Effects of Short-Term Flow Fluctuations on Displacement of, and Habitat Use by, Brown Trout in a Small Stream. *Transactions of the American Fisheries Society*, 117(4), pp. 336-344.
- Heggenes, J., 1996. Habitat selection by brook trout (*Salmo trutta*) and young atlantic salmon (S. SALAR) in streams: Static and dynamic hydraulic modelling. *Regulated Rivers Research & Management*, 12(23), pp. 155-169.
- Henze, M., Sørensen, P. E. & Petersen, G., 2014. Spildevandsrensning i Danmark 1969-2014. *Vand & Jord*, 04 12, Issue 4, pp. 160-167.
- Holm, M. K., 2013. *Plan for fiskepleje i Binderup Å, Faglig rapport nr. 24*, s.l.: DTU Aqua, Institut for Akvatiske Ressourcer, Sektion for Ferskvandsfiskeri og -økologi.
- Jacobsen, P., 2014. *Satellitter og kortlægning fra rummet*, s.l.: s.n.
- Jensen, J. R., 2007. *Remote Sensing of the Environment. An Earth Resource Perspective..* Second Edition red. s.l.:Pearson Education Inc.
- Jones, H. G. & Vaughan, R. A., 2010. *Remote sensing of vegetation. Principles, Techniques, and Applications*. s.l.:Oxford University Press.
- Jowett, I. G., 2004. *PHYHABSIM River Hydraulics and Habitat Simulation. Software Manual.*, s.l.: s.n.
- Keranen, K. & Kolvoord, R., 2014. *Making Spatial Decisions using GIS and Remote Sensing. A Workbook*. First edition red. s.l.:Esri Press Academic.

- Kirk, J. T. O., 2003. The vertical attenuation of irradiance as a function of the optical properties of the water. *Limnology and Oceanography*, 48(1), pp. 9-17.
- Kristensen, E. A. et al., 2014. *Dansk Fiskeindeks For Vandløb (DFFV)*, s.l.: Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi.
- Kristiansen, S. M. & Kronvang, B., 2011. Mange bække små - lavbundsjord og oversvømmelser. *Aktuel Naturvidenskab*, 02, pp. 28-31.
- Kronvang, B., 2001. *Habitatmodeller*, s.l.: Danmarks Miljøundersøgelser, Afd. for Vandløbsøkologi.
- Legleiter, C. J. & Fonstad, M. A., 2012. An Introduction to the Physical Basis for Deriving River Information by Optical Remote Sensing. I: P. E. Carbonneau & H. Piégay, red. *Fluvial Remote Sensing for Science and Management*. s.l.:Wiley-Blackwell, pp. 43-69.
- Legleiter, C. J., Roberts, D. A., Marcus, W. A. & Fonstad, M. A., 2004. Passive optical remote sensing of river channel morphology and in-stream habitat: Physical basis and feasibility. *Remote Sensing of Environment*, 93(4), pp. 493-510.
- Lejot, J. et al., 2007. Very high spatial resolution imagery for channel bathymetry and topography from an unmanned mapping controlled platform. *Earth Surface Processes and Landforms*, 32(11), pp. 1705-1725.
- Madsen, S. & Debois, P., 2006. *Vandløbsrestaurering i Danmark*, s.l.: Storstrøms Amt, Teknik og Miljøforvaltningen 2006.
- Marcus, W. A., 2002. Mapping of stream microhabitats with high spatial resolution hyperspectral imagery. *Journal of Geographical Systems*, 4(1), pp. 113-126.
- Marcus, W. A. & Fonstad, M. A., 2008. Optical remote mapping of rivers at submeter resolutions and watershed extents. *Earth Surface Processes and Landforms*, Issue 33, pp. 4-24.
- Marcus, W. A., Fonstad, M. A. & Legleiter, C. J., 2012. Management Applications of Optical Remote Sensing in the Active River Channel. I: P. E. Carbonneau & H. Piégay, red. *Fluvial Remote Sensing for Science and Management*. s.l.:Wiley-Blackwell, pp. 19-41.
- Marcus, W. A. et al., 2003. High spatial resolution, hyperspectral (HSRH) mapping of in-stream habitats, depths, and woody debris in mountain streams. *Geomorphology*, 55(1-4), pp. 363-380.
- Miljøministeriet, 2003. *Natur og Miljø*, s.l.: Miljøstyrelsen.
- Miljøstyrelsen, 1983. *Den nye vandløbslov*, København K.: Miljøstyrelsen.
- Miljøstyrelsen, u.d. *Vandmiljøplanerne - et historisk overblik*. [Online] Available at: <http://mst.dk/borger/landbruget-miljoeet/baeredygtighed-i-landbruget/vandmiljoeplanerne-et-historisk-overblik/> [Senest hentet eller vist den 07 01 2016].

- Mobrand, L. E., Lichatowich, J. A., Lestelle, L. C. & Vogel, T. S., 1997. An approach to describing ecosystem performance "through the eyes of salmon". *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 54(12), pp. 2964-2973.
- Montgomery, D. R., 1999. Process Domains and the River Continuum. *Journal of the American Water Resources Association*, 35(2), pp. 397-410.
- Naturstyrelsen, 2011. *Virkemiddelkatalog*, s.l.: Miljøministeriet.
- Naturstyrelsen, 2014. *Bedre vandmiljø - hvorfor vandområdeplaner*, s.l.: Miljøministeriet.
- Naturstyrelsen, u.d. *Seværdigheder i Vokslev Kalkgrav*. [Online]
Available at: <http://naturstyrelsen.dk/naturoplevelser/naturguider/vokslev-kalkgrav/sevaerdigheder/>
[Senest hentet eller vist den 16 03 2016].
- Naturturst, 2015. *Naturturst Nordjylland*. [Online]
Available at: http://www.naturturst.dk/vokslev/hule_moelle.htm
[Senest hentet eller vist den 17 03 2016].
- Nielsen, J., 1995. *Fiskenes krav til vandløbenes fysiske forhold. Et udvalg af eksisterende viden. Miljøprojekt nr. 293*, s.l.: Miljøstyrelsen.
- Nielsen, J., 1997. *Ørreden som miljøindikator - Miljønyt nr. 24*, København K: Miljø- og Energiministeriet, Miljøstyrelsen.
- Nielsen, J., u.d. *Naturgenopretning for fisk i danske vandløb*. [Online]
Available at: <http://naturstyrelsen.dk/media/nst/Attachments/S22.pdf>
[Senest hentet eller vist den 18 04 2016].
- Nielsen, J., Sivebæk, F. & Baktoft, H., 2016. *Ørred og laks er nu "miljøindikatorer"*. [Online]
Available at: http://www.fiskepleje.dk/Nyheder/2016/03/Oerreden-er-nu-miljoindikator?id=b71e2a39-0c79-4e49-b865-9966a330b99b&utm_source=newsletter&utm_medium=mail&utm_campaign=10-03-2016-Nyhedsbrev
[Senest hentet eller vist den 27 04 2016].
- Nielsen, K., Søndergaard, M. & Friberg, N., 2005. God miljøkvalitet i søer og vandløb. *Aktuel Naturvidenskab - Vandmiljø*, 01, pp. 17-20.
- Niras, u.d. *Droner*. [Online]
Available at: <http://www.niras.dk/forretningsomraader/gis-geodata-og-automation/kortlaegning/droner.aspx>
[Senest hentet eller vist den 21 08 2016].
- Nordjyllands Amt, 2003. *Geologisk cykelrute i Himmerland*. [Online]
Available at: http://www.roldskov.info/Files/Billeder/Kort/kortbord_Geologisk_Set.pdf
[Senest hentet eller vist den 20 03 2016].

- Orbicon, 2008. *Okkerværktøjskasse*, s.l.: Miljøcenter Ribe og Ringkøbing.
- Ovesen, N. B. et al., 2000. *Afstrømningsforhold i danske vandløb. Faglig rapport fra DMU nr. 340*, s.l.: Danmarks Miljøundersøgelser.
- Pedersen, M. L., Baattrup-Pedersen, A. & Wiberg-Larsen, P., 2007. *Økologisk overvågning i vandløb og på vandløbsnære arealer under NOVANA 2004-2009. Teknisk anvisning fra DMU nr. 21*, s.l.: Danmarks Miljøundersøgelser.
- Pedersen, M. L., Sode, A., Kaarup, P. & Bundgaard, P., 2006. *Fysisk kvalitet i vandløb. Test af to danske indices og udvikling af et nationalt indeks til brug ved overvågning i vandløb. Faglig rapport fra DMU nr. 590*, s.l.: Danmarks Miljøundersøgelser.
- Pedersen, S. & Sivebæk, F., 2015. *Sandvandring - Biologisk effekt af sand i vandløb*. [Online] Available at: http://www.fiskepleje.dk/vandloeb/restaurering/sandvandring/sandvandring_udvidet.aspx [Senest hentet eller vist den 24 04 2016].
- Pidwirny, M. & Jones, S., 2010. *Fundamentals of Physical Geography. Introduction to Remote Sensing*. [Online] Available at: <http://www.physicalgeography.net/fundamentals/2e.html> [Senest hentet eller vist den 22 06 2016].
- Pozdnyakov, D. & Grassl, H., 2003. *Colour of Inland and Coastal Waters. A Methodology for its Interpretation*. Marine Science and Coastal Management: Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- Rasmussen, G., 2000. Fiskepleje i Vandløb. *Fisk og Hav*, Issue 51, pp. 36-45.
- Rasmussen, G., 2015. *Ørred - bækørred, søørred og havørred*. [Online] Available at: <http://www.fiskepleje.dk/Fiskebiologi/oerred#Smoltificering> [Senest hentet eller vist den 17 04 2016].
- Sand-Jensen, K., 2013. *Naturen i Danmark - De ferske vande*. s.l.:Gyldendal.
- Sand-Jensen, K. & Lindegaard, C., 2004. *Ferskvandsøkologi*. København K: Gyldendal A/S.
- Schlosser, I. J. & Angermeier, P. L., 1995. Spatial variation in demographic processes of lotic fishes: Conceptual models, empirical evidence and implications for conservation. *American Fisheries Society Symposium*, Årgang 17, pp. 392-401.
- Sivebæk, F., 2013. *Sådan laver man en plan for fiskepleje*. [Online] Available at: http://www.fiskepleje.dk/vandloeb/udsætning/oerred/saadan_laves_en_plan.aspx [Senest hentet eller vist den 08 03 2016].
- Sivebæk, F., DTUAqua & Svarer, M., 2012. *Vandløbspleje giver flere ørred*. [Online] Available at: <http://www.fiskogfri.dk/artikler/vandloebpleje-giver-flere-orred/> [Senest hentet eller vist den 23 03 2016].

Stenberg, B., Rossel, R. A. V., Mouazen, A. M. & Weterlind, J., 2010. Visible and Near Infrared Spectroscopy in Soil Science. *Advances in Agronomy*, Årgang 107, pp. 163-215.

Stubager, R. & Sønderskov, K. M., 2011. *Forudsætninger for lineær regression og variansanalyse efter mindste kvadraters metode*, s.l.: Institut for statskundskab, Aarhus Universitet.

Trafik- og Byggestyrelsen, 2016. *Droneregler*. [Online]

Available at:

<http://www.trafikstyrelsen.dk/da/~link.aspx?id=20BA60F4CC044ADDACFCE16F1359D230&z=z>

[Senest hentet eller vist den 11 08 2016].

Turner, M. G., Gardner, R. H. & O'Neill, R. V., 2001. *Landscape ecology in theory and practice - pattern and process*. s.l.:Springer.

Universitaet Stuttgart, 2015. *CASiMiR Computer Aided Simulation Model for Instream Flow and Riparia*. [Online]

Available at: http://www.casimir-software.de/ENG/aufbau_eng.html

[Senest hentet eller vist den 20 08 2016].

WaterFrame, 2003. *Fisk og naturkvalitet i vandløb*, s.l.: Danmarks Miljøundersøgelser.

Wentworth, C. K., 1922. A scale of Grade and Class Terms for Clastic Sediments. *The Journal of Geology*, 30(5), pp. 277-392.

Wiberg-Larsen, P. & Kronvang, B., 2015. *Dansk Fysisk Indeks DFI - Teknisk anvisning*. [Online]

Available at:

<http://bios.au.dk/fileadmin/bioscience/Fagdatacentre/Ferskvand/V05FysiskIndeksVer.2.2Final.pdf>

[Senest hentet eller vist den 19 04 2016].

Winterbottom, S. J. & Gilvear, D. J., 1997. Quantification of channel bed morphology in gravel-bed rivers using airborne multispectral imagery and aerial photography. *Regulated Rivers: Research & Management*, Årgang 13, pp. 489-499.

Wright, A., Marcus, W. & Aspinall, R., 2000. Evaluation of multispectral, fine scale digital imagery as tool for mapping stream morphology. *Geomorphology*, Issue 33, pp. 107-120.