

Opdatering af naturfaglige kriterier for afgrænsning af vandløb

Notat fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

Dato: 5. december 2016
Revideret: 19. maj 2017

Annette Baattrup-Pedersen¹, Ane Kjeldgaard¹, Niels Jepsen², Jan Nielsen², Jes Jessen Rasmussen¹, Hans Estrup Andersen¹ & Søren E. Larsen¹

¹Institut for Bioscience

²DTU Aqua

Rekvirent:
Styrelsen for Vand- og Naturforvaltning
Att.: Peter Kaarup

Antal sider: 26

Faglig kommentering:
Brian Kronvang

Kvalitetssikring, centret:
Jesper Fredshavn



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Tlf.: 8715 0000
E-mail: dce@au.dk
<http://dce.au.dk>

Indhold

1	Baggrund	3
2	Projektets afgrænsning og formål	5
3	Metode	6
3.1	Afgrænsning af oplande	6
3.2	Data	6
3.3	Parametre i dataanalyser	6
4	Dataanalyse	10
5	Resultater	11
5.1	Naturfaglige kriterier og økologisk tilstand	11
5.2	Naturfaglige kriterier og målopfyldelse	11
5.3	Nærmere karakteristik af vandløb med DFI<0,32	14
5.4	Naturfaglige kriterier og sandsynlighed for målopfyldelse for vandløb med DFI<0,32	16
6	Opdatering af naturfaglige kriterier i udvælgelse af vandområder til vand- områdeplaner	18
6.1	DFI og stærkt modificerede vandløb	18
7	Okkerpåvirkning og målopfyldelse	19
8	Vandføring og målopfyldelse	20
9	Organisk belastning, ammonium og målopfyldelse	21
10	Vurdering af eventuelle afvandingsmæssige problemer i relation til udpegningen	23
10.1	De vandløbsnære arealer opdelt efter topografi og geologisk udgangsmateriale.	23
11	Referencer	25

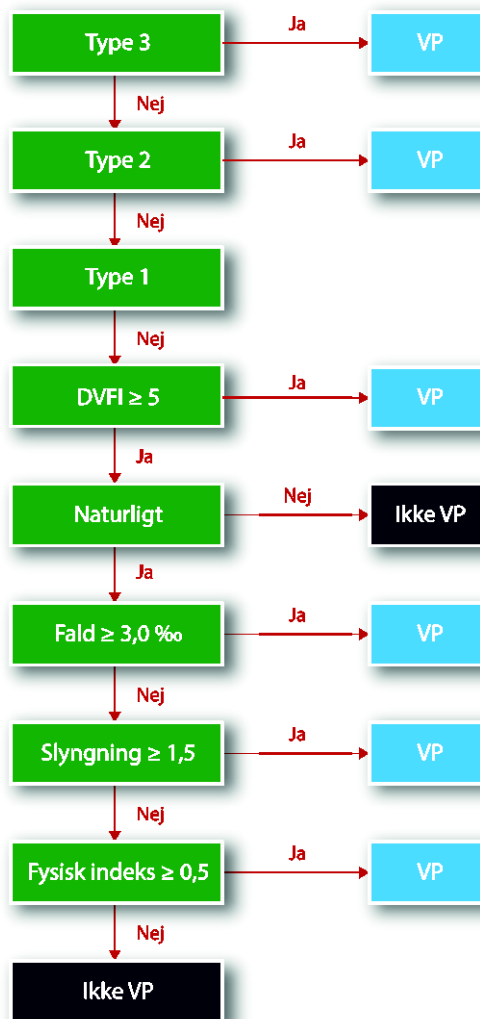
1 Baggrund

I Danmark findes ca. 75.000 km vandløb. Af disse er ca. 19.000 km i dag specifikt målsat i vandområdeplanerne 2015-21.

Der blev i forbindelse med udarbejdelse af vandområdeplanerne anvendt en række naturfaglige kriterier i udvælgelsen af vandløbstrækninger. Denne udvælgelse byggede på 1) vandløbenes størrelse, hvor vandløb med et opland på mere end 10 km² blev medtaget og 2) en vurdering af om vandløbene havde, eller havde potentiale til at nå en høj naturværdi (beskrevet nærmere nedenfor). Figur 1 illustrerer de anvendte principper i udvælgelse af vandløb til vandområdeplanerne 2015-2021.

Som det fremgår af figur 1 blev vurderingen af, om vandløbene havde en høj naturværdi, baseret på smådyrssamfundene i vandløbene. Vandløb med høj eller god økologisk tilstand, vurderet med anvendelse af den økologiske tilstandsindikator Dansk Vandløbs Fauna Indeks (DVFI), blev medtaget i vandområdeplanerne, mens vandløb med moderat, ringe og dårlig økologisk tilstand kun blev medtaget, såfremt de havde potentiale for at nå den høje eller gode økologiske tilstand.

Figur 1. Figuren viser de anvendte principper for udvælgelse af vandløb som indgår i vandområdeplanerne 2015-2021.



De naturfaglige kriterier der indgik i vurderingen af, om der var potentiale for at nå den høje eller gode økologiske tilstand i vandløbene, kan også ses i figur 1. Dels skulle vandløbene være naturlige, dvs. at de som udgangspunkt ikke skulle være kunstige, stærkt modificerede eller blødbundsvandløb for at kunne indgå i vandområdeplanerne. Ydermere skulle vandløbene have et fald på minimum 3 promille, eller en slyngningsgrad på minimum 1,5 eller en fysisk tilstand vurderet ud fra Dansk Fysisk Indeks (DFI) på minimum 0,5 (Figur 1). For at sikre sammenhæng valgte man endvidere at medtage udvalgte vandområder der falder uden for ovenstående kriterier, hvis de fungerede som forbindelsesled mellem to målsatte vandområder (vandløb, sø, marin).

2 Projektets afgrænsning og formål

Det blev i medfør af aftale om fødevarer- og landbrugspakken 22. december 2015 besluttet, at der skulle ske en opdatering af de faglige kriterier for afgrænsning af vandløb med et opland under 10 km². Formålet var at alle vandløb i det foreliggende udkast til vandområdeplaner med et opland under 10 km² skal kunne vurderes på baggrund af opdaterede faglige kriterier for, hvornår vandløb er flade, smalle og opgravede eller har begrænset økologisk potentiale og derfor ikke bør indgå i vandområdeplanerne. "Opgravet" refererer i denne sammenhæng ikke til grøfter, men til vandløb der tidligere er blevet udrettede og uddybede/udgravede pga. afvandingshensyn.

Formålet med projektet er på den baggrund at: 1) Identificere vandløb med et opland med en størrelse på 10 km² eller derover, da disse alle skal indgå i vandområdeplanerne; 2) undersøge om gældende naturfaglige kriterier vedrørende vandløbshældning, slyngningsgrad og fysiske forhold for vandløb med et opland mindre end 10 km², skal justeres eller suppleres. Udover de ovenfor nævnte naturfaglige kriterier (vandløbshældning, slyngningsgrad og generelle fysiske forhold) er endvidere medtaget vandløbets bredde, da denne parameter beskriver i hvilken grad vandløbet kan karakteriseres som værende smalt.

3 Metode

3.1 Afgrænsning af oplande

Til digitalisering af oplande til vandområder med et opland over 10 km² er anvendt GIS-data fra den landsdækkende oplandsdatabase, der vedligeholdes af DCE. Oplandsdatabase indeholder vandløb og tilhørende oplande, der kan aggregeres til f.eks. de 90 delvandoplande som er anvendt i Vandplan II. Til støtte for digitaliseringen er der desuden anvendt et GIS beregnet afstrømningsopland til hvert vandområde, genereret udelukkende på basis af højdemodellen DHM-2007/terræn 10m grid fra <http://download.kortforsyningen.dk>.

Oplande over 10 km² er genereret i GIS ved, med støtte fra de GIS- beregnede oplande, at digitalisere manglende afgrænsninger ind i oplandsdatabase sådan at afgrænsningen til vandområderne afstemmes med de eksisterende oplande i oplandsdatabase. Der er efterfølgende genereret totaloplande til hvert vandområde ved en Trace-analyse foretaget på oplandsdatabasens vandløbsnet fra vandområdets udløbspunkt og opstrøms, sådan at oplandet til hvert vandområde dækker hele det opstrøms vandløbssystem.

3.2 Data

Til undersøgelse af, om gældende naturfaglige kriterier skal justeres, er anvendt to hovedtyper af vandløbsdata; i) data indsamlet i det nationale overvågningsprogram for Vand og Natur (NOVANA) og ii) data indsamlet af DTU Aqua. I NOVANA datasættet indgår i alt 366 overvågningsstationer svarende til de stationer, som har et opland på mindre end 10 km². Data fra begge overvågningsperioder dvs. perioden 2004-2010 og perioden 2011-2015 er medtaget. En delmængde af stationerne overvåges årligt, mens hovedparten kun overvåges en gang pr. programperiode (hvert 6. år).

DTU Aqua undersøger hvert efterår fiskebestanden på ca. 500 lokaliteter i vandløb, som vurderes egnede for en naturlig reproduktion af ørreder. Forekomst af ørredyngel viser, at vandløbet bliver brugt til gydning af ørred, og i visse vandløb kan der også gyde laks. I analysen er DTU Aquas data anvendt til at bedømme DFFV \emptyset ved den seneste undersøgelse i type 1-vandløbene i perioden 2007-2015 (3.789 undersøgelser, fordelt i alle landsdele), hvor der udover registreringer af ørredbestandene også er registreret vandløbenes bredde.

3.3 Parametre i dataanalyser

Der er blevet gennemført kvantitative analyser af sammenhænge mellem den økologiske tilstand vurderet for de økologiske tilstandselementer, som er operationaliseret i vandløb med et oplandsareal <10 km² (DVFI og DFFV \emptyset), og en række parametre der beskriver i hvilken grad vandløbet kan karakteriseres som værende fladt, smalt og opgravet, samt den generelle fysiske tilstand beskrevet ud fra Dansk Fysisk Indeks (Wiberg-Larsen og Kronvang, 2015: TA V05; Tabel 1).

Tabel 1. Anvendte naturfaglige kriterier og tilknyttede variable i de gennemførte analyser i type 1 vandløb med et opland under 10 km².

Naturfagligt kriterium	Parameter
Fladt vandløb	Vandløbshældning
Smalt vandløb	Bredde
Opgravet vandløb	Slyngningsgrad
Generel fysisk tilstand	Dansk Fysisk Indeks (DFI)

DVFI beskriver ud fra sammensætningen af smådyr den økologiske tilstand i syv faunaklasser (Miljøstyrelsen 1998). Faunaklasse 7 angiver den bedste tilstand (det upåvirkede/næsten upåvirkede vandløb), mens faunaklasse 1 betegner den dårligste tilstand. Faunaklassen kan omsættes til en EQR værdi som angiver afvigelse fra referencetilstanden jævnfør Vandrammedirektivet (Larsen et al. 2014). Baseret på denne afvigelse kan den økologiske tilstand kategoriseres i 5 tilstandsklasser (høj, god, moderat, ringe og dårlig).

DFFVØ er udviklet til karakteriseringen af den økologiske kvalitet i vandløb, der er eller har været egnet til ørred og/eller laksegydning og opvækst. Indikatoren er baseret på tætheden af naturligt produceret ørred/lakseyngel. DFFVØ anvendes i vandløb med oplande på mindre end 10 km², men kan dog også bruges i større vandløb (Kristensen m.fl. 2014). DFFVØ angiver en EQR værdi som betegner afvigelse fra referencetilstanden (Kristensen m.fl. 2014). Baseret på EQR værdien kan den økologiske tilstand kategoriseres i 5 tilstandsklasser (høj, god, moderat, ringe og dårlig) iht. Vandrammedirektivet.

Vandløbshældningen er på NOVANA stationerne målt som et vandspejlsfald med anvendelse af et nivelleringsapparat. Målingen er blevet foretaget jævnfør beskrivelse i Teknisk Anvisning (Wiberg-Larsen, 2014) som en differensmåling mellem det opstrøms (ved 0 m) og nedstrøms beliggende transekt (ved 100 m) på overvågningsstationerne.

Endvidere er vandløbshældningen beregnet, dels på alle vandområder med et opland under 10 km², dels på de DTU Aqua stationer, der er beliggende i type 1 vandløb. Til beregningen er anvendt to GIS-vandløbstemaer, det gældende vandplan-vandløbstema og det nyeste udkast af det fremtidige GeoDanmark-vandløbstema, modtaget fra Styrelsen for Dataforsyning og Effektivisering, SDFE 1.juni 2016. Selve hældningsberegningen er foretaget på DTMrain, fra <http://download.kortforsyningen.dk>.

Da det er essentielt for hældningsberegningen, at vandløbslinjerne er placeret rigtigt i forhold til den meget detaljerede højdemodel, er vandområdeinformationen fra det gældende vandplan-vandløbstema overført til det nye GeoDanmark-vandløbstema (udkast-versionen). De udvalgte GeoDanmarklinier er derefter vendt svarende til afstrømningsretningen og samlet til vandområder.

Der er efterfølgende genereret en hydrologisk korrekt ådal til hvert vandområde vha. GIS-beregningsmodulet Topo to Raster, et standard værktøj i ArcGIS, oprindeligt udviklet af Australian National University. Beregningen udglatter lokale lavninger og f.eks. vejoverførsler i højdemodellen. Vha. ArcGIS-værktøjet Interpolate shape overføres z-informationen til vandløbslinjerne og hældningspromillen er endeligt beregnet som z-difference/vandløbslængde.

Bredden på NOVANA overvågningsstationerne er beregnet som et gennemsnit af de i alt 10 transekter, der er udlagt på den undersøgte 100 m vandløbsstrækning, hvorfra der er foretaget opmålinger af bredden. Endvidere indgår bredden i DTU Aquas datasæt, da denne er registreret i forbindelse med registrering af ørredyngel og anvendes til at beregne det befiskede areal samt tætheden af yngel pr. arealenhed (DFFVØ)

Slyngningsgraden er vurderet i felten i følgende kategorier: 0) lige kanaliserede vandløb ($SI < 1,05$), 1) svagt sinuøse vandløb ($1,05 < SI < 1,25$), 2) sinuøse vandløb ($1,25 < SI < 1,5$) og endelig 4) meandrerede vandløb ($SI > 1,5$) jævnfør beskrivelse i Teknisk Anvisning: Dansk Fysisk Indeks (Wiberg-Larsen og Kronvang, 2015: TA V05).

Dansk Fysisk Indeks beregnes ud fra en række parametre, der alle beskriver forhold med enten positiv eller negativ indflydelse på organismerne i vandløbet, og ved at kombinere vurderingen af disse opnås et samlet mål for strækningens fysiske kvalitet (Pedersen et al. 2006). Det fysiske indeks har vist sig at være et brugbart redskab til vurdering af vandløbets fysiske tilstand og anvendes i overvågningen af de fysiske forhold i vandløb under NOVANA (Wiberg-Larsen & Kronvang 2015).

Parametrene i det fysiske indeks er delt i tre grupper: (1) Strækningsparametre (som kan vurderes fra brinken), (2) vandløbsparametre (som for en dels vedkommende kan vurderes fra brinken), og (3) substratparametre (som vurderes under vadning i vandløbet). Tilstandsvurderingen med det fysiske indeks kan inddeles i 5 tilstandsklasser lige som for de økologiske tilstandselementer (høj, god, moderat, ringe og dårlig), hvor der tidligere er opstillet vejledende grænser mellem tilstandsklasserne (tabel 2).

Tabel 2. Fysisk tilstandsvurdering med anvendelse af DFI, Dansk Fysisk Indeks i økologiske tilstandsklasser (Pedersen et al. 2006). Indekserede værdier er beregnet som følger: $(DFI+12)/75$. Indekserede DFI værdier kan dermed ligge mellem 0-1.

Tilstandsklasse	Indeksværdi	Indekseret indeksværdi (0-1)
Høj	>38	>0,67
God	25-40	0,49-0,69
Moderat	13-30	0,33-0,56
Ringe	0-15	0,16-0,36
Dårlig	(-12)-(-5)	0-0,23

Med henblik på at identificere hvilke fysiske parametre, der kan betinge ringe DFI værdi i vandløb, medtages endvidere vandløbenes tværsnitsprofil, breddevariation samt andelen af henholdsvis sten, grus, sand og mudder på vandløbsbunden i analyserne, da disse parametre også beskriver i hvilken grad vandløbet kan karakteriseres som værende opgravet.

Tværsnitsprofilet er visuelt kategoriseret i 0) tydeligt rektangulært og kanaliseret, 1) semi-naturligt (dybt nedgravet), 2) semi-naturlig (ikke dybt nedgravet), 3) naturligt uden tydelige tegn på kanalisering jævnfør beskrivelse i Teknisk Anvisning: Dansk Fysisk Indeks (Wiberg-Larsen og Kronvang, 2014: TA V05).

Breddevariationen er beregnet som den relative standardafvigelse (CV) af de i alt 10 transekt-målinger som også er anvendt i breddemålingen, og breddevariationen er herefter kategoriseret i følgende klasser: 0) ingen variation i bredden (0-10 %), 1) lille variation i bredden (11-25 %), 2) betydelig variation i bredden (26-50 %), 3) stor variation i bredden (> 50 %).

Bundssubstrat er også visuelt kategoriseret i henholdsvis sten, grus, sand og mudder med anvendelse af følgende skala: 0) Ingen eller meget lille forekomst af substrattypen, 1) Op til 10 % af bunden er dækket af substrattypen, 2) 11-25 % af bunden er dækket af substrattypen og 3) mindst 26 % af bunden er dækket af substrattypen.

Sten er her defineret som mineralske partikler med en "kornstørrelse" 60-300 mm (hvor 60 mm er på størrelse med en knyttet hånd). Sten > 30 cm i diameter regnes som store sten og tæller i bedømmelsen af anden fysisk variation (Wiberg-Larsen og Kronvang, 2014: TA V05).

Grus er defineret som mineralske partikler med en "kornstørrelse" på 10-60 mm. Det skal endvidere være blotlagt på vandløbsbunden.

Sand (fint-groft) er defineret ved kornstørrelse på 0,25-3,0 mm. Grænsen mellem silt og fint sand er derfor defineret ved en kornstørrelse på 0,25 mm. Bemærk at fint grus (kornstørrelse 3-10 mm) ikke regnes til hverken grus eller sand.

Mudder er defineret ved en kornstørrelse på <0,25 mm. Tilstedeværelsen konstateres ud over kornstørrelsen ved at bunden er blød. Forekomsten af mudder skal dog have en vis tykkelse for at tælle (mindst 20 mm). Et tyndt lag slam (< 5-10 mm) oven på en i øvrigt fast/mere fast bund regnes således ikke med til denne substrattype.

Okker er jernpartikler, der ses som en rust rød eller gullig belægning på bundsubstrat og planter. Forekomst af udfældet okker har en stærkt negativ indflydelse på det fysiske miljø, når det medfører sammenkitning af sten og grus. Desuden har okker negativ indflydelse på smådyr, fisk og formodentlig også visse plantearter. Vurderingen af om okker kan påvirke de vandløbsøkologiske forhold foretages som et gennemsnit for hele den undersøgte strækning og kategoriseres med anvendelse af følgende skala: 0) Ingen forekomst af okker, 1) Svag okkerpåvirkning på strækningen (f.eks. bedømt ved vandets farve, udfældninger på sten og planter, steder med tydelig tilstrømning af okker langs strækningen, mv.) og 3) Strækningen er tydeligt påvirket af okkerudfældning på bunden, planter, mv.

Da der ikke eksisterer økologiske tilstandselementer, der kan anvendes i blødbundsvandløb, som pr. definition er vandløb med naturligt ringe fald, ringe vandhastighed, og hvor bundsubstratet naturligt er blødt og overvejende organisk (fald <0,1 - 0,5 ‰ afhængig af vandløbsstørrelsen; BEK nr. 1433 af 06/12/2009) skal det i disse vandløb vurderes om vandkvaliteten kan have betydning for at nå det økologiske potentiale på nedstrøms beliggende strækninger. En tilsvarende vurdering skal foretages for kunstige vandløb. Det er her valgt at analysere i hvilken grad stofbelastning i form af koncentrationen af iltforbrugende organisk stof (BI5) og koncentrationen af ammonium, kan være begrænsende for at nå målopfyldelse på nedstrøms-beliggende strækninger.

BI5 og ammonium koncentrationer er baseret på årlige gennemsnit på NO-VANA stationerne. BI5 angiver det organiske iltforbrug. I alt indgår 1.290 BI5 målinger og 1.362 ammonium målinger i analyserne.

Der er kun gennemført egentlige analyser for sammenhænge til stofparametrene for den økologiske tilstand vurderet som DVFI.

4 Dataanalyse

For DFVI er der opstillet lineære regressionsmodeller til de i tabel 1 angivne parametre (vandløbshældning, bredde, slyngningsgrad og DFI). Alle tilgængelige data er anvendt i analyserne, men antallet (n ; se tabel 3) varierer afhængig af hvilken parameter der anvendes i analyserne. Dette er der taget hensyn til i de efterfølgende statistiske tests.

I tilfælde af at de opstillede modeller er signifikante ($p < 0,05$), er regressionsmodellerne herefter anvendt til at beregne en sandsynlighed for målopfyldelse for DVFI for hver enkelt variabel. Der er opstillet lineære regressionsmodeller for de EQR baserede tærskelværdier for målopfyldelse med DVFI (EQR=0,52) og DFFVØ (EQR=0,50). Sandsynligheden for målopfyldelse beregnes under antagelse af en normalfordeling og med modeludtrykket som normalfordelingens middelværdi for givne værdier af de forklarende variable, hvor normalfordelingens varians er modelfejlen.

Derudover er der gennemført en vurdering af om okker kan medføre en så kraftig påvirkning, at der ikke kan nås målopfyldelse med DVFI og DFFVØ. Vurderingen er baseret på analyser af i hvilken grad der kan nås målopfyldelse i vandløb, der er tydeligt påvirket af okkerudfældning på bunden og planter mv., jævnfør Teknisk Anvisning for Dansk Fysisk Indeks (Wiberg-Larsen og Kronvang, 2015: TA V05).

Tilsvarende er der gennemført en vurdering af, i hvilket omfang lille vandføring/udtørring kan betinge en så kraftig påvirkning, at der ikke kan nås målopfyldelse med DVFI og DFFVØ. Denne vurdering er gennemført kvalitativt baseret på eksisterende viden, da der ikke findes hydrologiske data i tilstrækkeligt omfang fra vandløb med oplande på mindre end 10 km².

Endelig er der for typen blødbundsvandløb, hvor der ikke findes operationaliserede indeks til vurdering af økologisk tilstand, gennemført en vurdering af, ved hvilke niveauer BI5 samt ammonium koncentrationen i vandet kan bevirke, at der ikke kan nås målopfyldelse på nedstrøms beliggende strækninger. Denne vurdering er gennemført ved etablering af lineære regressionsammenhænge mellem DVFI henholdsvis DFFVØ, sammenholdt med BI5 og ammonium koncentrationen med henblik på at identificere et potentielt kritisk niveau for disse, der kan hindre målopfyldelse bedømt på de økologiske parametre.

5 Resultater

5.1 Naturfaglige kriterier og økologisk tilstand

Alle anvendte naturfaglige kriterier spiller en rolle for vandløbenes økologiske tilstand. Der kan således identificeres positive sammenhænge mellem vandløbshældning, bredde, slyngningsgrad, DFI og den økologiske tilstandsparameter for smådyr, DVFI, samt for vandløbshældning og den økologiske tilstandsparameter for fisk, DFFVø (Tabel 3). Modelestimater for de etablerede sammenhænge mellem de økologiske tilstandselementer og de anvendte naturfaglige parametre findes i tabel 3 sammen med signifikansniveauer.

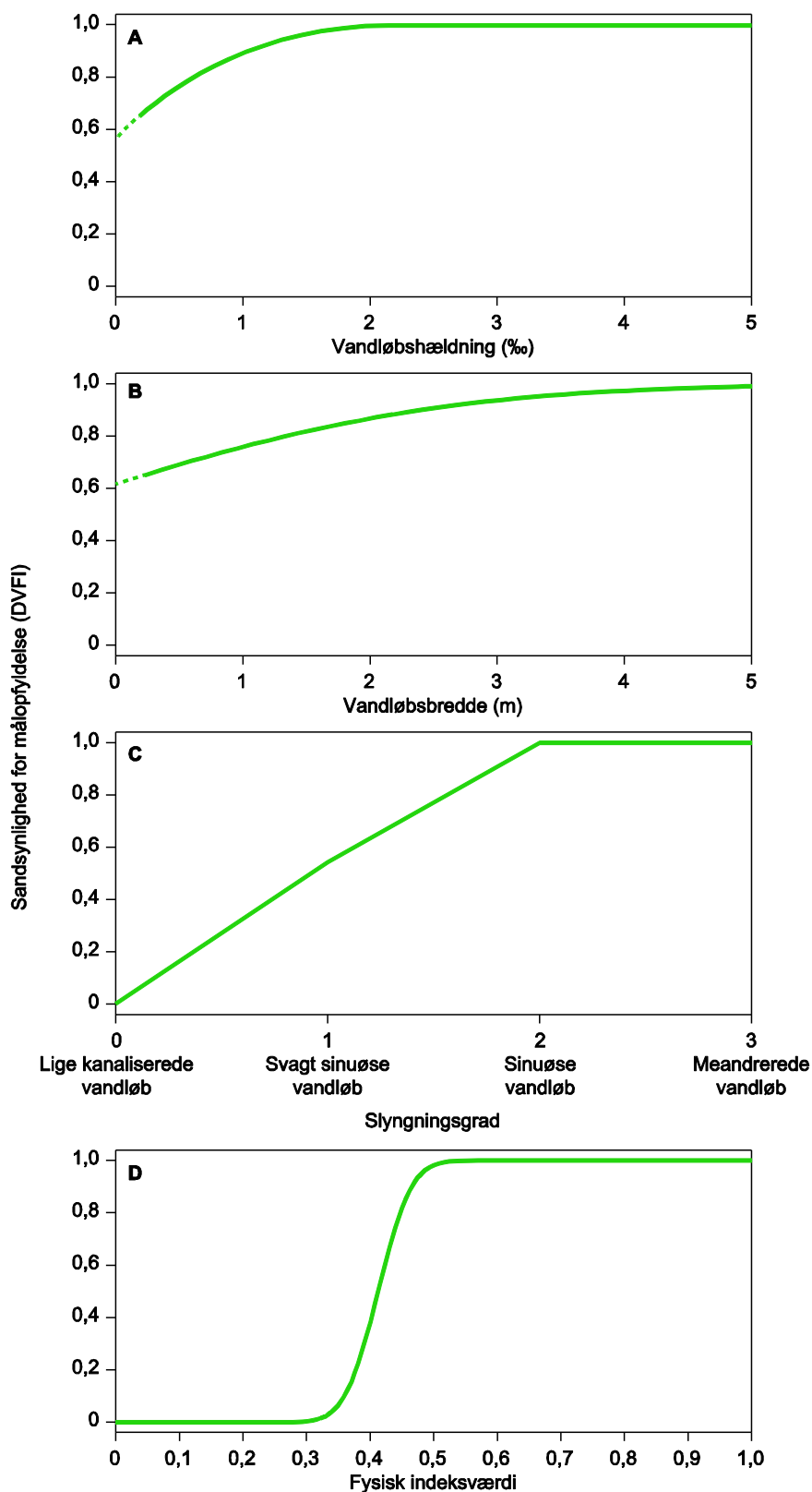
Tabel 3. Tabellen angiver de anvendte biologiske responsvariable i form af Dansk Vandløbsfauna Indeks (DVFI) og Dansk Vandløbsindeks for ørred (DFFVø), de anvendte kriterier for de angivne naturfaglige kriterier, modelestimater for hældningskoefficienterne på regressionsmodellerne samt signifikansniveauer for de etablerede modeller. Positive estimater angiver at der er tale om en positiv sammenhæng mellem den angivne parameter og responsvariabel. NS angiver at modellen ikke er signifikant.

Responsvariabel	Naturfagligt kriterium	Parameter	Estimat på modellen	t-værdi	P værdi	n
DFVI						
(NOVANA)	Flad	Vandløbshældning	0,0731	7,16	<0,0001	495
	Smal	Bredde	0,032	2,7	0,0071	1027
	Opgravet	Slyngningsgrad	0,1538	26,97	<0,0001	1406
	General fysisk tilstandsindikator	DFI	0,0123	33,91	<0,0001	1229
DFFVø						
(DTU Aqua)	Flad	Vandløbshældning	0,0144	5,63	<0,0001	3789
	Smal	Bredde	NS			

5.2 Naturfaglige kriterier og målopfyldelse

Der er med anvendelse af ovennævnte empiriske sammenhænge udviklet modeller, der angiver en sandsynlighed for målopfyldelse for det økologiske tilstandselement DVFI som funktion af variation i henholdsvis vandløbshældningen, vandløbets bredde, vandløbets slyngningsgrad og DFI. De udviklede modeller er afbildet i figur 2.

Figur 2. Figuren angiver sandsynlighed for målopfyldelse for DVFI som funktion af vandløbshældning (A), vandløbsbredde (B), slyngningsgrad (C) og generelle fysiske tilstand udtrykt ved Dansk Fysisk Indeks (D) På figuren er angivet kategorier for slyngningsgrad (0-3) jævnfør Wiberg-Larsen og Kronvang, 2015: TA V05.



I tabel 4 er angivet værdier for ved hvilke vandløbshældninger, vandløbsbredder, slyngningsgrader og fysisk indekssværdi der er henholdsvis <5%, 25%, 50%, 75% og >95% sandsynlighed for at nå målopfyldelse med DVFI.

Tabel 4. I tabellen er anført ved hvilke værdier for vandløbshældning, vandløbsbredde, slyngningsgrad og fysisk indekssværdi der er henholdsvis <5%, 25%, 50%, 75% og >95% sandsynlighed for at nå målopfyldelse med DVFI.

Sandsynlighed for målopfyldelse med DVFI	Vandløbshældning (promille)	Bredde (m)	Slyngningsgrad	DFI
<5%	≈0	≈0	1	0,34
25%	≈0	≈0	1	0,39
50%	≈0	≈0	1	0,41
75%	0,45	0,6	2	0,44
>95%	1,36	3,3	2	0,48

Sandsynligheden for at nå målopfyldelse med DVFI stiger med stigende vandløbshældning (figur 2A). Imidlertid er sandsynligheden for at nå målopfyldelse med DVFI ($EQR \geq 0,52$) selv ved en ringe vandløbshældning (0,45 promille) ganske stor, nemlig ca. 75 % (Tabel 4). Ved en vandløbshældning på 1,36 promille stiger sandsynligheden for målopfyldelse til >95%.

Den relativt høje sandsynlighed for at nå målopfyldelse med DVFI i vandløb med en overordnet set ringe hældning afspejler at der også i disse vandløb kan være områder med gode strømforhold og dermed levesteder for smådyr der bidrager positivt til DVFI. Eksempelvis spiller vandløbets slyngningsgrad og planternes biomasse og fordeling på vandløbsbunden en rolle for variationen i strømhastigheden i vandløbet (Thyssen et al. 1990; Sand-Jensen og Mebus, 1998). Vandløb der slynger sig har en vis tværgående strømning udover den dominerende strømning ned af vandløbet, hvilket skaber en strøm mod bunden og på tværs af vandløbet som påvirker erosion og aflejring af bundmateriale og derfor sammensætningen og fordelingen af substrater på vandløbsbunden. De grove substrater kan således blive blotlagt og skabe levesteder for smådyr knyttet til disse. Vandplanterne kan også skabe stor variation i strømningsforholdene på strækingsniveau. Således kan planter der vokser i grødeøer skabe både vertikal og horisontal variation i strømmen hvilket også bevirker at bundsubstratforholdene bliver mere varierede og der kan opstå områder med grovere substrater (Sand-Jensen og Mebus, 1998).

Sandsynligheden for at nå målopfyldelse med DVFI stiger med stigende vandløbsbredde (figur 2B). Imidlertid er sandsynligheden for at nå målopfyldelse med DVFI ($EQR \geq 0,52$) selv ved en ringe vandløbsbredde (0,6 m) ganske stor, nemlig ca. 75 % (Tabel 4). Ved en vandløbsbredde på 3,3 m stiger sandsynligheden for målopfyldelse til >95%.

Vandløbenes slyngningsgrad spiller en væsentlig rolle for om der kan nå målopfyldelse med DVFI (figur 2C). Således er sandsynligheden for målopfyldelse ganske ringe i stærkt kanaliserede vandløb, dvs. i vandløb med et helt lige forløb (slyngningsgrad = 0), mens den i de svagt slyngede vandløb (slyngningsgrad = 1) er ganske høj (ca. 50 %) og i stærkt sinuøse og mæandrerende vandløb er >95 % (figur 2C; tabel 4).

Sandsynligheden for at nå målopfyldelse med DVFI varierer også betydeligt i forhold til det fysiske indeks (DFI). Modellen identificerer en indekssværdi for DFI på ca. 0,32 som værende kritisk for, om der overhovedet kan nå målopfyldelse. Indenfor et ganske snævert interval i DFI indekssværdi stiger sandsynligheden for målopfyldelse markant (figur 2D). Ved en DFI indekssværdi på ca. 0,32 stiger sandsynligheden for målopfyldelse markant (figur 2D). Ved en DFI indekssværdi på ca. 0,32 stiger sandsynligheden for målopfyldelse markant (figur 2D). Ved en DFI indekssværdi på ca. 0,32 stiger sandsynligheden for målopfyldelse markant (figur 2D).

værdi på 0,48 er sandsynligheden for at nå målopfyldelse således større end 95% (Tabel 4). Det betyder, at der i intervallet for moderat fysisk tilstand jævnfør de i tabel 2 angivne vejledende grænser (0,33-0,56) sker en meget stor forbedring især i de hydromorfologiske forhold, der kan understøtte den økologiske tilstand.

For den økologiske tilstandsparameter DFFV \emptyset , som anbefales anvendt i vandløb med et opland <10 km² (Kristensen et al. 2014) var det ikke muligt på baggrund af de empiriske sammenhænge at udvikle modeller, der kan angive en sandsynlighed for målopfyldelse. Således var sammenhængen mellem DFFV \emptyset og vandløbsbredden ikke signifikant, hverken i analyser gennemført med anvendelse af NOVANA data eller DTU Aquas data. Dermed spiller bredden overordnet set ikke en væsentlig rolle for indekssværdien DFFV \emptyset . Den etablerede sammenhæng mellem DFFV \emptyset og vandløbshældning er bestemt af ganske få vandløb med stor vandløbshældning og høj DFFV \emptyset indekssværdi. Derfor kan regressionsmodellen ikke anvendes til at beregne en sandsynlighed for målopfyldelse. Det betyder også, at der ikke ud fra de opstillede sammenhænge kan angives en nedre grænse for hældning eller bredde af vandløb i forhold til målopfyldelse vurderet med DFFV \emptyset . Dette resultat er i overensstemmelse med Kristensen m.fl. (2014, figur 19) der heller ikke kunne identificere en sammenhæng mellem naturlige forekomst af ørredyngel og vandløbenes hældning (alle størrelser vandløb).

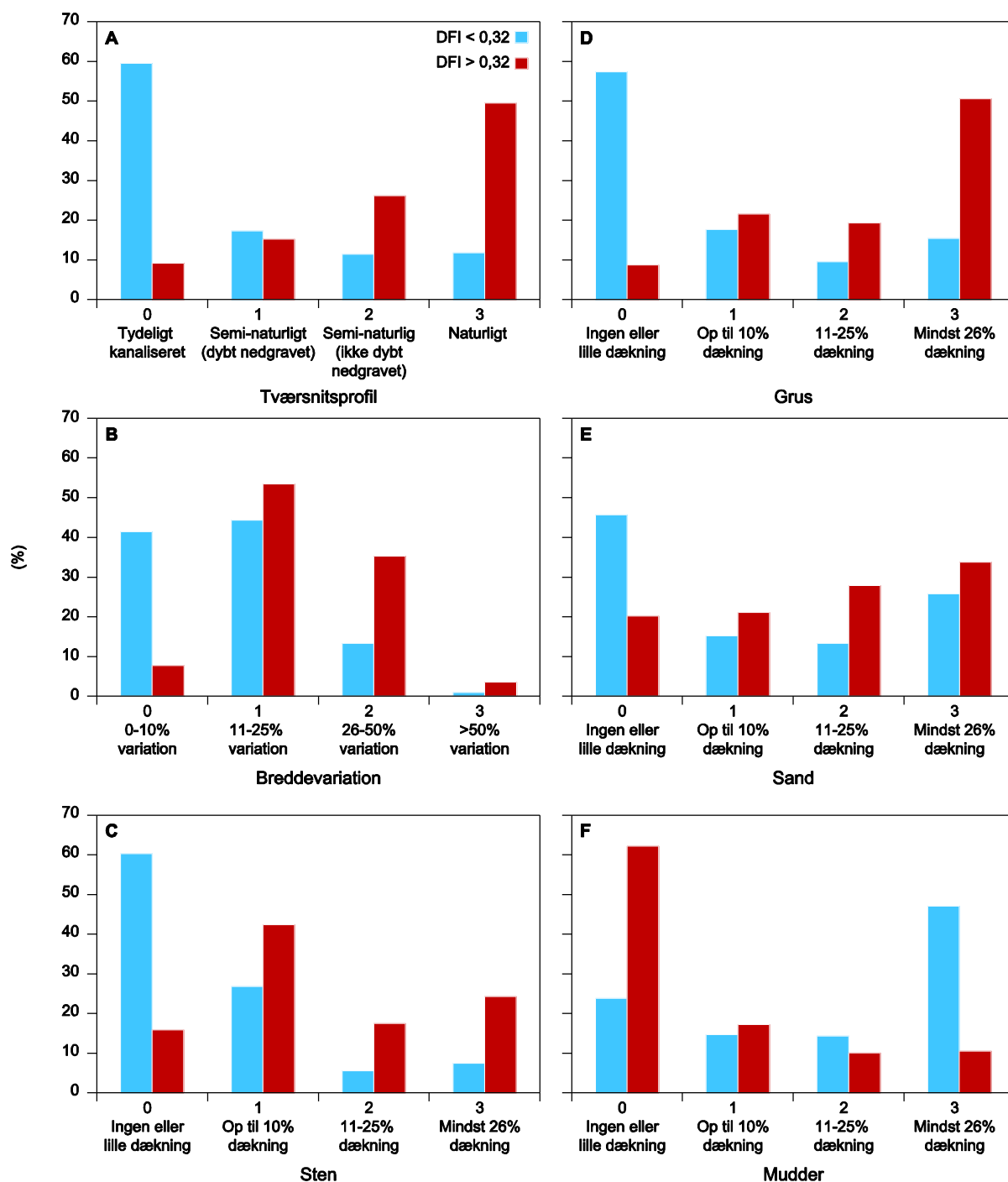
Det her fundne er også i overensstemmelse med tidligere undersøgelser, der viser at ørreden er afhængig af et fysisk varieret vandløbsmiljø, og at der kan være gode naturlige bestande i alle størrelser vandløb, også i ganske små bække (Larsen 1955, Mortensen 1977, Elliott 1992 & 1994, Nielsen 1995). Kristensen m.fl. (2014) fandt også en sammenhæng mellem DFFV \emptyset og vandløbenes fysiske variation, og konstaterede også at der ikke kan forventes målopfyldelse med DFFV \emptyset , hvis den fysiske variation er ringe.

5.3 Nærmere karakteristik af vandløb med DFI<0,32

Det fysiske indeks er baseret på både strækningsparametre, vandløbsparametre og substratparametre. Med henblik på at vurdere betydningen af de parametre, der relaterer sig mest til de naturfaglige kriterier (flad, smal og opgravet), er der gennemført en sammenligning af vandløb med DFI<0,32 og vandløb med DFI \geq 0,32 for parametrene tværsnitsprofil, breddevariation samt bundsubstratforhold. Der er statistisk signifikant forskel på fordelingen af såvel tværsnitsprofiler, breddevariation og dækning af de forskellige substrattyper (tabel 5) i de to hovedgrupper af vandløb (DFI<0,32 og DFI \geq 0,32).

Tabel 5. Tabellen angiver testværdi og signifikansniveau i en sammenligning af parametrene tværsnitsprofil, breddevariation, og dækningsgrader af substrattyperne sten, grus, sand og mudder mellem vandløb med DFI<0,32 og vandløb med DFI \geq 0,32.

	χ^2	P-værdi
Tværsnitsprofil	509,91	<0,0001
Breddevariation	281,84	<0,0001
Sten	350,31	<0,0001
Grus	461,05	<0,0001
Sand	116,23	<0,0001
Mudder	316,36	<0,0001



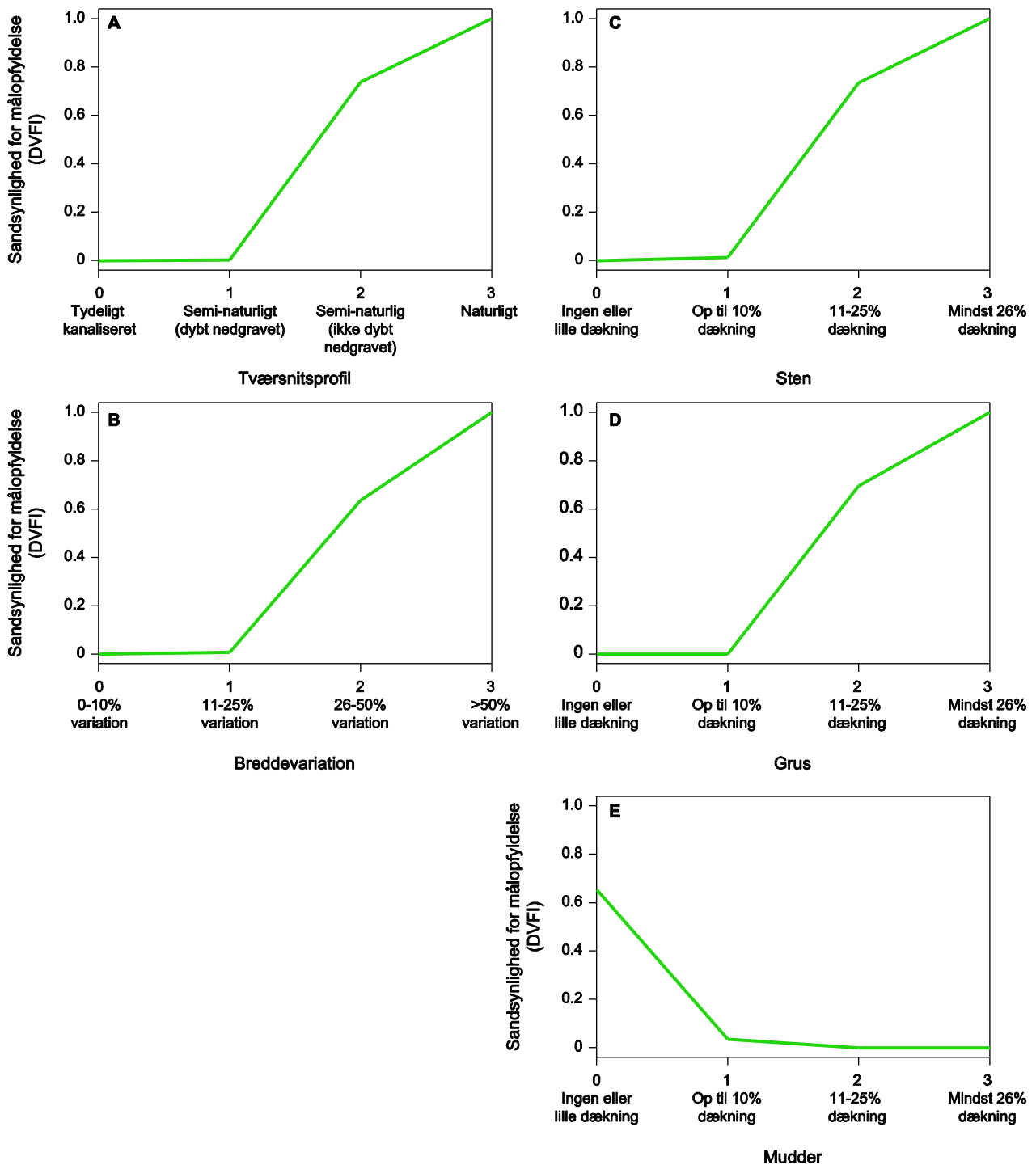
Figur 3. Figuren viser frekvensfordelinger for en række parametre der relaterer sig til om vandløbet kan karakteriseres som værende opgravet for gruppen af vandløb med $DFI < 0,32$ og gruppen af vandløb med $DFI \geq 0,32$. Frekvensfordelingerne er statistisk signifikant forskellige (signifikansværdier er angivet i tabel 4). På figuren er dels angivet kategorier for tværsnitsprofil, breddevariation og dækning af de forskellige substrattyper (0-3) samt beskrivelse af disse kategorier jævnfør Wiberg-Larsen og Kronvang, 2015: TA V05.

Frekvensfordelinger for tværsnitsprofil, breddevariation samt bundsubstratforhold for de to grupper af vandløb er illustreret i figur 3. Figuren viser klart at vandløb med $DFI < 0,32$ oftere er tydeligt rektangulære og kanaliserede sammenlignet med vandløb med $DFI \geq 0,32$. Ligeledes er breddevariationen mindre i disse vandløb og substratsammensætningen er med større forekomst af sand og mudder, og mindre forekomst af især grus og sten.

5.4 Naturfaglige kriterier og sandsynlighed for målopfyldelse for vandløb med $DFI < 0,32$

Tilsvarende de empiriske sammenhænge der er etableret for alle vandløb (tabel 3), er der etableret empiriske sammenhænge for DVFI og tværsnitsprofil, breddevariation og substratforhold for delmængden af vandløb med $DFI < 0,32$. Disse parametre er valgt da de direkte relaterer sig til de medtagne naturfaglige kriterier (tabel 1). Derfor er det væsentligt at se nærmere på, om det er en eller flere af disse parametre der kan være afgørende for at vandløb i denne gruppe ikke når målopfyldelse. Eftersom der kan identificeres signifikante sammenhænge mellem DVFI og tværsnitsprofil, breddevariation samt til substrattyperne grus, sten og mudder er der efterfølgende udviklet modeller der angiver en sandsynlighed for målopfyldelse for DVFI, som funktion af variation i disse parametre. De udviklede modeller er afbildet i figur 4.

Figur 4 viser at vandløb i gruppen med $DFI < 0,32$ afhænger sandsynligheden for målopfyldelse af vandløbenes tværsnitsprofil, breddevariation samt bundsubstratsammensætning. Således er sandsynligheden for målopfyldelse i et vandløb med et helt kanaliseret forløb (tværsnitsprofil 0), og/eller i et vandløb med et semi-naturligt profil som er dybt nedgravet (tværsnitsprofil 1) næsten nul, mens sandsynligheden for målopfyldelse stiger til mellem 60 og 80 % i vandløb med et semi-naturligt profil, når vandløbet ligger mere i terræn (tværsnitsprofil 2). Ligeledes viser figuren, at sandsynligheden for målopfyldelse i denne gruppe af vandløb også er meget lav når der enten ingen variation er i bredden eller denne er begrænset. Bundsubstratet spiller også en rolle for sandsynligheden for målopfyldelse i disse vandløb. Vandløb med udbredt forekomst af mudder på bunden (>1 svarende til en dækningsgrad >25 %) og ringe dækning af groft substrat i form af grus og sten (dækningsgrad <10 %) har således ganske ringe sandsynlighed for at kunne nå målopfyldelse, hvorimod der er stor sandsynlighed for at kunne nå målopfyldelse i vandløb med udbredt forekomst af sidstnævnte substrattyper (dækningsgrad >10 %).



Figur 4. Figuren viser sandsynlighed for målopfyldelse i vandløb i gruppen med $DFI < 0,32$ for parametre der relaterer sig til det naturfaglige kriterium opgravet. På figuren er dels angivet kategorier for tværsnitsprofil, breddevariation og dækning af de forskellige substrattyper (0-3) samt beskrivelse af disse kategorier jævnfør Wiberg-Larsen og Kronvang, 2015: TA V05.

6 Opdatering af naturfaglige kriterier i udvælgelse af vandområder til vandområdeplaner

På baggrund af de gennemførte analyser og sandsynlighedsberegninger er der fagligt grundlag for at justere de tidligere anvendte kriterier for udvælgelse af vandløb til vandområdeplaner (se figur 1).

De angivne værdier i tabel 4 viser at der i vandløb med en hældning på 1,36 promille er >95 % sandsynlighed for at nå målopfyldelse med DVFI, men allerede ved en hældning på 0,45 promille er sandsynligheden 75 %.

For så vidt angår kriteriet DFI peger de her fundne resultater på at sandsynligheden for at nå målopfyldelse med DVFI øges markant i et ganske snævert interval ved indeksværdier fra 0,32 og at sandsynligheden for målopfyldelse er >95% ved en DFI værdi på 0,48.

Samtidig er der ikke umiddelbart grundlag for at supplere de anvendte naturfaglige kriterier med det naturfaglige kriterium "bredde". Således er sandsynligheden for målopfyldelse >95 % i vandløb med en bredde på 3,3 m, men allerede ved en bredde på 0,6 m er sandsynligheden 75%.

Det er væsentligt at påpege at en række andre faktorer spiller ind på sandsynligheden for at nå målopfyldelse i vandløb (fx organisk belastning, næringsstoffer, miljøfremmede stoffer, hydrologi mv). Dette betyder også, at såfremt der ønskes en sandsynlighed for målopfyldelse på eksempelvis 75 %, og at man som følge deraf vælger at udelukke vandløb med eksempelvis et fald <0,45 promille, betyder det samtidig, at der er op til 75 % risiko for at udelukke vandområder, der vil kunne nå målopfyldelse.

Såfremt man vælger at opdatere de naturfaglige kriterier for udvælgelse af vandløb bør det ske under hensyntagen til påvirkning fra okker (se afsnit 7) og vandføring (se afsnit 8) i de enkelte vandløb.

6.1 DFI og stærkt modificerede vandløb

Vælger man at anvende $DFI < 0,32$ som kriterium for fravælgelse af vandløb til vandområdeplaner kan man følge op med en vurdering af, hvad der kan være årsag til, at DFI antager værdier på mindre end 0,32. Såfremt der er tale om forhold, der relaterer sig til det naturfaglige kriterium 'gravet' og dermed vandløbets tværsnitsprofil, breddevariation samt substratsammensætningen, kan disse undersøges med henblik på at vurdere om vandområdet kan klassificeres som stærkt modificeret. Såfremt vandløbets tværsnitsprofil er enten helt tydeligt rektangulært og kanaliseret eller semi-naturligt, men dybt nedgravet (dvs. >1 m under terræn) er der ringe sandsynlighed for målopfyldelse. Tilsvarende, hvis breddevariationen er ganske ringe (DFI kategori for breddevariation ≤ 1) og vandløbsbunden har udbredt forekomst af mudder (1 svarende til >25 % dækning) og ringe dækning af groft substrat i form af grus og sten (dækningsgrad <10 %) er sandsynligheden for at kunne nå målopfyldelse også ringe. I sådanne tilfælde kan en vurdering af om vandområdet skal klassificeres som stærkt modificeret tage udgangspunkt i om der kan etableres virkemidler der kan forbedre disse forhold således at der kan nå målopfyldelse.

7 Okkerpåvirkning og målopfyldelse

Okkerforurening i danske vandløb forekommer hovedsageligt i Midt-, Vest- og Sønderjylland, og hovedparten forekommer i forbindelse med afvanding af pyritholdige jorder (Miljøstyrelsen 1984).

Ved afvandingen iltes pyritten (FeS), og der dannes opløst ferro-jern (Fe^{++}) og svovlsyre som herefter tilføres vandløbene med drænvandet. Afhængigt af bl.a. vandets pH-forhold iltes ferro-jernet efter kortere eller længere tid og udfældes som ferri-jern (Fe^{+++}), der er rødt og kaldes okker. Tilførsel af svovlsyre kan samtidig medføre en sænkning af pH, navnlig hvis vandet i forvejen er lav-alkalisk, hvilket er karakteristisk for de vestjyske vandløbs-områder. I forbindelse med okkerforurening kan der også opstå problemer med opløst aluminium, der under visse forhold kan være giftigt.

Okkerproblemer kendes også fra udlandet og der er foretaget mange undersøgelser, ofte i områder med brunkulsgravning. Med henblik på at fastslå problemets omfang i Danmark og skabe basis for fastsættelse af grænseværdier i relation til forskellige recipientkvalitetsmålsætninger gennemførtes i perioden 1982-1984 en lang række undersøgelser i danske vandløb.

Den naturlige baggrundskoncentration med ferro-jern i de Vest- og Sønderjyske områder synes at ligge mellem 0,05 og 0,3 mg / L. (Miljøstyrelsen 1984).

I vandløb med okkerbelastning findes de højeste koncentrationer af ferro-jern generelt i vinterperioden (Geertz-Hansen et al. 1984).

I de danske fiskeundersøgelser (Geertz-Hansen et al. 1984) er der særligt fokuseret på ørred, men også strømskalle og ål er undersøgt. Af disse tre arter er ørred den mest følsomme og her er æg- og larvestadiet, der udvikles i vandløbenes grusbund i vinterperioden, mest følsomme overfor forøgede koncentrationer af ferro-jern. Ved et koncentrationsniveau på 0,5 mg Fe^{++} / L kan der konstateres reduceret overlevelse af ørredæg og -larver (Geertz-Hansen & Rasmussen 1994). Ved koncentrationsniveauer over 0,5 mg Fe^{++} / L er fiskenes fødegrundlag forringet (Dannisøe et al. 1984, Geertz-Hansen et al. 1986). Ved pH værdier under 6 vil koncentrationer af uorganisk aluminium (Al^{+++}) på 0,1-0,2 mg/L desuden være giftige for ørred. En samlet analyse af fiskeundersøgelsens resultater viser imidlertid, at det er ferro-jernkoncentrationen, der er den vigtigste fiskefordelende faktor i danske okkerbelastede vandløb (Geertz-Hansen et al. 1986).

Okker kan derfor medføre, at der ikke kan nås målopfyldelse uden implementering af virkemidler der kan reducere okkerpåvirkningen. De her gennemførte analyser viser således også, at kun ganske få vandløb kan opnå målopfyldelse på strækninger, der er tydeligt påvirket af okkerudfældning på bunden, på planter mv., idet kun 19 stationer ud af 1.406 (1,4 %) opnår målopfyldelse ved tydelig okkerpåvirkning. Disse vandløb har alle et naturligt tværnsnitprofil og/eller et højt DFI niveau, og målopfyldelse her afspejler muligvis, at organismerne i disse vandløb pga. stor fysisk variation kan finde refugier og dermed overleve okkerpåvirkningen.

8 Vandføring og målopfyldelse

Mange små vandløb kan opleve perioder med ekstrem lille vandføring og måske endda periodisk udtørring, evt. på delstrækninger af vandløbet. Hvis et vandløb er kildefødt og således modtager meget grundvand, er risikoen for udtørring derimod begrænset. Vandløb, der modtager det meste af sin vandføring fra overfladenær afstrømning inkl. drænvand, har stor variation i vandføring henover året og er sårbare for udtørring ved f.eks. indvinding af vand i oplandet og ændret klima. Reduceret vandføring kan påvirke både fysiske og kemiske vandløbsparametre såsom strømhastighed, temperatur, iltkoncentrationer og sedimentation af fine partikler. Sedimentation på vandløbsbunden kan medvirke til at homogenisere og forringe habitater for arter af smådyr og fisk med særlig tilknytning til grovere substrattyper (Dewson et al. 2007, Pardo & Garcia 2016).

Smådyrssamfundene er generelt følsomme overfor direkte og især afledte effekter af reduceret vandføring, hvor døgnminimumskoncentrationer af ilt kan nå kritiske niveauer om natten for en række iltkrævende smådyr i vandløb med stærkt reduceret vandføring (Pardo & Garcia 2016). En lang række arter af de smådyr, der indgår som positive indikatorer i DVFI, er særligt iltkrævende, og derfor er det sandsynligt, at DVFI vil blive negativt påvirket af reduceret vandføring. Den negative påvirkning synes endvidere at stige med øget intensitet, varighed og frekvens af hændelser med reduceret vandføring (Dewson et al. 2007, Hille et al. 2014, Pardo & Garcia 2016). På baggrund af det nuværende tilgængelige datagrundlag er det dog ikke muligt at kvantificere hvilke niveauer af intensitet, varighed og frekvens der kan være kritiske for målopfyldelse med DVFI.

Umiddelbart skulle man tro at et vandløb, der oplever udtørring med få års intervaller eller på delstrækninger, ikke kan opnå målopfyldelse ved DFFVØ. Dog er der en del eksempler på at små bække, der ofte tørrer ud på delstrækninger (typisk i sensommeren), faktisk har naturlige ørredbestande og målopfyldelse. Dette skyldes dels, at der hvert år kommer (hav)ørreder op og gyder, og at den resulterende yngel har gode forhold. Dels er der som regel dybe partier, hvor der er vand og dermed refugier for små ørreder og andre fisk. Desuden ved man f.eks. fra Bornholm, at ørredyngel kan udvandre fra et vandløb, der er ved at tørre ud, for derefter at genindtage det når der igen er tilstrækkelig vandføring. Derfor bør periodisk udtørrende vandløb ikke udelukkes på grund af manglende potentiale for målopfyldelse mht. fisk. Derimod findes der formentlig vandløb, der jævnlige oplever længere perioder med udtørring, hvor det kan være vanskeligt at opnå målopfyldelse. Derfor vil der være behov for at nærmere at undersøge mulighed for målopfyldelse med DFFVØ i vandløb der udtørre.

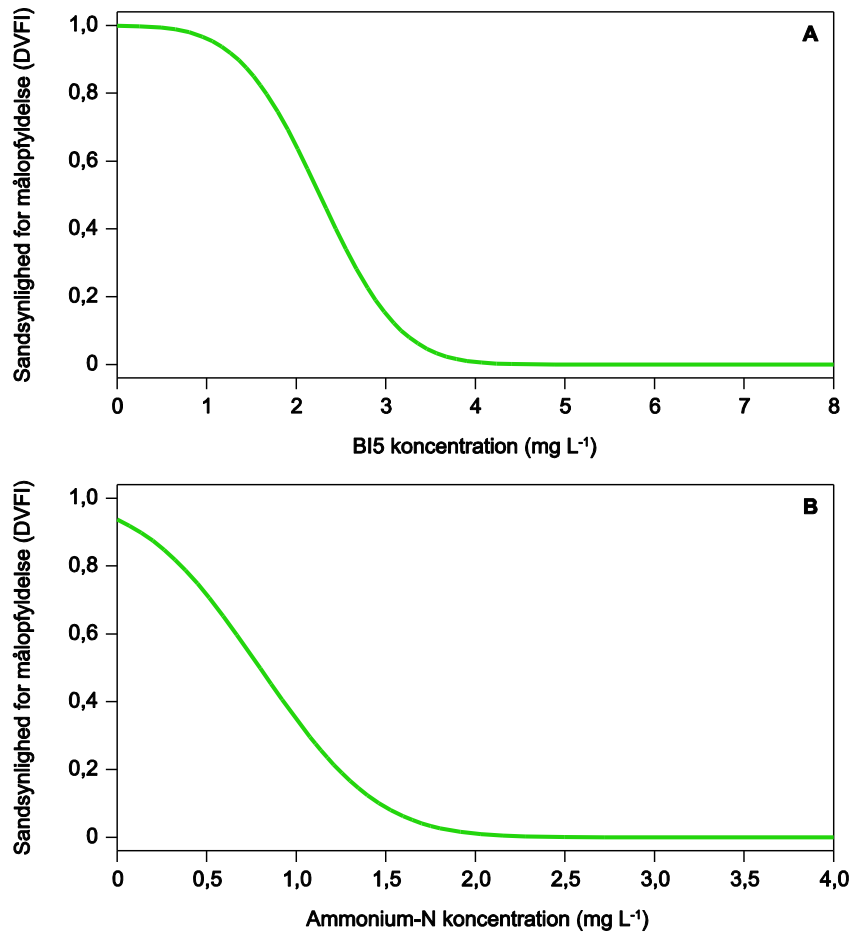
9 Organisk belastning, ammonium og målopfyldelse

De gennemførte analyser viser at sandsynligheden for målopfyldelse for DVFI afhænger af koncentrationen af både BI5 og ammonium (Figur 5). Påvirkning fra BI5 og ammonium ses ofte i samme vandløb og afspejler ofte en spildevandspåvirkning. Derfor kan det også være vanskeligt at adskille effekterne af de to parametre. Imidlertid viser de gennemførte analyser at BI5 koncentrationer der overstiger ca. 3 mg L⁻¹ med meget stor sandsynlighed forhindre målopfyldelse (DVFI). Derudover ses, at sandsynligheden for målopfyldelse med DVFI aftager kraftigt indenfor BI5 koncentrationsintervallet 1,5-3,0 mg L⁻¹, og for BI5 koncentrationer under 1,5 mg L⁻¹ er der meget høj sandsynlighed for målopfyldelse.

Tilsvarende viser analyserne, at ammoniumkoncentrationer der overstiger 1,5 mg ammonium L⁻¹ også med meget stor sandsynlighed kan hindre målopfyldelse. Indenfor koncentrationsintervallet mellem 0,1 og 1,5 mg ammonium L⁻¹ falder sandsynligheden for målopfyldelse med DVFI fra meget høj til nær nul.

En tidligere analyse af Friberg et al. (2010) viste ligeledes, at tætheden af en række nøglegruppe 1 og 2 arter i DVFI, dvs. arter med stor betydning for en god DVFI, aftog med stigende koncentrationer af BI5 og ammonium mens tætheden af en række negative indikatorarter tilsvarende steg. Analysen viste tydeligt, at årlige gennemsnitskoncentrationer af BI5 over 3,0 mg L⁻¹ medførte endda meget lille sandsynlighed for forekomst af nøglegruppe 1 og 2 arterne i DVFI (Friberg et al. 2010). Tilsvarende var forekomsten af nøglegruppe 1 og 2 arterne meget lille i vandløb med årlige gennemsnitskoncentrationer for ammonium over 1,5 mg L⁻¹ og for en række af nøglegruppe 1 arterne blev der endda ikke fundet individer i vandløb med årlige gennemsnitskoncentrationer over 0,5-0,8 mg ammonium L⁻¹ (Friberg et al. 2010). Derfor bør koncentrationer af BI5 og ammonium tages i betragtning i vurderingen af sandsynligheden for at opnå målopfyldelse indenfor de enkelte vandløbsoplande, og såfremt disse er høje er det nødvendigt at implementere virkemidler med det formål at reducere koncentrationerne for at kunne nå målopfyldelse.

Figur 5. Figuren viser hvordan sandsynligheden for målopfyldelse med DVFI afhænger af koncentrationen af BI5, som udtryk for den organiske belastning, og koncentrationen af ammonium.



10 Vurdering af eventuelle afvandingssæssige problemer i relation til udpegningen

Udpegning af vandløb og den dermed følgende indsats for at opnå målopfyldelse kan medføre tiltag, der påvirker afvandingstilstanden af visse vandløbsnære arealer. Der fokuseres i det følgende kun på jorde, der drives i omdrift og endvidere kun på type 1-vandløb.

10.1 De vandløbsnære arealer opdelt efter topografi og geologisk udgangsmateriale.

Vandløbsnære arealer, hvor høj naturlig grundvandsstand kan forekomme i forår og vækstsæson, vil være lavbundsarealer (flade, lavtliggende) og jorde med lille topografi (flade) og med lav hydraulisk ledningsevne på grund af jordbundens tekstur og struktur, typisk jorde udviklet på moræneler (Styczen et al., 2016). Lavbundslande udviklet på en sandet geologi vil sjældent være dræned, mens lavbundslande udviklet på ler, eller som er underlagt tykke tørvelag, sandsynligvis vil være dræned for at kunne dyrkes i omdrift. Det samme gælder flade jorde udviklet på moræneler.

En analyse af en mulig påvirkning af afvandingstilstanden som følge af ændringer i vandstanden i vandløbet kan gennemføres opdelt i hhv. dræned og ikke-dræned arealer. For ikke-dræned arealer vil stigningen i vandstand i vandløbet kunne ekstrapoleres til det vandløbsnære areal med en stigning på få promille (Bach (red.) 2016), og graden af påvirkning afhænger direkte af vandspejlsændringen. For dræned arealer vil en eventuel påvirkning af afvandingstilstanden som følge af udpegning være betinget af, om drænuvløbene oversvømmes eller ej. Hvis drænuvløbene ikke oversvømmes, vil påvirkningen af afvandingstilstanden være minimal. Hvis drænuvløbene oversvømmes, afhænger graden af påvirkning af vandstandsstigningen.

Størrelsen af hhv. det dræned og det ikke-dræned vandløbsnære areal i omdrift kan skønnes på grundlag af kortanalyser (tabel 5 og tabel 6). I tabel 5 er lavbundsarealet opgjort indenfor forskellige afstande i forhold til type 1-vandløb. Det kan antages, at omdriftsarealer med en sandet underjord (geologi) ikke er dræned, mens omdriftsarealer med en leret eller en tørveunderjord sandsynligvis er dræned (Styczen et al., 2016). Endelig vil flade jorde udviklet på moræneler være dræned for at kunne dyrkes i omdrift. I tabel 6 er dette areal estimeret i afstandsklasser fra type 1-vandløb.

Tabel 5. Samlet areal samt lavbundsarealet indenfor afstandsklasser fra type 1-vandløb. Alle arealer er angivet i ha.

	100 m	200 m	300 m
Total areal	182.324	354.153	520.831
Total lavbund	75.886	110.796	138.323
Omdrift på lavbund	23.156	36.735	47.539
Omdrift på lavbund, underjord sand	7.902	13.481	18.157
Omdrift på lavbund, underjord ler	2.189	3.452	4.400
Omdrift på lavbund, underjord tørve/gytje	7.990	12.344	15.621

Table 6. Omdriftsareal på flade jorde (hældning mindre end 1%) på leret geologi, og som ikke er klassificeret som lavbund, indenfor afstandsklasser fra type 1-vandløb. Alle arealer er angivet i ha.

	100 m	200 m	300 m
Omdrift på flad jord (hældning < 1%) med leret underjord og ikke klassificeret som lavbund	1.822	4.830	8.440

Da placeringen af vandløbenes vandspejl i forhold til terræn ikke er kendt, er det ikke muligt at fastlægge størrelsen af det påvirkede, dyrkede areal som følge af ændringer i vandstanden i vandløb. Antages det, at jorde i omdrift i en 100 m bred zone langs alle type 1-vandløb påvirkes, drejer det sig om op til 23.000 ha lavbundsjord, hvoraf ca. 8.000 ha er udrænedede jorde med en sandet geologi, hvor graden af påvirkning sandsynligvis er mindre. Yderligere findes der ca. 2.000 ha flade jorde udviklet på moræneler og i omdrift indenfor 100 m-zonen. Det samlede dyrkede areal i Danmark udgør 2.633.000 ha (2015). Det potentielt påvirkede areal langs type 1-vandløb udgør dermed ca. 0,9 % af landets dyrkede areal, stigende til 1,6 %, hvis påvirkningen udstrækker sig til 200 m fra vandløbene.

11 Referencer

Bach, H. (red.), Baattrup-Pedersen, A., Holm, P.E., Jensen, P.N., Larsen, T. Ovesen, N.B., Pedersen, M.L., Sand-Jensen, K., Styczen, M. 2016. Faglig udredning om grødeskæring i vandløb. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 106 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 188

Dannisøe, J., Frederiksen, N., Jensen Ries, E., Lindegaard-Petersen, C. & Nissen, E. 1984. Fødegrundlagets betydning for produktionen af ørred (*Salmo trutta* L.) i okkerbelastede vandløb. Ferskvandsbiologisk Laboratorium, Københavns Universitet. -Miljøstyrelsens okkerredegørelse, bilag 17.

Dewson, Z.S., James, A.B.W., Death, R.G. 2007. A review of the consequences of decreased flow for instream habitat and macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society* 26: 401-415.

Elliott, J.M. 1992. Sea trout literature review and bibliography. National Rivers Authority, Fisheries Technical Report 3: 1-141.

Elliott, J.M. 1994. Quantitative ecology and the brown trout. Oxford University Press, London.

Friberg, N., Skriver, J., Larsen, S.E., Pedersen, M.L., Buffagni, A. 2010. Stream macroinvertebrate occurrence along gradients in organic pollution and eutrophication. *Freshwater Biology* 55: 1405-1419.

Friberg, N., Thodsen, H., Kristensen, E., Jensen, P. N. 2013. Beskrivelse af elementer til inddeling af vandløbsstrækninger i forskellige klasser med henblik på en prioritering i forhold til vandplanerne. Notat fra DCE - Nationalt center for Miljø og Energi.

Geertz-Hansen, P., Nielsen, G. & Rasmussen, G. 1984. Fiskeribiologiske okkerundersøgelser, Danmarks Fiskeri- og Havundersøgelser, Ferskvandsfiskerilaboratoriet - Miljøstyrelsens okkerredegørelse, bilag 8.

Geertz-Hansen, P. Rasmussen, G. & Skriver, J. 1986. Okkers indflydelse på vandløbenes fiske- og smådyrsfauna. *Tidsskriftet Vand*.

Geertz-Hansen, P. & Rasmussen, G. 1994. Influence of ochre and acidification on the survival and hatching of brown trout eggs (*Salmo trutta*). In: R. Muller & R. Lloyd (eds.). Sublethal and chronic effects of pollutants on freshwater fish. FAO Fishing New Books. Blackwell, Oxford, pp. 196-210.

Hille, S., Kristensen, E.A., Graeber, D., Riis, T. Jørgensen, N.K., Baattrup-Pedersen, A., 2014. Fast reaction of macroinvertebrate communities to stagnation and drought in streams with contrasting nutrient availability. *Freshwater Science* 3: 847-859.

Kristensen, E.A., Jepsen, N., Nielsen, J., Pedersen, S. & Koed A. 2014. Dansk Fiskeindeks For Vandløb (DFFV). Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 58 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 95

Larsen, K. 1955. Fish population analysis in some small Danish trout streams by means of DC electro-fishing. Meddelelser fra Danmarks Fiskeri- og Havundersøgelser. Ny Serie: Bind 1, nr. 10, 1-69.

Larsen, S.E., Friberg, N., Wiberg-Larsen, P., Skriver, J. & Larsen, L.K. 2014. Konvertering af DVFI faunaklasser til EQR-værdier (Økologisk Kvalitets Ratio). Vand og Jord, 1, 12-16.

Miljøstyrelsen 1984. Okker - Redegørelse om den tre-årige forsøgsordning til nedbringelse af okkergener i vandløb. Miljøministeriet, København K, 245 s.

Mortensen, E. 1977. Density-dependent mortality of trout fry (*Salmo trutta* L.) and its relationship to the management of small streams. Journal of Fish Biology, 11, 613-617.

Nielsen, J. 1995. Fiskenes krav til vandløbenes fysiske forhold. Miljøprojekt nr. 293, Miljøstyrelsen, 129 pp.

Okkerkortlægningen, 1984.

<http://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/1984/87-88613-05-4/pdf/87-88613-05-4.pdf>

Pardo, I., García, L. 2016. Water abstraction in small lowland streams: Unforeseen hypoxia and anoxia effects. Science of the Total Environment 568: 226-235.

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, 47s.

Sand-Jensen, K. Mebus, J. R. 1998. Fine-scale patterns of water velocity within macrophyte patches in Danish lowland streams. Oikos 76: 169-180.

Styczen, M., Hansen, S., Petersen, C.T. og Abrahamsen, P. 2016. Samspil mellem vandstand i vandløb og de omliggende dyrkede arealer. Baggrundspapir til Udredning om Grødeskæring (Naturstyrelsen). Institut for Plante- og Miljøvidenskab, Københavns Universitet. 39 s.

Thyssen, N., Erlandsen, M., Kronvang, B., Svendsen, L. M. 1990. Vandløbsmodeller - biologisk struktur og stofomsætning. NPO-forskning, Nr. C 10. Miljøstyrelsen.

Wiberg-Larsen 2014. Opsætning af kontrolovervågningsstationer.

http://bios.au.dk/fileadmin/bioscience/Fagdatacentre/Ferskvand/V02_stationsopsaetning_version_3_final.pdf

Wiberg-Larsen, P., Kronvang, B. 2015. Dansk Fysisk Indeks - DFI.

http://bios.au.dk/fileadmin/bioscience/Fagdatacentre/Ferskvand/V05_fysisk_indeks_version_2.3_20160520.pdf