

Udvikling af vandløbs- og ådalsproxyer til Biodiversitetskortet

Notat fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

Dato: 10. februar 2020 | 17



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Datablad

Notat fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

Titel: Udvikling af vandløbs- og ådalsproxyer til Biodiversitetskortet

Forfattere: Lars Dalby og Jesper Bladt

Institution: Institut for Bioscience

Faglig kommentering: Gregor Levin, Institut for Miljøvidenskab
Kvalitetssikring, DCE: Jesper Fredshavn

Ekstern kommentering: Miljøstyrelsen. Kommentarerne findes her:
http://dce2.au.dk/pub/komm/N2020_17_komm.pdf

Rekvirent: Miljøstyrelsen

Bedes citeret: Dalby, L. & Bladt, J. 2020. Udvikling af vandløbs- og ådalsproxyer til Biodiversitetskortet. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 15 s. -- Notat nr. 2020|17
https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notatet_2020/N2020_17.pdf

Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse

Foto forside: Vintertræer med sne i februar i Vejstrup ådal på Sydbyn. Foto: Colourbox

Sideantal: 15

Indhold

Baggrund	4
1 Vandløbsdybde under terræn	5
1.1 Metodebeskrivelse	6
1.2 Begrænsninger	8
2 Slyngningsgrad	10
2.1 Begrænsninger	10
3 Ådale	13
3.1 Begrænsninger	14
4 Referencer	16

Baggrund

Miljøstyrelsen har bedt DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet, udvikle nye metoder til potentielle vandløbs- og ådalsproxyer i Biodiversitetskortet. Hensigten med proxyerne er at forbedre Biodiversitetskortet så det udgør et bedre grundlag for myndigheders forvaltning.

I 2014 udarbejdede Aarhus Universitet (AU) og Københavns Universitet (KU) et biodiversitetskort for Danmark. AU havde ansvaret for Biodiversitetskortets *lokale prioritering*, der er baseret dels på artsobservationer, dels på en række biodiversitetsproxyer. Den lokale prioritering er blevet opdateret både i 2015 og senest i 2018.

To af Biodiversitetskortets proxyer, Slyngning og Faunaklasse, er direkte relateret til vandløb og de blev inkluderet allerede i den første version af Biodiversitetskortet. I forbindelse med de to opdateringer i hhv. 2015 og 2018 blev der udviklet og testet en række nye proxyer, der primært er fokuseret på terrestriske naturtyper.

Dette notat beskriver et grundlag for at udvikle nye proxyer, der potentielt forbedrer Biodiversitetskortet i sin helhed men med særlig fokus på vandløb og ådale.

I notatet beskriver vi

- 1) En metode til vurdering af vandløbs *niveau under terræn* baseret på en detaljeret terrænmodel afledt af LiDAR-data.
- 2) En metode til en mere nuanceret evaluering af vandløbs slyngningsgrad end den, der ligger til grund for den eksisterende slyngningsproxy.
- 3) En metode til at generere et nationalt GIS-tema for ådale. Denne del af projektet er lavet i samarbejde med en underleverandør (firmaet WatsonC).

På baggrund af erfaringerne med udviklingsarbejdet gives der i punkt 1, 2 og 3 desuden en foreløbig vurdering af potentialet og udfordringerne for at generere proxyer, der vil kunne testes for deres egnethed i Biodiversitetskortet.

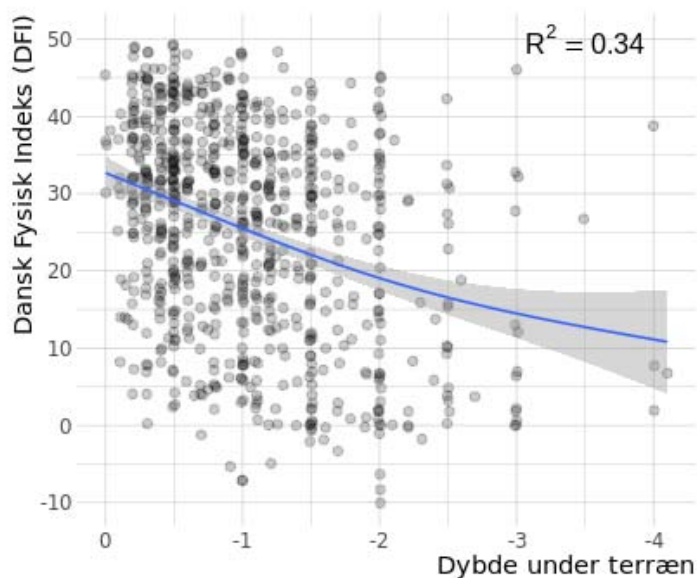
1 Vandløbsdybde under terræn

Naturlige, ikke modificerede vandløb vil i områder uden nævneværdig topografi ligge terrænnært. Dette gælder således for alle større danske vandløb og de fleste mindre vandløb. For at øge afvandingen er vandløb i Danmark i vid udstrækning blevet udrettet og gravet dybere. Dybt nedgravede vandløb er afskåret fra samspil med de vandløbsnære, naturligt våde naturtyper så som enge, moser og kær. Nedgravningen påvirker selve vandløbet, men via øget afvanding og fravær af vinteroversvømmelser påvirkes også de øvrige våde naturtyper i ådalen.

Sænkning af vandløbsbunden er blot én af flere ændringer af vandløbenes fysik, som kan føre til øget afvanding. Grødeskæring og udretning bidrager også til vandløbets vandledningsevne. Det vil dog ofte være sådan, at vandløbsbunden er blevet sænket i forbindelse med udretning af vandløbet. Der vil derfor være en sammenhæng imellem vandløbets generelle fysiske tilstand og dets dybde under terræn.

For udvalgte vandløb findes der data fra NOVANA overvågningen på de fysiske forhold i kraft af Dansk Fysisk Indeks (DFI, Pedersen m.fl. 2006). Vandløbets dybde under terræn er en af de supplerende parametre i DFI og er derfor kun tilgængeligt for en delmængde af de overvågede vandløbstrækninger. Parameteren indgår således ikke i beregningen af indekset. På **Figur 1** ses DFI-scoringer og dybden under terræn for den delmængde af vandløb, hvor der findes data for både DFI og vandløbets dybde under terræn.

Figur 1. Dansk Fysisk Indeks (DFI) og dybde under terræn. Der er en negativ sammenhæng imellem et vandløbs DFI score og dets dybde under terræn. Dybde under terræn kan altså fungere som indikator på vandløbets generelle fysiske tilstand.

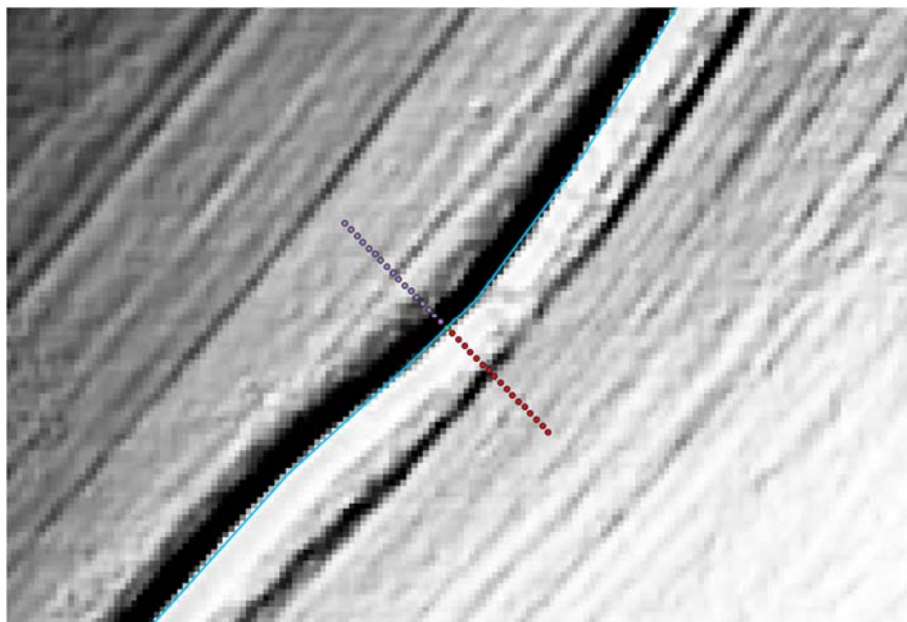


1.1 Metodebeskrivelse

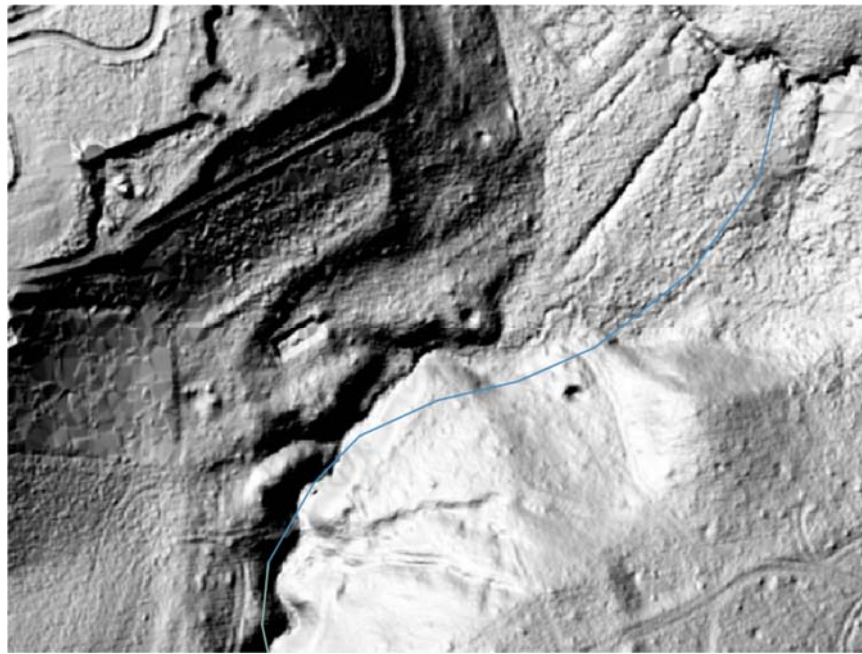
Den danske terrænmodel er tilgængelig for hele landet og har med en cellestørrelse på 0,4 x 0,4 meter en rumlig opløsning, der gør det muligt at estimere dybde under terræn for vandløb. Egentlige tværsnitsprofiler kræver måling af vandløbsbunden, hvilket ikke er muligt ved brug af terrænmodellen. For vandoverflader viser terrænmodellen således vandspejlets højde på overflyvningstidspunktet. Det vil derfor ofte være muligt, at estimere højdeforskellen mellem vandspejlet og vandløbets krontekant, hvilket vurderes tilstrækkeligt i denne sammenhæng.

For at udtrække data fra terrænmodellen udlægges en række punkter vinkelret på begge sider af vandløbet (Figur 2). Punkternes indbyrdes afstand bestemmer tværnittets nøjagtighed, men i praksis vil opløsningen på terrænmodellen afgøre, hvor tæt punkterne kan lægges, så der maksimalt ligger ét punkt i hver celle. Dybden under terræn beregnes som højdeforskellen imellem laveste krontekant og midtpunktet, som repræsenterer vandløbet. Dette kræver en nøjagtig digitalisering af vandløbet, hvilket ikke altid er tilfældet (Figur 3).

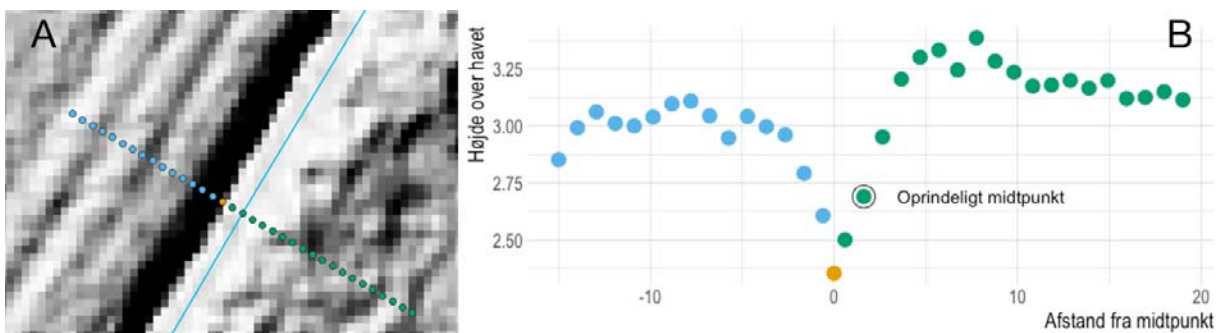
Figur 2. Udlægning af punkter til udtræk fra terrænmodellen. Ved at aflæse terrænmodellen i en række punkter på tværs af vandløbets længderetning kan et tværsnitsprofil og dermed dybde under terræn estimeres. Ved udlægning af tilstrækkeligt mange tværsnitsprofiler kan vandløbet som helhed beskrives.



Figur 3. Digitalisering af vandløb. På figuren vises vandløbet som det er digitaliseret oven på et skyggekort baseret på den danske terrænmodel. Det ses tydeligt, at vandløbet flere steder er kortlagt unøjagtigt. Et tværsnitsprofil på ét af disse steder vil ikke give et retvisende billede af vandløbets dybde under terræn.



Digitaliseringsusikkerheder kan i et vist omfang håndteres ved at flytte midtpunktet for punktudlægningen, så det ligger på det laveste punkt i tværsnitsprofilen inden man beregner dybden under terræn (Figur 4).



Figur 4. Digitaliseringsunøjagtighed. A) Vandløbet er digitaliseret ca. 2 meter for langt mod S.Ø. hvilket ville have resulteret i en forkert dybde under terræn uden korrektion af midtpunkt. B) Algoritmen genplacerer midtpunktet og beregner dybden på baggrund af det nye midtpunkt og det laveste af brinkerne.

Når der skal placeres tværnsnit langs vandløbsstrækningen må der foretages en afvejning af præcisionen på estimatet for dybden under terræn og hvor meget computerkraft, der kræves for at lave udtrækkene fra terrænmodellen. Det vil være forskelligt fra vandløb til vandløb hvor tæt tværnsnittene bør ligge for at få et præcist estimat, men da vi arbejder landsdækkende må afstanden vælges skønsmæssigt. For nuværende udlægges tværnsnittene med 100 meters mellemrum, men algoritmen er fleksibel så både afstand imellem tværnsnit og afstand imellem punkterne på tværnsnitsprofilen kan justeres via inputparametre. Ligeledes er algoritmen uafhængig af vandløbstemaet og terrænmodellen, så der kan beregnes nye dybder i takt med at disse datalag opdateres.

Metoden er udviklet af AU på baggrund af et proof-of-concept fra firmaet WatsonC. Algoritmen er implementeret i programmeringssproget R 3.6.1 (R Core Team 2019) vha. pakkerne *sf* (Pebesma 2018), *stars* (Pebesma 2019), *Rcpp* (Eddelbuettel 2013), *data.table* (Dowle & Srinivasan 2019), *ggpmisc* (Aphalo 2019) og *tidyverse* (Wickham m.fl., 2019). Algoritmen er anvendt på et regionalt udsnit af vandløbslaget fra Geodanmark.

2019) og *tidyverse* (Wickham m.fl., 2019). Algoritmen er anvendt på et regionalt udsnit af vandløbslaget fra Geodanmark.

1.2 Begrænsninger

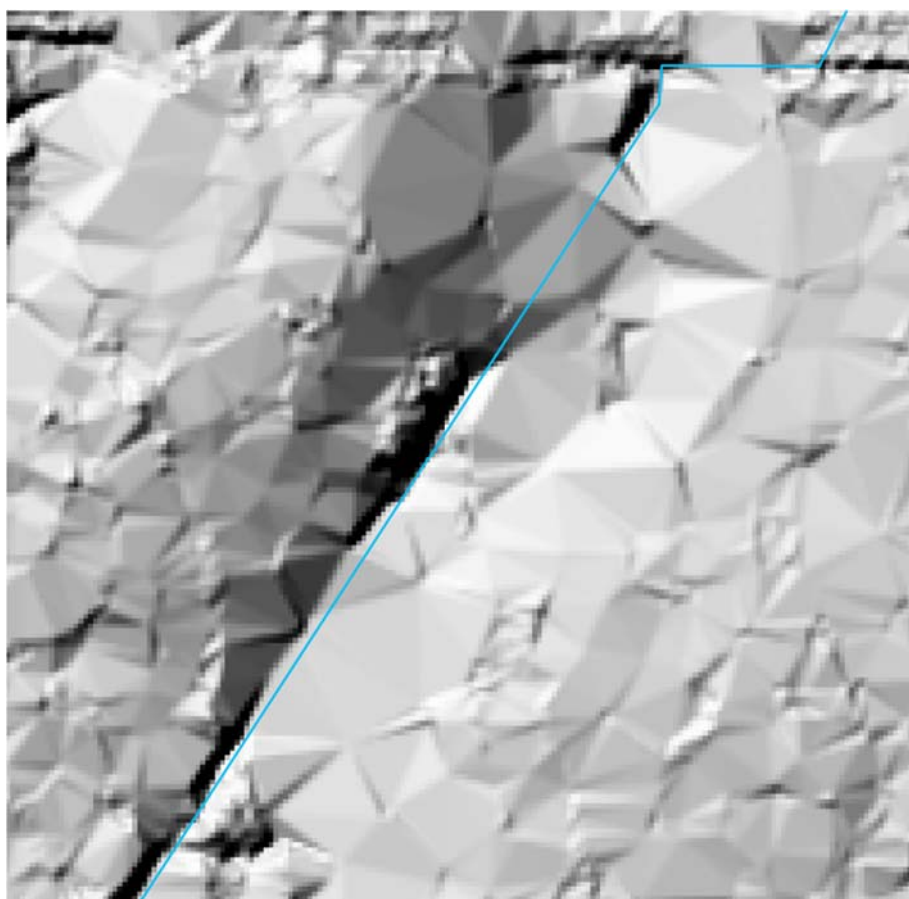
1.2.1 Digitaliseringsfejl

Flytning af midtpunktet for punktudlægningen kan afhjælpe tilfælde med mindre digitaliseringsunøjagtigheder. Større unøjagtigheder, f.eks. tilfælde hvor den digitaliserede vandløbslinje ligger længere fra vandløbet end den samlede punktudlægningsafstand, kan umuliggøre beregning af dybden under terræn. Omfanget af denne type af unøjagtighed i det landsdækkende vandløbstema kendes endnu ikke.

1.2.2 LiDAR begrænsninger i skov

Metoden er afhængig af præcisionen af terrænmodellen, hvilket i høj grad afhænger af tætheden af punkter i LiDAR-punktskyen, der har ramt jordoverfladen (ground returns). Tætheden af ground returns påvirkes af vegetationsdækket og der er således generelt en lavere tæthed af ground returns i skove, hvilket betyder at terrænmodellen bliver tilsvarende mindre nøjagtig (Figur 5).

Figur 5. Terrænmodellen i skov. Figuren viser et skovvandløb oven på et skyggekort baseret på terrænmodellen. I nogle områder udviskes å-profilet helt på grund af interpolering i terrænmodellen. I sådanne situationer er det ikke muligt at beregne dybde under terræn fra terrænmodellen.



Når laseren fra LiDAR sensoren rammer vand, registrerer sensoren ingen refleksion, hvilket betyder at terrænmodellen ikke kan beskrive selve vandløbsbunden. For de mindre vandløb er dette ikke et problem, men for meget brede

vandløb kan der blive behov for en tilpasning af algoritmen, hvor udgangspunktet bliver kronekanterne i stedet for vandløbets midterlinje. Behovet for tilpasning ift. vandløbsbredden afventer en landsdækkende kørsel.

2 Slyngningsgrad

De fleste danske vandløb i naturlig tilstand har et mere eller mindre slyngnet, mæandrerende forløb (Wiberg-Larsen & Kronvang, 2015). Derfor indgår slyngningsgrad som en parameter i Dansk Fysisk Indeks for vandløb. Dette er også baggrunden for, at man i Biodiversitetskortet har testet og inddraget vandløbsslyngning som en proxy.

Slyngningsgrad for en vandløbsstrækning udtrykkes typisk via et Sinuositetsindeks, SI, og beregnes som den faktiske længde af strækningen divideret med længden af den rette linje mellem start og slutning af strækningen (Wiberg-Larsen & Kronvang, 2015).

I den eksisterende slyngningsproxy i Biodiversitetskortet indgår vandløbsstrækninger med $SI > 1,3$. I proxyen er beregningen af SI foretaget på hele vandløbssegmenter som de er digitaliseret i GIS-temaet for vandplanerne (Ejrnæs m.fl. 2014). Denne tilgang kan være følsom overfor, om de enkelte vandløb er digitaliseret som korte eller meget lange strækninger. Et vandløbssegment, der både består af udrettede strækninger og naturligt mæandrerende strækninger, vil med den eksisterende metode enten indgå i proxyen i sin fulde længde som et (tilstrækkeligt) slyngnet vandløb, eller slet ikke indgå i proxyen.

Vi ønsker at undersøge, om vi kan forbedre slyngningsproxyen ved at tage en mere standardiseret tilgang, hvor vandløbenes slyngning evalueres på strækninger af sammenlignelige længder, og hvor der kan tages højde for de enkelte vandløbs størrelse baseret på vandløbenes bredde.

Til det formål har vi udarbejdet en GIS-procedure til beregning af slyngningsgrad på vandløbssegmenter af fast definerede længder (f.eks. 100m, 500m, 1000m). Formålet er dels at gøre beregningen sammenlignelig på tværs af vandløbssegmenter, men også at sikre, at vi ikke overser en kraftigt slyngnet del af et vandløb blot fordi den indgår i et meget langt vandløbssegment, som på hele sin længde ikke er slyngnet tilstrækkeligt til at indgå i proxyen. Metoden muliggør tilmed, at man kan evaluere forskellige længder afhængigt af vandløbenes størrelse.

Vi har anvendt metoden på vandløbslaget fra Vandområdeplanerne 2015-2021. I **Figur 6** vises tre eksempler på slyngede vandløbsstrækninger, der, evalueret med den nye metode, kan identificeres og indgå i en slyngningsproxy, men som ikke er med i den eksisterende proxy, fordi de indgår i længere og meget mindre slyngede segmenter. Det er planen at udvikle og teste en ny slyngningsproxy, hvor slyngningsgraden vurderes på længdeintervaller varierende fra få hundrede meter til flere kilometer afhængigt af vandløbenes størrelse.

2.1 Begrænsninger

Metoden tydeliggør udfordringen med at skelne mellem naturligt mæandrede vandløb og vandløb med *falske* slyngninger i form af mere eller mindre retvinklede kanaliserede forløb, som illustreret i **Figur 7**. Vandløbsstrækninger af denne type kan opnå relativt høje SI-værdier, og kan således fejlagtigt

blive opfattet som et naturligt slynget vandløb både i den eksisterende slyngningsproxy i Biodiversitetskortet, men i særdeleshed med den nye metode, der sigter efter at finde stærkt slyngede delstrækninger.

Hvis der i 2020 findes finansiering til udvikling og test af endelige proxyer vil det være fordelagtigt at udvikle metoder til at identificere og bortsortere så mange af disse kanaliserede forløb som muligt.

En anden begrænsning ligger i detaljeringsgraden af de digitaliserede vandløb. På ortofotos ses det tydeligt, at nogle vandløb reelt er mere slyngede end det fremgår af vandløbstemaet.

Figur 6. Tre eksempler på vandløbssegmenter, der både består af stærkt slyngede strækninger (vist med rødt) identificeret med den nye beregningsmetode, og mindre slyngede strækninger (vist med gul). De tre vandløbssegmenter er ikke medtaget i den eksisterende slyngningsproxy i Biodiversitetskortet, fordi de fulde segmentforløb ikke er tilstrækkeligt slyngede.



Figur 7. Viser et vandløb med såkaldte *falske* slyngninger i form af næsten vinkelrette, kanaliserede knæk.



3 Ådale

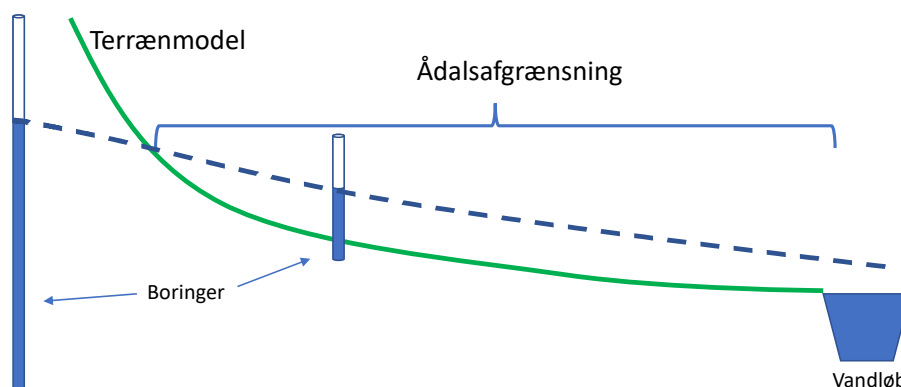
Ådale, som er relativt upåvirkede af vandløbsreguleringer, er karakteriseret ved et dynamisk samspil imellem vandløbene og ådalenes landarealer. Uregulerede vandløb ændrer konstant forløb via erosions- og aflejringsprocesser, og i de nedre dele af ådalene forekommer der hyppige oversvømmelser, særligt i vinterhalvåret.

Imidlertid er langt de fleste ådale igennem tiden blevet drænet og udnyttet til landbrug, hvilket har sat de naturlige hydrologiske processer ud af spil.

Menneskeskabte påvirkninger, der har betydning for hele ådalen, er ofte kun kortlagt via punkter eller linjer. For eksempel vil indvinding af grundvand oftest være kortlagt i et punkt, udretning af vandløb kan ses via en lavere slyngningsgrad på vandløbsstrækningen og nedgravning kan ses på vandspejlets dybde under terrænet. Disse påvirkninger har dog betydning for hele den potentielt våde del af ådalen.

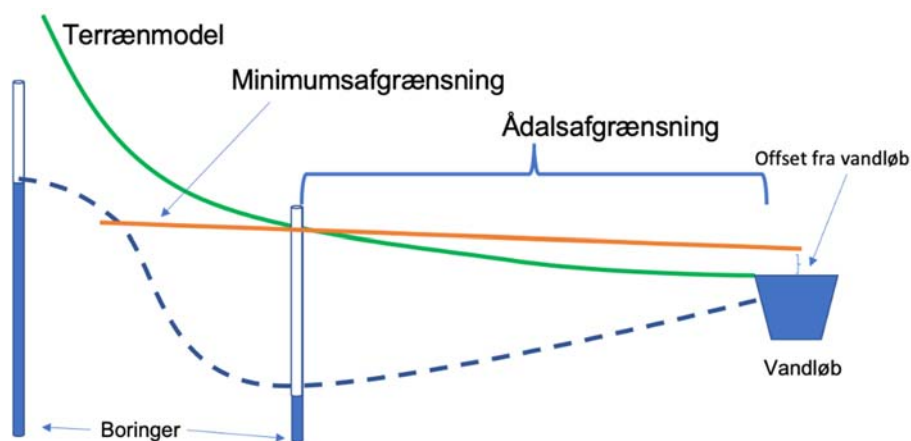
I forbindelse med Biodiversitetskortet finder vi det relevant at teste en proxy, som baseres på et estimat for graden af hydrologisk modifikation i ådale. Imidlertid findes der ikke en national kortlægning af ådale i Danmark. Derfor har firmaet WatsonC for AU udviklet en metode til afgrænsning af ådale, der benytter sig af vandløbstemaet fra vandplanerne 2009-2015, terrænmodellen fra Danmarks Højdemodel og GEUS Jupiterdatabasen, som indeholder vandspejlspejledata. Ved at interpolere boringsoplysningerne og vandspejlsniveau i vandløbet fås et fladedækkende kort over grundvandets trykniveau. Skæringen imellem dette kort og terrænmodellen giver afgrænsningen af ådalen (Figur 8).

Figur 8. Skematisk illustration af modellen. Den stiplede blå linje angiver den interpolerede flade baseret på vandspejlspejlinger. Den grønne streg angiver terrænmodellen. Ådalen afgrænses ved skæringspunktet imellem den interpolerede flade og terrænmodellen.



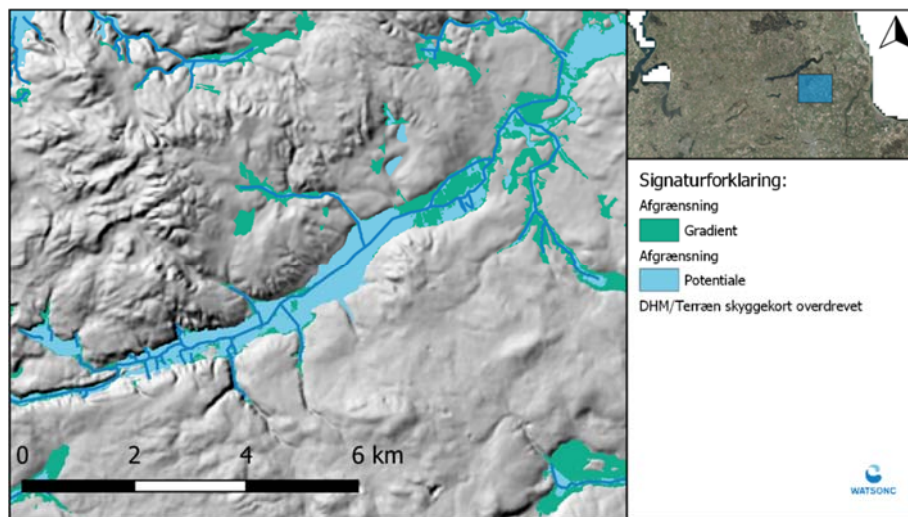
I tilfælde, hvor der forekommer fejl i boringsdata, eller hvor placeringen af boringen i ådalen betyder, at grundvandstanden er beliggende under vandspejlsniveauet i åen, vil der ikke blive kortlagt en ådal. For at håndtere dette indlægges en minimumsafgrænsning som en flade med konstant hældning fra vandløbet og ud i den omgivende ådal (Figur 9). Udstrækningen af ådalen ved denne metode bestemmes derfor af hældningen på fladen og kan yderligere justeres ved at lade fladen starte et stykke over (offset) vandspejlsniveauet i vandløbet. Modellen parameteriseres ved hjælp af et lavbundskort og udstrækningen af ådale i kendte studieområder.

Figur 9. Skematisk illustration af brugen af minimumsafgrænsning. Den interpolerede flade (stiplet blå linje) skærer ikke terrænmodellen. Minimumsafgrænsningen (orange linje) sikrer, at der afgrænses en ådal. Udstrækningen af ådalen styres i dette tilfælde ved hældningen på minimumsafgrænsningen og dens offset fra vandløbet.



Ved at kombinere de to tilgange opnås en landsdækkende kortlægning af ådale (Figur 10). Den endelige ådalsafgrænsning er den samlede udbredelse fra de to metoder. Der er ikke foretaget en statistisk test af præcisionen af denne metode til afgrænsning af ådale, da der ikke findes referencedata til sådan en test. Der er dog en god overensstemmelse imellem de modellerede ådalsafgrænsninger og et lavbundskort (Greve m.fl. 2014) ligesom der er god overensstemmelse med ådale, der studeres indgående i andre projekter ledet af Institut for Bioscience.

Figur 10. Kastbjerg ådal. Kortudsnit der viser den samlede ådalsafgrænsning på et skyggekort baseret på terrænmodellen. Den grønne farve viser områder afgrænset vha. grundvandspotentialet. Den lyseblå farve viser områder afgrænset af minimumsafgrænsningen (gradient i signaturforklaringen).



3.1 Begrænsninger

Overgangen fra åens udmundning i fjord eller hav er vanskelig at adskille fra selve ådalen, idet terrænmodellen her har samme niveau i ådalen som langs med kystlinjen. Det betyder, at lange stræk langs kysten inkluderes i afgrænsningen med den anvendte metode. Dette er u hensigtsmæssigt i denne sammenhæng, selvom der vil være en vis grundvandspåvirkning på sådanne arealer. Det kan blive nødvendigt enten at foretage en skønsmæssig vurdering af ådalenes udstrækning eller at udvikle en automatiseret procedure til at reducere ådalenes udstrækning i overgangszonen mellem land og hav.

Den anvendte metode udpeger hovedsageligt arealer der grænser umiddelbart op til vandløb, men der bliver i nogle tilfælde også udpeget områder med større afstand til vandløbene, typisk i mere eller mindre grundvandspåvirkede lavninger (ses f.eks. i figur 10 som isolerede blå og grønne arealer nord

for vandløbet). Da vi i denne sammenhæng anvender metoden til at udpege egentlige ådale slettes sådanne isolerede arealer som ikke har kontakt med det anvendte vandløbstema.

4 Referencer

Ejrnæs R., Petersen A.H., Bladt J., Bruun H.H., Moeslund J.E., Wiberg-Larsen P. og Rahbek C. 2014. Biodiversitetskort for Danmark. Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi. Nr. 112.

<https://dce2.au.dk/pub/SR112.pdf>

Eddelbuettel, Dirk 2013. Seamless R and C++ Integration with Rcpp. Springer, New York. ISBN 978-1-4614-6867-7.

Greve, M.H., Christensen, O.F., Greve, M.B. og Rania, B.K., 2014. Change in peat coverage in Danish cultivated soils during the past 35 years. *SoilSci.* 179, 250–257

Matt Dowle and Arun Srinivasan 2019. data.table: Extension of `data.frame`. R package version 1.12.8. <https://CRAN.R-project.org/package=data.table>

Pebesma, E., 2018. Simple Features for R: Standardized Support for Spatial Vector Data. *The R Journal* 10 (1), 439-446, <https://doi.org/10.32614/RJ-2018-009>

Pebesma, E. 2019. stars: Spatiotemporal Arrays, Raster and Vector Data Cubes. <https://r-spatial.github.io/stars/>, <https://github.com/r-spatial/stars/>

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. Danmarks Miljøundersøgelser. 44 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 590 <https://www2.dmu.dk/Pub/FR590.pdf>

Pedro J. Aphalo 2019. ggpmisc: Miscellaneous Extensions to 'ggplot2'. R package version 0.3.3. <https://CRAN.R-project.org/package=ggpmisc>

R Core Team 2019. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
URL <https://www.R-project.org/>

Wiberg-Larsen & Kronvang 2015. Dansk Fysisk Indeks - DFI URL: https://bios.au.dk/fileadmin/bioscience/Fagdatacentre/Ferskvand/V05_fysisk_indeks_version_2.3_20160520.pdf

Wickham et al., (2019). Welcome to the tidyverse. *Journal of Open Source Software*, 4(43), 1686, <https://doi.org/10.21105/joss.01686>