

Hydromorfologiske kvalitetselementer og understøttelse af god økologisk tilstand i vandløb

Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi

Dato: 18. december 2019

Lisbeth Dalsgaard Henriksen, Thomas Alexander Davidson, Annette Baattrup-Pedersen & Søren Erik Larsen

Institut for Bioscience

Rekvirent:
Miljøstyrelsen
Antal sider: 38

Faglig kommentering:
Hans Estrup Andersen & Peter Wiberg-Larsen
Kvalitetssikring, centret:
Signe Jung-Madsen

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



AARHUS
UNIVERSITET

DCE - NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Tel.: +45 8715 0000
E-mail: dce@au.dk
<http://dce.au.dk>

Indhold

1	Baggrund	3
2	Formål	5
3	Resume af litteraturstudie	6
4	Data og metoder	8
4.1	Datagrundlag	8
4.2	Beregning og statistik	12
5	Resultater	14
5.1	Hydromorfologiske parametres betydning for de biologiske kvalitetselementer	14
5.2	Fastsættelse af grænseværdier	16
6	Konklusioner og anbefalinger	22
6.1	Hydromorfologiske parametres betydning for de biologiske kvalitetselementer – eksisterende viden	22
6.2	Fastsættelse af grænseværdier	22
6.3	Anbefalinger	23
7	Referencer	24
Bilag 1		26
	Hydromorfologiske kvalitetselementer og understøttelse af god økologisk tilstand i vandløb - litteraturstudie	26
Bilag 2		37
	Kovariansanalyser	37

1 Baggrund

Til vurderingen af økologisk tilstand i vandløb er der, jf. Vandrammedirektivets bilag V, opstillet krav til, at en række hydromorfologiske parametre skal indgå som støtteparametre til de biologiske indeks: Dansk Vandløbsplante Indeks (DVPI), Dansk Vandløbsfauna Indeks (DVFI), Dansk Fiskeindeks for Vandløb (DFFV) og Dansk Vandløbsalge Indeks (DVAI). De hydromorfologiske forhold er imidlertid ikke specificeret som støtteparametre til de biologiske indeks for danske forhold, og dermed lever Danmark indtil videre ikke op til kravene i EU's Vandrammedirektiv (European Commission, 2000).

De hydromorfologiske kvalitetselementer er tiltænkt som støtteparametre til de biologiske indeks i form af et analyseværktøj, som kan pege på de vigtigste hydromorfologiske faktorer, der kan påvirke sandsynligheden for målopfyldelse på en given vandløbsstrækning.

De hydromorfologiske støtteparametre, specificeret i Bilag V, undersøges i dette projekt og er inddelt efter tre overordnede kategorier:

1. Hydrologisk regime i form af i) vandstrømningens volumen og dynamik og ii) forbindelse til grundvandsforekomster.
2. Vandløbets kontinuitet
3. Morfologiske forhold i form af i) variation i vandløbets dybde og bredde ii) bundforhold (struktur og substrat) iii) bredzonens struktur

Det hydrologiske regime beskriver variationer i de strømningsøkologiske parametre, der påvirker vandløbets biologi. Herunder indgår parametre, der relaterer sig til vandføringens størrelse, frekvensen og varighed af afstrømningshændelser, timing og forudsigelighed af vandføringen samt vandføringens variation.

I et igangværende projekt, under titlen 'Vurdering af vandindvindings effekt på økologisk tilstand i vandløb', af Aarhus Universitet (DCE/Bioscience) valideres/modificeres empiriske modeller for sammenhænge mellem hydrologiske variable og økologisk tilstand bl.a. på baggrund af modellerede vandføringsdata (DK-modellen) fra kontrolovervågningsstationerne. Dette gøres for såvel type 1-vandløb (DVFI) og type 2-3 vandløb (DVFI, DVPI, DFFVa og DFFVø) (Rasmussen, Larsen & Baattrup-Pedersen, under udarbejdelse). Modellerne indeholder de vigtigste hydrologiske parametre, der beskriver den økologiske tilstand udtrykt ved de biologiske indeks, DVPI, DVFI, DVAI, DFFVa og DFFVø. De hydrologiske parametre fra de signifikante modeller ses i tabel 1. Modellen for DFFVø var ikke signifikant, måske fordi stationsantallet for denne parameter var lav. Den empiriske model for DFFVø vurderes derfor ikke tilstrækkelig sikker og er derfor ikke medtaget i tabel 1.

Ud over de ovenfor nævnte hydrologiske parametre, indeholder det hydrologiske regime ligeledes vandløbets forbindelse til grundvandsforekomster, der påvirker vandføringen samt vandets temperatur.

Table 1. Oversigt over hydrologiske parametre fra de nye empiriske modeller der beskriver sammenhængen med de vigtigste hydrologiske parametre for hver af de fire biologiske indeks DVFI, DVPI, DFFVa, DVAI (fra Rasmussen, Larsen & Baattrup-Pedersen under udarbejdelse). Mamax = Middel af årlig 1 dags maksima divideret med Q50; Mamax7 = Middel af årlig 7-dages maksima divideret med Q50; Mamax30 = Middel af årlig 30-dages maksima divideret med Q50; Medmax = Median af årlig 1-dags maksima divideret med Q50; Dur75 = Middel varighed af vandføringshændelser under Q75 (dage); Dur7 = Middel varighed af vandføringshændelser over 7*Q50 (dage); Fre25 = Frekvens af vandføringshændelser over Q25 (pr. år); kNEG = Faldende vandføring (Ln (m3/s)); Pea1 = Middel vandføring af vandføringshændelser over Q50 divideret med Q50; Q50 = Median vandføring.

Kvalitetselement	Hydromorfologiske parametre
EQR _{DVFI}	Mamax7, Fre25, Dur7
EQR _{DVPI}	Medmax, Dur75, Dur7
EQR _{DFFVa}	Mamax, Mamax30, kNEG
EQR _{Bentiske alger}	Mamax, Pea1, Dur7

Vandløbets kontinuitet beskriver graden af fri passage gennem vandløbet fra udspring til udløb ved landets kyster. I praksis beskrives vandløbets kontinuitet ud fra antal og type af spærringer, der findes ned gennem vandløbet. Der er herunder tale om fysiske spærringer i form af stemmeværker, tærskler, rørudløb under veje samt søer og damme, der alle hindrer op- og nedstrøms passage i vandløbet, og derved hæmmer spredningen af en del arter af både planter og dyr.

De morfologiske forhold er de fysiske forhold, der er med til at definere vandløbets form, herunder den fysiske form både i vandløbet og i bredzonen. Herunder indgår vandløbets dybde og bredde. Strækningernes slyngningsgrad samt tværsnitsprofil fortæller noget om graden af kanalisering i vandløbene og derved noget om graden af historiske menneskeskabte påvirkninger af vandløbet. For lavlandsvandløb gælder det, at en høj slyngningsgrad afspejler et mere naturligt vandløb. Naturlige vandløb er generelt mere heterogene end kanaliserede vandløb. Substratsammensætningen spiller ligeledes en rolle for de biologiske organismer i vandløbet.

Foruden den morfologiske karakteristik af selve vandløbet, spiller bredzonens struktur en rolle for biologien i vandløb. Bredzonens udformning fortæller også noget om sammenhængen mellem land og vand, der har betydning for flere af vandløbets organismer.

2 Formål

Formålet med nærværende projekt er at fastlægge niveauer for vandrammedirektivets hydromorfologiske støtteparametre, der vurderes relevante for danske forhold, med henblik på at støtte op om de biologiske kvalitetselementer: Planter (DVPI), smådyr (DVFI), fisk (DFFV) og kiselalger (DVAI).

Projektet omfatter:

- i) Et litteraturstudie på baggrund af national og international viden om sammenhængen mellem de biologiske forhold og de hydromorfologiske støtteparametre.
- ii) Analyser af eksisterende data fra NOVANA overvågningsprogrammet med henblik på at indfri formålet om at fastsætte niveauer for de hydromorfologiske støtteparametre i forhold til den økologiske tilstand. Der fastsættes grænseværdier for de hydromorfologiske støtteparametre mellem de forskellige kvalitetsklasser: høj-god, god-moderat, moderat-ringe og ringe-dårlig tilstand. Endvidere fastlægges typespecifikke referenceforhold for de enkelte hydromorfologiske støtteparametre.

3 Resume af litteraturstudie

Der er udført et litteraturstudie, som omhandler de enkelte hydromorfologiske støtteparametres betydning for de biologiske kvalitetselementer (se Bilag 1). Litteraturstudiet indgår i projektet som grundlag for udvælgelse af hvilke hydromorfologiske støtteparametre, der inkluderes i de videre analyser. Litteratursøgningen er baseret på national og international litteratur primært fra portalen Web og Science, og omhandler primært hydromorfologiske parametres korrelation i relation til biologisk diversitet, samfundsstruktur og økologisk tilstand under anvendelse af indikatorer i lavlandsvandløb. Overordnet er der fundet mest litteratur for smådyr og planter, mens litteraturen for fisk og alger i relation til diversitet og indikatorer er begrænset (tabel 2).

Med undtagelse af en enkelt artikel om bundforholds effekter på smådyr, hvor man ikke kunne vise en korrelation, har alle de undersøgte parametre, for hvilke der er fundet litteratur, en effekt på de biologiske samfund.

I relation til det hydrologiske regime og vandløbets kontinuitet viser litteraturstudiet, at der generelt er effekter på såvel planter, smådyr, alger og fiskede biologiske kvalitetselementer. Det kan dog undre, at der ikke er flere fiskestudier, som viser positive effekter af ændringer i vandløbets kontinuitet; fx fjernelse af spærringer. Årsagen er, at nærværende litteraturstudie har fokus på fisk som kvalitetselement/indikator og altså ikke blot på effekter målt som fx ørredforekomst. Havde det sidste været tilfældet ville litteraturstudiet have inkluderet en række studier som fx Koed, Sivebæk & Eg Nielsen, 2017; Nielsen & Koed, 2016; som bl.a. beskriver effekter af spærringer og de positive effekter af fjernelsen af spærringer i flere vandløbssystemer.

Vandløbets kontinuitet og dermed også fjernelse af fysiske spærringer er en udpræget restaureringsmetode til at forbedre tilstanden i vandløb, især for vandrende fisk, men vil formodentligt også have positive effekter på smådyr, da nogle af disse (f.eks. ferskvandstangloppen) ikke kan flyve og derfor er afhængige af fri passage.

De i litteraturstudiet fundne resultater om fisk og smådyr bakkes op af den generelle viden på området, og man kan bl.a. læse om emnet i virkemiddelkataloget for fysisk tilstand i vandløb, se Fejerskov et al., 2019.

Der er i øjeblikket et EU finansieret projekt (AMBER - <https://amber.international/>), som blandt andet arbejder med at indsamle systematiske effektvurderinger, når spærringer fjernes i danske vandløb. Der foreligger ikke resultater fra projektet endnu, men se Birnie-Gauvin (2019) for mere information om betydningen af spærringer for ferskvandsfisk. (se Fejerskov et al., 2019).

På baggrund af den begrænsede mængde litteratur på området, er det besluttet, at alle de undersøgte hydromorfologiske parametre i tabel 2 tages med i de videre analyser i projektet. Dette gælder for hver af de fire biologiske kvalitetselementer.

Table 2. Oversigt over fundne artikler for de i Vandrammedirektivets Bilag V udpegede hydromorfologiske støtteparametre og deres sammenhæng med de fire biologiske indices for hhv. planter, smådyr, alger og fisk. En enkelt artikel kan gå igen inden for flere emner, hvis flere af de udvalgte hydromorfologiske støtteparametre indgår i analysen.

Hydromorfologiske støtteparametre	Planter	Smådyr	Alger	Fisk
Hydrologisk regime				
Vandstrømningens volumen og dynamik	✓ (1, 1)	✓ (6, 6)	✓ (1, 1)	
Forbindelse til grundvandsforekomster	✓ (2, 2)	✓ (3, 3)	✓ (3, 3)	✓ (1, 1)
Vandløbets kontinuitet	✓ (4, 4)	✓ (2, 2)		✓ (4, 4)
Morfologiske forhold				
Variation i vandløbets bredde	✓ (4, 4)	✓ (1, 1)		✓ (1, 1)
Variation i vandløbets dybde	✓ (3, 3)	✓ (2, 2)	✓ (1, 1)	✓ (1, 1)
Bundforhold (struktur og substrat)	✓ (6, 6)	✓ (5, 6)	✓ (1, 1)	✓ (2, 2)
Bredzonens struktur	✓ (2, 2)	✓ (3, 3)		✓ (1, 1)

✓ = korrelation, blank = ingen artikler fundet. Tal med kursiv = antal fundne artikler som viste en korrelation, sidste tal i parentes = total antal fundne artikler.

4 Data og metoder

4.1 Datagrundlag

På baggrund af det gennemførte litteraturstudie blev det besluttet, at hver af de i tabel 2 angivne hydromorfologiske støtteparametre undersøges i forhold til sammenhængen med økologisk tilstand for de fire biologiske indeks.

Data benyttet i analyserne er indsamlet via det nationale overvågningsprogram NOVANA. Alle tilgængelige, kvalitetssikrede biologiske målinger for overvågningsårene 2004-2016 er trukket ud fra databasen ODA, som indeholder NOVANA data. Med i udtrækket er alle kontrolovervågningsstationer med tilgængelige, kvalitetssikrede EQR-værdier eller data der kan omsættes til disse for hhv. planter, smådyr, fisk og alger (antal observationer hhv. 2034, 5167, 724 og 522). For fisk er vandløb af type 1 ikke medtaget, da denne vandløbstype ikke indgår i beregningerne af $DFFV_{aEQR}$. Antallet af observationer varierer for de forskellige parametre (Tabel 4).

EQR værdier for DVFI blev beregnet som beskrevet af Larsen et al. (2014), for $DFFV_a$ som beskrevet af Kristensen et al. (2014), for DVPI som beskrevet af Larsen & Baattrup-Pedersen (2015), og for det biologiske indeks for bundlevende alger som beskrevet af Andersen et al. (2018).

Tabel 3 opsummerer hvilke hydromorfologiske støtteparametre, der er undersøgt for hver af de fire biologiske indeks DVPI, DVFI, $DFFV_a$ samt DVAI, mens tabel 4 er en oversigt over antallet af observationer for de hydromorfologiske støtteparametre til hver af de fire biologiske kvalitetselementer.

4.1.1 Hydrologisk regime

Vandstrømningens volumen og dynamik

Parametre til karakteristik af vandstrømningens volumen blev udvalgt på baggrund af opstillede modeller i Rasmussen, Larsen & Baattrup-Pedersen (under udarbejdelse). Parametrene fra de fire modeller ses i tabel 1. Desuden er Q50 medtaget i analyserne for alle fire biologiske indices.

Parameterværdier er beregnet på baggrund af en ubrudt tidsserie for målt daglig vandføring gennem perioden 2004-2016. Den ubrudte tidsserie sikrer, at de empiriske modeller bedst muligt repræsenterer den bredest mulige sammensætning af hydrologiske forhold i danske vandløb. Selektionskriteriet med ubrudte tidsserier af målt daglig vandføring gennem perioden 2004-2016 reducerede det totale antal stationer med tilgængelige data til 86 stationer. Disse 86 vandløbsstationer inkluderer 84 NOVANA stationer samt to stationer fra det tidligere Fyns Amt (Observationsstednr 47000033 og 47000063).

Grundvandspåvirkning

Grundvandspåvirkning er angivet som Base Flow Indeks, der beregnes som base flow vandføringen divideret med den samlede vandføring. Baseflow er et mål for den totale afstrømning i vandløbet minus quickflow (overflade afstrømning og bypassflow via dræn og makroporer). Baseflow indeholder ud over den permanente grundvandstilstrømning også tilstrømning fra temporære overflader og overfladenære magasiner (se Ovesen et al., 2000 for yderligere forklaring).

Tabel 3. Oversigt over hydromorfologiske parametre der er undersøgt i forbindelse med det gennemførte projekt. Parameteren Q50 (medianvandføring) er undersøgt for hver af de fire biologiske indeks DVPI, DVFI, DFFVa og DVAI. De resterende parametre under 'Vandstrømningens volumen og dynamik' er kun undersøgt for de biologiske indeks, hvori den givne parameter indgår jf. tabel 1.

Hydromorfologisk		
kvalitetselementer	Undersøgte parametre	Forklaring
Vandstrømningens volumen og dynamik	mamax	Middel af årlige 1-dags maksima divideret med Q50
	mamax7	Middel af årlige 7-dags maksima divideret med Q50
	mamax30	Middel af årlige 30-dags maksima divideret med Q50
	medmax	Median af årlige 1-dags maksima divideret med Q50
	dur75	Middel varighed af vandføringshændelser under Q75 (dage)
	dur7	Middel varighed af vandføringshændelser over 7*Q50 (dage)
	fre25	Frekvens af vandføringshændelser over Q25 (pr år)
	kneg	Faldende vandføring (Ln(m ³ /s))
	pea1	Middel vandføring af vandføringshændelser over Q50 divideret med Q50
	Q50	Medianvandføring
Forbindelse til grund- vandsforekomster	BFI	Baseflow indeks, baseflow volumen divideret med total volumen
Vandløbets kontinuitet	Antal og type af spærringer	Antal og type af spærringer op- og nedstrøms den undersøgte station
Variation i vandløbets bredde og dybde	Middelbredde (m)	Middelbredde på vandløbstrækning (m)
	Middeldybde (m)	Middeldybde vandløbsstrækning (m)
	Dybdehomogenitet	Dybdehomogenitet på strækningen
	Slyngningsgrad	Fra DFI (slyngningsgrad)
	Tværsnitsprofil	Fra DFI (tværsnitsprofil)
Bundforhold	Substrathomogenitet	Substrathomogeniteten på strækningen
	Fint sand	Dækningsgrad på strækningen
	Gydegrus	Dækningsgrad på strækningen
	Mudder	Dækningsgrad på strækningen
Bedzonens struktur	Brinkens højde over vand- overflade	Fra DFI (Dybe under terræn)

Tabel 4. Oversigt over antal observationer for de hydromorfologiske støtteparametre, for hvert biologisk kvalitetselement.

Hydromorfologisk støtteparameter	Planter	Smådyr	Fisk	Alger
mamax	-	-	117	59
mamax7	-	869	-	-
mamax30	-	-	117	-
medmax	215	-	-	-
dur75	215	-	-	-
dur7	136	620	-	40
fre25	-	869	-	-
kneg	-	-	117	-
pea1	-	-	-	59
Q50	215	865	117	59
BFI	215	869	117	59
Dybdehomogenitet	2034	5063	723	519
Slyngningsgrad	1895	3350	647	487
Tværsnitsprofil	1895	3349	647	487
Substrathomogenitet	2034	5048	723	519
Fint sand	1914	2000	655	474
Gydegrus	1472	1568	519	396
Mudder	1831	1889	622	435
Brinkens højde over vandoverflade	317	749	175	360

4.1.2 Vandløbets kontinuitet

Data for vandløbets kontinuitet er ikke medtaget i denne rapport, da det tilgængelige datamateriale i overvågningsdatabasen (ODA) er utilstrækkeligt: fx er antallet af spærringer opstrøms/nedstrøms kun angivet for nogle stationer, typen af spærring er ikke angivet og for et stort antal målestationer er afstand fra station til spærring ikke angivet. Som nævnt tidligere er det kendt, at fjernelse af spærringer har en dokumenteret positiv effekt på ørredbestanden, hvilket bl.a. er vist i Omme Å, Villestrup Å og Gudenå (Nielsen & Koed, 2016).

Hvis der skal foretages en dokumentation af effekten af fjernelsen af spærringer på baggrund af overvågningsdata, vil dette formentlig kunne gøres ved at kombinere miljø-GIS data med eksisterende overvågningsdata.

4.1.3 Morfologiske forhold

Variation i vandløbets bredde og dybde

Vandløbets brede og dybde, samt dybdehomogenitet er beregnet fra registreringerne af vandplanter i vandløb (Wiberg-Larsen & Baattrup-Pedersen, 2013).

Data for tværsnitsprofil og slyngningsgrad indgår i *Dansk Fysisk Indeks* (DFI; Wiberg-Larsen 2013), og beskriver graden af naturlighed/regulering. Faktorerne kan antage værdierne 0-3 (se Boks 1, der er en opsummering af beskrivelserne af de enkelte faktorer).

Bundforhold

Substratdækningsgrader samt substrathomogenitet på strækningen er beregnet ud fra dataregistreringer i forbindelse med undersøgelse af vandplanter i vandløbet (Wiberg-Larsen & Baattrup-Pedersen, 2013), der giver den mest grundige og systematiske beskrivelse af substratfordeling og dækning på strækningen i forhold til de andre indberetningsmetoder.

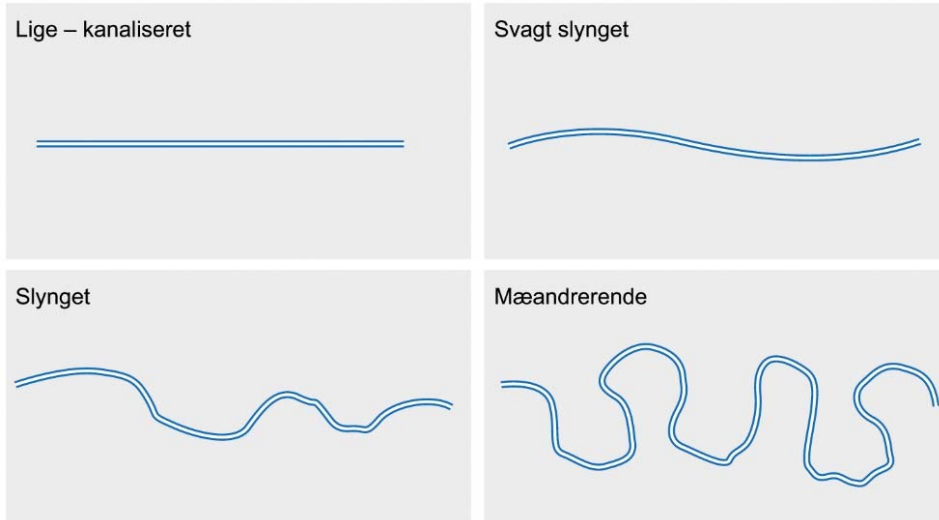
Bredzonens struktur

Brinkens højde over vandoverfladen er en supplerende parameter til *Dansk Fysisk Indeks* (DFI; Wiberg-Larsen 2013) med værdier mellem 0 og 3, og beskriver graden af naturlighed/regulering på strækningen.

Boks 1. Fysiske forhold: Slyngningsgrad (sinuositet) og tværsnitsprofil

Slyngningsgrad:

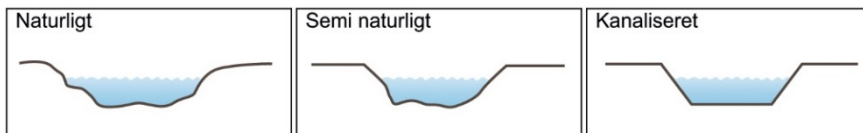
- | | | |
|---|-------------------------|--------------------|
| 0 | Lige – kanaliseret | (SI < 1,05) |
| 1 | Svagt sinuøst (slynget) | (1,05 < SI < 1,25) |
| 2 | Sinuøst (slynget) | (1,25 < SI < 1,50) |
| 3 | Mæandreende | (SI > 1,50) |



Vurderingen er foretaget enten visuelt i felten ved brug af figuren eller ved brug af aktuelle luffotos (fx Google Earth). I sidste tilfælde anvendes de angivne indeksværdier (SI: Sinuosity Index) beregnet som den faktiske længde af strækningen divideret med længden af den rette linje mellem start og slutning af strækningen.

Tværsnitsprofil:

- 0 Tværsnittet tydeligt rektangulært og kanaliseret – ingen tydelig variation i vandets hastighed og substratet på tværs af vandløbet.
- 1 Semi-naturlig (dybt) – Overordnet rektangulært tværsnit med tydelige tegn på tidligere kanalisering. Brinkerne er typisk lange og skrånende og beklædt med forskellige former for græs. Der er skabt et sekundært forløb i den gravede kanal med variation i hastighed, dybde og substratforhold. Vandløbet ligger langt (mere end 1 m) under terrænen og har ikke god hydrologisk kontakt med de vandløbsnære arealer.
- 2 Semi-naturlig (ikke dybt) – Tegn på tidligere kanalisering. Der er skabt et sekundært forløb i den gravede kanal med variation i hastighed, dybde og substratforhold. Vandløbet er ikke markant nedgravet under terrænen. Der er nogen hydrologisk kontakt med de omkringliggende arealer.
- 3 Naturligt – ingen tydelige tegn på kanalisering – naturligt kontakt mellem vandløb og vandløbsnært areal.



4.2 Beregning og statistik

4.2.1 Udvalgelse af betydende hydromorfologiske parametre til støtte for de biologiske kvalitetselementer

Der er foretaget empiriske analyser med henblik på at etablere sammenhænge mellem betydende hydromorfologiske støtteparametre og de økologiske tilstandselementer. Hver enkelt hydromorfologisk parameter er sammenholdt med EQR-værdierne for de fire biologiske indices i forhold til tilstandsklasse (høj, god, moderat, ringe eller dårlig; tabel 5).

Vi har valgt at inkludere DVAI (indeks for bentiske kiselalger) i denne undersøgelse, selvom der på nuværende tidspunkt ikke findes interkalibrerede grænseværdier mellem de økologiske tilstandsklasser for dette indeks. Analyserne er derfor for DVAI udført ud fra de to midlertidigt forslåede grænseværdier mellem moderat/god og god/høj (tabel 5). Fiskeindekset DFFVa, er heller ikke interkalibreret og dermed heller ikke verificeret i EU sammenhæng. Imidlertid er DFFVa en fungerende del af den nationale vandplanlægning, og der er forslået grænseværdier mellem alle 5 tilstandsklasser (tabel 5). I relation til ørredindekset DFFVø, var den hydrologiske model ikke signifikant og der kan argumenteres for at udelade DFFVø i notatet. Alligevel er det valgt at inkludere DFFVø på dette sted i notatet da indekset er hyppigt anvendt af kommunerne som det eneste fiskeindeks i Type-1 vandløb og små Type-2 vandløb (<5 m). I denne forbindelse skal det nævnes at DFFVø endnu ikke anvendes i relation til Vandrammedirektivet.

Tabel 5. EQR-baserede grænseværdier for økologiske tilstandsklasser i DVFI, DVPI, DFFVa og DVAI. Grænseværdierne for det biologiske indeks for bentiske alger (DVAI) er indtil videre kun angivet for grænserne mellem høj/god og god/moderat.

Tilstandsklasse	EQR _{DVFI}	EQR _{DVPI}	EQR _{DFFVa}	EQR _{DFFVø}	EQR _{DVAI}
Høj	[0,85-1]	[0,7-1]	[0,94-1]	[0,81-1]	[0,88-1]
God	[0,52-0,85[[0,5-0,7[[0,94-0,72[[0,5-0,81[[0,72-0,88[
Moderat	[0,32-0,52[[0,35-0,5[[0,72-0,40[[0,25-0,5[[0-0,72[
Ringe	[0,18-0,32[[0,2-0,35[[0,40-0,11[[0,063-0,25[-
Dårlig	[0-0,18]	[0-0,2]	[0-0,11]	[0-0,063[-

Da der ofte mangler samhørende værdier for de biologiske kvalitetselementer og støtteparametrene, er analysemetoderne nøje udvalgt til at håndtere denne form for data. For at fastslå hvilke parametre, der har størst betydning for hvert af de biologiske kvalitetselementer, er der derfor anvendt Boosted Regression Tree analyse (BRT). BRT er velegnet til datasæt med manglende værdier, hvilket ofte er tilfældet med miljø-datasæt. For hvert biologisk kvalitets-element er de hydromorfologiske støtteparametre, der i BRT forklarer minimum 10 % af den samlede variation i datasættet, udvalgt til videre analyse. BRT er foretaget i R.

4.2.2 Fastsættelse af grænseværdier

På baggrund af de etablerede sammenhænge er der for de hydromorfologiske støtteparametre, hvor der foreligger tilstrækkeligt med data til at kunne etablere sammenhænge, fastlagt niveauer, der med forskellige grader af sandsynlighed kan understøtte henholdsvis høj, god, moderat, ringe og lav økologisk tilstand (jævnfør Baattrup-Pedersen m.fl. 2016b).

Der er udført en kovarians regressionsanalyse for at fastslå, hvorvidt der er forskel i forholdet mellem de hydromorfologiske støtteparametre og de biologiske kvalitetselementer for de tre vandløbstyper (Bilag 1). Vandløbstyperne er baseret på vandløbets bredde og omfatter: type 1: < 2 meter, type 2: 2-10 meter og type 3: > 10 meter. For fisk er der imidlertid kun testet for type 2 og 3, idet vandløb af type 1 ikke indgår som vandløbstype i DFFVa indekset. Analyserne er udført i SAS 9.3.

Der er opstillet regressionsmodeller til beregning af sandsynligheden for målopfyldelse for hver af de udvalgte hydromorfologiske støtteparametre. For hydromorfologiske parametre, der udviser forskel med hensyn til vandløbstype, er anvendt sandsynlighedsmodeller for hver af vandløbstyperne, der er medtaget for det givne biologiske indeks. Sandsynligheden for målopfyldelse er beregnet under antagelse af normalfordeling. Sandsynlighedsberegningerne er udført i SAS 9.3.

Til fastsættelse af grænseværdi for en given hydromorfologisk støtteparameter er det i nærværende notat valgt at anvende 75 %-kvartilen for den højeste af tilstandsklasserne for den givne parameter. Dvs. f.eks. 75% kvartilen for god tilstandsklasse ved definering af god/moderat-grænsen. Dette valg er foretaget for at harmonisere med fastsættelse af grænseværdier dels for støtteparametre i danske søer og dels fysisk-kemiske støtteparametre til de biologiske indeks i vandløb (Søndergaard et al., 2019; Kallestrup et al., 2019). Anvendelsen af 75 % kvartilen gælder kun i de tilfælde, hvor en støtteparameter reduceres med stigende tilstandsklasse. I de tilfælde hvor der er en positiv korrelation mellem støtteparameter og tilstandsklasse anvendes i stedet 25 % kvartilen som grænseværdi. Herved sikres en konsekvent og identisk beskyttelsesniveau.

Det vurderes ud fra 75 %-kvartiler (eller 25 % kvartiler ved en positiv korrelation) for tilstandsklasserne samt vha. boxplots, om grænseværdierne imellem tilstandsklasserne er overlappende. Er der stort overlap, eller er eksempelvis grænseværdien for en parameter i moderat tilstandsklasse højest, mens parameteren i både dårlig og høj økologisk tilstandsklasse har en lavere grænseværdi, er det ikke meningsfuldt at benytte den givne hydromorfologiske støtteparameter til det pågældende biologiske kvalitetselement.

Vi har valgt at fastlægge referenceværdier for de hydromorfologiske parametre på baggrund af 90 % fraktilen for vandløb i høj tilstandsklasse. Der er beregnet referenceværdier for hver vandløbstype for de hydromorfologiske parametre, som forklarer mindst 10 % af variationen i data.

5 Resultater

5.1 Hydromorfologiske parametres betydning for de biologiske kvalitetselementer

Tabel 6, 7, 8, 9 og 10 viser resultaterne for BRT for de fire (fem) biologiske indices DVPI, DVFI, DFFVa (DFFVø) og DVAI. Den højeste forklaringsgrad ses for DVFI, hvor modellen forklarer ca. 66 % af variationen i data, mens den laveste forklaringsgrad ses i modellen for DVAI, som kun forklarer 19 % af variationen i data. Parametrene markeret med * angiver parametre, der forklarer > 10 % af den samlede variationen i data. Disse parametre er udvalgt til videre analyse som mulige hydromorfologiske støtteparametre til de givne biologiske kvalitetselementer. Det er kun parametre, som forklarer minimum 0,1 % af den samlede variation, der er vist i tabel 6-10.

Tabel 6. Resultater for Boosted Regression Tree analyse for det biologiske kvalitetselement planter. Modellens samlede forklaringsgrad samt de enkelte hydromorfologiske støtteparametres samlede forklaringsgrad i datasættet er vist. *Angiver at den hydromorfologiske støtteparameter forklarer > 10 % af den samlede variation i datasættet.

DVPI _{EQR} :		
Procent af variationen i data forklaret af modellen	Parameter	Forklaringsgrad
40,6	Dybdehomogenitet*	10,9
	Mudder	7,1
	Fint sand	5,3
	Gydegrus	4,9
	Tværsnitsprofil	4,1
	Substrathomogenitet	3,2
	Slyngningsgrad	2,5
	Dybde under terræn	2,2
	Vandløbstype	0,4

Tabel 7. Resultater for Boosted Regression Tree analyse for det biologiske kvalitetselement smådyr. Modellens samlede forklaringsgrad samt de enkelte hydromorfologiske støtteparametres samlede forklaringsgrad i datasættet er vist. *Angiver at den hydromorfologiske støtteparameter forklarer > 10 % af den samlede variation i datasættet.

DVFI _{EQR} :		
Procent af variationen i data forklaret af modellen	Parameter	Forklaringsgrad
65,9	Tværsnitsprofil*	31,6
	Slyngningsgrad*	12,2
	Gydegrus	6,2
	Dybdehomogenitet	6,2
	Fint sand	4,4
	Mudder	3,3
	Vandløbstype	1,5
	Substrathomogenitet	0,5

Tabel 8. Resultater for Boosted Regression Tree analyse for det biologiske kvalitetselement fisk. Modellens samlede forklaringsgrad samt de enkelte hydromorfologiske støtteparametres samlede forklaringsgrad i datasættet er vist. *Angiver at den hydromorfologiske støtteparameter forklarer > 10 % af den samlede variation i datasættet.

DFFV_{EQR}:

Procent af variationen i data forklaret af modellen	Parameter	Forklaringsgrad
45,3	Tværsnitsprofil*	24,7
	Gydegrus	8,8
	Dybdehomogenitet	5,8
	Mudder	3,0
	Kneg	1,5
	BFI	0,5
	Slyngningsgrad	0,4
	Dybde under terræn	0,2
	Mamax	0,2
	Q50	0,1
	Substrathomogenitet	0,1

Tabel 9. Resultater for Boosted Regression Tree analyse for det biologiske kvalitetselement ørred. Modellens samlede forklaringsgrad samt de enkelte hydromorfologiske støtteparametres samlede forklaringsgrad i datasættet er vist. Ingen af de hydromorfologiske støtteparameter forklarer > 10 % af den samlede variation i datasættet.

DFFV_{ØEQR}:

Procent af variationen i data forklaret af modellen	Parameter	Forklaringsgrad
46,8	Vandløbstype	9,9
	Gydegrus	8,7
	Dybdehomogenitet	7,5
	Fint sand	6,5
	Substrathomogenitet	6,3
	Mudder	4,8
	Tværsnitsprofil	1,5
	Slyngningsgrad	1,4

Tabel 10. Resultater for Boosted Regression Tree analyse for det biologiske kvalitetselement alger. Modellens samlede forklaringsgrad samt de enkelte hydromorfologiske støtteparametres samlede forklaringsgrad i datasættet er vist.

DVA_{EQR}:

Procent af variationen i data forklaret af modellen	Parameter	Forklaringsgrad
19,3	Dybdehomogenitet	3,7
	Mudder	3,5
	Slyngningsgrad	2,9
	Tværsnitsprofil	2,3
	Dybde under terræn	2,1
	Substrathomogenitet	1,8
	Gydegrus	1,8
	Fint sand	0,8
	Vandløbstype	0,3

5.2 Fastsættelse af grænseværdier

De i BRT udvalgte hydromorfologiske parametre udviser ikke signifikante effekter af vandløbstype i den lineære regressionsmodel med hensyn til hældningskoefficienterne (se Bilag 1). Hvis hældninger er ens, vil EQR-værdierne afhænge på samme måde af den hydromorfologiske variabel, men hvis skæringerne med Y-aksen er forskellige, har EQR-værdierne forskellige niveauer mht. vandløbstype. Omvendt hvis både hældning og skæringerne er ens, kan man anvende en fælles model for alle tre vandløbstyper.

5.2.1 Planter

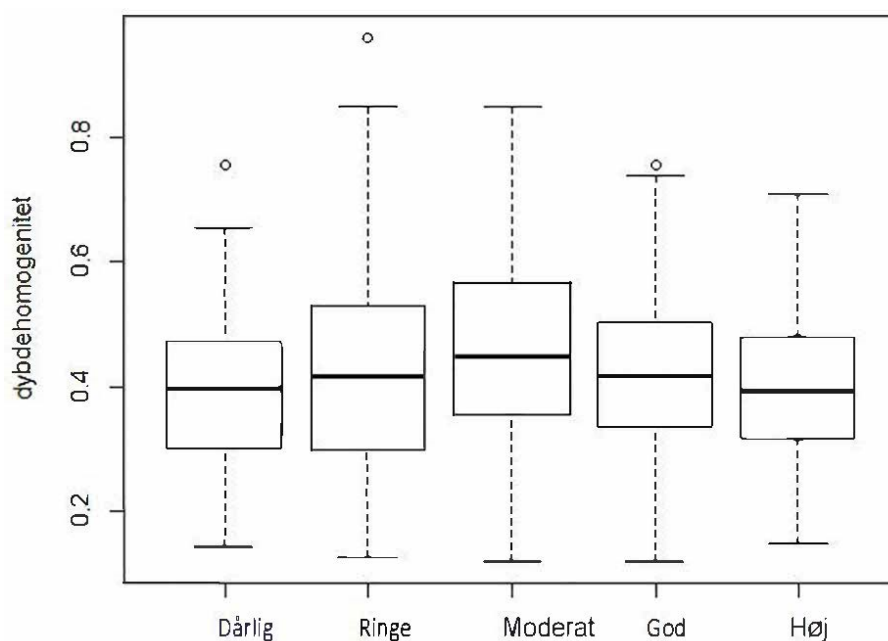
For DVPI er dybdehomogenitet den eneste hydromorfologiske støtteparameter, som beskriver > 10 % af variationen i BRT (tabel 6). I tabel 11 er angivet 75 %-kvartiler (grænseværdierne) mellem dybdehomogenitet og de økologiske tilstandsklasser høj, god, moderat, ringe og dårlig. Disse viser, sammen med boxplottet (figur 1), at grænseværdierne mellem tilstandsklasserne overlapper meget. Den højeste grænseværdi ses for grænsen mellem moderat/ringe tilstand, mens både den lavere og de to højere tilstandsklasser har en lavere grænseværdi (tabel 11). Sandsynligheden for målopfyldelse med modellen er dertil baseret på en meget lav R^2 -værdi på 0,0024, og modellen kan derfor ikke benyttes.

Dermed kan dybdehomogenitet ikke benyttes som støtteparameter til det biologiske kvalitetselement planter.

Tabel 11. Oversigt over 75 % kvartiler for vandløbets dybdehomogenitet for grænserne mellem de økologiske tilstandsklasser for planter. 75 % kvartilen er angivet for den højeste af klasserne (f.eks. god ved god/moderat-grænsen).

Tilstandsklasser	75% kvartiler
Dybdehomogenitet	
høj/god	0.48
god/moderat	0.50
moderat/ringe	0.57
ringe/dårlig	0.53

Figur 1. Boxplot for dybdehomogenitet i de økologiske tilstandsklasser dårlig, ringe, moderat, god og høj for planter for type 1, 2 og 3 vandløb. De horisontale linjer beskriver kvartilerne (startende fra nederen): 5, 25, 50 (fed), 75 og 95 %. Cirklerne viser outliers.



5.2.2 Smådyr

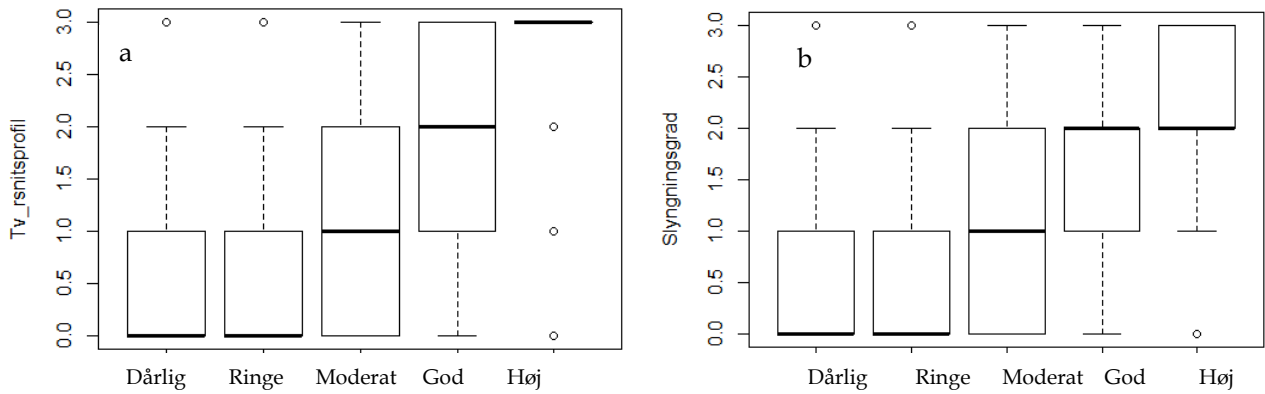
To parametre, hhv. vandløbets tværsnitsprofil og slyngningsgrad, forklarer i BRT hver især > 10 % af den samlede variation i smådyrdatasættet (tabel 7). Den økologiske tilstand stiger med indeksværdier for vandløbets tværsnitsprofil, der afspejler mere naturlige forhold (tabel 12; figur 2a). Ligeledes stiger den økologiske tilstand i takt med, at indeksværdien for vandløbets slyngningsgrad stiger mod naturlige forhold (tabel 12; figur 2b). Der ses dog overlap mellem nogle af tilstandsklasserne.

For begge parametre gælder det, at der ikke er typeforskel med hensyn til hældningen på den lineære regressionsmodel (bilag 2, tabel 2). Dog varierer modellen i skæring med hhv. tværsnitsprofil og slyngningsgrad på x-aksen, idet smådyrssamfund er afhængige af andre fysiske forhold i form af bl.a. vandløbets størrelse, hvorfor sandsynlighedsmodellerne viser tre grafer for de tre vandløbstyper (figur 3a og 3b).

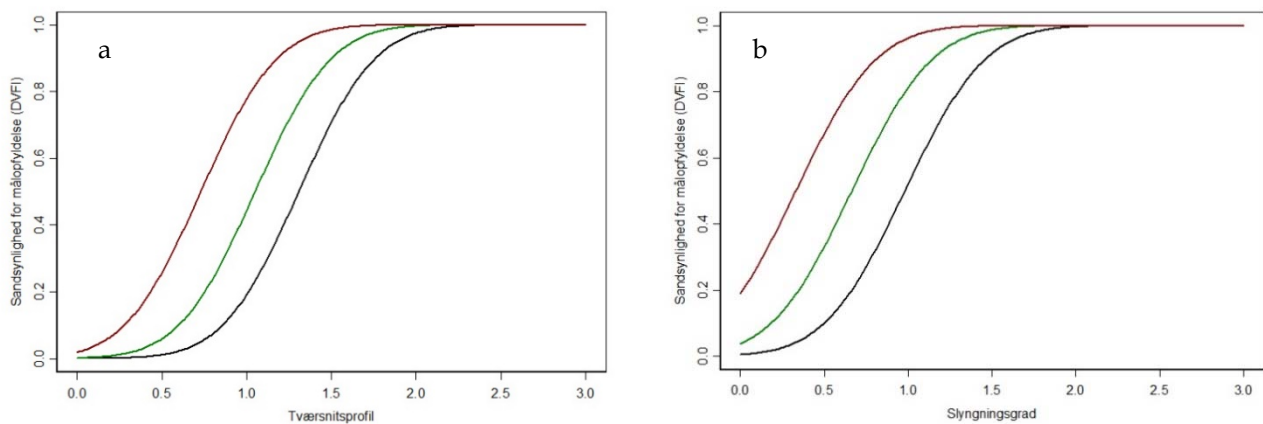
Sandsynligheden for målopfyldelse for tværsnitsprofil samt slyngningsgrad ses i tabel 12. Der er 50 % sandsynlighed for målopfyldelse for tværsnitsprofil type 1, 2 og 3 på hhv. indeksværdi 1,25, 1,05 og 0,75. For slyngningsgrad er der 50 % sandsynlighed for målopfyldelse på indeksværdi 1, 0,7 og 0,3 (figur 3; tabel 13). Bemærk at indeksværdierne er angivet ud fra sandsynlighedsmodellen, og dermed med værdier der ligger mellem de fastsatte skalaværdier fra DFI. I praksis anbefales det derfor, at man runder op til nærmeste skalaværdi, hvis man benytter disse som støtteparametre til det biologiske indeks.

Tabel 12. Oversigt over 25 % kvartiler for indeksværdier af vandløbets tværsnitsprofil og slyngningsgrad for grænserne mellem de økologiske tilstandsklasser for smådyr. 25 % kvartilen er angivet for den højeste af klasserne (f.eks. god ved god/moderat-grænsen).

Tilstandsklasser	25% kvartiler
Tværsnitsprofil	
høj/god	3
god/moderat	1
moderat/ringe	0
ringe/dårlig	0
Slyngningsgrad	
høj/god	2
god/moderat	1
moderat/ringe	0
ringe/dårlig	0



Figur 2. Boxplot for indeksværdier af vandløbets a) tværnsnitsprofil og b) slyngningsgrad i de økologiske tilstandsklasser dårlig, ringe, moderat, god og høj for smådyr for type 1, 2 og 3 vandløb. De horisontale linjer beskriver kvartilerne (startende fra neden): 5, 25, 50 (med), 75 og 95 %. Cirklerne viser outliers.



Figur 3. Sandsynlighed for målopfyldelse med DVFI som funktion af indeksværdien for vandløbets a) tværnsnitsprofil ($R^2 = 0,33$) og b) slyngningsgrad ($R^2 = 0,28$). Sort er type 1, grøn type 2 og røde type 3 vandløb.

5.2.3 Fisk

For DFFVa er tværnsnitsprofil den eneste hydromorfologiske støtteparameter, som beskriver > 10 % af variationen i BRT (tabel 8). Der ses en tendens til, at den økologiske tilstand stiger i takt med stigende indeksværdi for tværnsnitsprofil, men også at der er overlap mellem tilstandsklasserne (tabel 14; figur 4). Der er ikke registreret stationer med høj økologisk tilstand for fisk.

Sandsynlighedsmodellen viser, at sandsynligheden for målopfyldelse er nul uanset tværnsnitsprofilens indeksværdi (figur 5). Sandsynlighedsmodellen er baseret på middelværdier for tværnsnitsprofilen i forhold til DFFVa. Dette indikerer, at grænseværdien i DFFVa for god økologisk tilstand på 0,72 kan være sat for højt. Man har overtaget grænseværdier for høj-god og god-moderat tilstand direkte fra det Litauiske indeks for fisk i vandløb, og det tyder på, at grænseværdierne skal sættes anderledes i Danmark. Man er da også ved at revurdere fiskeindekset i skrivende stund.

Det er derfor ikke muligt at fastsætte grænseværdier, og tværnsnitsprofilen kan dermed ikke benyttes som støtteparameter til DFFVa.

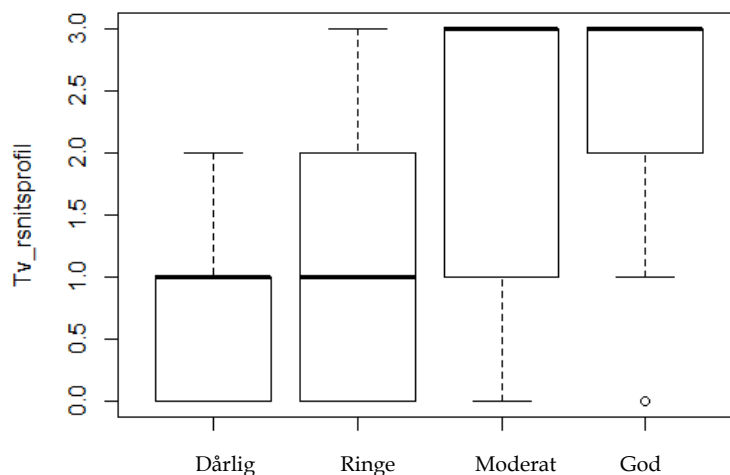
Tabel 13. Indeksværdier for vandløbets tværsnitsprofil og slyngningsgrad ved hhv. < 5%, 25%, 50%, 75% og > 95% sandsynlighed for målopfyldelse med DVFI jf. den lineære sandsynlighedsmodel.

Sandsynlighed for målopfyldelse med DVFI	Indeksværdi
Tværsnitsprofil	
<u>Type 1 vandløb</u>	
<5%	0,75
25%	1,1
50%	1,25
75%	1,5
>95%	1,8
<u>Type 2 vandløb</u>	
<5%	0,5
25%	0,8
50%	1,05
75%	1,25
>95%	1,55
<u>Type 3 vandløb</u>	
<5%	0,15
25%	0,5
50%	0,75
75%	0,95
>95%	1,25
Slyngningsgrad	
<u>Type 1 vandløb</u>	
<5%	0,35
25%	0,75
50%	1
75%	1,25
>95%	1,6
<u>Type 2 vandløb</u>	
<5%	0,1
25%	0,4
50%	0,7
75%	0,9
>95%	1,25
<u>Type 3 vandløb</u>	
<5%	NA
25%	0,1
50%	0,3
75%	0,6
>95%	0,9

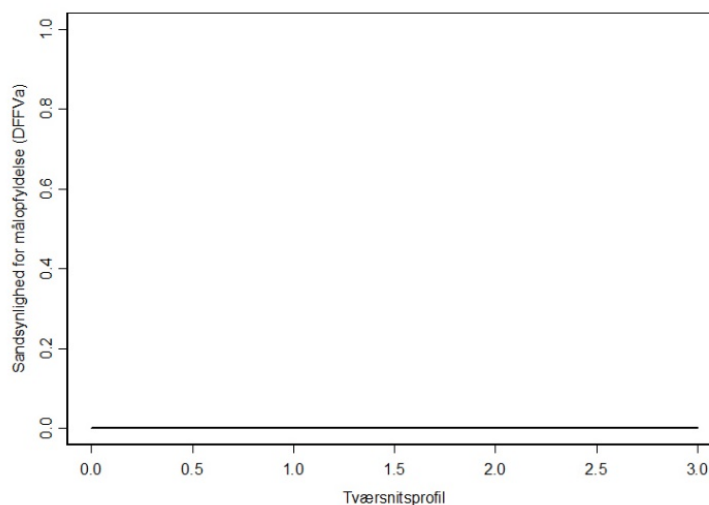
Tabel 14. Oversigt over 25 % kvartiler for vandløbets tværsnitsprofil for grænserne mellem de økologiske tilstandsklasser for fisk. 25 % kvartilen er angivet for den højeste af klasserne (f.eks. god ved god/moderat-grænsen). *Der er ikke registreret stationer med høj økologiske tilstand for fisk.

Tilstandsklasse	25 % kvartiler
høj/god*	NA
god/moderat	2
moderat/ringe	1
ringe/dårlig	0

Figur 4. Boxplot for tværnsnitsprofil i de økologiske tilstandsklasser dårlig, ringe, moderat, god og høj for fisk for type 2 og 3 vandløb. De horisontale linjer beskriver kvartilerne (startende fra neden): 5, 25, 50 (fed), 75 og 95 %. Cirklerne viser outliere.



Figur 5. Samlet model for sandsynlighed for målopfyldelse for DFFVa som funktion af tværnsnitsprofil for vandløb af type 1, 2 og 3.



For DFFV \emptyset beskriver ingen af de hydromorfologiske støtteparametre >10 % af variationen i BRT analysen (Tabel 9), men totalt beskriver støtteparametrene 46,8 % af variationen i BRT analysen; altså 1,5 % bedre forklaring end den totale forklaring for fiskeindekset DFFVa (Tabel 8). Vandløbstypen er den parameter som med 9,9 % forklaring, forklarer mest af variationen på data, efterfulgt af substrat-parametre. Den lave forklaringsgrad kan skyldes relativt få data, men også at det fysiske indeks i dette arbejde er pillet fra hinanden, illustreret ved at de enkelte substrat-parametre hver især forklarer en relativ stor procent-del af variationen, men for alle vedkommende <10 %. Dette, kombineret med at ørredindekset endnu ikke er interkalibreret betyder, at det ikke er relevant at gennemføre sandsynlighedsmodeller for fastsættelse af grænseværdier.

5.2.4 Alger

Der er ingen af de hydromorfologiske støtteparametre, som i BRT forklarer > 10 % af den samlede variation i datasættet for algerne (tabel 10). Algeindekset er desuden ikke interkalibreret endnu. Vi vurderer derfor, at det ikke er meningsfuldt at lave sandsynlighedsmodeller for fastsættelse af grænseværdier for hydromorfologiske støtteparametre for alger.

5.2.5 Referencetilstand

Da vi mangler vandløb med en referencetilstand for, hvordan naturlige vandløb ser ud i Danmark, har vi valgt, i dette notat, at se på de bedste af vandløbene med høj økologisk tilstand. Der er beregnet 90 % fraktiler for hver vandløbstype for de hydromorfologiske parametre, der forklarer mindst 10 % af variationen i data ved BRT (tabel 15).

For DVPI er referencetilstanden for dybdehomogenitet forskellig mellem vandløb af type 1 og 2 og vandløb af type 3. Dybdehomogeniteten er et udtryk, der afspejler variationen i dybden. Er dybdehomogeniteten stor, svarer det til, at der er meget lidt variation i bunddybderne i vandløbet. Der er altså mindre variation i dybden i vandløb af type 3 i forhold til vandløb af type 1 og 2.

For DVFI er referencetilstanden for både slyngningsgrad og tværsnitsprofil 3. Det gælder for alle vandløbstyper.

For DFFVa findes ingen vandløb med høj økologisk tilstand.

Tabel 15. Oversigt over 90 % fraktiler for de hydromorfologiske parametre der forklarer > 10 % af variationen i de opstillede modeller, og som er i høj økologisk tilstand. 90 % fraktiler er angivet for hver vandløbstype.

Biologisk indeks	Vandløbstype	90% fraktil		
		Dybdehomogenitet	Slyngningsgrad	Tværsnitsprofil
DVPI	1	0,53		
	2	0,53		
	3	0,62		
DVFI	1		3	3
	2		3	3
	3		3	3
DFFVa	2			NA
	3			NA

6 Konklusioner og anbefalinger

6.1 Hydromorfologiske parametres betydning for de biologiske kvalitetselementer – eksisterende viden

Med udgangspunkt i søgeord som bl.a. biodiversitet og indikatorer, viser det gennemførte litteraturstudie, at der generelt er en meget begrænset litteraturmængde omhandlende betydningen af hydromorfologiske parametre for kvalitetselementerne planter, smådyr, fisk og alger i lavlandsvandløb. Især for alger er litteraturen begrænset. Med undtagelse af en enkelt artikel, viste litteraturstudiet generelt en sammenhæng mellem den givne hydromorfologiske parameter og det enkelte biologiske kvalitetselement. Dette, kombineret med den begrænsede litteraturmængde gjorde, at vi ikke har valgt at udelukke enkeltparametre på baggrund af resultaterne fra litteraturstudiet.

Med udgangspunkt i NOVANA-programmets datagrundlag har det ikke været muligt at belyse effekten af vandløbets kontinuitet i nærværende notat. Dette betyder ikke, at vandløbets kontinuitet ikke spiller en rolle i forhold til de biologiske kvalitetselementer; fx er det kendt at spærringer har betydning for passage i vandløbet og -at fjernelse af sådanne spærringer har en positiv indvirkning på bestanden af fisk og dermed sandsynligvis også på fiskeindekset. I denne forbindelse skal det også nævnes at det ikke er formålet med NOVANA programmet at belyse effekten af fx spærringer.

6.2 Fastsættelse af grænseværdier

På baggrund af NOVANA-data fra det danske overvågningsprogram er det ikke relevant at fastsætte grænseværdier for de hydromorfologiske parametre. Ud af de fire biologiske kvalitetselementer, er det kun kvalitetselementet DVFI, hvor parametrene tværsnitsprofil og slyngningsgrad hver især forklarer > 10 % af den samlede variation i BRT analyserne og dermed udviser tendenser, som kan grænsefastsættes. På dette stadie fremhæves derfor indekseværdierne for vandløbets tværsnitsprofil og slyngningsgrad baseret på tabel 12 (25 % kvartil dækkende alle tre vandløbstyper) samt det absolutte tal for 75 % sandsynlighed for målopfyldelse i de enkelte vandløbstyper, baseret på sandsynlighedsmodellen i figur 3 og tabel 13. I denne forbindelse skal det også nævnes at en grænseværdi ikke er en entydig grænse for hvorvidt der kan forventes målopfyldelse, men i stedet en grænse for hvorvidt der er større eller mindre sandsynlighed for målopfyldelse hhv. over og under værdien.

Tabel 16. Mulige grænseværdier mellem god/moderat tilstandsklasse for tværsnitsprofil samt slyngningsgrad som støtte til DVFI i vandløbstype 1, 2 og 3, baseret på 75 % sandsynlighed for målopfyldelse.

Parameter	Vandløbstype	God/Moderat
Tværsnitsprofil	1	1,5
	2	1,25
	3	0,95
Slyngningsgrad	1	1,25
	2	0,9
	3	0,6

Dybdehomogenitet er den eneste hydromorfologiske parameter, som beskriver > 10 % af variationen i data for DVPI. Denne parameter har imidlertid overlappende grænseværdier, og der er derfor ikke sat grænseværdier for parameteren.

Ligeledes er det ikke hensigtsmæssigt at fastsætte grænseværdier for DFFVa på nuværende tidspunkt, alene fordi indekset ikke er verificeret i forhold til indices fra andre sammenlignelige EU-lande. Trods dette er der alligevel foretaget analyser for indekset, da det er en fungerende del af den nationale vandplanlægning. En enkelt parameter forklarer > 10 % af variationen i data for DFFVa, nemlig tværsnitsprofil. Sandsynlighedsmodellen for denne parameter viser, at der ikke er sandsynlighed for målopfyldelse uanset indekset for tværsnitsprofil. Dette skyldes at EQR-værdien for grænsen mellem moderat og god tilstand sandsynligvis er sat højt i forhold til de danske forhold, og blandt andet derfor er man i skrivende stund ved at revurdere fiskeindekset. Det er derfor indtil videre ikke relevant at benytte hydromorfologiske støtteparametre til DFFVa.

DVAI er heller ikke på nuværende tidspunkt interkalibreret. Det er derfor heller ikke optimalt at sætte grænseværdier for hydromorfologiske støtteparametre for dette indeks. Derudover falder ingen af parametrene ud med en forklaringsgrad på > 10 % i de undersøgte data.

6.3 anbefalinger

På trods af det er velkendt at hydromorfologiske parametre som fx spærringer, substratforhold og slyngningsgrad har betydning for ørred, bunddyr og fisk, har det kun været muligt at komme med forslag til grænser for to støtteparametre (vandløbets tværsnitsprofil og slyngningsgrad) for smådyr, mens det for planter, fisk og alger ikke har været muligt/hensigtsmæssigt at fastsætte grænseværdier for nogen af de hydromorfologiske parametre. Dette skyldes blandt andet, at det nuværende tilgængelige datasæt er begrænset og mangelfuldt i forhold til at arbejde med så mange samtidigt virkende påvirkningsfaktorer (ex Graeber et al., 2017), hvilket gør det problematisk at tilstandsvurdere ud fra enkeltstående parametre. Derudover er indices for hhv. alger og fisk ikke interkalibrerede og grænseværdier mellem tilstandsklasserne dermed ikke endelig fastlagt i henhold til VRD.

Det vurderes samlet set, at brugen af hydromorfologiske støtteparametre til understøttelse af de biologiske kvalitetselementer i danske vandløb på nuværende tidspunkt, ikke vil styrke tilstandsvurderingen. På baggrund af nærværende undersøgelser kan det derfor ikke anbefales, at benytte hydromorfologiske parametre til støtte for tilstandsvurdering af danske vandløb. Dette ændrer dog ikke på det faktum, at de hydromorfologiske parametre ud fra en isoleret betragtning er yderst vigtige for de biologiske kvalitetselementer.

7 Referencer

Andersen, D.K., Larsen, S.E., Johansson, L.S., Alnøe, A.B. & Baattrup-Pedersen, A. 2018. Udvikling af biologisk indeks for bentiske alger (fytobenthos) i vandløb. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 42s. Videnskabelig rapport nr. 296.

Baattrup-Pedersen, A., Göthe, E., Riis, T. & O'Hare, M. T. (2016a). Functional trait composition of aquatic plants can serve to disentangle multiple interacting stressors in lowland streams. *Science of the Total Environment* 543, 230–238. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.11.027>

Baattrup-Pedersen A, Kjeldgaard A, Jepsen N, Nielsen J, Rasmussen JJ, Andersen HE, Larsen SE (2016b) Opdatering af naturfaglige kriterier for afgrænsning af vandløb. Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 26 s.

European Commission. 2000. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance Document No. 13. Overall Approach to the Classification of Ecological Status and Ecological Potential.

Fejerskov, M. L., Alnøe, A. B., Kristensen, E. A. & Jepsen, N. Virkemidler til forbedring af de fysiske forhold i vandløb, version 2. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi. Videnskabelig rapport under udarbejdelse.

Graeber, D., Jensen, T. M., Rasmussen, J. J., Riis, T., Wiberg-Larsen, P. & Baattrup-Pedersen, A. 2017. Multiple stress response of lowland stream benthic macroinvertebrates depends on habitat type. *Science of the Total Environment*, 599-600, 1517-1523.

Kallestrup, H., Rasmussen, J. J., Baattrup-Pedersen, A., Davidson, T. A. & Larsen, S. E. 2019. Fysiske og kemiske kvalitetselementer og understøttelse af god økologiske tilstand i vandløb. Notat fra Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi. 25 s

Koed, A., Sivebæk, F., Eg Nielsen, E. 2016. Status for laksen og dens forvaltning i Danmark 2017. DTU-Aqua rapport nr. 322-2017. Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet. 49 pp.

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, 58s. Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 95.

Larsen S.E., Friberg N., Wiberg-Larsen P., Skriver J. & Larsen L.K. (2014) Konvertering af DVFI faunaklasser til EQR-værdier (økologisk kvalitets ratio). *Vand og Jord* 21. årgang: 12-16.

Larsen S.E. & Baattrup-Pedersen A. 2015. Matematisk beskrivelse af Dansk VandløbsPlante Indeks. Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 14s.

Nielsen, J. & Koed, A. 2016. Fiskeribiologisk vurdering af effekterne på ørredbestandene og havørredfiskeriet ved en forventet vandløbsindsats og etablering af vådområder. DTU Aqua-rapport nr. 310-2016. Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet. 49 pp.

Ovesen, N.B., Iversen, H.L., Larsen, S.E., Müller-Wohlfeil, D.-I. & Svendsen, L.M., Blicher, A.S. og Jensen, Per M. (2000): Afstrømningsforhold i danske vandløb. Danmarks Miljøundersøgelser. 238 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 340.

Rasmussen, J. J., Larsen, S. E. & Baattrup-Pedersen, A. Vurdering af vandindvindings effekt på økologisk tilstand i vandløb. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi. Under udarbejdelse.

Søndergaard, M., Johansson, L.S., Olesen, A. & Levi, E. 2019. Anvendelsen af hydromorfologiske kvalitetselementer til understøttelse af økologisk tilstandsvurdering i søer. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 48 s.. - Videnskabelig rapport nr. 317
<http://dce2.au.dk/pub/SR317.pdf>

Wiberg-Larsen, P. (2013) Dansk Fysisk Indeks - DFI. Teknisk anvisning V05, version 1. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 26 s.

Wiberg-Larsen, P. & Baattrup-Pedersen, A. (2013) "Vandplanter" i vandløb. Teknisk anvisning V17, version 1. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 25 s.

Bilag 1

Hydromorfologiske kvalitetselementer og understøttelse af god økologisk tilstand i vandløb - litteraturstudie

Indholdsfortegnelse

Introduktion	26
Litteratursøgning	27
Oversigtsskema	27
Hydrologisk regime	27
Vandstrømningens volumen og dynamik	27
Forbindelse til grundvandsforekomster	28
Vandløbets kontinuitet	29
Morfologiske forhold	30
Variation i vandløbets dybde og bredde	30
Bundforhold (struktur og substrat)	31
Bredzonens struktur	31
Konklusion	32
Referencer	32

Introduktion

Dette litteraturstudie er udført som en del af projektet 'Hydromorfologiske kvalitetselementer og understøttelse af god økologisk tilstand i vandløb'. Projektet har til formål at fastlægge niveauer for vandrammedirektivets hydromorfologiske kvalitetselementer, der understøtter de biologiske kvalitetselementer: Planter (DVPI), smådyr (DVFI), kiselalger (DVAI) og fisk (DFFV).

Litteraturstudiet omhandler de enkelte hydromorfologiske kvalitetselementers betydning for de biologiske kvalitetselementer, og skal indgå i projektet, som grundlag til udvælgelse af hvilke hydromorfologiske kvalitetselementer det inkluderes i de videre analyser.

Følgende hydromorfologiske kvalitetselementer er medtaget i litteraturstudiet:

1. Hydrologisk regime i form af i) Vandstrømningens volumen og dynamik og ii) Forbindelse til grundvandsforekomster
2. Vandløbets kontinuitet
3. Morfologiske forhold i form af i) Variation i vandløbets dybde og bredde ii) bundforhold (struktur og substrat) iii) bredzonens struktur.

Hydromorfologiske kvalitetselementer og understøttelse af god økologisk tilstand i vandløb - litteraturstudie

Litteratursøgning

Litteratursøgningen er baseret på national og international litteratur, som omhandlede hydromorfologiske parametres korrelation med biologisk diversitet. Søgning af litteratur foregik hovedsageligt på Web of Science med følgende søgeord:

- [Hydrological regime/flow regime/discharge/quantity/streamflow/channel runoff/flow abstraction/consumption flow/flow dynamic] AND [diversity/ecological status] AND lowland [stream/river]
- [Groundwater/aquifer/darcy flow] AND [diversity/ecological status] AND lowland [stream/river]
- [Continuity/fragmentation/dam/barrier] AND [diversity/ecological status] AND lowland [stream/river]
- [Depth/width] AND [diversity/ecological status] AND lowland [stream/river]
- Substrate AND [ecological status/diversity] AND lowland [stream/river]
- [Riparian structure/bank armouring] AND [diversity/ecological status] AND lowland [stream/river]

Der blev kun medtaget studier, som levede op til kriterierne:

- Studier udført in situ
- Studier udført i vandløb, hovedsageligt europæiske eller sammenlignelige med europæiske lavlandsvandløb
- Studier med tydeligt definerede mål for biologisk diversitet.

Oversigtsskema

I nedenstående skema ses en oversigt over hvilke hydromorfologiske kvalitetselementer, der påvirker de enkelte biologiske kvalitetselementer samt antal artikler fundet for hvert emne.

Tabel 1. Oversigt over fundne artikler. En enkelt artikel kan gå igen inden for flere emner, hvis flere af de udvalgte hydromorfologiske kvalitetselementer indgår i analysen.

Hydromorfologiske kvalitetselementer	Fisk	Smådyr	Planter	Alger
Hydrologisk regime				
Vandstrømningens volumen og dynamik		✓ (6, 6)	✓ (1, 1)	✓ (1, 1)
Forbindelse til grundvandsforekomster	✓ (1, 1)	✓ (3, 3)	✓ (2, 2)	✓ (3, 3)
Vandløbets kontinuitet	✓ (4, 4)	✓ (2, 2)	✓ (4, 4)	
Morfologiske forhold				
Variation i vandløbets bredde	✓ (1, 1)	✓ (1, 1)	✓ (4, 4)	
Variation i vandløbets dybde	✓ (1, 1)	✓ (2, 2)	✓ (3, 3)	✓ (1, 1)
bundforhold (struktur og substrat)	✓ (2, 2)	✓ (5, 6)	✓ (6, 6)	✓ (1, 1)
bredzonens struktur	✓ (1, 1)	✓ (3, 3)	✓ (2, 2)	

✓ = korrelation, blank = ingen artikler fundet. Tal med kursiv = antal fundne artikler som viste en korrelation, sidste tal i parentes = total antal fundne artikler.

Hydrologisk regime

Vandstrømningens volumen og dynamik

Der blev ikke fundet litteratur om økologiske effekter af vandstrømningens volumen og dynamik for fiskesamfund i lavlandsvandløb.

Der blev fundet seks artikler for vandstrømningens volumen og dynamik og påvirkninger på smådyrssamfund. I en faglig rapport fra DMU (Ovesen et al., 2000) fandt man en positiv korrelation mellem DVFI og 6 ud af 14 strømningsøkologiske parametre. Især var vandføringen i sommermånederne korreleret med DVFI i efteråret. Den biologiske kvalitet var lavest i vandløb med stor variation i vandføringen. Varigheden af store afstrømningshændelser var stærkere korreleret med DVFI end frekvensen af hændelserne. Man fandt desuden, at variationen i vandføringen generelt var større i små vandløb, og at vandføringen generelt var mere uforudsigelig. Det blev slutteligt anbefalet, at der laves videre undersøgelser, da man ikke vidste, om der var årsagssammenhæng mellem variation i vandføring og DVFI, eller om det skyldtes andre parametre som ex organisk stof, der korrelerer med strømningsforhold og biologiske parametre.

Hille et al. (2014) fandt, at kortvarigt reduceret flow og tørkesimulationer i lavlandsvandløb påvirkede artssammensætningen i smådyrssamfundet gennem påvirkning af vandets temperatur, iltindhold, indhold af organisk stof og vandhastighed. Dog sås ingen negativ respons af parametrene total abundans og diversitet for smådyrene med korttidspåvirkningerne. Graeber et al. (2013) fandt lignende resultater med ændringer i samfundsstrukturen i smådyrssamfund i vandløb udsat for lave sommerafstrømninger på grund af tørke. Dog var ændringerne her heller ikke stærke nok til signifikant at ændre diversiteten. Salmaso et al. (2018) fandt at et vandløb med vandkraftværk, hvor vandindvinding medførte minimumflow det meste af vinteren, havde udviklet et andet smådyrssamfund end et andet sted i vandløbet, hvor vandindvinding kun medfører minimumflow i korte perioder i løbet af sommeren. Igen havde begge strækninger dog god økologisk status i henhold til WFD.

Sæsonvariationer var ikke signifikant korreleret med total artsdiversitet af bentriske smådyr i en undersøgelse af Koperski (2010). Til gengæld var diversitet af grupperne Gastropoda og Hirudinea for sig selv positivt korreleret med sæson.

Ved sammenligning af to strækninger i en lavlandsflod i Polen, hvor den ene lokation i en 20 årig periode blev udsat for forhøjet vandhastighed fra en dæmning, der åbnes 3 timer dagligt, i forbindelse med et kano-track, fandt man et smådyrssamfund, der var 2-4 gange mere abundant og mere divers ift. deres kontrol (Dukowska et al., 2007).

Der blev fundet en enkelt artikel for effekter af vandstrømningens volumen og dynamik på vandløbets plantesamfund. Riis et al. (2008) viste, at vandløbsplantesamfund var påvirket af hydrologiske parametre. Artsrigdom og Shannon diversitet var lavest i vandløb med høj variation i vandføring, mens man fandt et positivt forhold mellem frekvensen og varighed af lavt vandføring.

Ligeledes blev der fundet en enkelt artikel for effekter af vandstrømningens volumen og dynamik på vandløbets algesamfund. Wu et al. (2018) fandt, at hydrologiske parametre, særligt raten af ændringer i flow og antal oversvømmelser, påvirkede arts- og traitsammensætningen i pelagiske algesamfund og derigennem særligt betadiversiteten. Studiet inkluderer dog kun et enkelt opland.

Forbindelse til grundvandsforekomster

En enkelt artikel viser effekter af grundvandsforbindelse på alle fire biologiske kvalitetselementer. En konceptuel model af Kaandrop et al. (2018) indikerer både positive og negative effekter på de fire kvalitetselementer, da grundvand favoriserer et hydrologisk regime med positive økologiske effekter, men også er hovedkilde til fosfor, der har negativ påvirkning på smådyrssamfundet.

Der blev fundet yderligere to artikler med effekter af forbindelse til grundvand og smådyrssamfund. Menció & Mas-Pla (2010) fandt en sammenhæng mellem smådyrssamfund og grundvandsforekomster i en italiensk flod, hvor vandindvinding påvirkede grundvandsforekomsterne med størst negative effekt på smådyrene i tørre sommerperioder. Det samme gør sig gældende for Bradley et al. (2014), hvor smådyrenes økologiske tilstand var størst negativt påvirket ved vandindvinding ved lav-medium flow. Påvirkningen på den økologiske tilstand var størst ved vandindvinding på over 80% af Q75.

Også for planterne blev en enkelt yderligere artikel med effekter fra grundvandsforbindelse fundet. Bolpagni, Racchetti & Laini (2016) fandt grundvand som primær regulator for artsdiversitet for vandløbsplanter. Grundvandsafhængige lokationer havde højest artsdiversitet. Det skal dog holdes in mente, at 70-80% af vandet i floden indvendes om sommeren, hvorfor grundvandet får så stor betydning.

Der blev fundet to yderligere artikler for effekter af grundvandsforekomster på algesamfund. Som for vandplanterne fandt Bolpagni, Racchetti & Laini (2016) også grundvand som primær regulator for artsdiversitet for alger, hvor grundvandsafhængige sites havde højest artsdiversitet. Bolpagni & Laini (2016) fandt også en betydelig sammenhæng mellem grundvand og struktur og kompleksitet i soft-bodied bentriske algesamfund på mikrohabitatniveau (meterskala) i løbet af sommer base-flow. Dog overskyggede lokale høje koncentrationer af NO₃ måske for grundvandets indhold af NO₃, og maskerede derfor måske andre faktorer med højere påvirkning på algesamfundet.

Vandløbets kontinuitet

For fisk blev der fundet fire artikler med effekter relateret til kontinuitet og samfundsstruktur. Ligon, Dietrich & Trush (1995) fandt ødelæggelse af laksegdydningshabitater nedstrøms damme pga. øget transport af fint sediment ud fra tre casestudier, der viste fald i bestanden.

Kruk et al. (2015) fandt gennem et langtidsstudie fra 1963-2012, at en stor dam spærrede for fiskepassage opstrøms, og at det tog mange år, før man så bedre status for fiskesamfundene efter restaureringer. Sommerhäuser et al. (2007) fandt, at især fisk blev begrænset af fysiske migrationsbarrierer. Dertil fandt Vibickas, Stakėnas & Steponėnas (2015), at bæverdæmninger kan påvirke lakse-abundans nedstrøms dæmningen.

For smådyr blev der fundet to artikler med effekter relateret til kontinuitet og samfundsstruktur. Guareschi et al. (2014) fandt laveste artsrigdom i selve dammene, samt ændringer i smådyrssamfund både opstrøms og nedstrøms. Man fandt desuden høje densiteter af invasive arter, karakteristiske for den ændrede vandføring nedstrøms dammene. Benítez-Mora & Camargo (2014) fandt, at total densitet og total biomasse steg nedstrøms damme, men artsrigdommen faldt. Traitfordelingen blandt smådyrene viste, at skrabere var den funktionelle fødegruppe, der blev favoriseret nedstrøms dammen, måske som

konsekvens af at øget fosforindhold i vandet nedstrøms dammen havde øget effekt på perifyter og perolithos.

Der blev fundet fire artikler med effekter af vandløbskontinuitet og vandløbsplanter. Benítez-Mora & Camargo (2014) fandt, ud over effekter på smådyr, at plantesamfundet hhv. op- og nedstrøms en dam i systemet varierede mht. dækningsgrad og artsrigdom. Det samme gjorde sig gældende for Vukov et al. (2018), der i en stor multivariat analyse fandt, at spærringer i form af damme var den vigtigste faktor i fragmentering af plantesamfund ifht. diversitet. Camargo (2018) fandt signifikant påvirkning på total dækningsgrad, artsrigdom og artsdiversitet for planter efter en dam, men dette skyldes måske næringspåvirkning i et rensningsanlæg, der blev ledt til dammen. Der ses nemlig et fald længere nedstrøms. Bolpagni, Racchetti & Laini (2016) fandt ligeledes fragmentering i form af damme som påvirkning på diversiteten af vandløbsplanter.

Der blev ikke fundet litteratur om økologiske effekter af vandløbskontinuitet for algesamfund i lavlandsvandløb.

Morfologiske forhold

Variation i vandløbets dybde og bredde

Der blev fundet en enkelt artikel for effekter af både vandløbs dybde og bredde og fiskesamfund. Radinger, Wolter & Kail (2015) fandt, at både bredde og dybde var blandt de tre bedste prædiktorer for fisketilstedeværelse for en fiske-model i lavlandsvandløb i Nordtyskland (ud af 35 parametre).

For smådyr blev der fundet en enkelt artikel med effekter af bredde på samfundsstrukturen, mens der blev fundet to artikler med effekter af dybde. Beisel et al. (1998) fandt dybde som en af de sekundære faktorer, der bestemmer samfundsstrukturen for smådyr. Koperski (2010) fandt ingen generelle korrelationer for samlet artsdiversitet og dybde og bredde, men forskellige taksonomiske grupper af smådyr udviste individuelle korrelationer med disse parametre. Diversitet af grupperne Gastropoda og Hirudinea var for sig selv positivt korreleret med dybde, mens Odonata var signifikant korreleret med vandløbsbredde.

For vandløbsplanter blev der fundet fire artikler for effekter på plantesamfundet af vandløbsbredde og tre artikler for effekter af vandløbsdybde. Baláži & Hrivnák (2017) fandt, at især bredde, men også dybde af vandløbet, havde betydning for artssammensætning af plantesamfund i et lavlandsområde i Slovakiet.

Grinberga (2010) fandt en positiv korrelation mellem vandløbsbredde og Shannon diversitet, dækningsgrad og antal arter af vandplanter, hvor især smalle vandløb med hurtig strømhastighed havde begrænset plantevækst pga. skygge fra brinkerne. Dette studie indikerede desuden, at der var signifikante korrelationer mellem de fleste af de undersøgte miljøvariable. O'Hare et al. (2006) fandt, at øget homogenitet i vandløbsdybden korrelerede med ringere økologisk status for plantesamfund i europæiske lavlandsvandløb.

Leyssen et al. (2014) fandt, at vandløbsbredde var en af faktorerne, der påvirkede plantesammensætningen i vandløb klassificeret som habitattype 3260 (vandløb med vandplanter) i belgiske lavlandsvandløb, og Szoszkiewicz et al. (2014) fandt en signifikant positiv sammenhæng mellem vandløbs dybde og bredde og vandplanters artsrigdom.

Der blev fundet en enkelt artikel omkring effekter af dybde på algesamfund. Bolpagni & Laini (2016) fandt, at både dybde og strømhastighed havde indflydelse på den spatielle fordeling af alger over vandløbsbunden.

Bundforhold (struktur og substrat)

Der blev fundet to artikler om bundforhold effekter på fiskesamfund. Jungwirth, Muhar & Schmutz (1995) fandt, at bundstruktur var vigtig ift. fiskediversitet i østriske lavlandsvandløb, hvor heterogenitet var vigtig for høj diversitet.

Radinger, Wolter & Kail (2015) fandt, næst efter bredde, dybde og vandhastighed, at substrat type også var en god prædiktor for fisketilstedeværelse i en fiske-model for lavlandsvandløb i Nordtyskland (ud af 35 parametre).

Der blev fundet seks artikler for effekter af bundforhold på vandløbets smådyrssamfund. Beisel et al. (1998) fandt, at substrat var den primære bestemmende faktor for smådyrssamfundsstruktur. Beisel, Usseglio-Polatera & Moreteau (2000) fandt en sammenhæng mellem smådyrs samfundsstruktur og substratheterogenitet, hvor øget heterogenitet gav større artsrigdom af smådyr. Pedersen, Kristensen & Friberg (2014) fandt en direkte sammenhæng mellem substratheterogenitet og smådyrsdiversitet i naturlige vandløb, men dette forhold fandtes ikke i restaurerede vandløb. Verdonshot et al. (2016) fandt, at smådyrsdiversitet var relateret til substrattyper og diversitet på mikrohabitat skala. Kokeš (2011) fandt, at korrelationen mellem smådyrsdiversitet og substrat og habitatdiversitet var lav. Den højeste korrelation var til habitatdiversitet om foråret, men alle korrelationer var insignifikante.

Graça et al. (2004) forudsagde, at antal arter på lille skala ville stige med øget substratheterogenitet. Dette kunne de dog ikke eftervises.

Der blev fundet seks artikler for effekter af bundforhold på vandløbets plantesamfund. O'Hare et al. (2006) fandt, at substrathomogenitet korrelerede med lavere kvalitetsklasse for europæiske lavlandsvandløb. Grinberga (2010) fandt, at plantesamfund i letlandske mellemstore lavlandsvandløb kunne deles op i 5 samfundstyper, bestemt ud fra substrat sammensætninger og strømhastigheder. Baláži & Hrivnák (2017) fandt også, at substrat påvirkede artsammensætningen af planter. Iflg. Szoszkiewicz et al. (2014) var substrattype det vigtigste forhold til karakterisering af plantesamfunds artssammensætning og abundans i lavlandsvandløb i Polen.

Gecheva, Yurukova & Cheshmedjiev (2013) fandt, at de fleste plantesamfunds fordeling og artssammensætning afhang af substrat, og mange foretrak de finere substrattyper.

Weekes et al. (2015) fandt, at substratstørrelse var korreleret med artssammensætning i plantesamfund, selvom kun 4.1% (første akse) af variationen i en CCA analyse indikerede dette. Det kan skyldes, at datasættet var sammensat af flere forskellige typer data, bl.a. mht. plotstørrelse, som varierer mellem 5 og 100 meter. Der blev desuden indikeret af analysen, at det var svært at differentiere de forskellige faktorer pga. stor autokorrelation mellem disse.

Der blev fundet en enkelt artikel for effekter af bundforhold på vandløbets algesamfund. Elias et al. (2015) fandt, at substrat var en vigtig karakteristika for vandløbstype ift. diatomer.

Bredzonens struktur

Der blev fundet en enkelt artikel for effekter af bredzonens struktur på vandløbets fiskesamfund. Teixeira-de Mello et al. (2016) undersøgte forskellen mellem skovvandløb og lysåbne vandløb for fiskediversitet og samfundsstruktur. Man fandt, at lysåbne vandløb indeholdt knap 50% flere forskellige arter ifht skovvandløbene, indeholdt flest sjældne arter og havde størst artsdiversitet samt densitet. Man fandt også, at skovvandløb havde højere frekvens og abundans af laksefisk end lysåbne vandløb. Skovvandløbene havde til gengæld relativt flest strækninger med god økologisk status, selvom der ikke var signifikant forskel mellem de to grupper mht. Dansk Finskeindeks For Vandløb (DFFV).

Der blev fundet tre artikler for effekter af bredzonens struktur på vandløbets smådyrssamfund. Harrison & Harris (2002) fandt, at høj strukturel diversitet i brinkvegetationen medførte øget diversitet for smådyr, både i selve vandløbet, men også for de terrestriske faser af akvatiske insekter. Feld & Hering (2007) fandt, at riparisk brink fiksering, riparisk vegetation i form af træer, samt skygge var blandt de stærkeste faktorer til forudsigelse af artssammensætning og funktionel sammensætning for bentriske smådyr.

Koperski (2010) fandt, at diversitet af riparisk vegetation var den ene af de to vigtigste overordnede faktor til bestemmelse af diversitet i smådyrssamfund, og igen var ikke alle artsgrupperne af smådyr hver især korreleret med tilstanden af riparisk vegetation.

Der blev fundet to artikler for effekter af bredzonens struktur på vandløbets plantesamfund. Resultater fra Gecheva, Yurukova & Cheshmedjiev (2013) indikerede, at skygge var den vigtigste faktor til bestemmelse af plantesamfund i vandløb. Baattrup-Pedersen, Larsen & Riis (2003) fandt, ud over en effekt af skygge fra brinken, en lineær sammenhæng mellem artsrigdom i vandløb og de ripariske områder samt en positive korrelation mellem abundans af arter i de to samfund.

Der er ikke fundet litteratur om økologiske effekter af bredzonens struktur for algesamfund i lavlandsvandløb.

Konklusion

Dette litteraturstudie giver et billede af, at litteratur omkring de udvalgte hydromorfologiske kvalitetselementer er sparsom. Overordnet er der fundet mest litteratur for smådyr og planter, mens der ikke er fundet så meget for fisk og alger. Alle de undersøgte parametre, hvor der er fundet litteratur, udgør en effekt på de biologiske samfund, bortset fra en enkelt artikel om bundforholds effekter på smådyr, hvor man ikke kunne vise en korrelation. Vi kan konkludere, at de hydromorfologiske kvalitetselementer har betydning for de biologiske samfund i lavlandsvandløb.

På baggrund af dette litteraturstudie anbefales det derfor, at alle de undersøgte hydromorfologiske parametre tages med, for hver af de fire biologiske kvalitetselementer, i de videre analyser i projektet.

Referencer

- Baatrup-Pedersen, A., Larsen, S.E. & Riis, T. 2003. Composition and richness of macrophyte communities in small Danish streams – influence of environmental factors and weed cutting. *Hydrobiologia* 495: 171–179, 2003.
- Baláži, P. & Hrivnák, R. (2017) Environmental effects on macrophyte assemblages of small and medium-sized rivers in two bioregions of Central Europe, *Botany Letters*, 164:3, 273-287, DOI: 10.1080/23818107.2017.1344136.
- Beisel, J. N., Usseglio-Polatera, P. & Moreteau, J. C. 2000. The spatial heterogeneity of a river bottom: a key factor determining macroinvertebrate communities. *Hydrobiologia* 422 (423), 163–171.
- Beisel, J.-N., Usseglio-Polatera, P., Thomas, S., Moreteau, J.-C., 1998. Stream community structure in relation to spatial variation: the influence of meso-habitat characteristic. *Hydrobiologia* 389, 73–88.
- Benítez-Mora, A., Camargo, J.A., 2014. Ecological responses of aquatic macrophytes and benthic macroinvertebrates to dams in the Henares River basin (Central Spain). *Hydrobiologia* 728, 167–178.
- Bradley, D.C., Streetly, M., Farren, E., Cadman, D. & Banham, A. 2014. Establishing hydroecological relationships to manage the impacts of groundwater abstraction. *Water and Environment Journal* 28, 114–123.
- Bolpagni, R., Racchetti, E. & Laini, A. 2016. Fragmentation and groundwater supply as major drivers of algal and plant diversity and relative cover dynamics along a highly modified lowland river. *Science of the Total Environment* 568 (2016) 875–884
- Bolpagni, R. & Laini, A. 2016. Microhabitat patterns of soft-bodied benthic algae in a lowland river largely fed by groundwater. *Fottea, Olomouc*, 16(2): 244–254. DOI: 10.5507/ft.2016.007
- Camargo, J.A. 2018. Responses of aquatic macrophytes to anthropogenic pressures: comparison between macrophyte metrics and indices. *Environ Monit Assess* (2018) 190: 173 <https://doi.org/10.1007/s10661-018-6549-y>
- Dukowska, M., Szczerkowska, E., Grzybkowska, M., Tsydel, M. & Penczak. 2007. Effect from flow manipulations on benthic fauna communities in a lowland river: Interhabitat comparison. *Pol. J. Ecol.* 55, 101-112.
- Elias, C. L., Calapez, A. R., Almeida, S.F.P., Feio, M.J. 2015. Determining useful benchmarks for the bioassessment of highly disturbed areas based on diatoms. *Limnologica* 51, 83–93
- Feld, C. K. & Hering, D. 2007. Community structure or function: effects of environmental stress on benthic macroinvertebrates at different spatial scales. *Freshwater Biology* (2007) 52, 1380–1399
- Gecheva, G., Yurukova, L. & Cheshmedjiev, S. 2013. Patterns of aquatic macrophyte species composition and distribution in Bulgarian rivers. *Turk J Bot* (2013) 37: 99-110.

Graça, S.A., Pinto, P., Cortes, R., Coimbra, N., Oliveira, S., Morais, M., Carvalho, M.J., Malo, J., 2004. Factors affecting macroinvertebrate richness and diversity in Portuguese streams: a two-scale analysis. *Int. Rev. Hydrobiol.* 89, 151–164

Grinberga, L. 2010. Environmental factors influencing the species diversity of macrophytes in middle-sized streams in Latvia. *Hydrobiologia* (2010) 656:233–241 DOI 10.1007/s10750-010-0432-3

Guareschi, S., Laini, A., Racchetti, E., Bo, T., Fenoglio, S., Bartoli, M., 2014. How do hydromorphological constraints and regulated flows govern macroinvertebrate communities along an entire lowland river? *Ecohydrology* 7, 366–377.

Harrison, S. S. C. & Harris, I. T. 2002. The effects of bankside management on chalk stream invertebrate communities. *Freshwater Biology* (2002) 47, 2233–2245.

Hille, S., Kristensen, E. A., Graeber, D., Riis, T., Jørgensen, N. K. & Baattrup-Pedersen, A. 2014. Fast reaction of macroinvertebrate communities to stagnation and drought in streams with contrasting nutrient availability. *Freshwater Science*, 33, 847–859

Jungwirth, M., Muhar, S. and Schmutz, S. 1995. 'The effects of recreated in-stream and ecotone structures on the fish fauna of an epipotamal river', *Hydrobiologia*, 303, 195–206.

Kaandorp, P. P., Molina-Navarro, E., Andersen, H. E., Bloomfield, J. P., Martina J.M. Kuijper, M. J. M. & Louw, P. G. B. 2018. A conceptual model for the analysis of multi-stressors in linked groundwater–surface water systems. *Science of the Total Environment* 627 (2018) 880–895.

Kokeš, J. 2011. River channel habitat diversity (RCHD) and macroinvertebrate community. *Biologia* 66/2: 328–334, 2011 Section Zoology. DOI: 10.2478/s11756-011-0010-9

Koperski, P. 2010. Diversity of macrobenthos in lowland streams: ecological determinants and taxonomic specificity. *J. Limnol.*, 69(1): 88–101. DOI: 10.3274/JL10-69-1-08

Kruk, A., Ciepłucha, M., Zięba, G., Tybulczuk, S., Tszydel, M., Marszał, L., Błońska, D., Galicka, W., & Przybylski, M. 2015. Recovery of fish fauna in the upper Warta River, Poland: Long-term (1963–2012) monitoring study.

Leyssen, A., Denys, L., Schneiders, A. & Mouton, M. 2014. Distribution and environmental requirements of streamhabitat with *Ranunculus fluitans* and *Callitriche-Batrachion* vegetation in lower Belgium (Flanders). *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.* 24: 601–622.

Ligon, F. K., Dietrich, W. E. & Trush, W. J. 1995. Downstream ecological effects of dams. *Bioscience*, 45, 183–192.

Menció, A. & Mas-Pla, J. 2010. Influence of groundwater exploitation on the ecological status of streams in a Mediterranean system (Selva Basin, NE Spain). *Ecological Indicators* 10, 915–926.

- O'Hare, M. T., Baattrup-Pedersen, A., Nijboer, R., Szoszkiewicz, K. & Ferreira, T. 2006. Macrophyte communities of European streams with altered physical habitat. *Hydrobiologia* (2006) 566:197–210
- Ovesen, N. B., Iversen, H. L., Larsen, S. E., Müller-Wohlfeil, D. I. & Svendsen, L. M., Blicher, A. S. og Jensen, P. M. (2000): Afstrømningsforhold i danske vandløb. Danmarks Miljøundersøgelser. 238 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 340.
- Pedersen M. L., Kristensen K. K, Friberg, N (2014) Re-Meandering of Lowland Streams: Will Disobeying the Laws of Geo.morphology Have Ecological Consequences? *PLoS ONE* 9(9): e108558. doi:10.1371/journal.pone.0108558.
- Radinger J., Wolter C., Kail J. (2015) Spatial Scaling of Environmental Variables Improves Species-Habitat Models of Fishes in a Small, Sand- Bed Lowland River. *PLoS ONE* 10(11): e0142813. doi:10.1371/journal.pone.0142813
- Riis, T., Suren, A. M., Clausen, B. & Sand-Jensen, K. 2008. Vegetation and flow regime in lowland streams. *Hydrobiologia* (2016) 769:67–78 DOI 10.1007/s10750-015-2354-6
- Salmaso, F., Crosa, G., Espa, P., Gentili, G., Quadroni, S. & Zaccara, S. 2018. Benthic macroinvertebrates response to water management in a lowland river: effects of hydro-power vs irrigation off-stream diversions. *Environ Monit Assess* (2018) 190: 33. <https://doi.org/10.1007/s10661-017-6390-8>
- Sommerhäuser, M., Scharner, C., Schimmer, H., Schindler, A., Plantikow, K & Vietoris, F. Design of a new monitoring network and first testing of new biological assessment methods according to water framework directive. *J. Environ. Monit.*, 2007, 9, 966–969.
- Szoszkiewicz, K., Ciecierska, H., Kolada, A., Schneider, S.C., Szwabinińska, M. & Ruszczyńska, J. 2014. Parameters structuring macrophyte communities in rivers and lakes – results from a case study in North-Central Poland. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 415, 08.
- Teixeira-de Mello, F., Meerhoff, M., González-Bergonzoni, I., Kristensen, E. A., Baattrup-Pedersen, A. & Jeppesen, E. 2016. Influence of riparian forests on fish assemblages in temperate lowland streams. *Environ Biol Fish* (2016) 99:133–144 DOI 10.1007/s10641-015-0462-9
- Verdonschot, R. C. M., Kail, J., McKie, B. G. & Verdonschot, P.F.M. 2016. The role of benthic microhabitats in determining the effects of hydromorphological river restoration on macroinvertebrates. *Hydrobiologia* 769, 55–66. DOI 10.1007/s10750-015-2575-8
- Virbickas T, Stakėnas S, Steponėnas A (2015) Impact of Beaver Dams on Abundance and Distribution of Anadromous Salmonids in Two Lowland Streams in Lithuania. *PLoS ONE* 10(4): e0123107. doi:10.1371/journal.pone.0123107
- Vukov, D., Ilić, M., Radulović, S., Igić, R. & Janauer, G.A. 2018. Combined effects of physical environmental conditions and anthropogenic alterations are associated with macrophyte habitat fragmentation in rivers - Study of the Danube in Serbia. *Science of the Total Environment* 634 (2018) 780–790

Weekes, L., Matson, R., Kelly, F., FitzPatrick, U. & Kelly-Quinn, M. 2015. Composition and characteristics of macrophyte assemblages in small streams in Ireland. Article in *Biology & Environment Proceedings of the Royal Irish Academy*

Wu, N., Qu, Y., Guse, B., Makarevičiūtė, K., To, S., Riis, T. & Fohrer, N. 2018. Hydrological and environmental variables outperform spatial factors in structuring species, trait composition, and beta diversity of pelagic algae. *Ecology and Evolution*, 8, 2947–2961.

Bilag 2

Kovariansanalyser

Tabel 1. Kovariansanalyser for DVPI-EQR og vandløbstype for hydromorfologiske parametre. n angiver antal observationer. F-værdien angiver testen af interaktionsleddet i modellen. Støtteparameteren er typespecifik for hældningskoefficienten, hvis $P < 0.05$.

Hydromorfologiske parameter	n	F-værdi	P-værdi
Medmax	215	3.74	0.0253*
dur75	215	1.47	0.2329
Dur7	136	2.95	0.0559
Q50	215	1.24	0.2914
BFI	215	3.35	0.0369*
Dybdehomogenitet	2034	0.70	0.4985
Slyngningsgrad	1895	2.90	0.0082*
Tværsnitsprofil	1895	1.09	0.3688
Fint sand	1914	1.52	0.2196
Gydegrus	1472	0.53	0.5860
Mudder	1831	0.41	0.6639
Substrathomogenitet	2034	3.24	0.0392*
Dybde under terræn	317	1.81	0.1655

Tabel 2. Kovariansanalyser for DVFI-EQR og vandløbstype for hydromorfologiske parametre. n angiver antal observationer. F-værdien angiver testen af interaktionsleddet i modellen. Støtteparameteren er typespecifik for hældningskoefficienten, hvis $P < 0.05$.

Hydromorfologiske parameter	n	F-værdi	P-værdi
mamax7	869	12.68	<.0001*
dur7	620	20.16	<.0001*
fre25	869	14.63	<.0001*
Q50	865	3.80	0.0228*
BFI	869	5.76	0.0033*
Dybdehomogenitet	5063	23.10	<.0001*
Slyngningsgrad	3350	2.07	0.0532
Tværsnitsprofil	3349	1.05	0.3887
Fint sand	2000	3.74	0.0239*
Gydegrus	1568	7.07	0.0009*
Mudder	1889	1.28	0.2780
Substrathomogenitet	5048	10.93	<.0001*
Dybde under terræn	749	6.00	0.0026*

Tabel 3. Kovariansanalyser for DFFVa-EQR og vandløbstype (type 2 og 3) for hydromorfologiske parametre. n angiver antal observationer. F-værdien angiver testen af interaktionsleddet i modellen. Støtteparameteren er typespecifik for hældningskoefficienten, hvis $P < 0.05$.

Hydromorfologiske parameter	n	F-værdi	P-værdi
mamax	117	2.94	0.0890
mamax30	117	2.60	0.1100
kneg	117	0.63	0.4297
Q50	117	0.03	0.8663
BFI	117	0.29	0.5891
Dybdehomogenitet	723	0.29	0.5929
Slyngningsgrad	647	0.35	0.7884
Tværsnitsprofil	647	0.05	0.9855
Fint sand	655	0.84	0.3607
Gydegrus	519	3.20	0.0744
Mudder	622	2.57	0.1097
Substrathomogenitet	723	0.05	0.8306
Dybde under terræn	175	3.79	0.0531

Tabel 4. Kovariansanalyser for DVAI-EQR og vandløbstype for hydromorfologiske parametre. n angiver antal observationer. F-værdien angiver testen af interaktionsleddet i modellen. Støtteparameteren er typespecifik for hældningskoefficienten, hvis $P < 0.05$.

Hydromorfologiske parameter	n	F-værdi	P-værdi
mamax	59	1.22	0.3026
dur7	40	0.66	0.5258
pea1	59	1.44	0.2471
Q50	59	0.46	0.6357
BFI	59	0.58	0.5657
Dybdehomogenitet	519	0.23	0.7916
Slyngningsgrad	487	3.30	0.0035*
Tværsnitsprofil	487	2.22	0.0402*
Fint sand	474	2.61	0.0748
Gydegrus	396	1.25	0.2886
Mudder	435	1.54	0.2154
Substrathomogenitet	519	0.26	0.7705
Dybde under terræn	360	0.31	0.7339