



DANSK FISKEINDEKS FOR VANDLØB (DFFV)

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 95

2014



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

[Tom side]

DANSK FISKEINDEKS FOR VANDLØB (DFFV)

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 95

2014

Esben Astrup Kristensen¹

Niels Jepsen²

Jan Nielsen²

Stig Pedersen²

Anders Koed²

¹ Aarhus Universitet, Institut for Bioscience

² DTU Aqua



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Datablad

- Serietitel og nummer: Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 95
- Titel: Dansk Fiskeindeks For Vandløb (DFFV)
- Forfattere: Esben Astrup Kristensen¹, Niels Jepsen², Jan Nielsen², Stig Pedersen² og Anders Koed²
Institutioner: ¹Aarhus Universitet, Institut for Bioscience og ²DTU Aqua
- Udgiver: Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©
URL: <http://dce.au.dk>
- Udgivelsesår: Marts 2014
Redaktion afsluttet: Februar 2014
Faglig kommentering: Poul Nordemann Jensen
- Finansiel støtte: Naturstyrelsen
- Bedes citeret: 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
<http://dce2.au.dk/pub/SR95.pdf>
- Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
- Sammenfatning: Fiskebestanden i vandløb er et af de kvalitetselementer, der indgår i Vandrammedirektivet og dermed i de danske vandplaner. Rapporten indeholder en afprøvning af et Litauisk indeks (DFFVa), som kan anvendes primært i de større danske vandløb. En forudsætning for anvendelse af dette indeks er, at der er mindst 3 fiskearter tilstede i vandløbet. Til brug for vandløb (primært små vandløb), hvor der forekommer mindre end 3 arter, er der udviklet et særligt indeks baseret på bestanden af ørreder (DVVFø)
- Emneord: Vandrammedirektiv, vandplaner, fiskeindeks, DVVFa, DVVFø, EQR, LZI, ørreder.
- Layout: Grafisk Værksted, AU Silkeborg
Foto forside: Johan Gadegaard
- ISBN: 978-87-7156-064-0
ISSN (elektronisk): 2244-9981
- Sideantal: 58
- Internetversion: Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som
<http://dce2.au.dk/pub/SR95.pdf>

Indhold

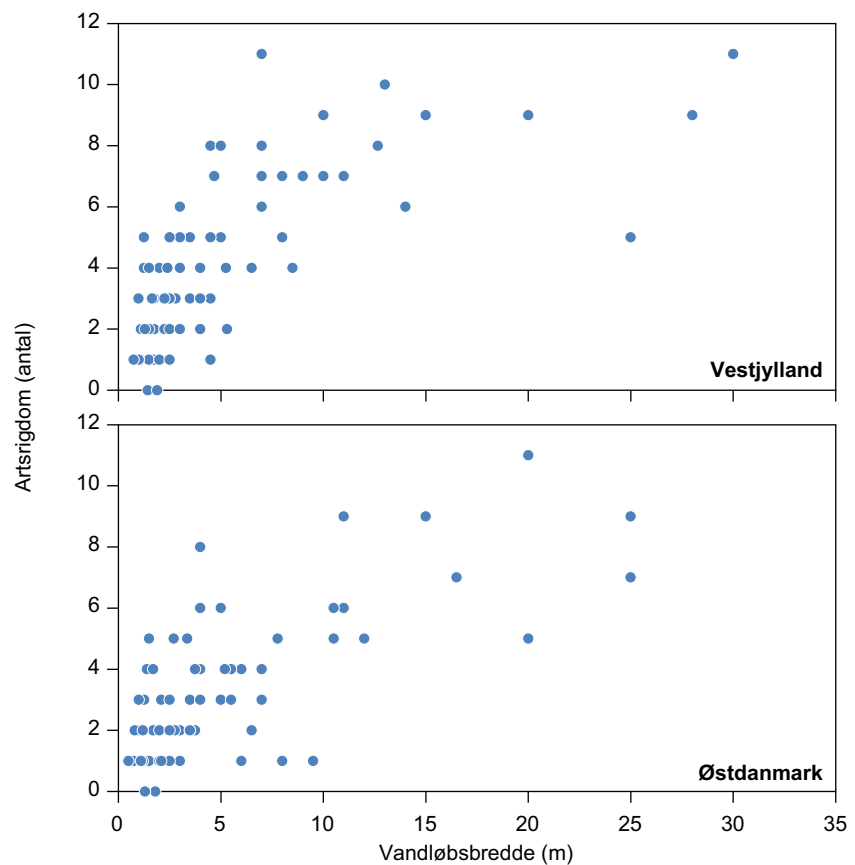
1	Indledning	5
2	Resultater	7
2.1	DFFVa ift. udsætning af ørreder	7
2.2	Endelig afprøvning af DFFVa ift. spærringer	10
2.3	Forslag til øst-vest justering af DFFVa	11
2.4	Udvikling af indeks til artsfattige vandløb (DFFVø)	14
3	Brug af DFFV	28
4	Opsummering og anbefalinger	30
5	Referencer	32
	Bilag 1. Referenceværdier i DFFVø- især for Vestjylland	34
	Bilag 2. Variation mellem år	37
	Bilag 3. Beregning af DFFV værdi	40
	Bilag 4. Referenceværdier DFFVa	45
	Bilag 5. Sammenhæng mellem DFFVa og DFFVø	46
	Bilag 6.	47

[Tom side]

1 Indledning

Fisk spiller en central rolle i vandløbenes økosystemer og er sammen med fugle og pattedyr systemernes top-prædator. Fisk findes i alle typer danske vandløb, men der er en klar sammenhæng mellem størrelsen på vandløbet og antallet af fiskearter (Figur 1). Små vandløb nær udspringet er således ofte artsfattige og der forekommer typisk mellem 1-4 forskellige arter, mens der kan forekomme op til 25 forskellige arter på de yderste strækninger af de største vandløb (Kristensen et al., 2011). I små vandløb, der løber direkte i havet, er artsantallet bl.a. begrænset af saltgradienten. Desuden findes en del arter kun i bestemte landsdele og vandsystemer. Overordnet set er antallet af forekomne arter i danske vandløb relativt lavt (42 hjemmehørende arter), hvilket stiller særlige krav til metoden, hvormed fiskene anvendes til at vurdere den økologiske kvalitet.

Figur 1. Sammenhæng mellem vandløbsbredde og artsrigdom i 78 vestjyske og 78 østdanske vandløb.



Vandløbsfiskene er påvirket af en lang række miljøvariable. I danske lavlandsvandløb har spærringer, fysiske forringelser af levesteder og organiske forureninger haft store negative effekter på fiskebestandene. Den organiske forurening er ikke længere et problem i de større vandløb, men kan være det i mange mindre vandløb. Til gengæld udgør spærringer og dårlige fysiske forhold stadig et problem for vandløbsfiskene i Danmark. Spærringerne forhindrer vandrefisk i at nå de gydepladser, der findes i vandløbene, men også fiskearter der foretager vandringer på mindre skala (f.eks. indenfor vandløbet) påvirkes negativt af spærringer. Udretninger og hårdhændet vedligeholdelse af vandløbene har reduceret mængden af levesteder, og vigtige habitater er mange steder fjernet (f.eks. grusbund, der kræves til reproduktion hos mange fiskearter).

Der er en lang tradition for overvågning af fisk i danske vandløb. Det tidligere Danmarks Fiskeriundersøgelser (DFU, nu DTU Aqua) har siden 1948 undersøgt de fleste danske vandløb flere gange. I perioden 1970-2006 udførte de danske amter desuden mange fiskeundersøgelser i vandløb, og efter vedtagelsen af NOVANA-overvågningsprogrammet har amterne og derefter Miljøministeriet foretaget en systematisk overvågning af fisk i danske vandløb. Gennem NOVANA indsamles data fra 800 landsdækkende stationer i forskellige størrelser af vandløb, hvor der samtidig foretages en ret udførlig registrering af fysiske og kemiske forhold. Fiskene indsamles vha. elektrofiskeri og bestandene kvantificeres som tætheder af de enkelte arter.

På trods af, at der lavet mange bestandsanalyser i de danske vandløb siden 1948, er vandløbsfiskene kun i meget begrænset omfang forsøgt brugt til en landsdækkende bedømmelse af den økologiske kvalitet i danske vandløb:

- Nielsen (1997) og Sivebæk (2008) påviste, at de naturlige ørredbestande var gået frem på landsplan i takt med, at vandløbenes økologiske tilstand forbedres. Nielsen foreslog derfor, at man brugte ørreden direkte som en måleenhed for vandløbenes tilstand (miljøindikator). Naturlig forekomst af ørred indgik ligeledes som en vigtig parameter i Vejle Amts politisk vedtagne fiskeindeks (Vejle Amt 2003).
- Dieperink (2000) opstillede et forslag til et dansk fiskeindeks.
- Jørgensen (2005) foretog en mindre afprøvning af en tidlig udgave af det Europæiske fiskeindeks.

I USA har man siden 1980'erne anvendt fiskebaserede indeks til vurdering af vandløbenes kvalitet mens man først langt senere, i forbindelse med Vandrammedirektivet, begyndte at udvikle metoder i Europa. Det var på baggrund af erfaringer herfra, at der i 2012 blev foretaget en afprøvning af eksisterende og allerede interkalibrerede udenlandske indeks i danske vandløb (Søndergaard et al., 2013). Konklusionen på afprøvningen blev at et litauisk udviklet indeks (LZI) er anvendeligt i danske vandløb, hvor der forekommer tre eller flere arter. Dog skal der foretages en afprøvning af indekset med data indsamlet på stationer hvor der ikke er udsat ørreder umiddelbart inden undersøgelserne er foretaget (se nedenfor), samt foretages en vurdering af spærringers indflydelse på indeksværdierne. Ligeledes skal der foretages en justering i forhold til naturgivne regionale forskelle i artssammensætningen. Endelig var konklusionen, at der bør udvikles et alternativt indeks til vandløb hvor der kun forekommer 1-2 arter (Søndergaard et al., 2013).

Formålet med dette projekt er:

1. At foretage endelige afprøvninger og evaluering af et allerede interkalibreret litauisk fiskeindeks (LZI) således at det endeligt kan konkluderes om det kan anvendes i Danmark.
 - 1b) Hvis den endelige evaluering under 1) falder positivt ud, at undersøge mulighederne for at foretage justeringer af LZI således at det tager hensyn til naturgivne forskelle landsdelene imellem.
2. At udvikle og evaluere et forslag til et del-fiskeindeks til anvendelse i de små danske vandløb som indgår i vandplanerne hvor LZI ikke kan anvendes. Dette må som udgangspunkt forventes at gælde en stor del af de danske vandløb, idet omkring 75 % af de ca. 70.000 km danske vandløb er under 2 m brede.

2 Resultater

I det følgende foretages en afrapportering af projektet i 2 dele: Første del omhandler den endelige afprøvning af LZI (herefter kaldet DFFVa) og anden del omhandler udvikling af et indeks til små artsfattige vandløb (herefter kaldet DFFVø).

2.1 DFFVa ift. udsætning af ørreder

Effekten af udsætninger og en afprøvning af DFFVa på et datasæt renset for ørredudsætninger blev foretaget ved at rense fiskedata fra NOVANA befiskninger for udsætninger. Dette datasæt blev produceret ved at sammenholde informationer om beliggenhed og årstal for NOVANA befiskningerne, placering og årstal for udsætninger, type af udsætninger samt information om spredning af udsatte ørreder. Der blev ikke foretaget en rensning i forhold til laks og ål, men kun for udsatte ørreder. I alt 879 NOVANA befiskninger blev forsøgt renset for udsætninger af ørreder. For 227 af disse NOVANA befiskningerne var det ikke muligt at skaffe information omkring udsætninger – ofte fordi udsætningsplanen ikke forekom på elektronisk form og det derfor ikke umiddelbart var muligt at inkludere disse. For de resterende NOVANA befiskninger blev disses placering og årstal derefter sammenholdt med oplysninger om udsætninger af ørreder (<http://www.fiskepleje.dk/vandloeb/udsætning/oerred.aspx>). Ifølge disse udsætningsplaner bliver der udsat yngel, ½ års, 1 års, Put and Take fisk eller foretaget mundingsudsætninger. NOVANA befiskninger foretaget i år eller i vandløb med Put and Take udsætninger blev ekskluderet fra datasættet (i alt 122 befiskninger). Dette skyldes at det er usikkert hvor mange af disse der reelt er udsat samt hvor meget disse relativt store fisk vandrer i vandløbet. Ved udsætning af ørred yngel, ½ års og 1 års ørreder blev en grænse på 1 km både opstrøms og nedstrøms fastsat. Hvis NOVANA befiskningen var foretaget i et år med udsætninger af disse aldersklasser, men lå mere end 1 km væk fra punktet for udsætningen, blev det vurderet at NOVANA befiskningen ikke var påvirket af udsætningen det pågældende år. Denne grænse blev sat fordi undersøgelser har vist at udsatte ørreder primært spredes indenfor kort afstand af hvor de er udsat og kun meget sjældent vandrer mere end 1 km væk (Hansen & Glüsing, 1995; Pedersen et al., 2009). Efter anvendelse af dette kriterium og inkludering af NOVANA befiskninger helt uden udsætninger (144 befiskninger) var der 481 NOVANA befiskninger, der kunne klassificeres som værende uden påvirkning fra udsætninger af ørreder udsat det pågældende år. Populationen af ørreder på den pågældende station kan derimod godt være påvirket af udsætninger fra andre år og eventuelle ørreder på stationen kan godt stamme fra udsatte fisk, men dette var ikke muligt at kontrollere for. Det er altså således alene de udsatte ørreder det pågældende år at NOVANA befiskningerne er renset for. Der blev ikke renset for udsætninger af laks – NOVANA befiskninger med forekomst af laks blev derfor efterfølgende fjernet fra datasættet indeholdende de 481 befiskninger inden yderligere analyser.

NOVANA befiskninger klassificeret som værende uden udsætninger blev derefter analyseret sammen med NOVANA befiskninger med udsætninger for at undersøge om DFFVa værdierne påvirkes af udsætninger af ørreder det pågældende år. Først blev befiskninger med mindre end tre arter ekskluderet, da der ikke kan udregnes en DFFVa værdi for disse. Derefter blev det undersøgt om

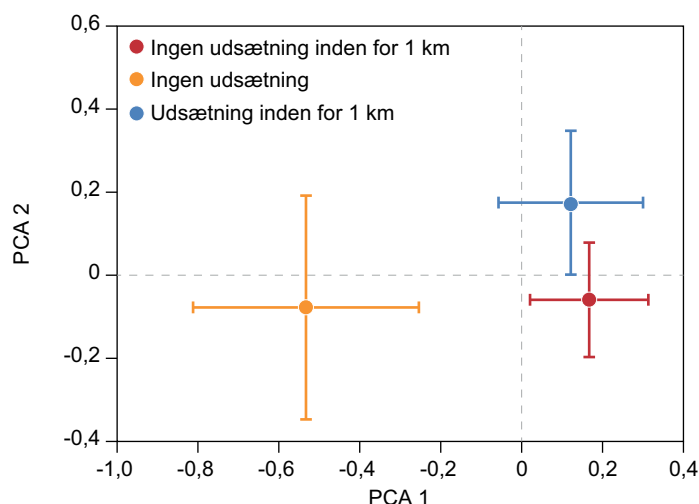
delmængden af NOVANA befiskninger uden udsætninger adskiller sig rent påvirkningsmæssigt fra resten af datasættet. Dette blev gjort ved at sammenligne en række fysiske og kemiske variable (tabel 1) mellem 3 grupper af befiskninger: 1) befiskninger uden udsætninger indenfor 1 km, 2) befiskninger med udsætninger indenfor 1 km og 3) befiskninger helt uden udsætninger. Ud fra denne sammenligning ses at gruppe af stationer helt uden udsætninger adskiller sig fra de 2 andre grupper ved at have et mere groft bundsubstrat.

Tabel 1. Sammenligning af fysiske og kemiske påvirkningsvariable fra NOVANA befiskninger med og uden udsætninger. Tal med fed skrift indikerer en signifikant højere værdi for disse grupper.

	Fald (m/m)	Sand (%)	Grus (%)	BI5 (mg/l)	NH4 (mg/l)	NO3 (mg/l)	PO4 (mg/l)	Fysisk Indeks
Ingen udsætning 1 km	0,33 (0,9-2,5)	39 (0-81)	6 (0-31)	1,4 (0,5-6,1)	0,15 (0,01-1,2)	2,3 (0,01-12,5)	0,04 (0,01-0,14)	29 (-6-45)
Ingen udsætning	0,38 (0,01-3,9)	27 (0-67)	16 (0-61)	1,4 (80,6-3,1)	0,12 (0,01-0,8)	3,5 (0,01-9,1)	0,05 (0,01-0,13)	30 (0-51)
Udsætning indenfor 1 km	0,22 (0,01-0,99)	37 (0-79)	7 (0-35)	1,3 (0,5-5,6)	0,08 (0,01-0,2)	2,9 (0,01-9,5)	0,04 (0,01-0,2)	29 (9-48)

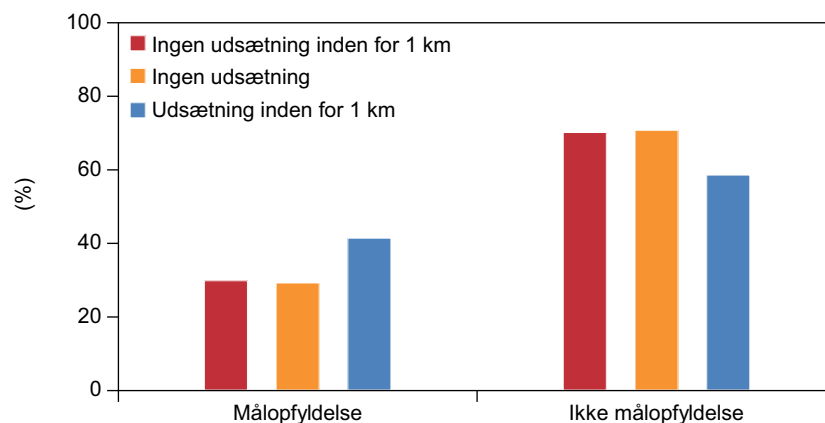
De fysiske og kemiske forskelle mellem de tre grupper af befiskninger blev yderligere analyseret vha. en multivariable analyse. Denne analyse bekræfter resultaterne fra tabel 1 og viser, at gruppen der indeholder NOVANA stationer helt uden udsætninger adskiller sig fra de to andre grupper (Figur 2) og at forskellen skyldes forskellige substrater (mere grus i gruppen helt uden udsætninger). Dette resultat er ikke overraskende, da der før udsætninger af ørreder opgøres om der er sammenhold mellem habitatkvaliteten og tætheden af ørreder. Hvis der er gode forhold og høj tæthed eller hvis der er dårlige forhold udsættes der ikke ørreder. Denne analyse peger på, at der er en overvægt af stationer med gode fysiske forhold i gruppen helt uden udsætninger og at de to grupper med eller uden udsætninger indenfor 1 km er ens rent påvirkningsmæssigt.

Figur 2. PCA bi-plot fra analyse af stationer tilhørende de 3 grupper og vha. de kemiske og fysiske variable i tabel 1. Figuren viser de gennemsnitlige PCA-scoringer (med S.E.) for de 3 grupper vandløb. Der var en signifikant multivariable forskel mellem de 3 grupper (ANOSIM, $R = 0,05$, $P = 0,041$). Parvise sammenligninger viste at gruppen uden udsætninger var signifikant forskellig fra de 2 andre grupper ($P = 0,005$ og $0,002$) mens grupperne med og uden udsætninger indenfor 1 km ikke var signifikant forskellige ($P = 0,766$).



Efter evaluering af påvirkningsgraden blev DFFVa værdierne og andel af stationer med målopfyldelse i forhold til dette indeks, sammenlignet mellem de tre grupper. Resultatet viser at der er en klar overvægt af stationer uden målopfyldelse for alle de tre grupper af vandløb (Figur 3). Derudover viser resultaterne, at der er en klar højere andel af stationer med målopfyldelse på de stationer hvor der er udsat ørreder indenfor 1 km af befiskningen.

Figur 3. Andel af stationer med og uden målopfyldelse ved anvendelse af DFFVa for 3 grupper af stationer med forskellige grad af påvirkning fra udsætninger.



Ud fra evalueringen af DFFVa i forhold til udsætninger af ørreder kan der konkluderes, at udsætninger af ørreder har en effekt på DFFVa værdien og dermed på målopfyldelsen. Det betyder, at DFFVa værdier udregnet ud fra NOVANA befiskninger kan være overestimerede. Det blev derfor besluttet at foretage en afprøvning af DFFVa udelukkende ved anvendelse af fiskedata fra NOVANA befiskninger uden udsætninger.

Afprøvningen af DFFVa med data rensset for udsætninger blev afgrænset til at undersøge sammenhænge mellem DFFVa og relevante miljøpåvirkninger (se Søndergaard et al, 2013 for detaljer omkring de valgte påvirkninger). Afprøvningen blev afgrænset til dette, da det er en væsentlig del af argumentationen overfor EU for at få godkendt brugen af DFFVa i Danmark.

De udvalgte påvirkningsvariabler blev delt i to grupper – en gruppe med variabler, der generelt stiger med øget menneskelig påvirkning og en gruppe med variabler, der generelt falder med øget menneskelig påvirkning. For hver påvirkningsvariabel (undtagen DVFI) blev der foretaget en inddeling i tre grupper: Høj, Moderat og Lav menneskelig påvirkning. Inddelingen blev foretaget på baggrund af et tidligere arbejde med fastsættelsen af referencetilstanden (Kristensen et al., 2009). Efter inddelingen blev data præsenteret med Boxplots og der blev foretaget statistiske analyser af forskelle mellem de tre grupper (1-vejs ANOVA).

Resultaterne viser, at der er signifikante forskelle i DFFVa værdierne mellem de tre grupper (Høj, Moderat og Lav påvirkning) for ortho-p, BI5, ammonium, mængden af grus på bunden, mængden af sten på bunden, DVFI og Det Fysiske Indeks (Figur 4). Modsat var der ikke signifikante forskelle for nitrat, mængden af sand på bunden, mængden af mudder på bunden, omdrift i oplandet og skov i oplandet (Figur 4). Disse resultater indikerer at DFFVa værdierne på tilfredsstillende vis afspejler påvirkninger i danske vandløb.

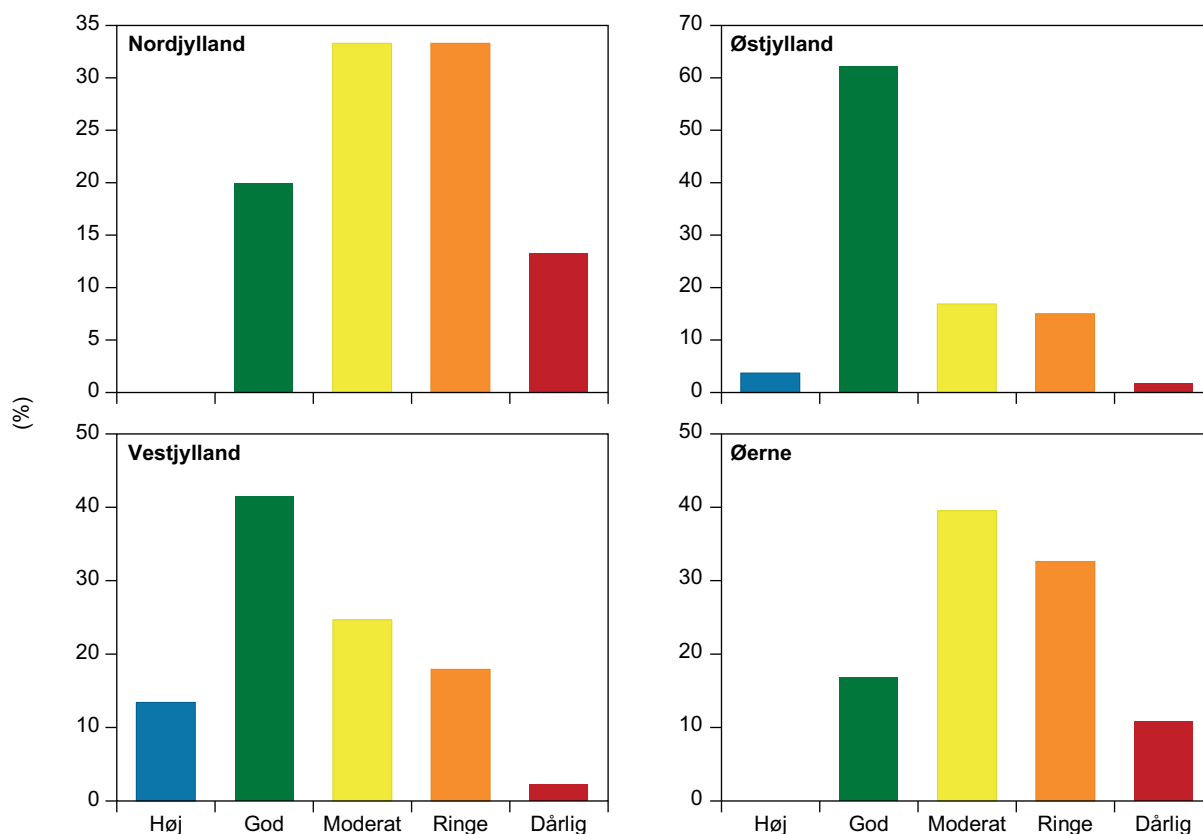
af fiskedata indsamlet under udarbejdelsen af udsætningsplaner og ved kontakt til kommuner. I begge tilfælde var informationerne omkring spærringerne af bedre kvalitet, men i de tilfælde hvor der forelå fiskedata, manglede der en fuldstændig optælling af alle arter (ørreden var eneste art optalt). Det var derfor ikke muligt at udregne DFFVa værdier. Derefter blev de nye indsamlede informationer om spærringer sammenholdt med position for NOVANA befiskninger vha. GIS. Formålet med dette var at udpege NOVANA befiskninger henholdsvis ovenfor og nedenfor spærringer og undersøge DFFVa værdierne på disse to grupper af vandløb. Men denne analyse viste sig umulig, da kun meget få NOVANA befiskninger var tilbage efter at stationer med udsætninger, stationer med kun to eller færre arter samt stationer med usikre oplysninger om spærringer var fjernet fra datasættet.

Det er således ikke muligt, med det nuværende datagrundlag, at foretage en grundigere analyse af spærringers effekt på DFFVa værdien. Det er dog forfatterens vurdering, at spærringer i mange tilfælde vil have negative effekter på DFFVa værdien. Ofte vil vandrefisk, som ørred eller laks, respondere positivt på fjernelse af en spærring og de vandløbs-strækninger, der gøres tilgængelige, vil blive anvendt til gydning hvis de fysiske forhold er gode nok. Derfor vil fjernelsen af spærringer ofte resultere i en stigning i antallet af laksefisk opstrøms spærringen (se f.eks. Nielsen 2013), og dermed også DFFVa værdien, da høje tætheder af laksefisk altid giver høje DFFVa værdier (Søndergaard et al., under udgivelse).

2.3 Forslag til øst-vest justering af DFFVa

Afprøvningen af DFFVa under det tidligere projekt viste, at det bør undersøges om der skal foretages en justering af DFFVa i forhold til naturgivne regionale forskelle i fiskesammensætningen mellem forskellige regioner i Danmark, bl.a. Vestjylland og det østlige Danmark. Disse to regioner har forskelle i forekomst af arter, bl.a. betinget af forskellig indvandringshistorie efter sidste istid. Dette betyder, at der i Vestjylland forekommer arter, der naturligt ikke findes i resten af landet (stalling, strømskalle og finnestribet ferskvandsulk) og arter der har deres hovedudbredelsesområde i det vestlige Jylland (laks og helt) mens smerling og pigsmerring udelukkende findes i Østdanmark (Carl & Møller, 2012). Derudover er artsdiversiteten lavere i Nordjylland end i resten af landet (Carl & Møller, 2012).

Anvendes DFFVa på vandløb opdelt efter regionerne Nordjylland, Vestjylland, Østjylland og Øerne ses at der er store forskelle i fordelingen mellem de 5 tilstandsklasser regionerne imellem (Figur 5). Der ses en klar overvægt af vandløbsstationer med målopfyldelse i Vestjylland (55 %) og Østjylland (66 %) i forhold til Nordjylland og Øerne (henholdsvis 20 og 17 % målopfyldelse). Derudover kan det ses, at i Nordjylland og på Øerne opnår ingen af vandløbene Høj status.



Figur 5. Fordeling af de 5 tilstandsklasser i forhold til DFFVa i 4 danske regioner.

De observerede forskelle mellem regioner kan overordnet set skyldes 2 faktorer: 1) naturgivne forskelle i artssammensætningen eller 2) forskelle i graden af påvirkning. Som nævnt ovenfor findes arter, der kun forekommer i bestemte regioner, særligt er der forskel mellem Vestjylland og det østlige Danmark hvor 3 arter (stalling, strømskalle og finnestribet ferskvandsulke) naturligt kun findes i Vestjylland og 2 arter (smerling og pignsmerling) kun findes i det østlige Danmark. Forekomst af de 3 vestlige arter scorer alle positivt i DFFVa værdien da de alle er rheofile, lithofile og ferskvandsulken og stallingen er ligeledes intolerante (se afsnittet 3: Brugen af DFFV). Forekomst af den ene østlige art (pignsmerling) er neutral i forhold til DFFVa, mens forekomst af smerling indvirker positivt på DFFVa scoren (se afsnittet 3: Brugen af DFFV). Der er således umiddelbart en overvægt af positive elementer ved vestlige unikke arter i forhold til de unikke østlige arter. Men, både ferskvandsulken og stallingen findes i dag også i Østjylland som følge af udsætninger og både stallingen og strømskallen samt stavsild fanges sjældent under overvågningsfiskeriet da de er tilknyttet relativt store vandløb (pers. medd. Allan Jensen). Det vurderes derfor, at forekomst af de 3 unikke vestjyske og de 2 unikke østdanske arter ikke berettiger en typologi baseret på disse 2 regioner.

Nordjylland er som nævnt naturligt mere artsfattigere end resten af landet. Ifølge Carl & Møller (2012) forekommer løje, flire, knude ikke nord for Limfjorden, mens horken kun findes i Thy nord for Limfjorden (se afsnittet 3: Brugen af DFFV). Kun en enkelt af disse arter (knuden) tæller positivt i DFFVa da den er lithofil og der er således ikke anledning til at indføre en særligt nordjysk type. Det samme gør sig gældende for Øerne (se afsnittet 3: Brugen af DFFV).

Årsagen til den generelt dårligere tilstand målt vha. DFFVa (Figur 5) i Nordjylland og på Øerne skal derfor nok findes i den generelle miljøpåvirkning. Hvis man undersøger en række fysiske og kemiske variabler fra vandløb i de 4 regioner ses det at vandløb i Nordjylland og på Øerne har et lavere fysisk indeks, lavere DVFI, højere koncentrationer af fosfor og organisk stof (tabel 2), hvilket indikerer en højere grad af menneskelig påvirkning i disse 2 regioner end i Vestjylland og Østjylland. Derudover er der særligt i Vestjylland okkerproblemer der yderligere kan være en medvirkende forklaring af forskellene.

Tabel 2. Gennemsnitsværdier (med range) for udvalgte fysiske og kemiske variable fordelt på 4 regioner i Danmark.

	BI5 (mg/l)	NH4 (mg/l)	NO3 (mg/l)	PO4 (mg/l)	Fysisk Indeks	DVFI
Nordjylland	1,6 (0,7-6,1)	0,2 (0,02-1,2)	3,8 (0,13-7,5)	0,07 (0,02-0,44)	26 (5-48)	4,7 (4-7)
Østjylland	1,4 (0,5-3,1)	0,2 (0,01-6,1)	4,13 (0,01-12,5)	0,04 (0,01-0,12)	32 (9-51)	5,8 (4-7)
Vestjylland	1,2 (0,5-2,4)	0,08 (0,01-0,2)	2,4 (0,01-9,3)	0,02 (0,01-0,08)	28 (-6-51)	5,7 (4-7)
Øerne	1,8 (0,9-5,6)	0,08 (0,01-0,3)	2,8 (0,01-8,4)	0,1 (0,01-0,7)	27 (0-45)	4,6 (2-7)



Ørreden (her et voksent individ fra Råsted Lilleå) findes naturligt over hele Danmark og stiller specifikke krav til både vandkvalitet og de fysiske forhold. Yngel fra ørreden anvendes i et indeks til artsfattige vandløb. Foto: Johan Gadegaard.

2.4 Udvikling af indeks til artsfattige vandløb (DFVØ)

I de mindre vandløb findes der kun en gennemgående art, nemlig ørred (*Salmo trutta*). Der findes tre livshistorier for ørred i DK: 1) relativt stationære bækørred og de vandrende former 2) søørred og 3) havørred. Ørreden findes naturligt i alle landsdele i vandløb med et vist fald, og den er ret krævende mht. vandkvalitet og vandløbets fysiske tilstand. Især er ørreden krævende i den første del af livshistorien. Ældre ørreder er mobile og kan være sat ud fra dambrug, medens yngel er stationær og kan være resultat af naturlig gydning. Derfor er forslaget til Fiske-indeks i vurdering af vandrammedirektivets miljømål i det følgende baseret på én indikator (metric), nemlig tætheden af ørred-yngel¹. Dette indeks er beregnet til at anvende i alle vandløb, hvor der kun optræder en eller to arter under monitoring (elbefiskning). Dette vil i praksis oftest være vandløb under 2- 3 m's bredde, dvs. de fleste danske vandløb. I det følgende vil der gives en kort gennemgang af data, analyser og resultater, samt til slut et forslag til grænseværdier i henhold til Vandrammedirektivet.

2.4.1 Data

Et indeks skal kunne afspejle relevante miljøpåvirkninger (*pressures*). Til at undersøge om dette er tilfældet har vi benyttet elfiskedata fra en lang række stationer, der er op til 50 meter lange vandløbsstrækninger. Det skal fremhæves, at alle undersøgelser er lavet om efteråret, hvor årets yngel af ørred er ca. ½ år gamle:

- Som datasæt er der udvalgt stationer fra DTU Aquas database, hvor der er blevet elektrofisket i de seneste 10 år, idet de tidligere resultater ikke i tilstrækkelig grad er digitaliserede. DTU Aqua's resultater er indsamlede i forbindelse med de jævnlige revideringer af *planer for fiskepleje* (tidligere kaldet udsætningsplaner), hvor der hvert år tilføjes data fra ca. 600 elbefiskninger. I databasen indgår der resultater fra ca. 7.000 stationer på landsplan. Der bliver aldrig sat ørredyngel ud i vandsystemerne i de år, de skal undersøges, og forekomst af ørredyngel om efteråret, hvor undersøgelserne udføres, viser derfor altid, hvad naturen selv har produceret. Derimod kan antallet af "ældre ørred" være påvirket af tidligere års udsætninger.
- Data fra NOVANA, hvor der heller ikke har været udsat ørredyngel forud for elbefiskningerne.
- Tætheder er beregnet ud fra dobbeltbefiskninger eller anvendelse af fangsteffektivitet beregnet på andre tilsvarende stationer.

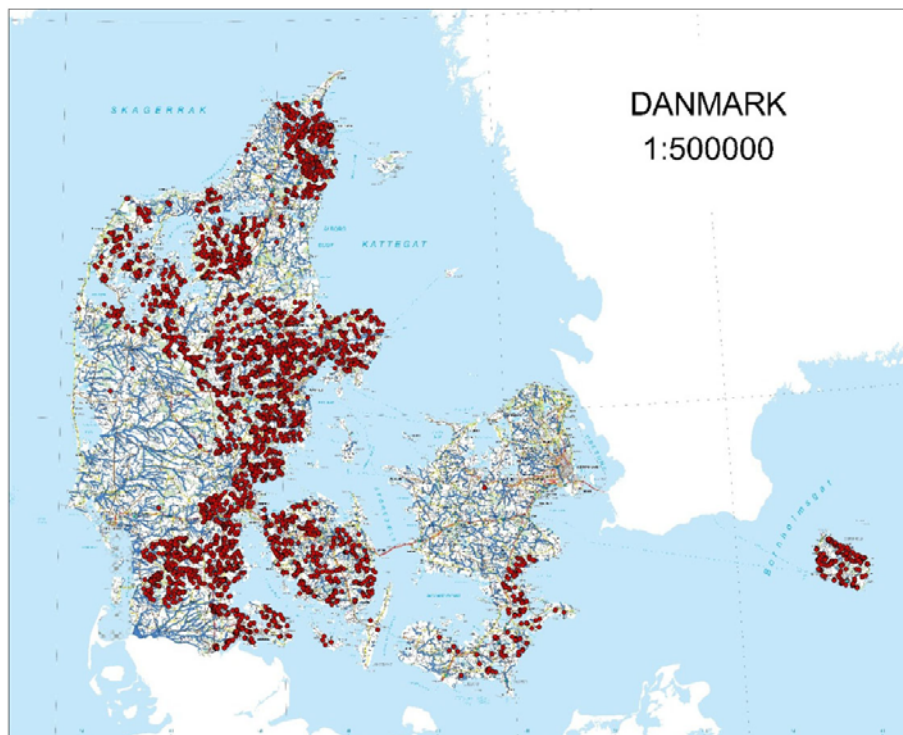
Det samlede datasæt, består af fangsttal og habitatoplysninger fra alle stationer, hvor der findes indtastede habitatoplysninger. Der indgår i alt 3.199 befiskede stationer i analyserne. Disse er befiskede i perioden 2001-2012, og der er samtidig indsamlet habitatoplysninger.

Data fra 2001 består af en enkelt station på Sydsjælland hvor der er indtastet habitatdata. I 2003 er data fra Bangsbo Å, Lerbæk og Elling Å i Nordjylland. I perioden 2005 – 2012 omfatter data desuden 20 udvalgte stationer, der befiskes hvert år. Hovedparten af data er fra perioden 2008 – 2012 indsamlet i forbindelse med udarbejdelse af Planer for Fiskepleje i diverse vandløb.

¹ Laks er ikke været en del af denne test, men det foreslås at i de vandløb hvor der optræder lakseyngel enten alene eller sammen med ørredyngel, tælles disse sammen og der skelnes ikke mellem de to arter.

Placeringen af de undersøgte stationer ses i Figur 6. Der er fra Sjælland kun stationer med fra den sydøstlige del og fra Vestjylland kun fra 3 vandløb i den sydlige del, idet yderligere data ikke var elektronisk tilgængelige ifbm. analysearbejdet.

Figur 6. Placeringen af de 3.199 undersøgte stationer i perioden 2001-2012, som er anvendt til testning af fiskeindeks.



2.4.2 Påvirkninger

Fysisk påvirkning (habitat-forringelse)

Ved vurderingen af en "kandidat-indikator", opstiller man en skala af påvirkningsgrad af en given *pressure* og tester om indikatoren reagerer på den. Vi har vurderet, at fysisk påvirkning af vandløbet er den mest betydningsfulde miljøpåvirkning i de mindre vandløb. Derfor er det første, vi tester, om graden af forringelse af de fysiske forhold kan aflæses på antallet af ørred-yngel (NB. fanget om efteråret, hvor de er ca. ½ år gamle og har levet i vandløbet siden april). Ved at bruge oplysninger om fysiske parametre, kan enhver station tildeles en karakter for habitatkvalitet på en skala fra 1-10 ICES (2011). En samstilling af habitatkvalitet (= graden af påvirkning) og tætheden af ørredyngel kan ses i Figur 7.

For hver station er tæthederne af yngel og ældre ørred beregnet. Dette er gjort ud fra fangsttal i 1. og 2. befiskning på stationer, der er fisket 2 gange (Bohlin et al 1989). På stationer hvor der kun er fisket én gang er tætheden beregnet ud fra effektiviteten i vandløbet det pågældende år, og hvis dette ikke har været muligt, bruges effektiviteten i området det pågældende år. I enkelte tilfælde har det været nødvendigt at anvende kendt effektivitet i et nabo-område det pågældende år. Tæthederne er opgjort som antal ørredyngel pr 100 m² samt i visse tilfælde pr 100 m vandløb. Der er kun anvendt tætheder for årets yngel i analyserne.

Habitatkvalitet

For hver station er der ud fra oplysninger der er opmålt og noteret i forbindelse med fiskeriet beregnet en habitatkvalitet udviklet af ICES arbejdsgruppen SGBALANST (ICES 2011), og som er anvendt af WGBAST (ICES 2012). I habitatkvaliteten indgår oplysninger om bredde, dybde, substrat, generelle strømhastigheder og beskygning. De enkelte variabler og karakterer de enkelte parametre fremgår af Tabel 3.

Tabel 3. Variabler anvendt til beregning af habitatkvalitet. Note: * Dominerende substrat, ** hvis Stille eller Svag strømhastighed forekommer, er stationen tildelt værdien 0 uanset om andre strømhastigheder forekommer, hvis Frisk eller Rivende forekommer, er stationen tildelt kvaliteten 1 uanset om også Jævn / God strømhastighed forekommer.

Variabel	Parameter	Kvalitet
Bredde	> 10 m	0
	6-10 m	1
	< 6 m	2
Dybde	> 0.5 m	0
	0.3 - 0.4 m	1
	< 0.3 m	2
Substrat *	Okker	0
	Silt/blød	0
	Ler	0
	Sand	1
	Tørv	1
	Grus	2
Strømhastighed **	Stille / Svag	0
	Frisk / Rivende	1
	Jævn / God	2
Skygge	Ingen	0
	Kant / Enkeltbusk	1
	Hegn / Skov	2

I kvalitetsindeks udarbejdet af SGBALANST indgår også hældningen, men denne har ikke været tilgængelig for alle befiskede stationer i denne analyse (hældningens betydning er dog analyseret, se under Typologi). For hver station adderes de enkelte kvalitetskarakterer så stationen kan opnå mellem 0 og 10 i samlet kvalitet. Antal observationer og gennemsnitsværdier for de enkelte habitatkvaliteter fremgår af Tabel 4 og Figurerne 7 og 8 herunder.

Tabel 4. Antal observationer og gennemsnitlige tætheder af ørredyngel om efteråret ved forskellige beregnede habitatkvaliteter.

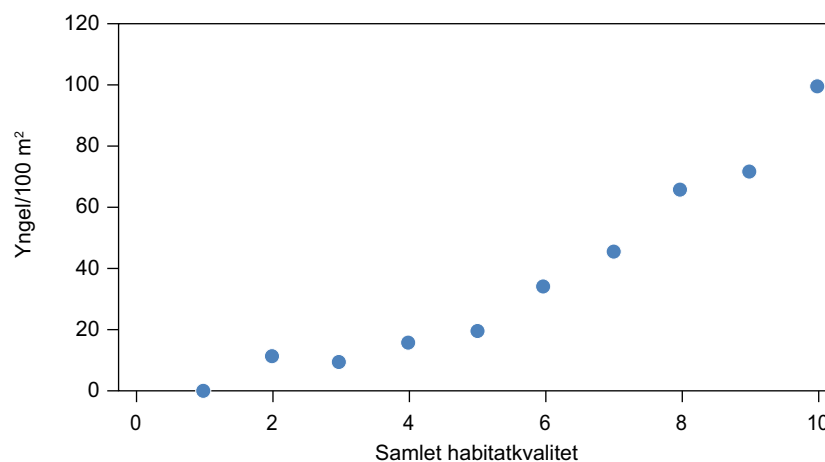
Samlet Kvalitet	Antal observationer	Gennemsnitlig tæthed	
		Y/100 m ²	Y/100 m
1	1	0	0
2	6	11.6	41.7
3	37	9.4	41.4
4	82	15.9	46.9
5	190	19.9	55.4
6	361	34.3	84.7
7	547	45.6	95.1
8	835	65.8	111.1
9	796	72.1	119.9
10	344	99.7	170.0
I alt/ gennemsnit	3.199	59.2	108.0

Der er flest stationer med forholdsvis høj kvalitet. Dette hænger formentlig delvis sammen med at der sjældent elfiskes på stationer med (forventet) ingen ørred. Det vurderes dog, at der er stationer nok til en dataanalyse over habitatkvalitetens betydning for ørredbestanden.

2.4.3 Metrics/indikatorer

Tætheden af yngel

Figur 7. Gennemsnitlig tæthed af naturligt produceret ørredyngel fra gydning (n/100m²) mod beregnede habitatkvaliteter på 3199 stationer.

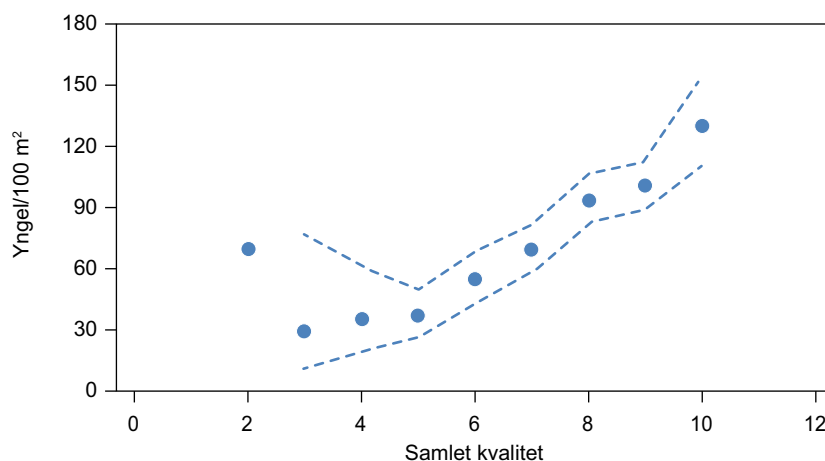


På figuren ses en tydelig sammenhæng mellem habitatkvalitet (= påvirkning) og yngeltæthed. Dog viser en korrelationsanalyse at denne sammenhæng ikke er særlig stærk ($R^2 = 0,09$; $p < 0,001$), hvilket skyldes, at der er stor spredning af værdierne indenfor de enkelte kategorier. Dette er ikke overraskende, da der i disse data indgår andre betydende parametre end blot habitat. Der kan f.eks. være:

- spærringer nedstrøms en station med gode forhold, hvilket gør at ingen ørreder kan vandre op til gydepladsen,
- vandkvalitetsproblem (punktudledning, gylleudslip),
- lav fysisk variation, trods god habitatkvalitet-score.

Formålet med analysen er at finde et niveau for, hvor meget ørredyngel der kan være fra gydning i et vandløb, og ud fra dette, at foreslå et niveau for hvor meget yngel der bør være, hvis der er en god økologisk tilstand. Derfor er analysen gentaget på stationer, hvor der med sikkerhed har fundet gydning sted, dvs. kun med stationer, hvor der faktisk blev fundet mindst et styk ørredyngel fra gydning (Figur 8). Korrelationen er nu noget stærkere trods færre punkter ($R^2 = 0,14$; $p < 0,001$).

Figur 8. Gennemsnitlig tæthed af naturligt produceret ørredyngel fra gydning ($n/100m^2$) som funktion af beregnede habitatkvaliteter på 2.161 stationer med forekomst af yngel fra gydning på alle stationer. Stiplede linjer angiver 95 % konfidensinterval om middelværdierne. NB: Ved den dårligste habitatklasse (2) er der så få stationer (6!) at usikkerheden er meget stor og det er grunden til at denne falder udenfor sammenhængen.

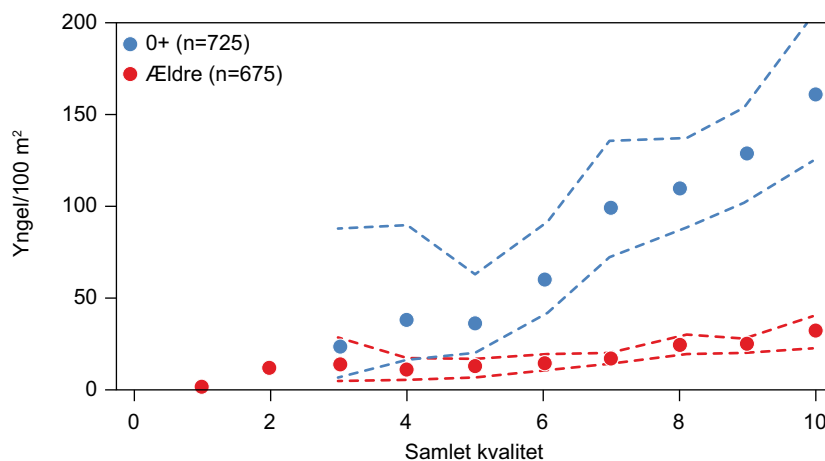


Denne analyse er et godt udgangspunkt for at gå videre med yngel indikatoren, der jo klart afspejler påvirkninger af de fysiske forhold i vandløbet.

Tætheden af ældre ørred og forholdet mellem yngel/ældre

En tilsvarende analyse af tætheden af "ældre ørred" viser ikke nogen klar sammenhæng (Figur 9).

Figur 9. Gennemsnitlig tæthed af ørredyngel og ældre som funktion af beregnede habitatkvaliteter. Baseret på 725 stationer med yngel og 675 med ældre. Stiplede linjer angiver 95% konfidensinterval.



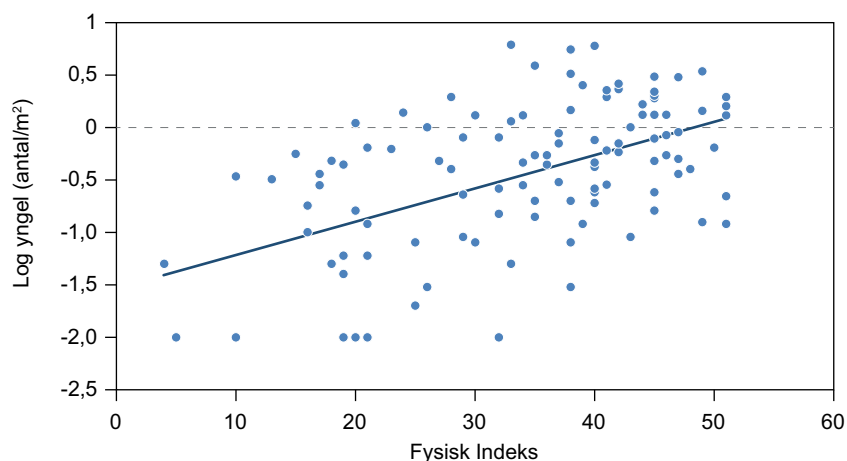
Og ligeledes er der heller ikke klar sammenhæng mellem påvirkning og forholdet mellem yngel/ældre på stationerne. Dette kan delvist skyldes, at kvalitetsgradienten er opstillet ud fra de mindste fisks habitatkrav og dermed ikke kan forventes at påvirke tætheden af ældre ørred på samme måde. Desuden kan der indgå udsatte fisk i kategorien "ældre" hvilket yderligere kan begrænse responsen. Vi kan på baggrund af disse resultater ikke udelukke, at man kunne anvende forholdet mellem yngel og ældre ørred som indikator for nogle påvirkninger, men med de habitats oplysninger vi har og

det faktum at vi ikke kan garantere at de ældre ørred ikke stammer fra udsætninger, vil dette ikke blive yderligere belyst her.

Udsætningsplan data vs. NOVANA

For at teste om den ret store variation der var i værdierne hovedsagligt skyldtes den grove inddeling i habitatkvalitet, der anvendes (SGBALANST 2011), foretog vi samme korrelationsanalyse mellem fysisk kvalitet og tæthed af ørredyngel på NOVANA stationer. På disse er de fysiske forhold beskrevet langt mere detaljeret gennem mere omfattende opmålinger i felten (Figur 10). Denne giver en meget større forklaringsværdi ($R^2 = 0,28$), trods det relativt lave antal stationer, og viser tydeligt en klar sammenhæng mellem habitatkvalitet og tætheden af ørredyngel. Det ser således ud til, at man kan mindske variationen/spredningen af tætheder indenfor de enkelte habitatklasser ved at have en bedre beskrivelse af de fysiske forhold. Sammenfattende kan man sige, at resultaterne viser at habitatets kvalitet, der kan opfattes som et udtryk for graden af påvirkning, har klar indflydelse på tætheden af ørredyngel.

Figur 10. Gennemsnitlig tæthed af naturligt produceret ørredyngel fra gydning ($n/100m^2$) som funktion af habitatkvaliteter fra 107 NOVANA stationer.



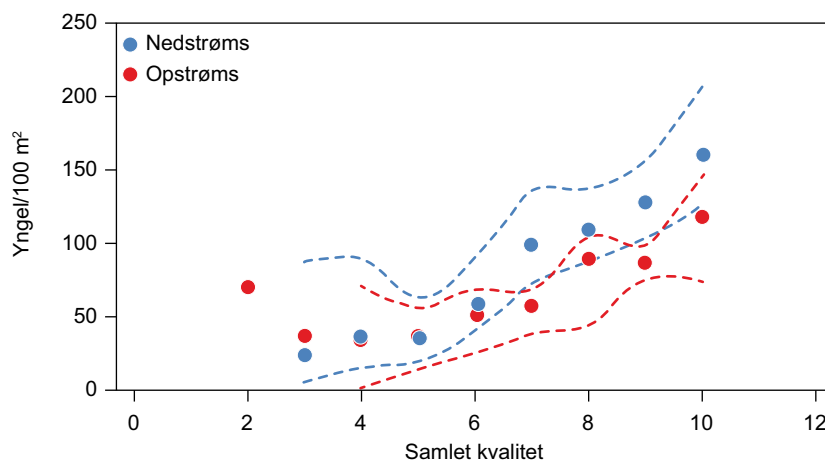
Spærringer

I de fleste Europæiske vandløb er spærringer (tab af kontinuitet) udpeget som en af de vigtigste menneskelige påvirkninger. I Danmark har vi i mange år været klar over spærringers negative indflydelse på fiskefaunaen. Der er udført et stort antal restaureringsprojekter, der omfatter fjernelse af spærringer, men der er stadig mange spærringer i de danske vandløb. Det er derfor vigtigt at vide, om indikatoren (tætheden af ørredyngel) afspejler graden af påvirkning i form af spærringer.

For at teste dette har vi udvalgt de stationer, hvor der ikke ved fiskeundersøgelsen er konstateret umiddelbare tegn på forurening (se næste afsnit Figur 14). Dette datasæt er analyseret for en evt. effekt af spærringer for havørreder, der skal vandre op fra havet, idet vi har delt stationerne op i stationer opstrøms og nedstrøms "mulige spærringer". Mulige spærringer dækker over alt fra store opstemninger til indskudte søer og mølledamme samt delvise blokeringer af vandløbet (små styrt), der måske ikke betyder ret meget for fiskevandringen. Fælles for disse stationer er, at der må påregnes et større eller mindre tab af gydemodne havørreder pga. spærringen. Der er altså tale om en meget grov inddeling og ikke en detaljeret analyse af påvirkningsgrad ved de enkelte spærringer der er registreret dels i Vandplanerne, dels i planer for fiskepleje.

Som det ses af Figur 11, er der også her en klar sammenhæng der viser, at der er færre yngel opstrøms spærringerne. Der er også her stor spredning af resultaterne, men det er tydeligt, at indikatoren ørredyngel faktisk påvirkes i negativ retning af spærringer. Således er der både ved kvalitet 7,8,9 og 10 gennemsnitligt over 100 yngel/100 m² nedstrøms spærringer, mens dette kun er tilfældet ved kvalitet 10 opstrøms spærringer.

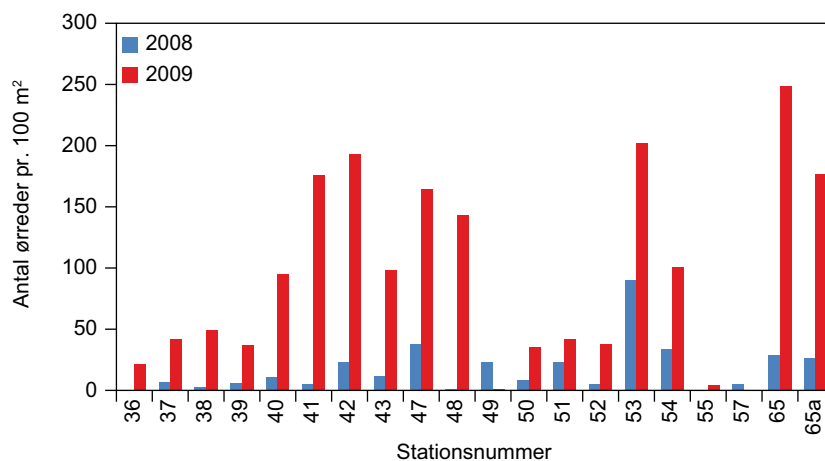
Figur 11. Beregnede gennemsnitstætheder af ørredyngel ved forskellige habitatkvaliteter, nedstrøms (725 stationer) og opstrøms (1.348 stationer) spærringer. Stationer med observerede tegn på forurening ikke medtaget.



Dette forhold kan yderligere tydeliggøres ved eksempler som de to nedenfor, hvor man kan se tætheden af ørredyngel før og efter fjernelse af to betydningsfulde spærringer (Figur 12 og 13).

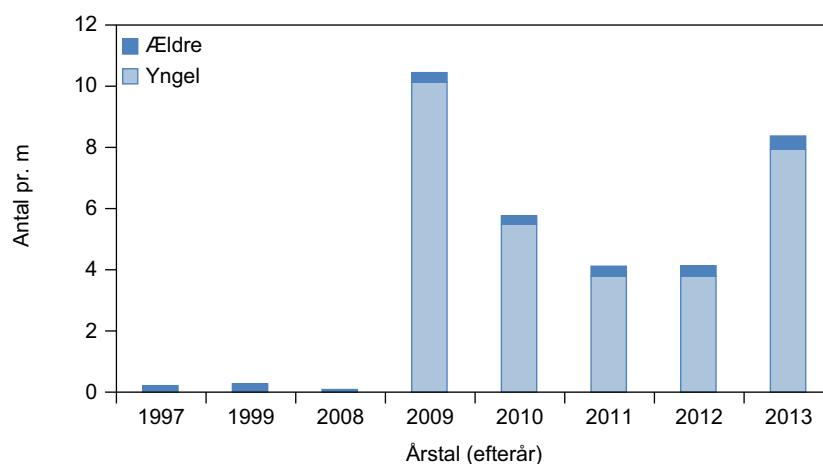
I Vester Nebel Å (Kolding) var der frem til 2008 en spærring ved Ferup Sø, som var anlagt i forbindelse med etableringen af Harte vandkraftværk. Der var et lille omløb ved Ferup Sø, hvor vandføringen svarede til ½ medianminimum, men undersøgelser havde vist, at der stort set ikke trak havørreder op gennem afløbet. I 2008 blev Vr. Nebel Å lagt uden om Ferup Sø med fuld vandføring, så der blev skabt fri passage for op- og nedstrøms trækkende fisk. Effekten var meget markant – den gennemsnitlige tæthed af ørredyngel fra gydning steg fra 19 til 98 stk. ørredyngel pr. 100 m² på de stationer, der blev undersøgt både før og efter fjernelsen af spærringen. Der blev ikke udsat ørreder i vandløbene på strækningen, og alt yngel er derfor naturligt produceret fra gydning.

Figur 12. Ørredbestanden på 20 strækninger af vandløb i Vr. Nebel Å- systemet opstrøms Ferup Sø, hvor der var en stor spærring for havørred frem til 2008. Data fra Olsen (2008).



I Gudenåen ved Vilholt var der ligeledes frem til 2008 en totalspærring for opstrøms vandrende ørreder ved en stor opstemning ved Vilholt Mølle, hvor der ikke var anlagt nogen form for fiskepassage. I efteråret 2008 blev opstemningen fjernet, hvorefter der straks trak ørreder op for at gyde ved Voervadsbro, 1,5 km opstrøms. Effekten var meget markant allerede det første år, hvor den gennemsnitlige tæthed af ørredyngel fra gydning steg fra stort set ingen yngel til 10 stk. ørredyngel pr. m af Gudenåen. Herefter har bestanden svinget mellem ca. 4-8 stk. yngel pr. m. vandløb + nogle ældre ørreder. Det er en tæt bestand i et ca. 20 m bredt vandløb (8 ørreder pr. m vandløb er normalt den øvre grænse for en ørredbestand).

Figur 13. Ørredbestanden i Gudenåen ved Voervadsbro 1,5 km opstrøms opstemningen ved Vilholt Mølle, som blev fjernet i efteråret 2008. Der udsættes ikke ørreder på strækningen, og alt yngel er derfor naturligt produceret fra gydning. Data fra Nielsen (2013 og upubliceret).

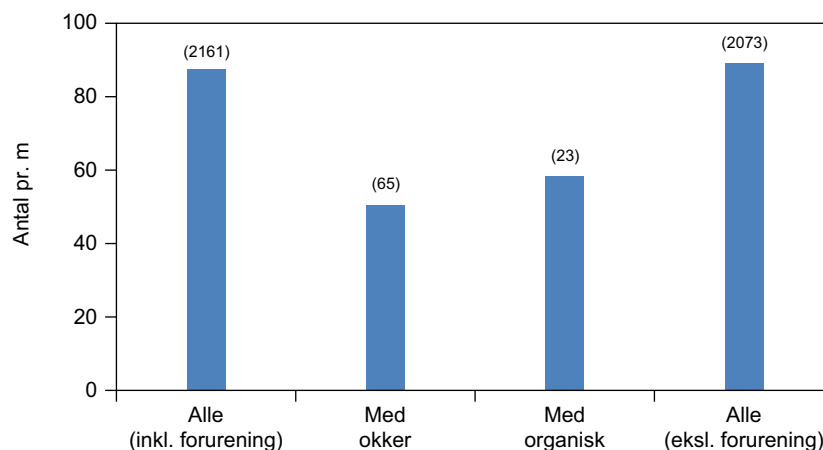


Vandkvalitet

I databasen er der også oplysninger om vandkvalitet, og selvom det fortrinsvis er de fysiske forhold, som fiske-indekset er velegnet til at afspejle, kan man også undersøge hvor stor effekt vandkvalitet har på tætheden af ørredyngel (Figur 14). Her er det hovedsagelig okkerpåvirkning, der er oplysninger om.

Altså ser vi også her en klar påvirkning af vandkvalitet på indikatoren, trods det faktum at vi ikke har fyldestgørende oplysninger om vandkvaliteten på stationerne, blot er der noteret hvis der er observeret tegn på okker eller organisk forurening.

Figur 14. Tætheder af ørredyngel ($Y/100m^2$) på alle stationer, stationer med konstateret okker forurening, stationer med konstateret organisk forurening og stationer uden tegn på forurening. Tal i parentes er antal stationer.



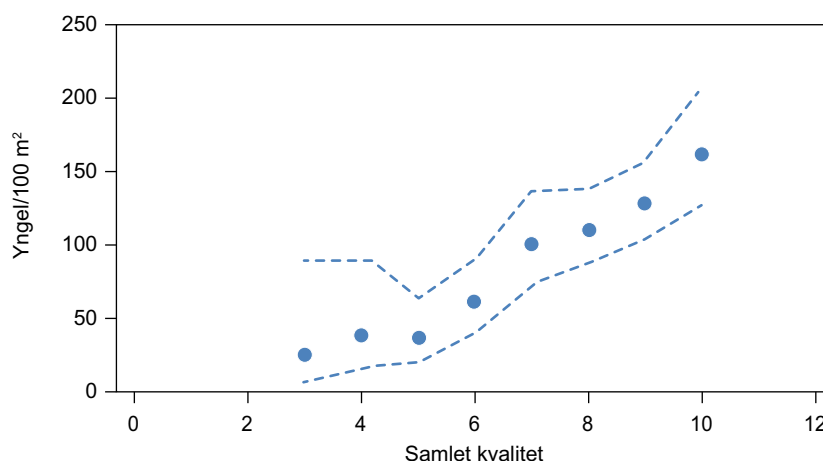
2.4.4 Grænseværdier

Vi har nu en indikator, der direkte afspejler habitats-forringelser, spærringer og vandkvalitet. Dermed opfyldes de grundlæggende EU krav til et brugbart indeks.

Figur 15, der er baseret på 725 stationer (fra DTU's udsætningsplaner/planer for fiskepleje), er udtryk for den "rene" effekt af fysisk påvirkning. Her kan vi se, at hvis vandløbet er fysisk relativt intakt (habitat-kvalitet 8 eller bedre) og uden spærringer, vil der være over 100 stk. ørredyngel per 100 m². Denne kurve er nok den bedste egnede til at fastlægge grænseværdierne i mindre vandløb under ca. 2 meter.

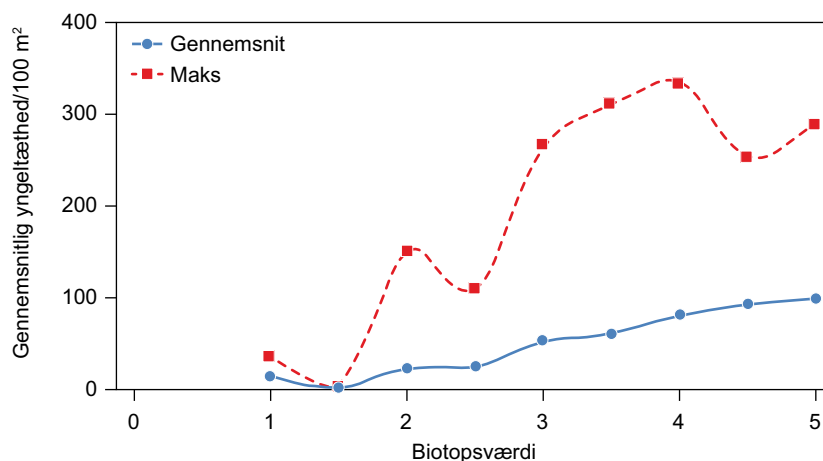
Som supplement til figur 15 skal det fremhæves, at der i bilag 6 kan findes en liste over de vandløb inkl. stationer, der har en samlet habitatkvalitet på 8, 9 eller 10 (samme data som vist i figur 15). Disse vandløb er fordelt over hele landet og viser, hvor mange ørreder, der findes i vandløb uden kendte problemer. Der kan være tale om små bestande i visse vandløb, hvilket f.eks. kan skyldes tidligere akutte forureninger, mangel på gydefisk pga. kraftigt fiskeri etc., men vi har ikke kendskab til årsagerne til evt. små bestande. Vi vil dog fremhæve, at der som gennemsnit ved en habitatkvalitet på 8, 9 eller 10 altid er over 100 stk. ørredyngel per 100 m² og ofte betydeligt mere (op til ca. 900 stk. ørredyngel pr. 100 m² og relativt ofte 300-400 stk. ørredyngel pr. 100 m²).

Figur 15. Beregnede tætheder af ørredyngel pr. 100 m² på 725 stationer uden påvirkning af spærringer og ved forskellige beregnede kvaliteter nedstrøms. Stationer med observerede tegn på forurening ikke medtaget. En liste over de vandløb inkl. stationer, der har en samlet habitatkvalitet på 8, 9 eller 10, og er vist på figuren, kan ses i bilag 6.



I figur 15 indgår ikke så mange datasæt fra Vestjylland som i resten af Jylland, og derfor har vi lavet en særlig analyse af bestandstæthederne 190 steder i Vestjylland (figur 16, uddrag af bilag 1). Det fremgår heraf, at bestandstæthederne også kan være ret høje i Vestjylland, hvis der er gode fysiske forhold. De laveste tætheder falder generelt sammen med dårlige fysiske forhold, lige som i resten af landet, og på de bedste stationer forekommer der meget høje tætheder. Desuden skal det nævnes at der på nogle af stationerne kan have været gode tætheder af lakseyngel, men disse indgår ikke i denne analyse. Det skal også bemærkes at en stor del af disse stationer er over 2 meter brede.

Figur 16. Beregnede tætheder af ørredyngel på 190 stationer ved DTU Aquas seneste befiskninger i Vestjylland syd for Limfjorden. Biotopsværdien er angivet ud fra den 0-5 skala, DTU Aqua normalt anvender til bedømmelse af vandløbets egnethed for ørred. Dvs. at 0 betegner et uegnet vandløb og 5 betegner et vandløb, der er fysisk optimalt for ørred. Figuren er et uddrag af bilag 1.



Endelig har vi lavet en særlig analyse over bestandene af ørred- og lakseyngel i Hjortvad Å, der løber til Ribe å nedstrøms Ribe og således har fri opgang af laks og havørred. Hjortvad Å er en Vestjysk Å, hvor der er gode passageforhold og hvor ørredbestanden er blevet vurderet så god at udsætninger er ophørt. I 2012 blev der fisket på i alt 46 stationer i Hjortvad Å. En del af disse stationer var i hovedløbet hvor bredden var over 2 meter. På disse stationer var der høje tætheder af både laks og ørred, især på de restaurerede strækninger med udlagt grus. I denne forbindelse er vi ikke interesserede i stationer med bredde over 2 m og ikke med udlagt grus. Derfor har vi taget alle stationer (28), som var under 2,5 m, disse er samlet i tabel 5.

Det fremgår af noterne til planen for fiskepleje (Christensen 2013), at de fleste af stationerne (21) tydeligt bærer præg af at være regulerede, men alligevel er der gennemsnitligt 86 laks+ørred/100 m².

Tabel 5. Tætheder af ørred og lakseyngel i Hjortvad Å, 2012.

Kommentar	Tæthed (laks+ørred), N/ 100m ²	Bredde
	200	1,2
	103	1,3
	54	1,5
	56	1,6
Reguleret	6	1,7
Reguleret	9	1,9
Reguleret	144	2,3
Reguleret	137	1,4
Reguleret	98	1,2
Reguleret	55	1
Reguleret	2	1,5
Reguleret	15	1,4
Reguleret	22	1,2
Reguleret	176	1
Reguleret	288	1,5
Reguleret	200	1,5
Reguleret	129	1,2
Reguleret	34	1,2
Reguleret	21	0,9
Reguleret	105	1,3
Reguleret	137	1,6
Reguleret	11	1,9
	93	2,3
	57	1,1
	88	1,2
Reguleret	43	1
Reguleret	13	1,7
Reguleret	109	1,5
Gennemsnit	86	

Forslag til grænseværdier

Baseret på resultaterne af analyserne kan vi foreslå følgende landsdækkende grænseværdier for vandløb, der er ca. 2 m brede, har et fald (på strækningen) på omkring eller større end 1 promille, naturligt har eller har haft udbredt forekomst af grus.

Tabel 6. Forslag til grænseværdier for vandløb, der er op til 2 m brede.

Økologisk kvalitet	Antal ørredyngel	EQR
	pr. 100 m ²	Grænseværdi
Høj	> 130	0,8125 (H/G)
God	80 - 130	0,5 (G/M)
Moderat	40 - 79	0,25 (M/R)
Ringe	10 - 39	0,0625 (R/D)
Dårlig	0 - 9	

For at beregne EQR (Ecological Quality Ratio), skal man anvende indexværdien fra reference stationerne. Vi har i vores datasæt ikke deciderede referencesteder, men vi har kigget nærmere på de bedste, mest uberørte vandløb og disse udvalgte stationer har sjældent under 160 yngel/100m². Derfor bruger vi 160 yngel/100 m² som referenceværdi og EQR-værdien for en

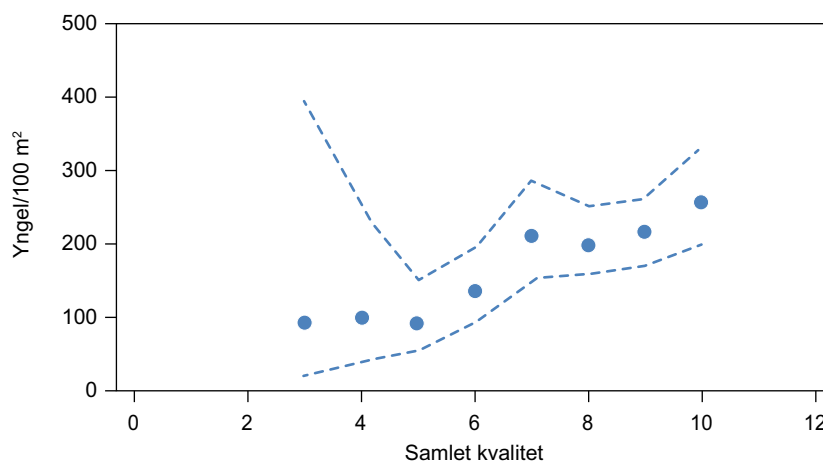
vandløbsstrækning udregnes derfor som yngel tæthed på strækningen/160. I Bilag 1 findes en mere uddybende vurdering af fastsættelsen af referenceværdien og forskelle mellem landsdele.

Brede vandløb med få arter

Brede vandløb undersøges sjældent i forbindelse med udsætningsplaner og derfor indgår data fra brede vandløb kun i begrænset omfang i analyserne. Desuden er der generelt ikke så mange brede vandløb i DK. Bestandstæthederne af ørredyngel i brede vandløb må forventes at ligge under 80 stk. ørredyngel pr. 100 m², idet ørredyngel fortrinsvist er tilknyttet bredzonerne. Man vil derfor finde lavere tætheder af ørredyngel i brede vandløb, hvis man angiver bestandstætheden som antal ørredyngel målt i forhold til det samlede areal.

Hvis man derimod beregner antallet som antal yngel pr. m vandløb, vil der, hvis vandløbet er fysisk relativt intakt (habitatkvalitet 8 eller bedre), næsten altid være over 150 stk. ørredyngel per 100 m. Derfor er denne kurve (Figur 17) nok den bedst egnede til at fastlægge grænseværdierne for brede vandløb med få arter som f.eks. Grejs Å ved Vejle, hvor der er en meget stor naturlig ørredbestand og få andre fiskearter.

Figur 17. Beregnede tætheder af ørredyngel pr. 100 m vandløbslængde på 725 stationer uden påvirkning af spærringer og ved forskellige beregnede kvaliteter nedstrøms. Stationer med observerede tegn på forurening er ikke medtaget.



Hvis vandløbet er over 2 m bredt, har et fald (på strækningen) over ca. 1 promille, naturligt har udbredt forekomst af grus og med få fiskearter, vil vi tilsvarende foreslå anvendelse af grænseværdier, der er udregnet som antal ørredyngel pr. 100 m vandløb.

Tablet 7. Forslag til grænseværdier for brede (> 2 m) vandløb med egnede gydeforhold for laksefisk.

Økologisk kvalitet	Antal ørred yngel per 100 m	EQR Grænseværdi
Høj	> 250	0,833 (H/G)
God	150-250	0,5 (G/M)
Moderat	100 – 149	0,33 (M/R)
Ringe	30 – 99	0,10 (R/D)
Dårlig	0 – 29	

2.4.5 Usikkerheder og variation

Vi har undersøgt hvor sandsynligt det er, at et "upåvirket" vandløb vil score under 80 stk. ørredyngel pr. 100 m². Af de 463 stationer med kvalitet 8-10, uden spærringer eller vandkvalitets-problemer, har 222 (48 %) scoret lavere end 80 stk. yngel pr. 100 m². At så mange stationer scorer under 80 er ikke overraskende, da der også på stationer med habitatklasserne 8,9,10 sagtens kan være betydelige menneskelige påvirkninger i form af både fysisk forringelse og forurening (kortvarig påvirkning).

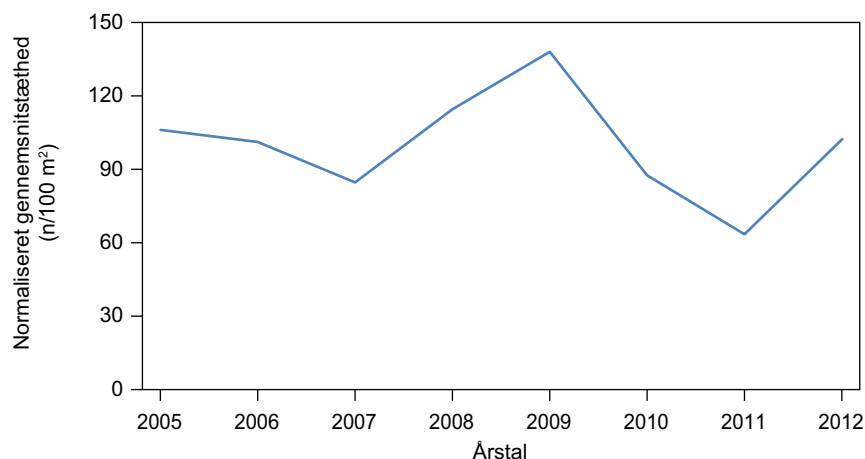
Man ved desuden, at der generelt forekommer år-til-år variation i yngeltæthederne, og at variationen visse steder kan være meget høj. Dette skyldes formentlig i høj grad variation i de klimatiske forhold, f.eks. således at en meget kold vinter eller en meget varm og tør sommer vil påvirke yngeltætheden negativt. I Bilag 2 kan man se andre eksempler på hvordan år-til-år variationen kan se ud på forskellige stationer. Det er tydeligt, at nogle vandløb har en ret stabil tæthed af yngel, medens andre varierer meget, formodentlig på grund af sub-optimale forhold. Der er dog også eksempler på små vandløb, hvor der ser ud til at være en "naturlig" cyklus, hvor ørredtætheden svinger en del.

Samlet set kan der være betydelig forskel mellem "gode" og "dårlige" år (Bilag 2). Det vil sige, at i en situation hvor en eller flere stationer i et tilsyneladende upåvirket vandløb uventet scorer lavt, vil det være hensigtsmæssigt at gentage befiskningen året efter før der iværksættes eventuelle tiltag. Det ville være ønskeligt at kunne kvantificere denne variation og så kunne justere for den, men som det ses af figurerne i Bilag 2 er denne variation meget forskellig fra vandløb til vandløb. Nogle er meget stabile over en lang år-række medens andre svinger fra år til år fra 0 – 150/100 m². Der er noget der tyder på, at det især er forstyrrede/påvirkede vandløb, der svinger og at selve variationen kan mindskes ved bedre forhold, men det er ikke analyseret i dybden og dermed ikke bevist. Det er en indbygget svaghed ved et "single-metric" system at det vil være meget følsomt overfor "naturlig" variation i det der måles, men det kan man ikke korrigere for.

På Figur 18 har vi sammenlignet resultater fra DTU Aquas standardiserede årlige befiskninger af 20 stationer, udvalgt i repræsentative vandløb fra hele landet. Tæthederne er normaliserede for at kunne sammenligne mellem stationer med forskellige niveauer. Figuren viser tydeligt, at der er stor forskel på et godt år som 2009 og et dårligt år som 2011. I det dårligste år er der således fundet en bestandstæthed på knap 70 % af det gennemsnitlige gennem årene, mens der i det bedste år er fundet en bestand, der er ca. 40 % bedre end det gennemsnitlige gennem årene.

Når man ved en bestandsanalyse skal vurdere, om antallet af ørredyngel er tilfredsstillende til at sikre god økologisk tilstand, og om der er behov for en miljøforbedrende indsats, kan man således på baggrund af data i Figur 18 tillade en tæthed af yngel på 30 % under grænseværdien grundet naturlige udsving. I et sådant tilfælde kan man anbefale en ny fiskeundersøgelse året efter, hvor man så kan konstatere, om der reelt er tale om en dårlig miljøtilstand eller blot et naturligt udsving i bestandsstørrelsen.

Figur 18. Normaliseret gennemsnitstæthed af ørredyngel for 20 stationer befisket hvert år 2005-2012.



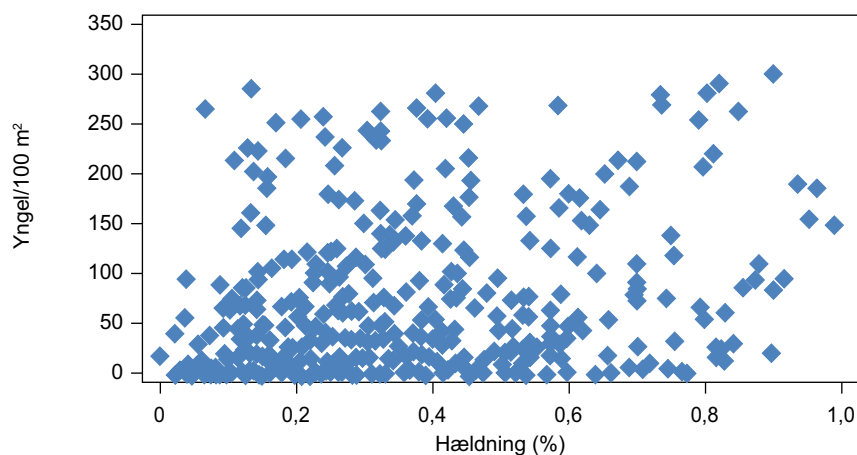
2.4.6 Typologi

I det foregående er der givet forslag til et fiske-indeks, der anvender ørredyngel som indikator og der er angivet grænseværdier. Men i hvilke vandløb kan man så forvente at disse grænseværdier er gældende, hvilken typologi skal der anvendes.

Fald/hældning

En vigtig faktor, der kan have betydning for om et vandløb i det hele taget kan være ørredhabitat er vandløbets fald. For at vandet får den hastighed og kraft som skaber frie grusbanks, hvor ørreden kan gyde, er det en forudsætning, at der findes et vist fald i vandløbet. Vi har analyseret hældningen for hver station i databasen, ved at faldet er beregnet på en 500 meter strækning omkring stationen, gennem det tilgængelige GIS kortværk.

Figur 19. Udsnit af figur med observeret tæthed afbildet mod beregnet fald for stationer nedstrøms alle potentielle spærringer for vandløbshældninger mellem 0 og 1 % og tætheder mellem 0 og 300 ørred pr 100 m².



Det ses, at selv på en strækning med under 1 promille fald, kan der godt være store ørredtætheder (Figur 19). Det skyldes formentlig, at der selv i vandløb med ret lavt fald kan være delstrækninger (stryg) med stærkere fald, hvor ørreden kan gyde. Som udgangspunkt kan indikatoren derfor anvendes i næsten alle vandløb uanset fald. Dog ved vi at der er vandløb med så ringe et fald at der ikke forekommer gydning af ørred (f.eks. Lollandske "blødbundsvandløb"), så vi anbefaler at man kan bruge DFFVØ på alle strækninger med ca. 0,1 % fald eller derover.

3 Brug af DFFV

I denne rapport beskrives afprøvning og udvikling af to indikatorer/indeks (DFFVa og DFFVø), der samlet set kaldes Dansk Fiskeindeks For Vandløb (DFFV) og kan anvendes til at bedømme den økologiske kvalitet vha. fisk i (næsten) alle typer af danske vandløb. I forhold til brugen af DFFV er det vigtigt, at der ligger klare retningslinjer for hvornår den ene og hvornår den anden del af indekset skal anvendes. I det følgende giver vi et forslag til hvordan disse retningslinjer kan udformes.

DFFVa kan kun anvendes hvis der i fangsten forekommer 3 eller flere arter. Dette skyldes, at indeksværdien er baseret på den relative fordeling arterne imellem og usikkerheden på DFFVa værdien bliver for stor ved en eller to arter. Det er derfor vigtigt, at alle arter fanges og tælles hvis DFFVa skal anvendes.

DFFVø er udviklet til at kunne anvendes i de vandløb hvor ørreder gyder, hvilket fortrinsvis er de mindre vandløb, og bør primært bruges på vandløbsstrækninger på op til ca. 2 m bredde, med over 0,1 % fald hvor der naturligt forekommende grus og ørreder/laks. DFFVø kan dog også anvendes i mellemstore (og store) vandløb hvis ørred- eller lakseyngel forekommer.

En mulighed for at afgøre, hvilket indeks, der skal anvendes på en given vandløbsstrækning, er derfor at lade fangsten bestemme: fanges der tre eller flere arter i første befiskning anvendes DFFVa men fanges der kun en eller to arter anvendes ørredyngel-indekset. Dette vil dog medføre, at der vil være vandløb, hvor det varierer fra år til år, hvilken indikator, der anvendes. Dette kan give problemer i forhold til forvaltningen.

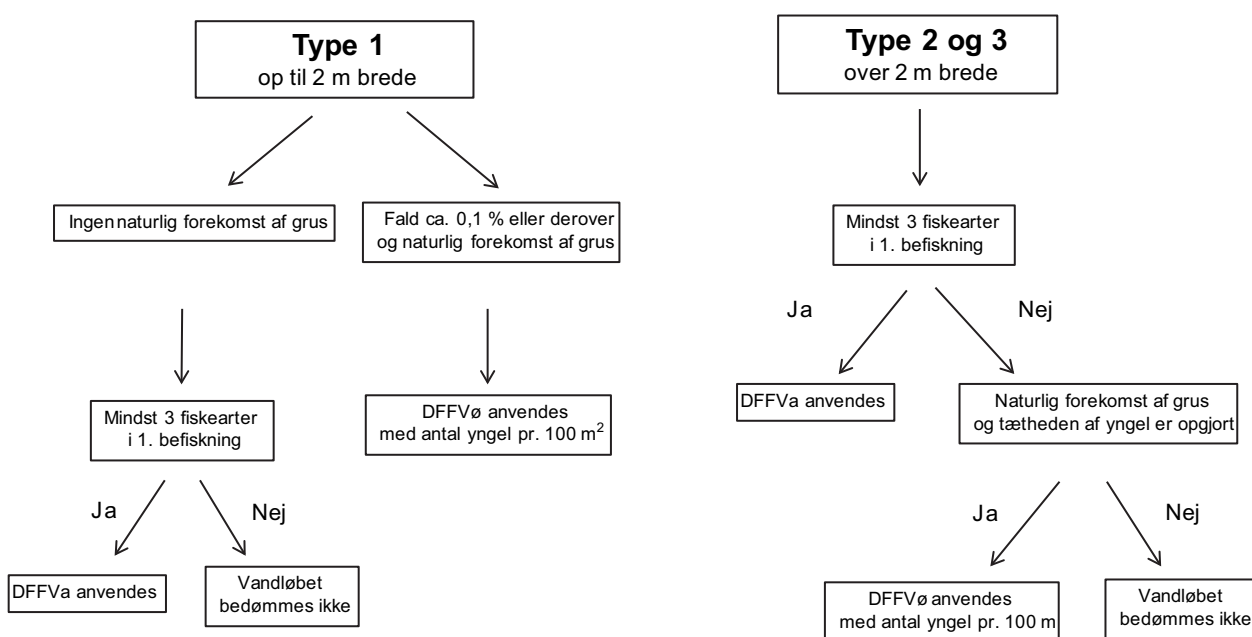
Vi foreslår derfor, at der laves en administrativ bestemmelse for, hvornår de to indikatorer skal anvendes. Vi foreslår, at denne grænse baseres på den gældende VRD typologi. Vores forslag er, at:

1. Vandløb, som skal bedømmes med DFFVø, omfatter alle naturlige vandløb af Type 1 (op til og med 2 m brede), der på den overvejende del af sin længde har et naturligt fald på omkring 1 promille eller derover (0,1 %) samt jævn til frisk strøm med fast bund af mineralsk materiale, herunder større eller mindre naturlige forekomster af grus eller sten. Der kan være mangel på naturlig forekomst af grus og sten i vandløbet, og faldet kan være unaturligt pga. opgravning/regulering. I disse tilfælde må det vurderes, om grus og sten har været naturligt forekommende, og om ørreden har potentiale for at kunne gyde i vandløbet.
2. Vandløb af Type 1, som skal bedømmes med DFFVa, omfatter naturlige vandløb med overvejende jævn til ringe vandhastighed med et lille naturligt fald på under ca. 1 promille og hvor bundsubstratet naturligt er sandet eller af organisk materiale uden naturlig forekomst af grus og sten. Vandløbet skal desuden naturligt være hjemsted for mindst 3 fiskearter.

3. Vandløb, der skal bedømmes med DFFVa, omfatter som udgangspunkt vandløb af Type 2 (2-10 m bredde) og Type 3 (> 10 m bredde), dvs. alle vandløb, der er over 2 m brede. Dog kan Type 2 eller 3 vandløb bedømmes med DFFVø i de tilfælde, hvor vandløbet har et naturligt fald på omkring 1 promille eller derover samt jævn til frisk strøm med fast bund af mineralsk materiale, herunder større eller mindre naturlige forekomster af grus eller sten.

Samlet set kan brugen af de 2 indeks opsummeres i det nedenstående flowdiagram.

Alle vandløb, hvor der udføres fiskeundersøgelser



Opmærksomheden henledes på at DFFVø også kan anvendes i type 2 og 3 vandløb med flere end 2 arter og som iøvrigt opfylder kriterierne for anvendelse af indekset. I disse vandløb anbefales det at opgøre antal ørredyngel pr. 100 m i stedet for pr. 100 m² og anvende dertil hørende grænseværdier.

Hvis disse retningslinjer indføres kan det overvejes at justere på elfiskemetoden, der anvendes under den statslige overvågning, da DFFVa udelukkende er baseret på fangsten i 1. befiskning, mens anvendelse af yngelindekset forudsætter mindst 2 befiskninger. Der kan dog være andre argumenter for at bibeholde de nuværende to befiskninger på alle stationer, så det skal overvejes nøje. Eksempelvis prioriterer DTU Aqua det højt at kunne beregne bestandene af laksefisk, hvilket er nødvendigt i DTU Aquas rådgivning vedr. genskabelse af gode bestande i vandløb, hvor de naturlige bestande er forringet eller mangler. En beregning af bestandene kræver her kendskab til effektiviteten af elektrofiskeriet, som kan opnås ved to eller flere gennemfiskninger af den samme vandløbsstrækning.

Beregninger af indekseværdier for henholdsvis DFFVa og DFFVø er beskrevet i Bilag 3.

4 Opsummering og anbefalinger

DFFVa-værdien viste sig at være afhængig af ørredudsætninger og der blev derfor produceret et datasæt bestående af NOVANA befiskninger rensset for udsætninger.

Den endelige afprøvning af DFFVa på det rensede datasæt viste at DFFVa-værdierne responderer på fysiske påvirkninger og på vandkvaliteten.

Det var ikke muligt, at analysere DFFVa-værdierne i forhold til spærringer, men det vurderes, at DFFVa vil respondere i forhold til denne påvirkning.

Afprøvningen af DFFVa har dermed vist, at denne indikator afspejler habitatforringelser, spærringer og vandkvalitet. Dermed opfyldes de grundlæggende EU krav til et brugbart indeks, og det anbefales at DFFVa kan benyttes i Type 2 (2-10 m bredde) og Type 3 vandløb (> 10 m bredde) i hele landet med ens grænseværdier.

Vi har anvendt data fra DTU Aqua's database samt NOVANA data til at undersøge mulighederne for at anvende et indeks for fisk i artsfattige vandløb.

Resultaterne viser, at tætheden af ørredyngel afspejler mindst tre vigtige menneskeskabte påvirkninger; vandkvalitet, fysisk ændring og tab af kontinuitet.

På baggrund af resultaterne har det været muligt at foreslå (WFD-compliant) grænseværdier og også at oversætte disse til EQR-værdier.

De vigtigste identificerede problemer i forhold til at anvende DFFV \emptyset er, at der kan forekomme en stor år-til-år variation i yngeltæthed samt det faktum, at der skal fiskes mindst to gange på hver station (eller man fisker med kendt effektivitet) for at få de værdier for indikatoren, der til svarer grænseværdierne.

Ift. år-til-år variationen foreslås det, at tætheden af yngel i et givent år må være op til 30 % under grænseværdien. Dette er under forudsætning af at der iværksættes en opfølgende undersøgelse året efter. Hvis tætheden af yngel ved efterfølgende undersøgelser stadig er under grænseværdier kan denne afvigelse ikke længere accepteres.

På baggrund af resultaterne konkluderer vi, at DFFV \emptyset kan bruges i Type 1 vandløb (0-2 m bredde) i hele landet med ens grænseværdier.

I relativt brede artsfattige vandløb kan DFFV \emptyset dog også anvendes. I disse vandløb anbefales det at opgøre antal ørredyngel pr. 100 m i stedet for pr. 100 m² og anvende dertil hørende grænseværdier. I brede og/eller artsrige vandløb kan der også være et ønske om separat at bedømme bestanden af laksefisk som fx. ørredbestanden i Gudenåen ved Voervadsbro. Her kan det anbefales at supplere en DFFVa beregning med DFFV \emptyset , hvor man også beregner antallet af ørreder samt evt. laks pr. 100 m vandløb.

I vandløb, hvor der naturligt forekommer lakseyngel fra gydning, anbefales det, at den samlede bestand af lakse- og ørredyngel anvendes som grænseværdi i DFFVØ.

5 Referencer

Bohlin, T., S. Hamrin, T. G. Heggeberget, G. Rasmussen, and S. J. Saltveit. 1989. Electrofishing—theory and practice with special emphasis on salmonids. *Hydrobiologia* 173:9–43.

Carl, H. & Møller, P.R. 2012. Atlas over danske ferskvandsfisk. Statens Naturhistoriske Museum & Københavns Universitet.

Christensen, H.-J. A. 2013: Plan for fiskepleje i Ribe Å, distrikt 29, vandsystem 02. DTU Aqua, Silkeborg.

Dieperink, C. 2000: Fisk og naturkvalitet i vandløb. Rapport til Danmarks Miljøundersøgelser, 57 s.

Hansen, K.H. & Glüsing, H. (1995): Undersøgelse af fødevalg, vækst, spredning og dødelighed for 0+ og 1+ ørred (*Salmo trutta* L.) de to første måneder efter udsætning. Specialrapport, Aarhus Universitet.

ICES. 2011. Study Group on data requirements and assessment needs for Baltic Sea trout (SGBALANST), 23 March 2010 St. Petersburg, Russia, By correspondence in 2011. ICES CM 2011/SSGEF:18. 54 pp.

ICES. 2012. Report of the Baltic Salmon and Trout Assessment Working Group (WGBAST), 15–23 March 2012, Uppsala, Sweden. ICES CM 2012/ACOM:08. 353 pp.

Jørgensen, J.A. 2005: Anvendelse af fiskeindeks til bestemmelse af økologisk kvalitet i danske vandløb. Biologispeciale fra Afdeling for Zoofysiologi, Biologisk Institut, Aarhus Universitet og Afdeling for Ferskvandsøkologi, Danmarks Miljøundersøgelser, Silkeborg.

Kristensen, E.A., Baattrup-Pedersen, A., Skriver, J., Jørgensen, J., Kronvang, B., Andersen, H.E., Hoffmann, C.C. & Wiberg-Larsen, P. 2008: Identifikation af referencevandløb til implementering af vandrammedirektivet i Danmark. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 56 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 669.

Kristensen, E.A., Baattrup-Pedersen, A., Andersen, H.E. 2011: Prediction of stream fish assemblages from land use characteristics: implications for cost-effective design of monitoring programmes. *Environmental Monitoring and Assessment*. DOI 10.1007/s10661-011-2052-4

Nielsen, J. 1997: Ørreden som miljøindikator. *Miljønyt* nr. 24 fra Miljø- og Energiministeriet, Miljøstyrelsen, 53 sider.

Nielsen, J. 2013: Ørreden talrigt tilbage til Gudenåen omkring Vilholt. <http://www.fiskepleje.dk/nyheder.aspx?guid={99321B88-7B1D-4CBD-90A2-29F778D9B77E}>

Olsen, H.-M. 2008: Vester Nebel Å genopstår. *Miljø & Vandpleje* 34, s. 22-27. <http://www.sportsfiskeren.dk/pdf/milj%C3%B8-og-vandpleje-nr-34>

Pedersen, M.L., Kristensen, E.A., Kronvang, B., Thodsen, H. (2009): Ecological effects of re-introduction of spawning gravel in lowland Danish streams. *River Research and Application* 25: 626-638.

Sivebæk, F. 2008: Udvikling i ørredbestande. Statusbeskrivelse og analyse, vist på www.fiskepleje.dk

Søndergaard, M., Lauridsen, T.L., Kristensen, E.A, Baattrup-Pedersen, A., Wiberg- Larsen, P., Bjerring, R. & Friberg, N. 2013. Biologiske indikatorer til vurdering af økologisk kvalitet i danske søer og vandløb Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 76 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi.

Vejle Amt 2003: Vandområdeplan, Generel del. Tillæg nr. 6 til Regionplan 2001-2013.72 s.

<http://www.vejle.dk/lib/file.aspx?fileID=47807&target=blank>

Bilag 1. Referenceværdier i DFFVØ- især for Vestjylland

Ifølge Vandrammedirektivet skal grænseværdier fastsættes ud fra referenceværdier, det vil sige ud fra tilsvarende værdier, målt på steder uden (eller med minimal) menneskelig påvirkning. Det vil sige at for DFFVØ skulle vi have værdier for tætheder af ørred/lakse yngel fra upåvirkede stationer. I Danmark er det ikke muligt at finde sådanne vandløbsstrækninger, men på Bornholm og i nogle Østjyske vandløb er der (efterhånden) steder, der kan betegnes som minimalt påvirkede (least impacted) stationer. Vi har derfor taget udgangspunkt i disse for at fastlægge en referenceværdi for DFFVØ og her var der i alt ca. 70 stationer, hvor der ikke var registreret problemer og hvor habitatscoren var høj. Disse stationer havde tætheder på 160 og derover. Det skal siges at mange stationer har tætheder langt over dette og at 300 yngel/100 m², ikke er usædvanligt. Det ses også at for stationer med fysisk god kvalitet (10), ligger gennemsnittet på 220. Vi har fastlagt reference-tætheden på 160 yngel/100 m². Denne værdi er altså ikke (som foreskrevet) baseret på gennemsnittet fra en række referencestationer, men fastlagt arbitrært på baggrund af værdier fra minimum påvirkede stationer (*expert judgment based on least impacted sites*).

Yngeltætheder i Vestjylland

På grund af forhold skabt af isens udbredelse i sidste istid, adskiller Vestjylland sig, rent geologisk, fra resten af Danmark, især ved den større andel af sand i jorden. Kombinationen af sandholdig jord, lav gradient (fladt land) og intensiv landbrugs- og dambrugsdrift har givetvis medført dårlige forhold for laksefisk i mange vestjyske vandløb. Trods dette findes der stadig i visse vestjyske vandløb gode bestande af laksefisk.

I de senere år, er der gjort en stor og målrettet indsats for at forbedre forholdene for især laks og ørred her og det har også givet sig udslag i stærkere, vilde fiskebestande. Spørgsmålet er så om de Vestjyske vandløb fra naturens side er så anderledes at man ikke kan forvente samme tætheder af yngel som i det øvrige land, altså om der skal anvendes en anden referenceværdi. Dette er formentlig tilfældet hvis man kigger på de såkaldte "hede-slette vandløb", hvor der (måske naturligt) findes meget sand. I tilfældet med DFFVØ, skal man huske at det er beregnet til brug i de mindste vandløb og de øverste strækninger på 0-2 m bredde. Netop disse er oftest beliggende i områder med gode faldforhold og grus og dermed gode gydeforhold for laksefisk.

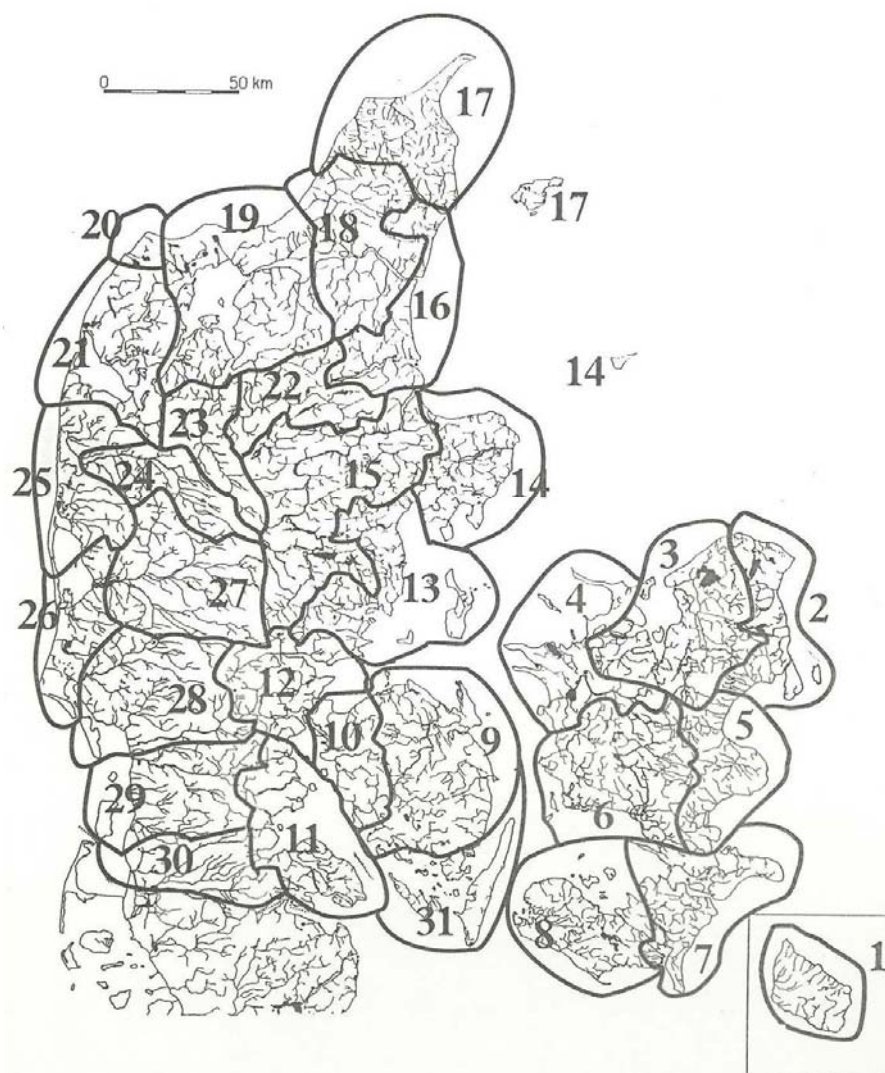
For at belyse spørgsmålet om referenceværdi yderligere har vi forsøgt at analysere de vestjyske stationer nærmere, men da vores data herfra er ret spredte, kræver det yderligere og grundigere analyser for at give en objektiv, faglig funderet vurdering af en referenceværdi for Vestjylland.

I Vestjylland (distrikt 24-30, figur A.1.1) findes i alt 1.924 stationer, der indgår i Planerne for Fiskepleje. Der er ved seneste gennemgang (2005-2012) elektrofisket på 1.151 af disse, og vi har medtaget alle stationer i analysen, uanset bredde. Analysen omfatter forekomsten af ørred, lakseyngel indgår ikke.

Antal stationer og gennemsnitlige yngeltætheder for de enkelte distrikter er vist i tabel A1.1.

Figur A1.1. DTU Aquas distriktsinddeling med angivelse af distrikterne 24-30, der ligger i Vestjylland, syd for Limfjorden.

DTU Aquas distriktsinddeling



Tabel A1.1. Gennemsnitlige og maksimale ørredtætheder på 1.151 elektrobefiskede stationer i vestjyske vandløb syd for Limfjorden (DTU Aquas distriktsinddeling 24-30).

Distrikt	Alle stationer		Stationer med ørredyngel		
	Antal	Gns./100 m ²	Antal	Gns./100 m ²	Maksimum tæthed
24	115	15.2	47	37.1	278
25	86	7.4	25	25.3	121.6
26	69	2.2	8	18.9	98.8
27	270	3.9	70	15.2	127.1
28	294	15.8	117	39.7	314.5
29	260	33.5	164	53.1	334
30	57	5.6	18	17.7	110.9
Total	1.151	15.0	449	38.5	334

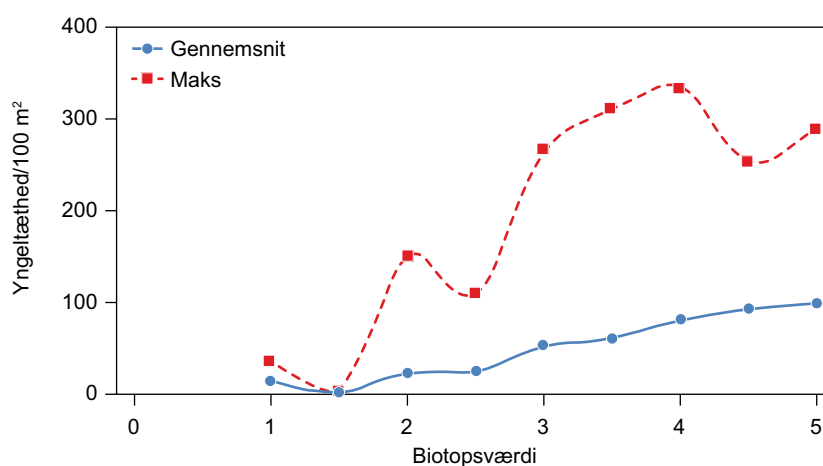
Der er stor variation i de gennemsnitlige ørredtætheder i de forskellige distrikter, med de laveste tætheder i Skjern Å (distr. 27) samt i mindre vandløb omkring denne (distr. 26) og i mindre vandløb i den nordlige del af Vestjyl-

land (distr. 25). Alle steder er de maksimale tætheder på mindst ca. 100 ørred pr. 100 m²).

Andelen af stationer, hvor der er fundet ørredyngel, er på gennemsnitligt ca. 40 %. Området med den laveste frekvens af observeret yngel er distrikt 26 med yngel på kun 11 % af stationerne, mens der i distrikt 29 er yngel på 63 % af stationerne.

En særlig analyse af bestandstæthederne 190 steder i Vestjylland (figur A1.2), hvor bestandstætheden er analyseret i forhold til en vurdering af vandløbets fysiske tilstand, viser, at bestandstæthederne også kan være ret høje i Vestjylland, hvis der er gode fysiske forhold.

Figur A.1.2. Beregnede tætheder af ørredyngel på 190 stationer ved DTU Aquas seneste befiskninger i Vestjylland syd for Limfjorden. Biotopsværdien er angivet ud fra den 0-5 skala, DTU Aqua normalt anvender til bedømmelse af vandløbets egnethed for ørred, hvor 0 betegner et uegnet vandløb og 5 betegner et vandløb, der er fysisk optimalt for ørred.



De laveste bestandstætheder af ørredyngel falder generelt sammen med dårlige fysiske forhold, lige som i resten af landet, og på de bedste stationer forekommer der meget høje tætheder. Desuden skal det fremhæves, at der på nogle af stationerne kan have været gode tætheder af lakseyngel, men disse indgår ikke i denne analyse. Det skal også bemærkes at en stor del af disse stationer er over 2 meter brede.

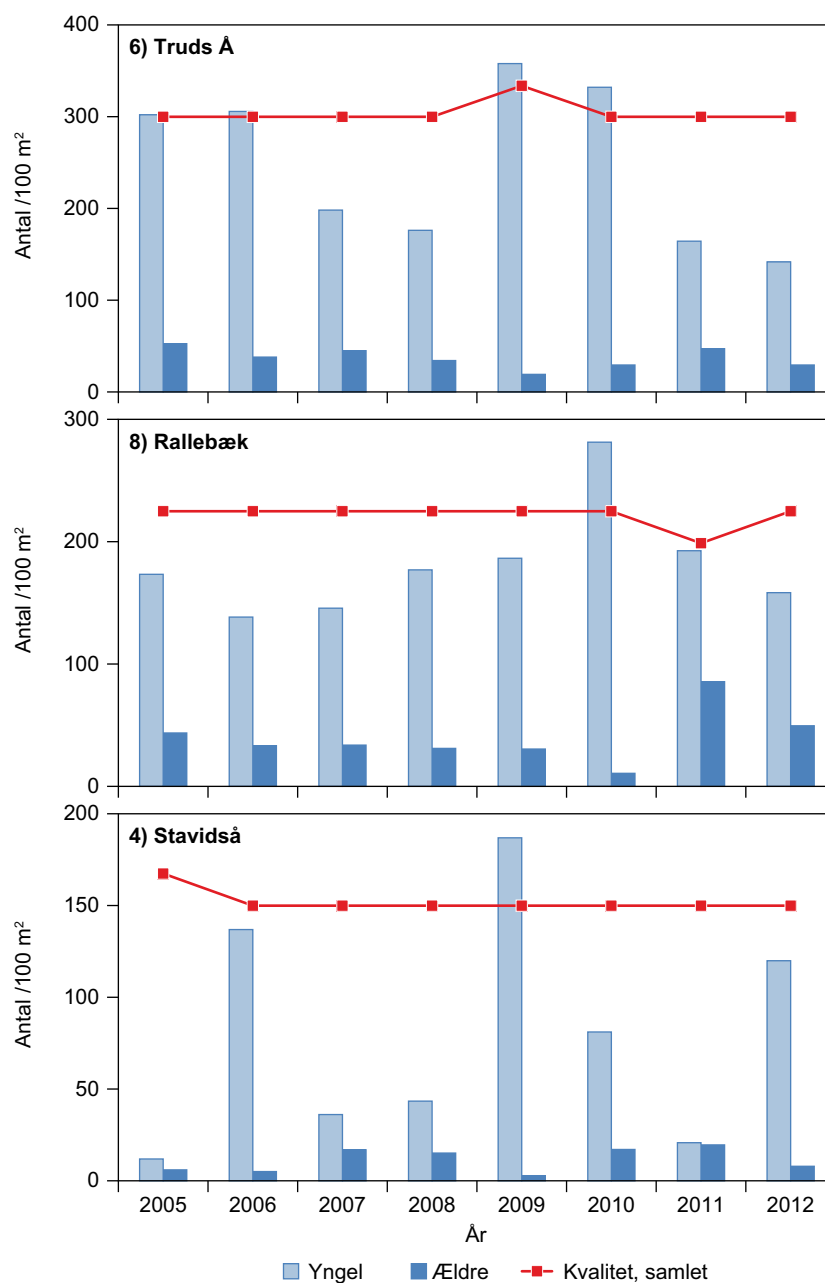
Sammenfattende kan vi sige at de vestjyske vandløb adskiller sig fra de øvrige ved topologi og geologi. Dette påvirker især de bredere dele af vandløbet og bevirker også at disse vandløb er mere sårbare overfor menneskelig påvirkning især regulering (udretning, nedgravning). Det vil formentlig også være vanskeligere og tage længere tid at få disse vandløb tilbage til en god økologisk tilstand.

Fra de udførte analyser, fremgår det at der findes stationer med høje tætheder af yngel i Vestjyske vandløb, men at niveauet generelt er lavere end i resten af landet. Der er ikke grundlag for at konkludere om dette skyldes "naturlige forskelle" eller om disse vandløb er mere påvirkede af mennesker end landets øvrige. Der er i vores data således ikke argumenter for at der skulle gælde en lavere referenceværdi (end de 160) for vestjyske vandløbsstrækninger under 2 m bredde, med over 0,1 % fald, naturligt forekomme grus og forekomst af ørreder/laks. Vi overlader det til Naturstyrelsen/de lokale miljømyndigheder at bedømme, hvor der er eller engang har været naturlige bestande af ørreder og andre laksefisk, dvs. at udpege de strækninger af vandløb, hvor de naturlige forhold har været til stede for, at fiske har kunnet gyde.

Bilag 2. Variation mellem år

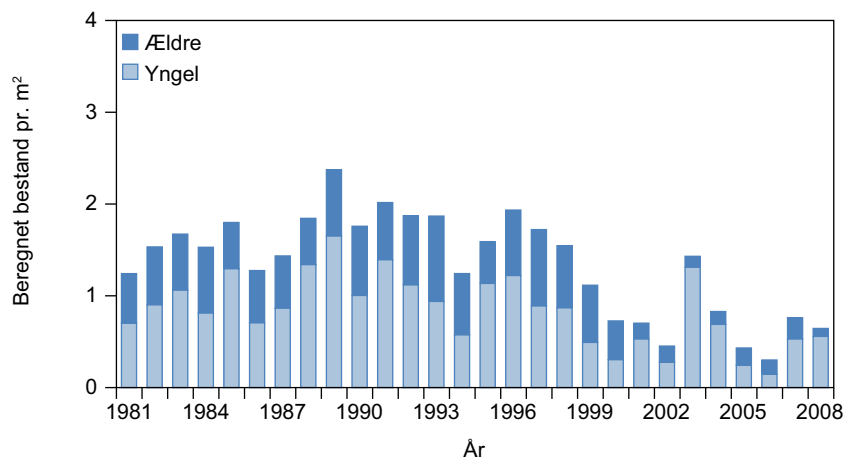
Tyve stationer fordelt over hele landet er blevet befisket hvert år de seneste 8 år. Eksempler på resultater fra disse stationer er vist på figur A2.1. For disse er det tydeligt at der er en betydelig variation mellem enkeltår.

Figur A2.1. Resultater fra 3 stationer, der er befisket hvert år siden 2005.



Figur A2.2 viser år til år variationen i et "typisk" dansk ørredvandløb, Brandstrup Bæk, som er undersøgt hvert år i perioden 1981-2008. De første 18 år var der stort set altid mindst 80 stk. ørredyngel pr. 100 m², hvorefter bestandstætheden faldt. Årsagen kendes ikke, men det er tydeligt, at der skete noget omkring 1998, der har påvirket bestanden negativt. En gennemvandring af bækken i september 2013 giver grundlag for at formode, at det skyldes udledning af sand fra dræn m.m. pga. iværksatte tiltag i netop denne periode. En for stor sandvandring kan i sig selv være årsag til, at ørredens gydebanker ikke fungerer i samme niveau som tidligere.

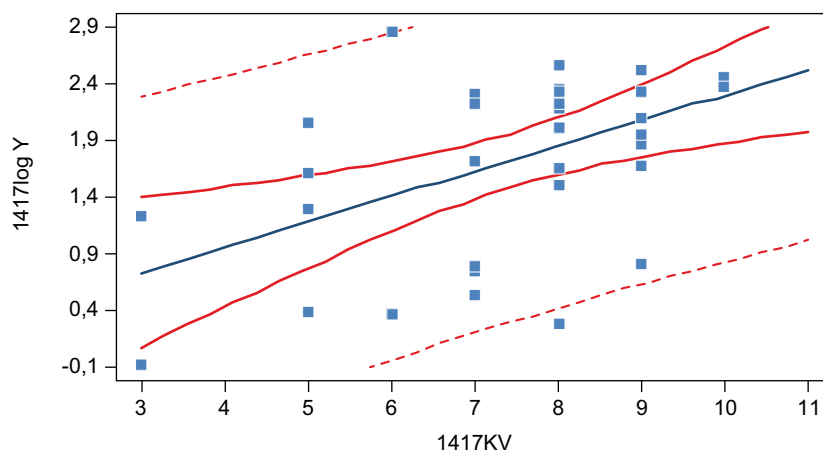
Figur A2.2. Bestandstætheden af ørred i et tilløb til Gudenåen nedstrøms Tangeværket uden spærringer for havørred. Bestanden i Brandstrup Bæk er selvreproducerende uden udsætninger. Figuren viser den samlede bestand på de samme 800 m, der er undersøgt hvert år i november måned i perioden 1981-2008 for yngel (blå) og ældre ørred (rød).



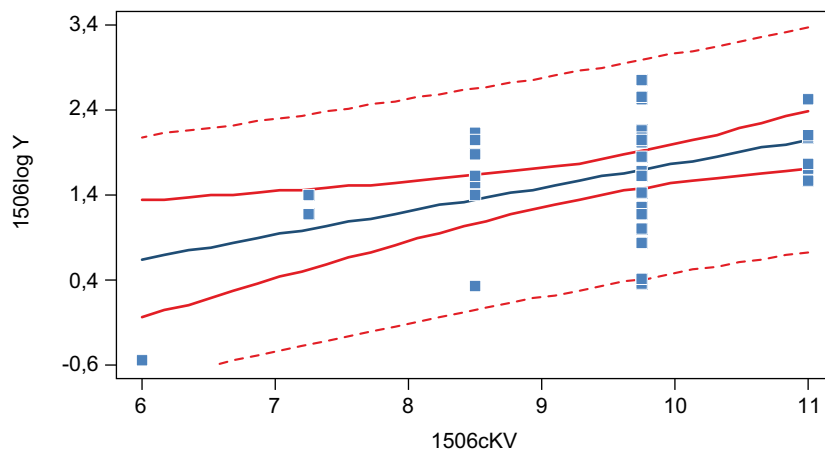
For at tage højde for år til år variation i ørredtæthed er det undersøgt om sammenhængen mellem kvalitet og tæthed også findes indenfor enkelte år og i enkeltvandløb.

I enkeltvandløb findes 4 vandsystemer (Grenåen, nedre del af Gudenå, Voers Å, og Karup Å) med mere end 20 observationer hvor der er fundet ørred, placeret nedstrøms alle spærringer og uden tegn på forurening. Sammenhængen mellem kvalitet og $\log Y/100m^2$ er vist i figurene nedenfor. Der er en signifikant ($p < 0.05$) positiv relation mellem kvalitet og ørredtæthed i to af vandløbene og en svagere sammenhæng i yderligere et vandløb ($p < 0.1$), mens der ikke kan ses øget ørredtæthed ved øget kvalitet i det sidste vandløb.

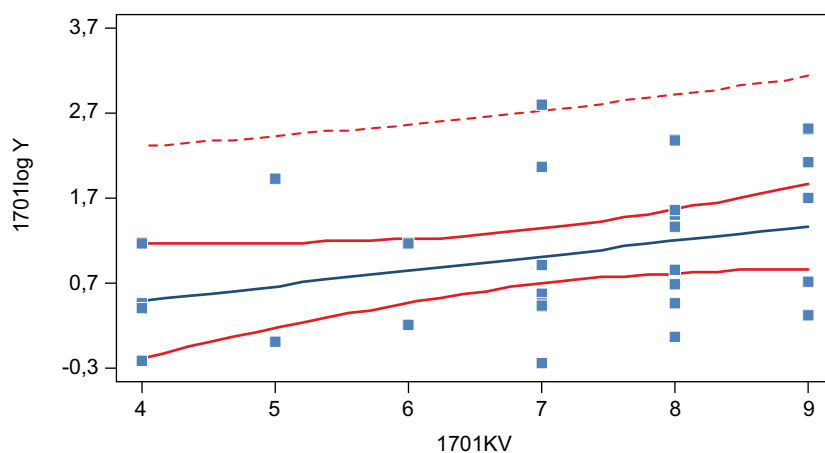
Figur A2.3. Sammenhæng mellem kvalitet og $\log Y/100m^2$ i Grenåen ($n=35$) ($p=0.0023$, $R^2=24.8\%$).



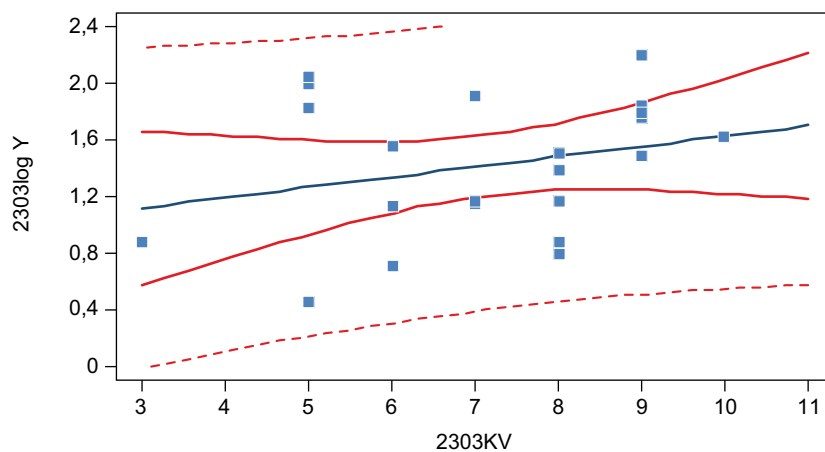
Figur A2.4. Sammenhæng mellem kvalitet og $\log Y/100m^2$ i Gudenåen (n=37) ($p=0.0042$, $R^2=21.1\%$).



Figur A2.5. Sammenhæng mellem kvalitet og $\log Y/100m^2$ i Voers Å (n=28) ($p=0.0789$, $R^2=11.3\%$).



Figur A2.6. Sammenhæng mellem kvalitet og $\log Y/100m^2$ i Karup Å (n=22) ($p=0.2242$, $R^2=7.3\%$).



Bilag 3. Beregning af DFFV værdi

Efter overstået elektrobefiskning optælles fangsten. På stationer, hvor DFFVa anvendes, optælles alle arter fra 1. befiskning og på stationer, hvor DFFVø anvendes, udregnes bestanden af ørredyngel vha. udtyndingsmetoden (mindst 2 befiskninger).

Beregning af DFFVa

Der indgår 45 arter i DFFVa hvoraf de 36 forekommer i Danmark (Tabel A3.1). De arter der ikke forekommer i Danmark indgår naturligvis ikke i indeks beregningen ligesom introducerede arter heller ikke gør. Tabel A3.1 viser også fordelingen af de enkelte arter i forhold til tolerance (overfor reduktion i vandets iltindhold), habitat (rheofile arter= foretrækker stærkt strømmende vand), reproduktion (lithofile arter= kræver groft substrat under reproduktion) og fødefunktionelle gruppe (omnivore arter= spiser et bredt spektrum af fødetyper).

Tabel A3.1. Fiskearter der indgår i DFFVa med tilhørende klassifikation i forhold til tolerance, habitat, reproduktion og føde samt region (Østj. = Østjylland, Vestj. = Vestjylland og Ø. = Øerne) som arten forekommer i. Arter med fed skrift er ikke naturligt forekommende i Danmark.

Art	Dansk navn	Region	Tolerance	Habitat rheo	Reproduktion lith	Føde omni
<i>Abramis brama</i>	Brasen	Alle	TOLE			OMNI
<i>Acipenser sturio</i>	Stør	-		RH	LITH	OMNI
<i>Alburnoides bipunctatus</i>	Strømløje	-	INTOL	RH	LITH	
<i>Alburnus alburnus</i>	Løje	Alle	TOLE			OMNI
<i>Alosa fallax</i>	Stavsild	-		RH		
<i>Anguilla anguilla</i>	Ål	Alle	TOLE			
<i>Aspius aspius</i>	Asp	-			LITH	
<i>Barbatula barbatula</i>	Smerling	ØstJ., Ø.		RH	LITH	
<i>Barbus barbus</i>	Flodbarbe	-		RH	LITH	
<i>Blicca bjoerkna</i>	Flire	Alle	TOLE			OMNI
<i>Carassius carassius</i>	Karusse	Alle	TOLE			OMNI
<i>Carassius gibelio</i>	Giebel	-	TOLE			OMNI
<i>Chondrostoma nasus</i>	Næse	-		RH	LITH	
<i>Cobitis taenia</i>	Pigsmerling	Ø.				
<i>Coregonus lavaretus</i>	Helt	Alle.	INTOL			
<i>Cottus gobio</i>	Finnestribet ferskvandsulk	VestJ.*	INTOL	RH	LITH	
<i>Cyprinus carpio</i>	Karpe	Alle	TOLE			OMNI
<i>Esox lucius</i>	Gedde	Alle				
<i>Gasterosteus aculeatus</i>	3-pigget hundestejle	Alle	TOLE			OMNI
<i>Gobio gobio</i>	Grundling	Alle		RH		
<i>Gymnocephalus cernuus</i>	Hork	Alle				
<i>Lampetra fluviatilis</i>	Flodlampret	Alle	INTOL	RH	LITH	
<i>Lampetra planeri</i>	Bæklampret	Alle	INTOL	RH	LITH	
<i>Leucaspius delineatus</i>	Regnløje	Alle				OMNI
<i>Leuciscus cephalus</i>	Døbel	-		RH	LITH	OMNI
<i>Leuciscus idus</i>	Rimte	Alle		RH		OMNI
<i>Leuciscus leuciscus</i>	Strømskalle	VestJ.		RH	LITH	OMNI
<i>Lota lota</i>	Knude	Alle			LITH	
<i>Misgurnus fossilis</i>	Dyndsmerling	Sydjylland.				
<i>Osmerus eperlanus</i>	Smelt	Alle	TOLE			
<i>Perca fluviatilis</i>	Aborre	Alle	TOLE			
<i>Petromyzon marinus</i>	Havlampret	Alle	INTOL	RH	LITH	
<i>Phoxinus phoxinus</i>	Elritse	Alle		RH	LITH	
<i>Pungitius pungitius</i>	9-pigget hundestejle	Alle	TOLE			OMNI
<i>Rhodeus sericeus</i>	Bitterling	-	INTOL			
<i>Rutilus rutilus</i>	Skalle	Alle	TOLE			OMNI
<i>Sabanejewia aurata</i>	Gylden pigsmerling	-				OMNI
<i>Salmo salar</i>	Laks	VestJ.+ Gudenå	INTOL	RH	LITH	
<i>Salmo trutta</i>	Ørred	Alle	INTOL	RH	LITH	
<i>Sander lucioperca</i>	Sandart	Alle				
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	Rudskalle	Alle				OMNI
<i>Silurus glanis</i>	Malle	-				
<i>Thymallus thymallus</i>	Stalling	VestJ.*	INTOL	RH	LITH	
<i>Tinca tinca</i>	Suder	Alle	TOLE			OMNI
<i>Vimba vimba</i>	Vimme	-		RH	LITH	

*Forekommer også udsat i Gudenåen, men indgår i indeksberegninger som en oprindelig art

DFFVa består af 8 indikatorer (Tabel A3.2) og første skridt i beregning af DFFVa er at udregne værdien af disse 8. Dette gøres vha. klassifikationerne givet i Tabel A3.1.

Tabel A3.2. Beskrivelse af de 8 indikatorer der indgår i DFFVa.

Indikator	Beskrivelse
INTOL_n %	Andel (%) individer af intolerante arter ud af totale antal individer
INTOL_sp_Nb	Antal intolerante arter
LITH_n %	Andel (%) individer af lithofile arter ud af totale antal individer
LITH_sp_Nb%	Andel (%) af lithofile arter ud af totale antal arter
TOLE_n %	Andel (%) individer af tolerante arter ud af totale antal individer
TOLE_sp_Nb %	Andel (%) af tolerante arter ud af totale antal arter
RH_sp_Nb	Antal rheofile arter
OMNI_n %	Andel (%) individer af omnivore arter ud af totale antal individer

Andet skridt i beregningen af DFFVa er at fastsætte vandløbstypen. DFFVa anvender en typologi baseret på vandløbsstørrelse (oplandsareal) og vandløbets hældning og der inddeles i 5 forskellige typer (Tabel A3.3). Disse 2 variabler skal derfor kendes for en given vandløbsstation før der kan udregnes en DFFVa værdi. DFFVa vandløbstyperne 1 og 2 dækker over Type 1 og 2 i dansk VRD typologi, mens DFFVa type 2, 3, 4 og 5 alle tilhører Type 3 i dansk VRD typologi (Tabel A1). Langt de fleste danske vandløbsstationer, hvor der indsamles fiskedata, tilhører DFFVa type 1 og 2 (oplandsareal < 100 km² og hældning < 0,7 m/km). DFFVa typerne 3 og 4 forekommer sjældent i Danmark og DFFVa type 5 forekommer aldrig.

Tabel A3.3. Typologi der anvendes i DFFVa og sammenligning med den danske VRD typologi.

	DFFVa Typer				
	1	2	3	4	5
Oplandsareal (km ²)	<100	100-1000		>1000	
Hældning (m/km)	-	<0,7	≥0,7	<0,3	≥0,3
Dansk VRD typologi	Type 1 og 2		Type 3		

Tredje skridt i beregningen af DFFVa er udregning af en EQR (Ecological Quality Ratio) for hver af de 8 indikatorer. Dette gøres vha. fastsatte referenceværdier for de 8 indikatorer for hver af de 5 DFFVa vandløbstyper (Tabel A3.4). For indikatorer der generelt falder med stigende menneskelig påvirkning (INTOL, LITH og RH) beregnes EQR vha. referenceværdierne i Tabel A3.4 på følgende måde:

$$EQR = \text{Målt værdi} / \text{Referenceværdi}$$

For indikatorer der generelt stiger med stigende menneskelig påvirkning udregnes EQR som:

$$EQR = (\text{målt værdi} - 100) / (\text{Referenceværdi} - 100)$$

Tabel A3.4. Oversigt over de 8 anvendte indikatorer i DFFVa og tilhørende referenceværdier for de enkelte DFFVa vandløbstyper. n.a betyder at indikatoren ikke anvendes for den pågældende type.

Indikator	Beskrivelse	DFFVa Typer				
		1	2	3	4	5
INTOL_n %	Andel (%) individer af intolerante arter ud af totale antal individer	61	22	45	18	27
INTOL_sp_Nb	Antal intolerante arter	3	n.a.	5	n.a.	5
LITH_n %	Andel (%) individer af lithofile arter ud af totale antal individer	96	52	93	33	65
LITH_sp_Nb%	Andel (%) af lithofile arter ud af totale antal arter	83	41	72	39	52
TOLE_n %	Andel (%) individer af tolerante arter ud af totale antal individer	1	33	2	37	23
TOLE_sp_Nb %	Andel (%) af tolerante arter ud af totale antal arter	n.a.	18	14	18	14
RH_sp_Nb	Antal rheofile arter	n.a.	5	8	6	10
OMNI_n %	Andel (%) individer af omnivore arter ud af totale antal individer	3	37	4	53	38

Fjerde og sidste skridt i beregningen af DFFVa er at udregne en samlet EQR værdi baseret på EQR værdierne for de 8 indikatorer. Dette gøres ved først at tjekke EQR værdierne og værdier der er > 1 sættes lig 1. Derefter udregnes DFFVa værdien som et gennemsnit af indikatorværdierne. Til slut fastsættes den økologiske status vha. Tabel A3.5.

Tabel A3.5. Fordelingen af LZI værdier mellem de 5 økologiske statusklasser.

	Status				
	Høj	God	Moderat	Ringe	Dårlig
DFFVa værdi	>0,94	0,94-0,72	0,71-0,40	0,39-0,11	<0,11

Beregning af DFFVø

Fastsættelse af en DFFVø værdi foretages på baggrund af nedenstående tabel A3.6. Da der kun indgår en indikator i DFFVø fastsættes den økologiske tilstandsklasse som en simpel indsættelse af antal yngel/100 m² i tabel A3.6. I vandløb, der er over 2 m brede, kan det dog blive aktuelt at angive den beregnede bestand som antal ørredyngel pr. 100 m vandløb (tabel A3.7).

Derudover kan der udregnes en EQR værdi på følgende måde:

$$EQR = \text{Målt værdi} / \text{Referenceværdi.}$$

Tabel A3.6. Grænseværdier for vandløb hvor DFFVø anvendes (typologi 1-vandløb).

Bestanden af ørredyngel opgøres i perioden august-november, hvor fiskene er ca. ½ år gamle.

Økologisk kvalitet	Antal ørredyngel pr. 100 m ²	EQR Grænseværdi
Høj	> 130	0,8125 (H/G)
God	80 - 130	0,5 (G/M)
Moderat	40 - 79	0,25 (M/R)
Ringe	10 - 39	0,0625 (R/D)
Dårlig	0 - 9	

Tabel A3.7. Forslag til grænseværdier for vandløb, der er over 2 m brede og opfylder kriterierne for anvendelse af DFFVø.

Økologisk kvalitet	Antal ørredyngel pr. 100 m
Høj	> 250
God	150-250
Moderat	100 – 149
Ringe	30 – 99
Dårlig	0 – 29

Bilag 4. Referenceværdier DFFVa

Selve referenceværdien har stor betydning for beregningen af indekseværdien og det er derfor væsentligt, at disse referenceværdier er realistiske i forhold til danske vandløb. Referenceværdierne i DFFVa er udregnet som et gennemsnit af data indsamles i minimalt påvirkede litauiske vandløb. Vandløb i Litauen og det øvrige Baltikum er langt mindre påvirkede end danske vandløb, de ligger i samme biogeografiske zone som danske, der er tilsvarende klima som i Danmark og den nuværende tilstand i baltiske vandløb er tidligere blevet vurderet til at være sammenlignelig med en dansk referencetilstand (Kristensen et al., 2008). Det er derfor sandsynligt, at de anvendte referenceværdier er realistiske for danske forhold, men for yderligere at sandsynligøre dette, er referenceværdierne for de enkelte indikatorer hvor muligt sammenlignet med værdier fra minimalt påvirkede danske vandløb. Disse minimalt påvirkede danske vandløb blev udvalgt vha. af ekspertvurdering.

Det var kun muligt at udvælge danske minimalt påvirkede vandløb der tilhører DFFVa vandløbstype 1. For disse er der rimelig overensstemmelse mellem referenceværdierne brugt i DFFVa og værdier fra udvalgte minimalt påvirkede danske vandløb (Tabel A4.1).

Tabel A4.1. Sammenligning af referenceværdier for DFFVa type 1 og værdier fra danske minimalt påvirkede vandløb.

Indikator	DFFVa referenceværdi	Værdi minimalt påvirkede danske vandløb (n=10)
INTOL_n %	61	82
INTOL_sp_Nb	3	2,3
LITH_n %	96	89
LITH_sp_Nb%	83	58
TOLE_n %	1	9
TOLE_sp_Nb %	<i>n.a.</i>	<i>n.a.</i>
RH_sp_Nb	<i>n.a.</i>	<i>n.a.</i>
OMNI_n %	3	13

Referencer

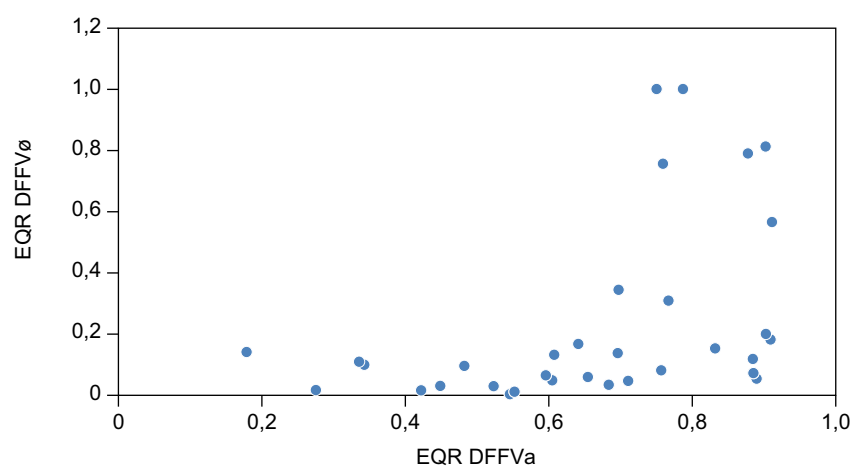
Kristensen, E.A., Baattrup-Pedersen, A., Skriver, J., Jørgensen, J., Kronvang, B., Andersen, H.E., Hoffmann, C.C. & Wiberg-Larsen, P. 2008: Identifikation af referencevandløb til implementering af vandrammedirektivet i Danmark. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 56 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 669.

Bilag 5. Sammenhæng mellem DFFVa og DFFVø

På et sub-set af NOVANA stationerne blev sammenhængen mellem DFFVa og DFFVø undersøgt. Der indgik kun stationer rensset for udsætninger samt stationer hvor der var fanget ørredyngel i mindst 2 befiskninger. For hver station blev tætheden af yngel/100 m² udregnet og EQR værdien blev derefter udregnet vha. tabel 5.

Analysen viste, at der var en sammenhæng mellem de 2 EQR værdier (Figur A5.1), men at denne sammenhæng ikke er en 1:1 sammenhæng. Dette er helt som forventeligt, da det er muligt at få høje DFFVa værdier uden at der er megen ørredyngel tilstede.

Figur A5.1. Sammenhæng mellem DFFVa EQR værdien og DFFVø EQR værdien, udregnet for et sub-set af NOVANA stationerne.



Bilag 6.

Oversigt over de referencestationer, der er anvendt til at fastlægge referencelværdien for DFFVø, og som alle har en habitatskarakter på 8, 9 eller 10. Alle data er fra DTU Aqua, herunder distriktsinddeling, stationering og data.

Di- strikt	Vand- system	Vandløb	Stations- nummer	Undersøgt år	Bredde (m)	Ørredyngel/ 100 m ²	Habitat- kvalitet
1	2	Kæmpeå	3	2012	0,8	76	10
1	2	Kæmpeå	4	2012	1,4	372	10
1	3	Baggeå	19	2012	2,1	947	10
1	3	Baggeå	3	2012	1,4	287	10
1	3	Baggeå	4	2012	1,4	365	10
1	3	Baggeå	5	2012	1,9	235	9
1	3	Baggeå	9	2012	0,9	315	8
1	3	Baggeå	11	2012	1,2	219	9
1	3	Baggeå	14	2012	2,8	51	10
1	3	Baggeå	15	2012	4	70	10
1	3	Baggeå	17	2012	3	266	8
1	5	Byå	3	2012	1,4	64	8
1	5	Byå	4	2012	2,2	266	8
1	9	Lilleå	3	2012	2	341	8
1	9	Lilleå	4	2012	2,6	70	8
1	11	Læså	12	2012	5	137	8
1	11	Læså	11a	2012	4,5	101	8
1	11	Læså	9	2012	5	83	8
1	12	Grødby Å	6	2012	4,5	39	8
1	12	Grødby Å	2	2012	1,5	13	8
1	14	Henrikebæk	2	2012	0,9	620	10
1	15	Øleå	17	2012	5	84	8
1	15	Øleå	10	2012	5	11	8
1	15	Øleå	2	2012	2	25	8
1	16	Dammebæk	2	2012	0,8	22	8
1	16	Dammebæk	3	2012	0,8	472	9
1	19	Søbæk	1	2012	2,5	71	10
1	19	Søbæk	4	2012	1,8	151	10
1	20	Skovsholm Bæk	3	2012	1,1	104	10
1	21	Grynebæk	1	2012	1,8	62	8
1	22	Vaseå	3	2012	4,5	61	10
1	22	Vaseå	4	2012	4	93	8
1	23	Gyldenså	6	2012	5	84	10
1	23	Gyldenså	7	2012	4	28	10
1	23	Gyldenså	1	2012	1,5	5	10
1	23	Gyldenså	3	2012	5,5	87	8
1	23	Gyldenså	4	2012	2,5	252	10
1	23	Gyldenså	5	2012	2	211	10

1	24	Vandløb ved Bølshavn	1	2012	0,5	729	10
1	25	Sølyst Bæk	1	2012	1,4	119	8
1	25	Sølyst Bæk	2	2012	2	19	10
1	28	Kelse Å	1	2012	3	49	8
1	28	Kelse Å	3	2012	3	89	9
1	31	Kobbe Å	4	2012	2,7	86	8
1	31	Kobbe Å	5	2012	6	164	8
1	31	Kobbe Å	6	2012	5	230	9
1	31	Kobbe Å	7	2012	0,8	8	9
1	31	Kobbe Å	8	2012	1,5	7	10
1	31	Kobbe Å	9	2012	4	115	10
1	32	Melsted Å	2	2012	1,1	374	10
1	32	Melsted Å	3	2012	0,9	455	10
1	33	Bobbeå	6	2012	2,5	71	9
1	33	Bobbeå	3	2012	1,3	29	9
1	33	Bobbeå	4	2012	2,5	42	8
1	33	Bobbeå	5	2012	2	10	10
1	36	Døndal Bæk	3	2012	4	81	8
1	39	Tejn Å	4	2012	1,5	128	9
1	39	Tejn Å	5	2012	2	169	8
1	39	Tejn Å	2	2012	3	18	8
1	39	Tejn Å	3	2012	1,5	25	10
1	41	Bakkebæk	3	2012	1	268	9
5	18	Vivede Mølleå	7	2009	2,5	123	8
5	18	Vivede Mølleå	4	2009	1,2	593	8
5	19	Fakse Å	4	2009	3,1	22	9
5	19	Fakse Å	8	2009	0,8	189	8
5	19	Fakse Å	10	2009	1,5	165	8
5	21	Herredsbæk	2	2009	1	341	8
5	22	Krobæk	1	2009	1,2	151	8
5	25	Tubæk	6	2009	4,2	142	8
5	31	Mern Å	4	2009	2,6	2	8
5	31	Mern Å	6	2009	3,6	57	8
5	31	Mern Å	7	2009	3,2	92	8
7	3	Møllebæk	3	2009	3,1	7	8
7	3	Møllebæk	4	2009	2	155	8
7	4	Lålikbæk	2	2009	1,2	177	8
7	5	Stensby Møllebæk	1	2009	0,8	194	8
7	5	Stensby Møllebæk	2	2009	2,8	110	8
7	5	Stensby Møllebæk	3	2009	1,9	187	8
7	7	Vintersbølle Bæk	1	2009	1,8	56	9
7	17	Bækkeskov Å	4	2010	2,8	60	8
7	17	Bækkeskov Å	3	2010	2	120	8
7	35	Sørup Å	4	2010	0,8	96	8
7	44	Donnemoseløbet	2	2010	0,8	79	8

9	2	Kragelund Møllebæk	6	2008	1,2	3	8
9	2	Kragelund Møllebæk	4	2008	1,1	283	8
9	9	Lunde Å	3	2008	2,7	80	9
9	9	Lunde Å	4	2008	2,5	70	9
9	11	Stavids Å	19	2008	3	57	8
9	11	Stavids Å	20a	2008	4	35	8
9	12	Odense Å	43	2008	2,5	9	9
9	12	Odense Å	52	2008	5	16	9
9	12	Odense Å	53	2008	4,3	30	9
9	12	Odense Å	48	2008	1,8	207	10
9	12	Odense Å	49	2008	2	160	10
9	12	Odense Å	68	2008	2,5	199	9
9	12	Odense Å	69	2008	3,5	113	8
9	12	Odense Å	72	2008	2	124	10
9	12	Odense Å	73	2008	2,8	265	9
9	12	Odense Å	75	2008	2,1	441	9
9	12	Odense Å	38	2008	1,6	77	9
9	12	Odense Å	56	2008	1,6	34	8
9	12	Odense Å	59	2008	1,8	135	8
9	12	Odense Å	54	2008	4,3	8	8
9	13	Vejrup Å	5	2008	2	10	8
9	13	Vejrup Å	6	2008	2,8	32	8
9	15	Geels Å	1	2008	1,3	2	9
9	15	Geels Å	2	2008	1,6	21	8
9	15	Geels Å	4	2008	3,8	88	9
9	15	Geels Å	5	2008	2,5	96	8
9	15	Geels Å	1a	2008	1,2	150	9
9	23	Vindinge Å	22	2008	1,3	15	9
9	26	Askebæk	1	2008	1,2	9	9
9	27	Stokkebæk	13	2008	4,5	10	8
9	30	Lillebæk	1	2008	1,1	6	9
9	31	Hammersbro bæk	3	2008	1	8	8
9	32	Vejstrup Å	5	2008	4	101	9
9	32	Vejstrup Å	6	2008	1,2	32	10
9	37	Hundstrup Å	16	2008	1,3	126	8
9	37	Hundstrup Å	6	2008	4,5	30	9
9	40	Grubbemølle Å	3	2008	1,4	12	10
9	40	Grubbemølle Å	4	2008	1,4	62	8
9	40	Grubbemølle Å	3a	2008	1,6	54	9
9	41	Stensgård Møllebæk	1	2008	1,6	381	9
9	41	Stensgård Møllebæk	4	2008	1,8	268	8
9	41	Stensgård Møllebæk	5	2008	1,4	210	8
9	42	Hattebæk	4	2008	2,6	140	9
9	42	Hattebæk	5	2008	3	191	9
9	42	Hattebæk	8	2008	1,8	182	10
9	42	Hattebæk	9	2008	1,1	90	8

10	4	Ørredbæk	1	2008	1	255	10
10	5	Avlby Møllebæk	0	2008	1,3	92	9
10	5	Avlby Møllebæk	2	2008	2	21	8
10	7	Viby Å	2	2008	2,1	314	9
10	7	Viby Å	3	2008	2,1	38	10
10	7	Viby Å	4	2008	2,8	24	9
10	12	Brende Å	7	2008	5	91	8
10	12	Brende Å	9	2008	4,5	23	8
10	13	Ålebæk	2	2008	1,6	63	9
10	14	Pugemølle Å	20	2008	1,5	36	8
10	18	Hårby Å	8	2008	5	12	8
10	18	Hårby Å	11	2008	2,5	228	9
10	18	Hårby Å	13	2008	2,2	178	10
10	18	Hårby Å	14	2008	2,2	193	10
10	18	Hårby Å	15	2008	1,8	374	10
11	5	Stolbro Bæk	2	2010	1,5	223	10
11	5	Stolbro Bæk	3	2010	1,3	430	10
11	11	Melved Bæk	1	2010	0,8	81	10
11	11	Melved Bæk	2	2010	0,8	13	9
11	12	Vand i Melved Skov	1	2010	0,6	147	10
11	15	Helleved Møllebæk	1	2010	0,9	29	9
11	16	Kornbæk	1	2010	1	49	10
11	18	VI fra Blommeskobbel	1	2010	0,8	18	9
11	28	Kruså	1	2009	4	20	9
11	28	Kruså	6	2009	0,5	48	9
11	28	Kruså	1a	2009	4	30	8
11	30	Fruebæk	1	2009	0,7	218	8
11	30	Fruebæk	2	2009	1,7	101	10
11	32	Strandrød Bæk	2	2009	1,3	346	10
11	36	Adsbøl bæk /Fiskbæk	6	2009	1,5	31	8
11	37	Nybøl Bæk	1	2009	1,7	150	10
11	37	Nybøl Bæk	2	2009	1	306	8
11	37	Nybøl Bæk	3	2009	1,4	579	9
11	44	Blå Å	3	2009	2	155	9
11	44	Blå Å	6	2009	2,1	3	9
11	44	Blå Å	7	2009	1,1	266	9
11	47	Dyrbæk	3	2011	1,5	186	10
11	48	Rudbæk	3	2011	0,8	288	9
11	51	Skelbæk	3	2011	1,2	35	9
11	52	Faversmølle Bæk	4	2011	1,3	8	8
11	54	Bøgelunds Bæk	1	2011	1,9	112	10
11	55	Avbæk	2	2011	2,3	130	8
11	55	Avbæk	3	2011	2,2	87	8
11	55	Avbæk	4	2011	1,1	115	10
11	56	Møllebæk	3	2011	1,7	102	9

11	59	Sælsbæk	2	2011	1,3	170	9
11	61	Vedbæk	1	2011	0,9	258	10
11	61	Vedbæk	2	2011	1,5	124	9
11	65	Vandl f Kelstrup	1	2011	1,1	159	9
11	67	Ulvkær Bæk	1	2011	1,3	3	10
11	72	Spangsbæk	2	2011	1,5	271	9
11	73	Vandl v f Lønt	1	2011	1,4	1	9
11	73	Vandl v f Lønt	2	2011	1,4	140	10
11	74	Brorsbøl Bæk	2	2011	1,5	302	9
11	75	Hummelgårds Bæk	3	2011	2,2	116	9
11	77	Aastrup Bæk	1	2011	1,2	309	9
11	77	Aastrup Bæk	5	2011	1,3	133	9
11	77	Aastrup Bæk	3	2011	1,8	103	8
11	77	Aastrup Bæk	4	2011	3	70	8
11	80	Sillerup Bæk	9	2011	1,2	204	9
11	80	Sillerup Bæk	10	2011	1,1	4	8
11	80	Sillerup Bæk	3	2011	2,6	38	10
11	80	Sillerup Bæk	4	2011	2,2	16	9
11	81	Knud Å	3	2011	1,1	63	9
11	82	Taps Å	34	2008	1,8	392	9
11	82	Taps Å	36	2008	1,1	187	8
11	83	Kærmølle Å	6	2008	1,1	97	9
11	83	Kærmølle Å	7	2008	1,1	69	9
11	15a	Vandløb i Fredskov	1	2010	0,6	46	10
11	37a	Nejs Møllebæk	2	2009	1	2	8
11	39b	Skovbæk	1	2009	0,8	356	9
11	46a	Rørmosebæk	2	2011	1	255	8
11	55a	Dyrhave Bæk	2	2011	0,7	77	8
12	4	Dalby Møllebæk	8	2012	0,9	361	8
12	4	Dalby Møllebæk	9	2012	0,8	175	10
12	4	Dalby Møllebæk	7	2012	1,3	341	10
12	5	Kolding Å	62	2008	2,6	138	8
12	5	Kolding Å	63	2008	2,3	236	8
12	5	Kolding Å	64	2008	1,4	299	9
12	5	Kolding Å	27	2008	1,2	12	9
12	5	Kolding Å	26a	2008	0,9	20	8
12	5	Kolding Å	59	2008	1,8	58	8
12	5	Kolding Å	60	2008	1,9	70	10
12	5	Kolding Å	14a	2008	1,3	258	8
12	5	Kolding Å	56	2008	1,4	22	9
12	5	Kolding Å	57	2008	2	4	9
12	8	Gudsø Bæk	2	2012	1,6	177	9
12	15	lbæk	1	2008	1,1	102	10

12	20	Ørum Å	28	2010	1,25	201	9
12	20	Ørum Å	37	2010	1,4	389	8
12	20	Ørum Å	41	2010	1,6	144	9
12	20	Ørum Å	42	2010	2,1	19	8
12	20	Ørum Å	39	2010	1,5	4	8
12	20	Ørum Å	43	2010	2,2	112	9
12	20	Ørum Å	36 a	2010	1,4	324	9
12	22	Rosenvold Å	2	2008	2,5	53	10
12	22	Rosenvold Å	4	2008	1,8	197	8
12	22	Rosenvold Å	6	2008	1,8	86	8
12	22	Rosenvold Å	10	2008	2,1	87	9
12	25	Avnsbæk	2	2008	1,2	195	9
12	26	Barritskov Bæk	1	2008	1,5	73	8
12	28	Hellebjerg Bæk	1	2008	1,1	310	8
12	28	Hellebjerg Bæk	2	2008	1,1	310	8
12	15c	Hørmøllebæk	1	2008	0,7	118	10
12	1a	Odderbæk	2	2012	1,1	340	9
13	3	Skelbækken	1	2010	1,2	88	8
13	4	Fiskbæk	1	2010	1,1	131	10
13	4	Fiskbæk	2	2010	1,4	216	8
13	5	Klokkedal Bæk	4	2010	2,2	134	10
13	7	Bygholm Å	7	2009	5,5	7	8
13	10	Haldrup Bæk	4	2010	2,3	45	10
13	10	Haldrup Bæk	3	2010	1,6	78	8
13	12	Møllebæk	1	2010	1,4	77	10
13	12	Møllebæk	2	2010	1,6	111	9
13	12	Møllebæk	3	2010	2,1	79	9
13	13	Åkær Å	2	2010	2,5	49	8
13	13	Åkær Å	6	2010	0,8	467	10
13	14	Malskær Bæk	4	2010	2	58	9
13	22	Hjortshøj Bæk	3	2010	1,6	203	10
13	23	Skæring Bæk	2	2010	1,9	43	9
13	23	Skæring Bæk	1	2010	0,9	87	8
13	12a	Drikkær Bæk	2	2010	1,1	2	9
13	3b	Lille Fiskbæk	1	2010	1,2	206	10
13	3x	Sejet Nørmarks Bæk	1	2010	1	79	10
14	1	Hulbæk	2	2012	1,3	3	9
14	2	Følle Bæk	2	2012	2	28	9
14	2	Følle Bæk	4	2012	1,3	19	8
14	2	Følle Bæk	3	2012	1	2	9
14	3	Kol Å	7	2012	1,1	264	8
14	8	Mølleå	2	2012	1,8	208	9
14	8	Mølleå	3	2012	2	71	9

14	13	Hoed Å	3	2012	1,5	12	9
14	13	Hoed Å	4	2012	1,8	50	9
14	13	Hoed Å	8	2012	1,8	13	8
14	13	Hoed Å	9	2012	1,1	134	8
14	17	Grenå	80	2009	1,1	2	8
14	17	Grenå	87	2009	1,3	215	8
14	17	Grenå	54	2009	1,3	218	9
14	17	Grenå	93	2009	3,8	281	10
14	17	Grenå	94	2009	2,9	105	8
14	17	Grenå	103	2009	2,1	367	8
14	17	Grenå	105	2009	3,4	190	8
14	17	Grenå	108	2009	0,6	327	9
14	17	Grenå	109	2009	1,8	44	8
14	17	Grenå	110	2009	2	149	8
14	17	Grenå	111	2009	2,2	236	10
14	17	Grenå	112	2009	1,8	74	9
14	17	Grenå	114	2009	3	228	8
14	17	Grenå	62	2009	2,5	216	8
14	17	Grenå	64	2009	1,3	6	9
14	17	Grenå	65	2009	1,6	48	9
14	17	Grenå	67	2009	1,6	87	9
14	17	Grenå	71	2009	1,5	127	9
14	17	Grenå	72	2009	1,7	167	8
14	17	Grenå	73	2009	1,5	329	9
14	17	Grenå	70a	2009	0,8	32	8
14	25	Brøndstrup Mølleå	2	2012	1,3	33	9
14	30	Hevring Å	8	2012	4	9	8
14	1a	Balskov Bæk	3	2012	1,1	168	10
14	8a	Stambæk	1	2012	0,9	7	9
14	8a	Stambæk	2	2012	0,8	77	8
15	8	Ris Møllebæk	1	2011	1	2	8
15	8	Ris Møllebæk	2	2011	1,7	1	10
15	8	Ris Møllebæk	5	2011	1,6	1	8
15	12	Tvede Å	4	2011	2,6	103	9
15	12	Tvede Å	3	2011	1,3	250	9
15	12	Tvede Å	8	2011	0,9	278	8
15	12	Tvede Å	2	2011	0,9	419	8
15	6c	Gudenå (3) nederst	5	2010	1,1	102	9
15	6c	Gudenå (3) nederst	6	2010	1,5	121	9
15	6c	Gudenå (3) nederst	32	2010	0,5	575	9
15	6c	Gudenå (3) nederst	33a	2010	0,7	27	9
15	6c	Gudenå (3) nederst	8	2010	0,6	7	9
15	6c	Gudenå (3) nederst	11	2010	1,7	134	8
15	6c	Gudenå (3) nederst	12	2010	1,4	140	9

15	6c	Gudenå (3) nederst	13	2010	1,2	49	9
15	6c	Gudenå (3) nederst	14	2010	1,9	72	9
15	6c	Gudenå (3) nederst	15	2010	1,7	2	9
15	6c	Gudenå (3) nederst	2	2010	1,5	338	9
15	6c	Gudenå (3) nederst	40	2010	0,8	3	9
15	6c	Gudenå (3) nederst	16	2010	1,5	118	9
15	6c	Gudenå (3) nederst	17	2010	1,8	105	9
15	6c	Gudenå (3) nederst	18	2010	2	10	9
15	6c	Gudenå (3) nederst	47	2010	1,7	121	10
15	6c	Gudenå (3) nederst	48	2010	1,5	36	8
15	6c	Gudenå (3) nederst	18a	2010	0,9	25	8
15	6c	Gudenå (3) nederst	140	2010	3	42	9
15	6c	Gudenå (3) nederst	146	2010	1,8	110	9
15	6c	Gudenå (3) nederst	141	2010	3,5	42	8
15	6c	Gudenå (3) nederst	151	2010	1	338	10
15	6c	Gudenå (3) nederst	156	2010	0,8	48	10
15	6c	Gudenå (3) nederst	242	2010	0,7	18	9
15	6c	Gudenå (3) nederst	245	2010	0,9	110	9
15	6c	Gudenå (3) nederst	250	2010	2	15	9
15	6c	Gudenå (3) nederst	52	2010	1	2	8
15	6c	Gudenå (3) nederst	53	2010	1,6	128	10
15	6c	Gudenå (3) nederst	54	2010	3	51	10
15	6c	Gudenå (3) nederst	143	2010	3	78	8
15	6c	Gudenå (3) nederst	160	2010	1,4	357	9
15	6c	Gudenå (3) nederst	163	2010	1	113	8
15	6c	Gudenå (3) nederst	9	2010	1,1	59	10
15	6c	Gudenå (3) nederst	235	2010	0,9	37	10
15	8a	Tjærby Bæk	1	2011	1	4	9
17	1	Voer Å	15	2012	1	33	8
17	1	Voer Å	16	2012	1,4	3	8
17	1	Voer Å	84	2012	0,9	327	9
17	1	Voer Å	88	2012	2,5	130	9
17	1	Voer Å	33	2012	2	49	9
17	1	Voer Å	26	2012	2,6	244	8
17	1	Voer Å	32	2012	1,4	5	8
17	1	Voer Å	73	2012	1	23	8
17	1	Voer Å	121	2012	1	2	9
17	1	Voer Å	99	2012	1,8	1	8
17	1	Voer Å	107	2012	1,3	37	8
17	1	Voer Å	110	2012	1,6	5	9
17	1	Voer Å	111	2012	0,9	7	8
17	11	Lerbæk	3	2003	1,8	1	8
17	11	Lerbæk	2	2011	2,5	2	9
17	11	Lerbæk	3	2011	1,4	1	9
17	13	Elling Å	52	2003	1,3	2	8

17	31	Uggerby Å	139	2009	1,8	1	8
17	31	Uggerby Å	131	2009	2	32	9
18	10	Nørrevad Bæk	3	2008	2,1	138	9
18	10a	Dybdal Bæk	3	2008	1,6	28	8
19	3	Vår Å	3	2008	2,5	10	8
19	12	Bjørnsholm Å	23	2012	1,8	71	9
19	12	Bjørnsholm Å	21	2012	2,1	3	8
19	18	Hagensmølle Bæk	5	2009	1	292	9
19	18	Hagensmølle Bæk	6	2009	1,5	194	10
19	24	Hinnerup Å	3	2009	2,2	78	9
19	26	Harre Å	1	2009	1,5	725	8
19	27	Lilleå	1	2009	0,8	228	9
19	28	Afløb fra Hjerk Nor	7	2009	0,9	597	8
19	38	Skarum Å	1	2009	1,3	32	8
19	38	Skarum Å	2	2009	1,4	19	9
19	43	Lønnerupfjord m till	16	2009	2,5	67	10
19	50	Pallisvad Å	4	2008	2,2	9	9
19	53	Slette Å	5	2011	2	3	8
20	1	Handstedmølle Å	3	2009	2	32	9
21	1	Hummelmose Å	1	2009	1,5	66	8
21	1	Hummelmose Å	2	2009	2,1	282	9
21	1	Hummelmose Å	5	2009	1	335	8
21	2	Gimsing Bæk	2	2009	1,3	269	9
21	2	Gimsing Bæk	3	2009	3	77	9
21	5	Klostermølle Å	5	2009	2,5	173	9
21	10	Østergård Bæk	1	2009	0,8	26	10
21	21	Hvidbjerg Å	46	2009	2	14	9
21	31	Nørkær Å	1	2009	1,2	18	9
21	32	Krudals Å/Sundby Å	3	2009	2,3	35	8
21	37	Votborg Å	2	2009	1,8	155	9
21	37	Votborg Å	3	2009	1,5	24	8
21	37	Votborg Å	4	2009	1,8	14	8
21	39	Ejstrup Bæk	3	2009	1	56	8
21	42	Nørå	2	2009	0,8	214	9
21	43	Storup Å	2	2009	1,2	41	8
21	43	Storup Å	3	2009	3,2	9	9
21	43	Storup Å	9	2009	1,3	92	8
22	5	Skals Å	33	2011	3	48	9
22	5	Skals Å	35	2011	0,9	16	8
23	1	Dommerby Å	4	2009	4,5	27	8
23	1	Dommerby Å	8	2009	1,4	536	9
23	3	Skive-Karup Å	94	2011	1,8	6	8
23	3	Skive-Karup Å	88	2011	2,1	42	10
23	3	Skive-Karup Å	89	2011	1,8	24	8

23	3	Skive-Karup Å	93	2011	1	70	9
23	3	Skive-Karup Å	95	2011	1,4	14	8
23	3	Skive-Karup Å	97	2011	1,4	31	9
23	3	Skive-Karup Å	76	2011	3	32	8
23	3	Skive-Karup Å	152	2011	1,6	155	9
23	3	Skive-Karup Å	82	2011	0,8	8	8
23	3	Skive-Karup Å	83	2011	1,1	56	9
23	3	Skive-Karup Å	124	2011	1,8	61	9
23	4	Vinde Bæk	2	2009	0,8	342	9
23	4	Vinde Bæk	3	2009	1,6	104	9
23	5	Febæk	1	2009	1,2	50	10
23	6	Trævel Å	10	2009	1,8	174	8
23	9	Hellegård Å	2	2009	3	133	8
29	2	Ribe Å	103	2012	1,1	53	9
29	2	Ribe Å	105	2012	1,2	95	9
29	2	Ribe Å	107	2012	1	40	9
29	2	Ribe Å	79	2012	5,5	11	8
29	2	Ribe Å	224	2012	1,9	34	10
29	2	Ribe Å	225	2012	1	2	8
29	8	Brøns Å	28	2012	2	2	8
29	8	Brøns Å	4	2012	3	3	8
29	9	Brede Å	6	2012	2,9	73	8
29	9	Brede Å	49	2012	1,4	158	9
29	9	Brede Å	22	2012	0,9	23	8
		DTU Aquas station til årlig overvågning	3	2005	4,41	77	9
		DTU Aquas station til årlig overvågning	6	2005	1,87	302	9
		DTU Aquas station til årlig overvågning	17	2005	2,08	244	8
		DTU Aquas station til årlig overvågning	19	2005	1,19	197	8
		DTU Aquas station til årlig overvågning	3	2006	5,6	27	10
		DTU Aquas station til årlig overvågning	6	2006	1,96	305	9
		DTU Aquas station til årlig overvågning	7a	2006	1,32	176	9
		DTU Aquas station til årlig overvågning	17	2006	2,05	235	8
		DTU Aquas station til årlig overvågning	19	2006	1,21	127	8
		DTU Aquas station til årlig overvågning	1	2007	1,31	24	10
		DTU Aquas station til årlig overvågning	3	2007	4,68	17	9

		DTU Aquas station til årlig overvågning	6	2007	2	199	9
		DTU Aquas station til årlig overvågning	7a	2007	1,57	125	9
		DTU Aquas station til årlig overvågning	19	2007	1,57	64	8
		DTU Aquas station til årlig overvågning	20	2007	3	75	9
		DTU Aquas station til årlig overvågning	1	2008	1,02	127	10
		DTU Aquas station til årlig overvågning	3	2008	4,73	73	9
		DTU Aquas station til årlig overvågning	6	2008	2,25	176	9
		DTU Aquas station til årlig overvågning	7a	2008	1,61	144	9
		DTU Aquas station til årlig overvågning	17	2008	1,98	162	9
		DTU Aquas station til årlig overvågning	19	2008	1,48	39	9
		DTU Aquas station til årlig overvågning	20	2008	3,01	216	10
		DTU Aquas station til årlig overvågning	1	2009	0,94	226	8
		DTU Aquas station til årlig overvågning	3	2009	3,5	182	9
		DTU Aquas station til årlig overvågning	6	2009	1,6	358	10
		DTU Aquas station til årlig overvågning	7a	2009	1,5	148	8
		DTU Aquas station til årlig overvågning	19	2009	1,3	51	9
		DTU Aquas station til årlig overvågning	17	2009	2,1	304	8
		DTU Aquas station til årlig overvågning	6	2010	2	332	9
		DTU Aquas station til årlig overvågning	7	2010	2	100	9
		DTU Aquas station til årlig overvågning	3	2010	5,1	67	10
		DTU Aquas station til årlig overvågning	17	2010	2,5	142	8
		DTU Aquas station til årlig overvågning	19	2010	1,6	18	8
		DTU Aquas station til årlig overvågning	20	2010	3,75	86	10
		DTU Aquas station til årlig overvågning	6	2011	2,3	164	9
		DTU Aquas station til årlig overvågning	7	2011	2,1	58	8
		DTU Aquas station til årlig overvågning	17	2011	2,1	264	9

	DTU Aquas station til årlig overvågning	19	2011	1,4	32	9
	DTU Aquas station til årlig overvågning	20	2011	3,7	92	9
	DTU Aquas station til årlig overvågning	1	2012	1,2	235	8
	DTU Aquas station til årlig overvågning	3	2012	4,2	60	10
	DTU Aquas station til årlig overvågning	6	2012	1,8	140	9
	DTU Aquas station til årlig overvågning	7	2012	1,8	91	9
	DTU Aquas station til årlig overvågning	17	2012	1,8	239	9
	DTU Aquas station til årlig overvågning	19	2012	1,4	46	8
	DTU Aquas station til årlig overvågning	20	2012	3,3	112	9

[Tom side]

DANSK FISKEINDEKS FOR VANDLØB (DFFV)

Fiskebestanden i vandløb er et af de kvalitetselementer, der indgår i Vandrammedirektivet og dermed i de danske vandplaner. Rapporten indeholder en afprøvning af et Litauisk indeks (DFFVa), som kan anvendes primært i de større danske vandløb. En forudsætning for anvendelse af dette indeks er, at der er mindst 3 fiskearter tilstede i vandløbet. Til brug for vandløb (primært små vandløb), hvor der forekommer mindre end 3 arter, er der udviklet et særligt indeks baseret på bestanden af ørreder (DVVFø).