

Anvendelse af økologiske tilstands- elementer i blødbundsvandløb

Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi

Dato: 8.oktober 2019

Ane Kjeldgaard¹, Geoffrey Brian Groom¹, Kirstine Thiemer¹, Morten Lauge Fejerskov² & Søren Erik Larsen¹

¹Institut for Bioscience

²NIRAS

Rekvirent:

Miljøstyrelsen

Antal sider: 37 + bilag (304 sider)

Faglig kommentering:

Jes Rasmussen

Kvalitetssikring, centret:

Signe Jung-Madsen



AARHUS
UNIVERSITET

DCE - NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

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

Indhold

Forord	3
Sammenfatning	4
Baggrund	6
Formål	8
Metoder	9
1.1 Datagrundlag	9
1.2 Kortanalyser	14
1.3 Biologiske data	16
Resultater og diskussion	18
1.4 Identifikation af blødbundsvandløb / GIS	18
1.5 Sammenlignelighed af stressorparametre	19
1.6 Sammenligning af EQR værdier	21
1.7 Forskelle i respons på stressorer	22
1.8 Regressionsanalyser – sammenhænge mellem EQR-værdier og påvirkningsfaktorer	24
1.9 Artsindikatoranalyse	30
1.10 Anvendelighed af eksisterende indikatorer	32
Konklusion	34
Anbefalinger	35
Referencer	36
Bilag	37
Bilag 1	
Bilag 2	
Bilag 3	
Bilag 4	
Bilag 5	

Forord

Nærværende notat er bestilt af Miljøstyrelsen til brug for arbejdet med 3. generation vandområdeplaner. Baggrunden er, at DCE forud for de gældende vandplaner vurderede, at der var betydelige usikkerheder ved brugen af dansk fauna-indeks (DVFI) i forbindelse med tilstandsvurderinger af vandløb af typen "blødbund" (Jensen 2013). Dette skyldes blandt andet, at der ikke er defineret nogen referencetilstand for blødbundsvandløb, ligesom det ikke er klart i hvilket omfang og hvordan menneskeskabte påvirkninger indvirker på DVFI, når det anvendes i blødbundsvandløb. Desuden vurderede DMU i 2009 at man ved brug af DVFI i blødbundsvandløb maksimalt ville kunne opnå faunaklasse 5, hvilket er uhensigtsmæssigt i forhold til indeksets følsomhed. Til trods for disse mangler var anbefalingen fra DCE, at man i mangel på bedre kunne anvende DVFI på blødbundsvandløb, men at man burde arbejde mod at opstille et indeks specielt for blødbundsvandløb.

Som en konsekvens af de mange usikkerheder forbundet med brugen af DVFI i blødbundsvandløb, blev der ikke lavet tilstandsvurderinger for disse i forbindelse med de gældende vandområdeplaner. I nærværende projekt har DCE derfor dels analyseret om vandløb af typen blødbund har en naturlig referencetilstand som vandløb, og dels om de eksisterende indeks for planter, smådyr, og fisk kan benyttes til tilstandsvurderinger i blødbundsvandløb, eller man alternativt kan justere på indeksenenes grænseværdier, så de bedre afspejler forholdene i blødbundsvandløb.

Projektet er udført i samarbejde med NIRAS, og udkast til rapporten har været diskuteret med MST, der ligeledes har haft mulighed for at sende skriftlige kommentarer.

Sammenfatning

På baggrund af historisk kortmateriale og analyse af NOVANA overvågningsdata undersøges i dette notat dels om vandløb af typen blødbund kan betragtes som havende en naturlig referencetilstand som vandløb og dels om de eksisterende indeks for planter, smådyr og fisk, kan benyttes til tilstandsvurderinger i blødbundsvandløb, eller man alternativt kan justere på indeksenes grænseværdier, så de bedre afspejler forholdene i blødbundsvandløb.

Ud fra analyser af historiske kort, er det vurderet, at langt størstedelen af de 286 vandområder, der af Miljøstyrelsen er karakteriseret som blødbundsvandløb, med stor sandsynlighed har en referencetilstand som vandløb. Dette er en vigtig forudsætning, der sikrer en tilstrækkelig høj datakvalitet af de gennemførte statistiske sammenligninger og analyser.

For at afgøre om de eksisterende biologiske indeks kan benyttes på vandløb af typen blødbund, er der foretaget analyser af samspillet mellem den biologiske tilstand, målt vha. EQR-værdi for vandplanter, smådyr og fisk, og de påvirkninger der er registeret for de enkelte vandløbsstationer (fysisk og kemisk stress, samt påvirkning fra grødeskæring og arealanvendelsen i oplandet). I alt er der blevet analyseret data fra 282 stationer for vandplanter, 287 stationer for smådyr og 244 for fisk. Analyserne er foretaget i vandløb af typen "blødbund" (der har et ringe fald) og vandløb, der har et marginalt større fald.

Analyserne viser, at selvom der overordnet set ikke signifikant forskel i EQR værdier mellem blødbundsvandløb og vandløb med marginalt højere fald for de enkelte biologiske parametre, er der en generel tendens til, at blødbundsvandløbene har en lavere EQR. Ligeledes er de to vandløbstyper overordnet set påvirket af de samme stressorer og for langt de fleste stressorer, er der en sammenlignelig respons for de anvendte indeks.

Selvom den overordnede respons er sammenlignelig, kan der dog godt være forskel på, hvordan en given stressor påvirker den biologiske responsvariabel. Dette undersøges vha. lineær regressionsanalyse.

De opstillede regressionsligninger indikerer, at der for de både fisk (DVFFa, DVFFø), planter (DVPI) og smådyr (DVFI) er forskelle i respons mellem blødbundsvandløb og vandløb med marginalt højere fald. Regressionerne for blødbundsvandløbene ligger næsten altid lavere. Dog er graden af parallelforskydning varierende for de forskellige stressorpåvirkninger, der influerer på et givent indeks, og det er derfor ikke muligt at lave en generel korrektionsfaktor for de forskellige indeks, så de kan anvendes i blødbundsvandløb.

Derudover viser artsindikatoranalysen, at der især for smådyr er stor forskel mellem hvilke arter, man finder i de to typer af vandløb. Dette bestyrker formodningen om, at referencetilstanden i blødbundsvandløb er anderledes, og der derfor bør udvikles et særligt indeks til vurdering af denne vandløbstype.

Planteindekset reagere så forskelligt på de undersøgte stressorer, at det ikke er muligt, at lave en meningsfuld generel justeringsfaktor, der kan retfærdiggøre anvendelse af DVPI i blødbundsvandløb.

De to fiskeindeks er baseret på arter med præference for groft substrat og relativ hurtig strømhastighed. Dermed vurderes det ikke, at disse er anvendelige i blødbundsandløb.

Alt i alt er det altså ikke muligt, at foretage justeringer i de eksisterende indeks, der gør, at de kan benyttes til tilstandsvurderinger i blødbundsvandløb. Selvom der er indikationer på, at de to typer vandløb responderer forskelligt, er der ikke en entydig retning i responsen, og dermed kan der ikke på det foreliggende grundlag gives anvisninger til ændringer i hverken indeks eller grænseværdier.

Derfor anbefales det ikke, at de eksisterende indeks benyttes til tilstandsvurderinger i blødbundsvandløb.

I stedet bør der arbejdes på at udvikle nye indeks, der er målrettet blødbundsvandløb. Dette vil kræve yderligere indsamling af data fra blødbundsvandløb og især fra blødbundsvandløb, der repræsenterer en referencetilstand.

1. Baggrund

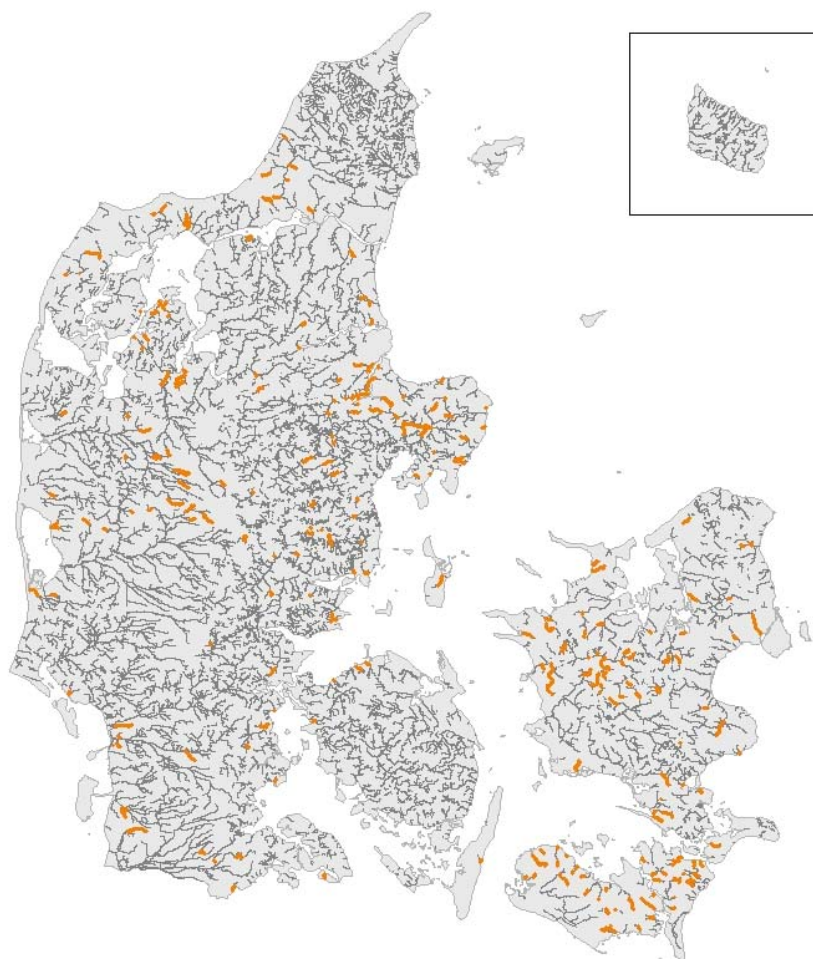
I forbindelse med vandplanlægningen er der defineret en vandløbstype som betegnes blødbundsvandløb. Denne type omfatter ifølge Miljøstyrelsens vejledning vandløb, der på den overvejende del af sin længde har et naturligt ringe fald ($< 0,1 - 0,5 \text{ ‰}$ afhængig af vandløbsstørrelsen), ringe vandhastighed, og hvor bundsubstratet naturligt er blødt og overvejende organisk. Denne type omfatter således vandløb, hvor terrænet naturligt er fladt, og hvor bunden er blød. Vandløbstypen er fordelt ud over landet, men er primært forekommende i landskaber med flad topografi. Et eksempel på et blødbundsvandløb er Tuemose Bæk på Fyn (Figur 1).

Figur 1. Tuemose Bæk, Fyn, er et eksempel på et vandløb som er udpeget som blødbundsvandløb (Foto: Peter Wiberg-Larsen).



I vandområdeplanerne 2015-2021 er i alt 286 vandområder udpeget som vandløb af typen blødbundsvandløb (Figur 2).

Figur 2. Geografisk fordeling af vandløb i Vandområdeplanerne 2015-2021. Vandløbsstrækninger der er orange angiver vandområder udpeget som blødbundsvandløb (286), mens vandløb i grå er af typen 1,2 samt 3. Figur efter Miljø- og Fødevareministeriet (MiljøGIS).



2. Formål

Projektets formål er at efterprøve hvorvidt vandløb af typen "blødbunds-vandløb" kan identificeres samt at vurdere om økologiske tilstandsindeks (DVFI, DVPI og DFFV) kan anvendes til klassificering af danske blødbunds-vandløb i Vandrammedirektivets fem tilstandsklasser. Herunder skal det sikres, at grænserne mellem de økologiske kvalitetsklasser fastsættes, så beskyttelsesniveauet i blødbundsvandløb er sammenligneligt med beskyttelsesniveauet i de øvrige vandløbstyper 1-3.

Desuden forventes det, at der på baggrund af analyserne vil være muligt enten at levere dokumentation for, at de eksisterende indeks kan anvendes, eller foreslå nye justerede indeks til brug i blødbundsvandløb.

Ved hjælp af en analyse af historiske kort undersøges det, om vandløb karakteriseret som blødbundsvandløb i vandplanerne har en identificerbar referencetilstand som vandløb. Ud fra en analyse af historiske kort undersøges sandsynligheden for at vandløbet også historisk set har haft et forløb som et egentlig vandløb eller om vandløbet er opstået ved menneskelig indgriben, eksempelvis gravning og efterfølgende vedligeholdelse.

På baggrund af en analyse af eksisterende overvågningsdata undersøges det, om vandplanter, smådyr og fisk, i vandløb karakteriseret som blødbundsvandløb, i vandplanerne adskiller sig fra andre vandløb med sammenlignelige påvirkningskarakteristika og dermed om grænsefastsættelsen for vandløbstypen blødbundsvandløb i de økologiske tilstandsindeks (DVPI, DVFI, DFFVa, DFFVø) er anderledes end for sammenlignelige vandløb. Herved kan det vurderes om, der skal ske en justering af grænserne mellem de forskellige økologiske klasser.

3. Metoder

I dette projekt undersøges det om vandløb karakteriseret som blødbunds-vandløb (defineret med et fald på 0,1-0,5‰) i vandplanerne har en identificerbar referencetilstand som vandløb og om vandløbene har en signifikant forskellig biologisk sammensætning sammenlignet med vandløb med marginalt større vandspejlsfald (dvs. 0,5-0,8‰) vurderet med de økologiske tilstandselementer for planter, smådyr og fisk (DVPI, DVFI, DFFVø og DFFVa). Til at undersøge dette er der anvendt to tilgange. Først sammenholdes de udpegede strækninger med historiske kort, med det formål at undersøge om det er sandsynligt, at vandløbet også historisk set havde et forløb som et egentlig vandløb eller om vandløbstypen er opstået ved menneskelig påvirkning eksempelvis opgravning og efterfølgende vedligeholdelse. Derudover undersøges det, om biologiske tilstandselementer i vandløb karakteriseret som blødbundsvand adskiller sig fra andre vandløb med sammenlignelige påvirkningsfaktorer, men med et marginalt højere fald.

3.1 Datagrundlag

3.1.1 Kortanalyse

Til at belyse om de af Miljøstyrelsen udpegede blødbundsvandløb har en identificerbar referencetilstand som vandløb, er der anvendt to historiske landsdækkende kortlægninger, henholdsvis Videnskabernes Selskabs Kort fra slut 1700-tallet, henholdsvis de Høje Målebordsblade og de Preussiske Målebordsblade fra slut 1800-tallet.

Videnskabernes Selskabs Kort (VSK) er et landsdækkende topografisk kortværk fra perioden 1768-1805 i målestok 1:120.000. Dette den ældste landsdækkende kortlægning af Danmark, foretaget ved en systematisk og videnskabelig opmåling. Kortværket består af 19 kortark hvert dækkende ca. 100 x 60 km². Kortarkene findes i flere indscannede versioner stillet til rådighed af Geodatastyrelsen. Til denne opgave er kortark fra c-serien hvis eksisterende og ellers d-serien blevet georefereret og anvendt, da disse serier er delvist farvelagte og derfor nemmest at tolke visuelt. På kortene ses bl.a. vådområder og vandløb, men det er usikkert om alle vandløb er registeret, f.eks. ses herredsgrænser gennem vådområder, hvilket antyder et ikke indtegnet vandløb, da administrative grænser historisk ofte følger vandløb.

VSK er tidligere blevet vektoriseret, men både georefereringen af kortarkene og selve digitaliseringen er noget upræcis. Til denne opgave har vi derfor udelukkende anvendt vandløbslinierne som støttelag.

De Høje Målebordsblade (HMBB) er et topografisk kortværk fra perioden 1865-1899 i målestok 1:20.000. Kortlægningen dækker Danmark til Kongeåen, der efter krigen i 1864 udgjorde grænsen til Tyskland. Kortværket består af 1199 kortark, stillet til rådighed af SDFE som en samlet sømløs mosaik via en WMS-service. HMBB-kortet er detaljerigt, farvelagt og meget nemt at aflæse, større vandløb er afbildet med dobbeltstreg og mindre grøfter med enkeltstreg, vådområder med både tydeligt omrids, farve og signaturer for engvegetation og vandlidenhed.

De preussiske målebordsblade (PMBB) stammer fra perioden 1879-1905, registreret i målestok 1:25.000, og stillet til rådighed af SDFE som en samlet sømløs mosaik via en WMS-service. Kortværket strækker sig fra Kongeåen og sydover. Kortet er overvejende sort/hvidt, kun større vandløb og søer er farvelagt blå. Grøfter forsvinder nemt i mængden af andre sorte streger som arealafgrænsninger, veje og højdekurver. Vådområder er afbildet med afgrænsning og signatur for engvegetation og vandlidenhed.

Til støtte for analysen er desuden anvendt følgende:

- DKT/kort25 i målestok 1:25.000 stillet til rådighed af SDFE som en samlet sømløs mosaik via en WMS-service.
- GeoDanmark-vandløb og -søer i målestok 1:10.000, downloadet fra <https://download.kortforsyningen.dk/content/geodataprodukter>
- VP2-vandløb fra Vandområdeplan 2015-2121, downloadet fra <https://mst.dk/service/miljoegis/>
- VP2-vandløbs oplandsstørrelser beregnet for MST i forbindelse med Projekt om Opdatering af naturfaglige kriterier for afgrænsning af vandløb, 2016. Information om oplandsstørrelsen inddrages i analysen for at vurdere om der naturligt vil være tilstrækkelig tilstrømning af vand til at et vandløb kan dannes.

3.1.2 Biologiske data

Data fra det Nationale overvågningsprogram (NOVANA) er anvendt til sammenligning af de biologiske kvalitetselementer mellem vandløb karakteriseret som blødbundsvandløb og vandløb med marginalt større fald. Antallet af kontrolovervågningsstationer fra NOVANA-programmet for henholdsvis planter, smådyr og fisk fremgår af Tabel 1.

Tabel 1. Oversigt over antallet af kontrolovervågningsstationer for de to vandløbstyper for de tre biologiske tilstandselementer, planter, smådyr og fisk.

	Blødbundsvandløb	Vandløb med marginalt større fald
Planter	168	114
Smådyr	170	117
Fisk	101	143

Vandløb karakteriseret af typen blødbundsvandløb er udvalgt på baggrund af kriterierne at det er kontrolovervågningsstationer i NOVANA-programmet, hvis vandspejlshældning er cirka 0,1-0,5‰, jvf. BEK. 837 af 27/06/2016 er blødbundsvandløb yderligere karakteriseret som vandløb med et bundsubstrat bestående af en blanding af finkornet organisk og uorganisk materiale (mudder; pers. kommunikation med Miljøstyrelsen). Vandløb med marginalt større hældning er i denne rapport defineret som kontrolovervågningsstationer i NOVANA-programmet hvis vandspejlshældning er 0,5-0,8‰, jf. Teknisk Anvisning nr. 02 (Wiberg-Larsen, 2014).

3.1.3 Planter

Plantedata omfatter vegetationsundersøgelser fra NOVANA-programmet i overvågningsperioden 2004-2017. For hver kontrolovervågningsstation er data fra den nyeste vegetationsundersøgelse anvendt. Proceduren for dataindsamling er beskrevet i Wiberg-Larsen & Baattrup-Pedersen (2013). I alt var der plantedata fra 584 observationer fordelt på 307 stationer i type 1 vandløb og fra 1484

observationer fordelt på 512 stationer i type 2 og 3 vandløb. Plantedata er hentet fra databasen ODA. Til analysen er benyttet i alt 282 stationer (Tabel 1).

DVPI beskriver ud fra sammensætningen af vandplanter den økologiske tilstand i 5 tilstandsklasser (Baattrup-Pedersen & Larsen, 2013; Henriksen et al., 2019). Værdier af DVPI-EQR blev beregnet ud fra en prædiktionsmodel. Denne model er udviklet på baggrund af mere end 1200 plantelister med hyppigheder for de tilstedeværende arter (Baattrup-Pedersen & Larsen 2013; Søndergaard et al. 2013). Modellen beregner på baggrund af en given artssammensætning af planter en sandsynlighed for, at vandløbet tilhører en given økologisk tilstandsklasse. Denne sandsynlighed anvendes til at beregne EQR (EQR = Ecological Quality Ratio), som kan antage en værdi på en skala fra 0 til 1 (Larsen & Baattrup-Pedersen, 2015).

På baggrund af denne skala kategoriseres den økologiske tilstand i 5 tilstandsklasser (høj, god, moderat, ringe og dårlig).

3.1.4 Smådyr

Smådyrsdata omfatter data fra 287 af NOVANA-programmets kontrolovervågningsstationer i perioden 2004-2017. Proceduren for indsamling er beskrevet i Wiberg-Larsen (2010). Data for smådyr er ligeledes hentet fra ODA databasen.

DVFI opdeler den økologiske tilstand i syv faunaklasser ud fra sammensætningen af smådyr (Miljøstyrelsen 1998). Den bedste tilstand omfatter vandløb, der er upåvirkede/næsten upåvirkede og har faunaklasse 7, mens vandløb der har den dårligste tilstand, forårsaget af menneskelig påvirkning, har faunaklasse 1. Faunaklassen kan omsættes til EQR-værdier, der angiver afvigelsen fra referencetilstanden jf. Vandrammedirektivet (Larsen et al. 2014). På baggrund af denne afvigelse kategoriseres den økologiske tilstand i 5 tilstandsklasser (høj, god, moderat, ringe og dårlig).

3.1.5 Fisk

Fiskedata omfatter 244 stationer fra NOVANA-programmets kontrolovervågningsstationer i perioden 2007-2017. Proceduren for indsamling er beskrevet i Wiberg-Larsen et al. (2011). Data for fisk er hentet fra ODA databasen.

DFFVa beskriver på baggrund af artssammensætningen af fiskesamfund den økologiske tilstand i vandløb. DFFVa kan anvendes, hvis der i ved elektro-fiskning er fanget mindst tre arter i første befiskning. På baggrund af EQR-værdien kan den økologiske tilstand kategoriseres i 5 tilstandsklasser (høj, god, moderat, ringe og dårlig).

DFFVø beskriver på baggrund af naturlig produceret ørred og/eller lakse yngel den økologiske tilstand i vandløb. DFFVø er udviklet til vandløb, der er eller har været egnet til ørred og/eller laksegydning og opvækst. Indekset er udviklet til vandløb med oplande der er mindre end 10 km² (Type 1 vandløb), men kan også anvendes i større vandløb, hvis forholdene er hertil. DFFVø angiver en EQR-værdi, som betegner afvigelsen fra referencetilstanden jf. Vandrammedirektivet. På baggrund af EQR-værdien kan den økologiske tilstand kategoriseres i 5 tilstandsklasser (høj, god, moderat, ringe og dårlig).

3.1.6 Påvirkningsfaktorer

Der blev endvidere indsamlet data til beskrivelse af de miljøfaktorer, der i væsentlig grad vurderes at påvirke vandløbenes plante-, smådyr- og fiske-samfund.

3.1.7 Fysiske forhold

Der er indhentet data for de fysiske og morfologiske faktorer, der indgår i Dansk Fysisk Indeks (Wiberg-Larsen & Kronvang, 2016), samt delelementer af dette, der beskriver graden af naturlighed/regulering. Delelementerne fra DFI omfatter vandløbets slyngningsgrad, tværsnitsprofil, breddevariation på strækningen samt andelen af upåvirket/svagt påvirket vandløbsnært areal. De fire faktorer kan antage værdierne 0-3 (se Boks 1 der er en opsummering til beskrivelser af de enkelte faktorer). Den fysiske indeksværdi og omregnet til EQR værdier.

3.1.8 Arealudnyttelse i opland

Arealudnyttelsen af vandløbenes opland er karakteriseret som landbrugsdrift, naturlig tørt, naturligt vådt, urbant, udnyttet samt uklassificeret andel. Arealanvendelse af vandløbenes opland vil have indflydelse på vandløbets fysiske- og kemiske forhold samt vedligeholdelse. Der er anvendt AIS-data i beregningerne af oplandenes arealanvendelse.

3.1.9 Information om grødeskæring

Information om forstyrrelse som følge af vedligeholdelse af vandløb er beskrevet ved antallet af grødeskæringshyppighed (antal skæring per år), andel af vandløbstværsnit skåret (%) samt grødeskæringsintensitet. Grødeskæringsintensitet er beregnet ved at multiplicere andelen af vandløbstværsnittet skåret (%) med antal af skæringer per år. Grødeskæringshyppighed var angivet som 0, 1, 2 og >2 skæringer pr. år, hvor >2 betragtes som 3 skæringer i de videre analyser. Grødeskæringshyppighed er korrigeret (faktor 0,75), hvis der for eksempel kun er skåret én enkelt gang om efteråret, hvor en stor del af planterne er henfaldet. Den grødeskårne andel af vandløbet var angivet som 0, <50, >50 og 100% i ODA. Andele på <50% og >50% blev angivet som hhv. 50% og 75% i analyserne. Vandløb skåret med netværksskæring, hvor andelen af skåret vandløb ikke var oplyst, blev angivet som 70%. Procenterne er omsat til hyppighed ved at dividere med 20. Grødeskæringsdata er hentet fra databasen ODA, hvor disse indrapporteres i forbindelse med overvågningen i kontrolovervågningsvandløbene.

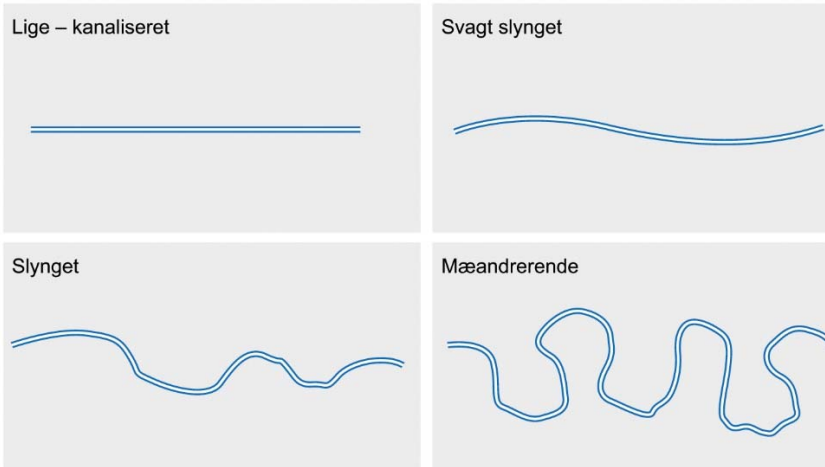
3.1.10 Vandkemiske forhold

De biologiske samfund afspejler forskelle i de vandkemiske forhold. For at analysere det kemiske stress i vandløbene blev der hentet data for alkalinitet, opløst fosfor (Ortho-P), opløst kvælstof (nitrat-nitrit og ammonium) samt biologisk iltforbrug (BI₅). Opløst fosfor, opløst kvælstof samt ammonium er vigtige plantenæringsstoffer, mens alkaliniteten er et udtryk for tilgængeligheden af kulstof som planterne anvender til fotosyntese. BI₅ angiver det biologiske iltforbrug og er en udtryk for iltforholdene i vandløb, hvilket er en væsentlig faktor for tilstedeværelsen af smådyr og fisk idet en høj BI₅ værdi indikerer en vis forurening med organisk stof, fra spildevand m.v.

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

Slyngningsgrad:

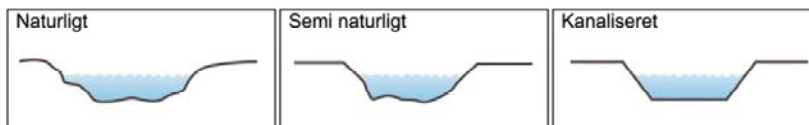
0	Lige – kanaliseret	(SI < 1,05)
1	Svagt sinuøst (slynget)	(1,05 < SI < 1,25)
2	Sinuøst (slynget)	(1,25 < SI < 1,50)
3	Mæandrerende	(SI > 1,50)



Vurderingen er foretaget enten visuelt i felten ved brug af figuren eller ved brug af aktuelle luftfotos (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 terræn 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 terræn. Der er nogen hydrologisk kontakt med de omkringliggende arealer.
- 3 Naturligt – ingen tydelige tegn på kanalisering – naturlig kontakt mellem vandløb og vandløbsnært areal.



Breddevariation:

Indeksværdi	Varianskoefficient	Beskrivelse
0	0-10 %	Ingen variation i bredden
1	11-25 %	Lille variation i bredden, fordi der kun er ringe variation i bredden mellem høller og stryg
2	26-50 % >50 %	Først og fremmest forskel i bredden som følge af variation mellem høller og stryg Stor variation i bredden, både mellem høller og stryg, men også mellem de enkelte høller og de enkelte stryg

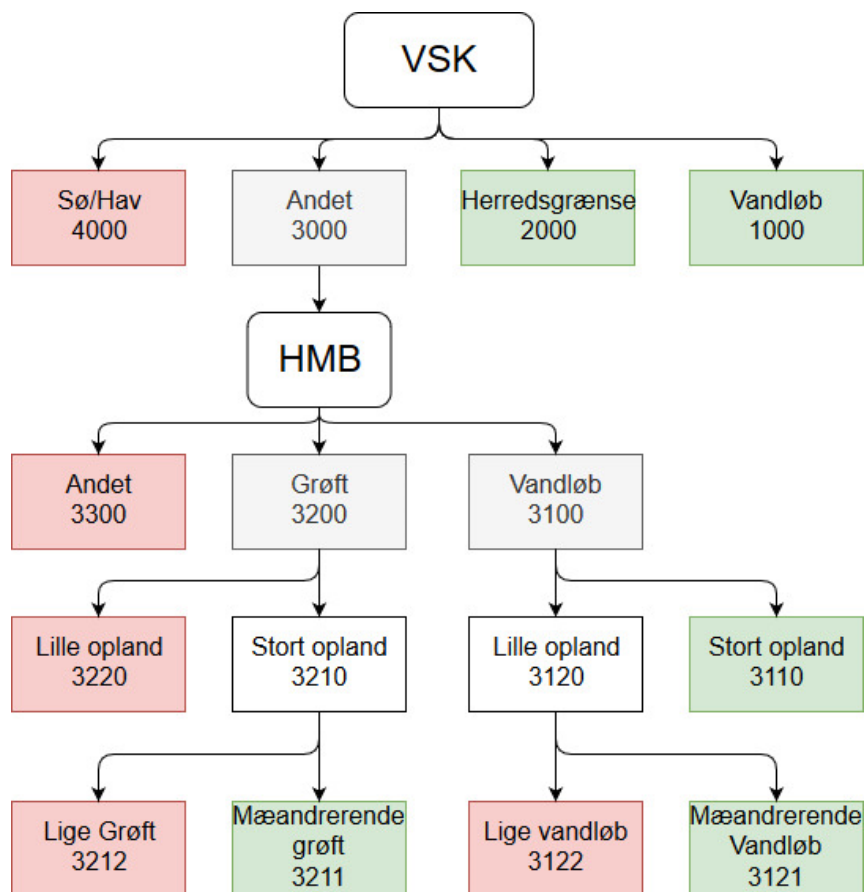
Vandkemiske data for hver station er beregnet som en 5 års middelværdi ud fra tilgængelige målinger fra NOVANA kontrolovervågningsprogrammet for det år den biologiske prøvetagning fandt sted samt de 4 foregående år. Denne tilgang er valgt for at få en tidsintegreret middelværdi i perioden op til den biologiske prøvetagning.

3.2 Kortanalyser

I software programmet ArcGIS er der foretaget en visuel tolkning af det enkelte blødbundsvandløbs tilstedeværelse og karakter i de historiske kortværker. I vurderingen af blødbundsvandløbets naturlighed tages desuden oplandets størrelse samt slyngningsgraden i betragtning.

I Figur 3 er vist et flow diagram over den anvendte metode til bestemmelse af, om vandløb udpeget som blødbundsvandløb har identificerbar referencetilstand som naturligt vandløb. De grønne kasser angiver udfald hvor blødbundsvandløb på baggrund af visuel tolkning af det pågældende kort anses for værende af naturlig oprindelse, mens de røde kasser angiver udfald hvor blødbundsvandløb anses for værende af menneskeskabt oprindelse. De grå kasser angiver udfald, hvor der ikke har været muligt på baggrund af visuel tolkning af det pågældende kort at afgøre om blødbundsvandløbet er af naturlig eller menneskeskabt oprindelse, hvorefter analysen fortsættes.

Figur 3. Figuren viser de anvendte principper til vurdering af, om de udpegede vandområder har en identificerbar referencetilstand som vandløb.



Den visuelle tolkning er således foretaget efter følgende ræsonnement:

Step 1, visuel tolkning af VSK-kortet

Den visuelle tolkning af VSK-kortet har følgende udfald:

- 1000 Vandløbsstrækningen kan genfindes i VSK-kortet og anses derfor som havende en identificerbar referencetilstand som vandløb.
- 2000 Strækningen er registreret i VSK-kortet som en herredsgrænse gennem et vådområde og anses derfor som havende en identificerbar referencetilstand som vandløb.
- 3000 Strækningen er ikke indtegnet i VSK-kortet, men beliggende i et areal registreret som åbent land, hede, skov, vådområde eller by. Pga. VSK-kortets ringe detaljeringsgrad er det ikke muligt at konkludere hvorvidt vandløbet eksisterede eller ej på pågældende tidspunkt.
- 4000 Strækningen er ikke indtegnet i VSK-kortet, men beliggende i et areal registreret som enten sø eller hav og anses derfor som værende opstået senere ved menneskelig indgriben.

Step 2, visuel tolkning af HMB-kortet

Den visuelle tolkning af HMB-kortet har følgende udfald:

- 3100 Strækningen er indtegnet som vandløb.
- 3200 Strækningen er indtegnet som grøft.
- 3300 Strækningen er ikke indtegnet og anses derfor som værende opstået senere ved menneskelig indgriben.

Step 3, information om oplandsstørrelse

Oplandsarealet er inddraget til støtte for tolkningen af HMB-kortet, idet det antages at et stort opland sandsynliggør tilstrækkelig tilstrømning af vand til at forme et naturligt vandløb. Informationen har følgende udfald:

- 3110 Strækningen er registreret som HMB-vandløb med et oplandsareal over 10 km² og anses derfor som havende en identificerbar referencetilstand som vandløb, uanset at vandløbet ikke er registreret i VSK-kortet.
- 3120 Strækningen er registreret som HMB-vandløb, men med et oplandsareal under 10 km². De to parametre stemmer dårligt overens og det er ikke muligt at konkludere om blødbunds-strækningen ville eksistere naturligt eller om det er opstået ved menneskelig indgriben.
- 3210 Strækningen er indtegnet som grøft med et oplandsareal over 10 km². De to parametre stemmer dårligt overens og det er ikke muligt at konkludere om blødbundsstrækningen ville eksistere naturligt eller om det er opstået ved menneskelig indgriben.
- 3220 Strækningen er indtegnet som grøft med et oplandsareal under 10 km². Oplandets ringe størrelse sandsynliggør at der ikke vil være tilstrækkelig tilstrømning af vand til det pågældende sted til at forme et vandløb naturligt.

Step 4, vurdering af slyngningsgrad

Til støtte for tolkningen er inddraget en visuel vurdering af strækningens slyngningsgrad på HMB-kortet, ud fra den betragtning at et vandløb med et mæanderende forløb på HMB-kortet må være af naturlig oprindelse, også selv om det ikke er afbildet på VSK-kortet. Informationen har følgende udfald:

- 3121 Strækningen er indtegnet som overvejende mæanderende vandløb, og anses derfor som havende en identificerbar referencetilstand som vandløb, skønt oplandsarealet er lille.

- 3122 Strækningen er indtegnet som overvejende ligeud rettet vandløb med et lille oplandsareal, og det er sandsynligt at strækningen ikke har en naturlig referencetilstand.
- 3211 Strækningen er indtegnet som overvejende mæanderende grøft med et stort oplandsareal, og anses derfor som havende en identificerbar referencetilstand som vandløb.
- 3212 Strækningen er indtegnet som overvejende ligeud rettet grøft med et lille opland og det er derfor sandsynligt at strækningen ikke har en identificerbar referencetilstand som vandløb.

3.3 Biologiske data

Indledningsvist blev der foretaget en karakteristik af blødbundsvandløb og vandløb med marginalt større fald. Da datasættene, der indgår i analyserne, har forskellig størrelse for de forskellige biologiske kvalitetselementer, er der foretaget en karakteristik af vandløbene, der indgår i analysen for hvert kvalitetselement. Stressorsammensætningen er karakteriseret vha. af en Principal Component Analysis (PCA). Helt overordnet blev der også lavet en sammenligning mellem gennemsnitlige EQR værdier for alle økologiske tilstandselementer mellem blødbundsvandløb og vandløb med marginalt større fald. Denne sammenligning blev udført med en parvis t-test.

Herefter etableres sammenhænge mellem væsentlige påvirkninger af henholdsvis plante-, smådyr- og fiskesamfund i danske vandløb med de tilhørende biologiske tilstandselementer (DVPI, DVFI, DFFVø og DFFVa).

Først undersøges det, om der er forskel i responsen på de enkelte stressorer for hhv. blødbundsvandløb og sammenlignelige vandløb med marginalt større fald. Dette gøres vha. en kovariansmodel beregnet som en lineær regressionsmodel (General Lineær Model, GLM). I denne type af model bruges den biologiske tilstand (EQR værdien) som afhængig variabel, mens stressor-påvirkningen og vandløbstypen bruges som uafhængige variable. Ved analysen testes om interaktionen mellem de to uafhængige parametre er signifikant. F-værdien angiver testen af interaktionsleddet i modellen. Et statistisk signifikant interaktionsled indikerer, at den biologiske måling responderer forskelligt på stressorpåvirkningen i hhv. blødbundsvandløb og vandløb med marginalt større fald.

For at kvantificere eventuelle forskelle i påvirkningen af de økologiske tilstandselementer i hhv. blødbunds- og vandløb med marginalt større fald er der for hver af tilstandselementerne (DVPI, DVFI, DFFVø og DFFVa) opstillet lineære regressionsmodeller. Modellerne for hhv. blødbundsvandløb og sammenlignelige vandløb analyseres for forskelle i hældningen og afskæring. En forskel i hældningen indikerer forskel i sammenhængen mellem en stressor og en biologisk responsvariabel, mens en forskel i afskæringspunkt indikerer en forskydning af sammenhængen, dvs. der er en systematisk højere biologisk EQR-værdi for den samme stressorpåvirkning for den ene vandløbstype. Forskelle i enten skæring eller hældning kan være en indikation på, at stressorrespons kan variere med vandløbstypen.

3.3.1 Indikatorartsanalyse

Der kan identificeres en række indikatorarter for henholdsvis vandløb af typen blødbundsvandløb samt vandløb med en marginal større hældning ved anvendelse af en indikatorartsanalyse. I en indikatorartsanalyse identificeres de arter, der adskiller vandløb karakteriseret som blødbundsvandløb og

vandløb med et marginalt større fald. Indikatorværdien beregnes ud fra artens specificitet (vandløbstypens andel af det samlede antal registreringer af arten) for vandløbstypen, samt dens konstans i vandløbstypen (andelen af vandløb med vandløbstypen, blødbund el. vandløb med marginal større fald, hvori arten er registreret). Indikatorværdien antager værdier mellem 0 og 100, hvor 0 angiver ingen indikation af arten, mens 100 er perfekt indikation. En perfekt indikation betyder at arten altid vil forekomme i vandløbstypen og aldrig forekommer i andre vandløbstyper (Dufrêne & Legendre 1997). Indikatorartsanalyser er foretaget for henholdsvis planter, smådyr og fisk.

Alle statistiske analyser er foretaget i SAS, version 9.3 (SAS Institute) eller R Project for Statistical Computing, version 1.1.456 (R Core Team 2018).

4. Resultater og diskussion

4.1 Identifikation af blødbundsvandløb / GIS

På baggrund af den visuelle tolkning af blødbundsvandløbenes tilstedeværelse og karakter i de historiske kortværker evt. med inddragelse af anden relevant information om vandløbets relation til omgivelserne, er der for samtlige blødbundsvandløb foretaget en vurdering af, om det er sandsynligt at vandløbet også historisk set havde et forløb som et egentlig vandløb eller om vandløbet er opstået ved menneskelig påvirkning eksempelvis opgravning og efterfølgende vedligeholdelse.

Resultatet af tolkningen falder i seks kategorier:

- Blødbundsvandløbet har en referencetilstand som vandløb
- Blødbundsvandløbet har højst sandsynligt en referencetilstand som vandløb
- Blødbundsvandløbet har sandsynligvis en referencetilstand som vandløb
- Blødbundsvandløbet er sandsynligvis opstået ved menneskelig indgriben
- Blødbundsvandløbet er højst sandsynligt opstået ved menneskelig indgriben
- Blødbundsvandløbet er opstået ved menneskelig indgriben.

De seks kategorier refererer tilbage til tolkningsmetoden skitseret i figur 3. Udfald, hvor tolkningsresultatet kunne fastsættes på step 1, udelukkende på baggrund af VSK-kortet anses for mest sikre. Udfald afgjort på step 2 anses ligeledes som sikre. Udfald afgjort på step 3, hvor det har været nødvendigt at inddrage oplandsarealet som parameter anses for værende lidt mindre sikre, mens udfald på step 4, hvor også en vurdering af vandløbets slyngningsgrad er inddraget anses som mindst sikre.

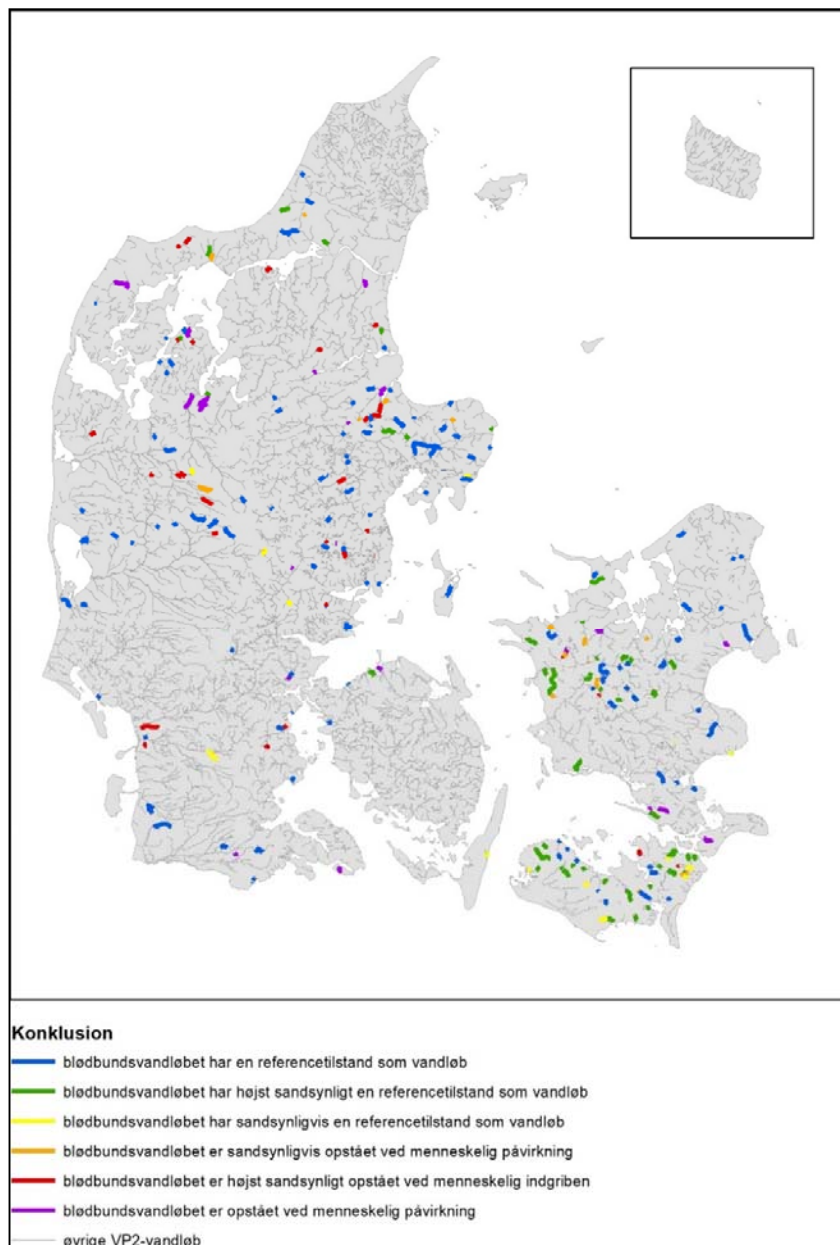
Nedenstående Figur 4 viser den geografiske fordelingen af blødbundsvandløb, der vurderes til henholdsvis at have en identificerbar referencetilstand som vandløb, henholdsvis til at være opstået ved menneskelig påvirkning som eksempelvis opgravning og efterfølgende vedligeholdelse.

Af 286 vandområder, der af Miljøstyrelsen er karakteriseret som blødbundsvandløb, er 126 vurderet til at have en referencetilstand som vandløb, mens 64 og 17 er vurderet til hhv. højst sandsynligt og sandsynligvis at have en referencetilstand som vandløb. I alt 24 blødbundsvandløb er vurderet til at være opstået ved menneskelig indgriben mens yderligere 38 og 17 er vurderet til hhv. højst sandsynligt og sandsynligvis at være opstået ved menneskelig indgriben. Det vil sige, at langt størstedelen af de vandløbsstrækninger, der af Miljøstyrelsen er udpeget som blødbundsvandløb, med stor sandsynlighed har en referencetilstand som vandløb. Dette er en vigtig forudsætning for de efterfølgende dataanalyser, idet det hermed er bekræftet, at datasættet kan anvendes uændret til en sammenligning af økologiske tilstandselementer mellem vandløb karakteriseret som blødbundsvandløb og vandløb med marginalt større fald.

En oversigt over de variable, der indgår i vurderingen af om blødbundsvandløbene har en identificerbar referencetilstand som vandløb kan ses i Bilag 2.

En detaljeret beskrivelse i form af et datablad for hvert af de 286 vandløb, der er udpeget som vandløb af typen blødbundsvandløb kan findes i Bilag 3.

Figur 4. Figuren viser hvordan de anvendte kategorier til identifikation af referencetilstand som vandløb fordeler sig i de 286 vandområder udpeget som blødbundsvandløb i vandområdeplanerne 2015-2021.



4.2 Sammenlignelighed af stressorparametre

For at kunne vurdere, om der er forskelle i påvirkningsfaktorer mellem vandløb karakteriseret som blødbundsvandløb og vandløb med et marginalt større fald, er der foretaget en overordnet beskrivelse af de inkluderede stressorparametre (Tabel 2). Da datagrundlaget er forskelligt mellem tilstandselementerne, er der foretaget en beskrivelse af stressorparametre for datagrundlaget for hvert økologisk tilstandselement.

Ved parvise sammenligninger af gennemsnitsværdier for hver stressorparameter mellem blødbundsvandløb og vandløb med marginalt større fald, kan det ses, at der for enkelte parametre er signifikante forskelle. Disse inkluderer blandt andet BI_5 koncentrationer, hvor de højeste koncentrationer systematisk findes i blødbundsvandløb. Herudover er der konsekvent en signifikant højere andel af bymæssig bebyggelse i oplandene til blødbundsvandløbene,

mens de generelt har lavere dækning af fint sand i forhold til vandløbene med marginalt større fald. Alkaliniteten er også signifikant højest i blødbunds-vandløbene. Denne parameter har dog ikke umiddelbart en direkte effekt på 3 af de nuværende 4 biologiske kvalitetselementer. Der kan være en effekt på vandplanterne artsfordeling ved lavalkaline forhold (Bilag 4). Ud over disse systematiske forskelle er der enkelte signifikante forskelle for Dansk Fysisk Indeks, andelen af natur i oplandene og koncentrationerne af nitrat-nitrit og ammonium (for flere detaljer, se Bilag 4). I Bilag 4 er p-værdierne for alle sammenligningerne vist.

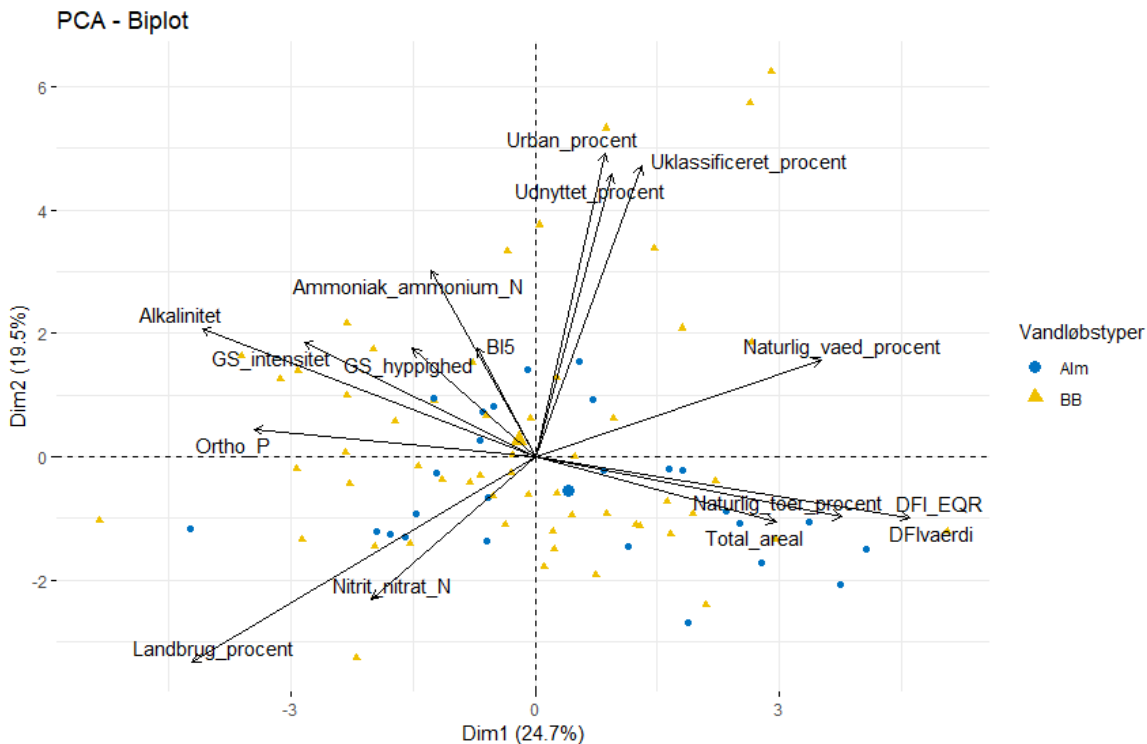
PCA analysen (Figur 5) viste, at der ikke er en entydig adskilt gruppering af vandløb med blødbund og vandløb med marginalt større fald, hvilket indikerer, at de to stationsgrupper overordnet har sammenlignelige gradienter i betydende stressorparametre. Dermed er der en god forudsætning for at foretage videre analyser af økologiske responser på disse stressorgradienter mellem de to grupper af vandløbsstationer. PCA analysen vist på Figur 5 er baseret på stationsnettet, hvor der var data for DVPI. Lignende analyser er udarbejdet for fisk og smådyr og viser samme overordnede billede (Bilag 5).

Det vil sige, at der på trods af flere signifikante forskelle i de parvise sammenligninger af enkeltparametre mellem blødbundsvandløb og vandløb med marginalt større fald, overordnet kan konkluderes, at gradienterne af de udvalgte parametre er tilstrækkelig sammenlignelig til at kunne sammenligne økologiske tilstandselementer mellem de to grupper af stationer.

Tabel 2. Oversigtstabel for arealanvendelse i oplandet samt kemiske og fysiske påvirkninger, samt grødeskæring i de to vandløbstyper, blødbundsvandløb (BB; <0,5 ‰) og vandløb med marginalt større fald (Alm; hældning: 0,5-0,8 ‰). Gennemsnits-, minimum- og maksimum-værdier er givet for de forskellige datasæt, der indgår i analyserne af betydningen af påvirkningsfaktorerne for tilstandselementerne DVPI, DVFI, DFFVa og DFFVø samt antallet af observationer (n) i datasættet.

Påvirkningsfaktor		Middelværdi	Min.-maks.	n
		Alm BB	Alm BB	
DVPI	Landbrug %	64 62	1-94 2-93	114 167
	Urban %	9 12	2-20 3-65	114 167
	Ortho-P (mg l ⁻¹)	0,048 0,064	0,002-0,267 0,004-0,595	108 166
	Nitrit-nitrat-N (mg l ⁻¹)	2,779 2,648	0,066-13,833 0,047-8,750	109 164
	Ammonium (mg l ⁻¹)	0,131 0,147	0,017-2,300 0,007-1,359	109 166
	BI-5	1,34 1,54	0,5-5,07 0,6-5,85	108 163
	DFI indekssværdi	19,52 18,31	-10-46 -7-51	111 162
	Slyngningsgrad	1,19 1,21	0-3 0-3	113 166
	Tværsnitsprofil	1,59 1,51	0-3 0-3	113 166
	Grødeskæringshyppighed (år ⁻¹)	1,81 2,05	1-3 1-3	31 59
	Grødeskæringsintensitet	7,33 8,15	3,75-15,00 2,50-15,00	31140 59
DVFI	Landbrug %	62 61	0-95 2-93	105 145
	Urban %	9 12	4-20 3-65	105 145
	Ortho-P (mg l ⁻¹)	0,046 0,058	0,002-0,267 0,004-0,760	97 140
	Nitrit-nitrat-N (mg l ⁻¹)	2,62 2,55	0,046-13,633 0,047-8,750	97 139
	Ammonium (mg l ⁻¹)	0,117 0,156	0,003-0,553 0,007-1,397	97 140
	BI-5	1,30 1,52	0,5-3,90 0,57-5,85	93 135
	DFI indekssværdi	20,4 20,0	-10-46 -7-51	103 141
	Slyngningsgrad	1,27 1,31	0-3 0-3	105 144
	Tværsnitsprofil	1,66 1,66	0-3 0-3	105 144
	Grødeskæringshyppighed (år ⁻¹)	1,88 2,02	1-3 1-3	32 50
	Grødeskæringsintensitet	7,46 7,93	3,75-15,00 2,5-15,00	32 50

DFFVa	Landbrug %	62 62	1-84 2-89	46 59
	Urban %	9 12	4-16 4-54	46 59
	Ortho-P (mg l ⁻¹)	0,038 0,053	0,004-0,189 0,004-0,292	45 59
	Nitrit-nitrat-N (mg l ⁻¹)	3,09 2,56	0,066-13,664 0,047-6,56	45 57
	Ammonium (mg l ⁻¹)	0,096 0,161	0,021-0,290 0,014-0,980	45 59
	BI-5	1,26 1,63	0,56-3,90 0,70-1,23	46 59
	DFI indekssværdi	23,30 18,59	-3-44 -4-43	44 56
	Slyngningsgrad	1,42 1,28	0-3 0-3	45 58
	Tværsnitsprofil	1,98 1,57	0-3 0-3	45 58
	Grødeskæringshyppighed (år ⁻¹)	2,00 2,15	1-3 1-3	18 34
	Grødeskæringsintensitet	7,85 8,20	3,75-15,00 2,5-15,00	18 34
DFFVø	Landbrug %	62 60	1-84 2-89	37 42
	Urban %	9 11	4-16 4-30	37 42
	Ortho-P (mg l ⁻¹)	0,046 0,058	0,004-0,234 0,008-0,292	36 41
	Nitrit-nitrat-N (mg l ⁻¹)	2,99 3,02	0,07-7,02 0,05-6,86	36 40
	Ammonium (mg l ⁻¹)	0,093 0,087	0,0210,257 0,007-0,251	36 41
	BI-5	1,24 1,55	0,56-3,90 0,57-4,02	36 41
	DFI indekssværdi	23,63 23,44	-3-44 -4-48	35 41
	Slyngningsgrad	1,28 1,50	0-3 0-3	36 42
	Tværsnitsprofil	2,00 2,05	0-3 0-3	36 42
	Grødeskæringshyppighed (år ⁻¹)	1,93 2,12	1-3 1-3	14 26
	Grødeskæringsintensitet	7,50 7,74	3,75-15,00 2,50-11,25	14 26



Figur 5. PCA plot af stressorer for vandløbene i kontrolovervågningsprogrammet hvor der er målt vandplanteindeks.

4.3 Sammenligning af EQR værdier

Der var ikke signifikant forskel på den økologiske tilstand målt med vandplanter (DVPI) og smådyr (DVFI) mellem hhv. blødbundsvandløb og vandløb

med marginalt større fald (Tabel 3). Der var signifikant forskel på gennemsnitlige EQR værdier for DFFVa mellem blødbundsvandløb og vandløb med marginalt større fald, mens der ikke var signifikant forskel på EQR værdier baseret på DFFVø (Tabel 3).

De signifikant lavere EQR værdier for DFFVa i blødbundsvandløb sammenlignet med vandløb med marginalt større fald kan ikke forklares ud fra forskelle i stressorgradierter (jf. Figur 5 og Tabel 2). Generelt var vandløbene relativt små (bredde < 5m), hvilket gør anvendelsen af DFFVa mere usikker, hvorfor den signifikante forskel kan være usikker. Dog indgår rheofile fisk (arter der foretrækker strømmende vand) som positivt beskrivende parameter i DFFVa, og det kan forventes, at andelen og tætheden af rheofile fisk aftager med aftagende strømhastighed. Dette kan indikere, at DFFVa er mindre egnet til anvendelse i blødbundsvandløb.

Tabel 3. Gennemsnit af EQR værdier samt standardfejl (SE) for de enkelte tilstandselementer, DVPI, DVFI, DFFVa og DFFVø for gruppen af vandløb med marginalt større fald (Alm; >0,005-0,008) og blødbundsvandløb (BB; <0,005). Der er endvidere angivet resultater af test for forskel i EQR værdier for de enkelte tilstandselementer.

	Alm		BB		F	P	n
	Gennemsnit	SE	Gennemsnit	SE			
DVPI_EQR	0,489	0,170	0,453	0,172	2,85	0,0923	277
DVFI_EQR	0,614	0,275	0,564	0,281	1,98	0,1604	252
DFFVa_EQR	0,559	0,043	0,419	0,030	11,40	0,0001	105
DVVFø_EQR	0,178	0,033	0,093	0,048	3,10	0,0821	79

4.4 Forskelle i respons på stressorer

I nedenstående tabeller, Tabel 4 til Tabel 7 er vist resultater af de statistiske test af interaktionen mellem vandløbstypen (Blødbund eller vandløb med marginalt større fald) og stressorpåvirkningen i kovariansmodellerne. For DVPI er der signifikante interaktioner for Dansk Fysisk Indeks og naturligheden af tværsnitsprofilet, samt grødeskæringsfrekvens (Tabel 4), mens der for DVFI ikke er nogen signifikante interaktioner (Tabel 5). For de to fiskeindeks er der en enkelt signifikant interaktion for nitrit/nitrat koncentrationen og DFFVa, mens der ingen interaktioner er for nogle stressorer og DFFVø (Tabel 6 og 7). Resultaterne indikerer, at der for langt de fleste stressorpåvirkninger er sammenlignelig respons for biologiske indeks i de to vandløbstyper.

Tabel 4. Resultater fra kovariansmodeller mellem Dansk Vandløbsplante Indeks (DVPI) EQR-værdier og vandløbstype, henholdsvis blødbundsvandløb og vandløb med marginalt større fald for oplandskarakteristika, kemiske- og fysiske påvirkninger samt grødeskæringsfaktorer. Signifikante interaktioner er fremhævet. Koncentrationen af opløst fosfor (ortho-P) er transformeret med den naturlige logaritmfunktion med henblik på at opnå normalfordeling af data.

Påvirkningsfaktor		F Værdi	P Værdi
Opland	Landbrug%	0,17	0,684
	Urban %	4,20	0,041
Kemiske påvirkninger	Ortho-P	0,18	0,675
	TP	1,16	0,285
	Nitrit/nitrat	0,19	0,665
	BI5	0,06	0,814
Fysiske påvirkninger	DFI_EQR	4,38	0,0372
	Slyngningsgrad	2,56	0,111
	Tværsnitsprofil	5,16	0,0238
Grødeskæring	Grødeskæringsintensitet	8,61	0,0041
	Grødeskæringshyppighed	8,62	0,0041

Tabel 5. Resultater fra kovariansmodeller mellem Dansk Vandløbsfauna Indeks (DVFI) EQR-værdier og vandløbstype, henholdsvis blødbundsvandløb og vandløb med marginalt større fald for oplandskarakteristika, kemiske- og fysiske påvirkninger samt grødeskæringsfaktorer. Der er ingen sådanne signifikante interaktioner i denne tabel. Koncentrationen af opløst fosfor (ortho-P) og ammonium er transformeret med den naturlige logaritmefunktion med henblik på at opnå normalfordeling af data.

	Påvirkningsfaktor	F Værdi	P Værdi
Opland	Landbrug%	0,60	0,439
	Urban %	1,16	0,283
Kemiske påvirkninger	Ortho-P	0,38	0,539
	TP	0,07	0,789
	Nitrit/nitrat	0,01	0,951
	Ammonium	0,22	0,638
	BI5	0,09	0,765
Fysiske påvirkninger	DFI_EQR	0,31	0,581
	Slyngningsgrad	0,28	0,601
	Tværsnitsprofil	0,92	0,340
Grødeskæring	Grødeskæringsintensitet	0,08	0,781
	Grødeskæringshyppighed	0,01	0,966

Tabel 6. Resultater fra kovariansmodeller mellem Dansk Vandløbsfiske Indeks (DFFVa) EQR-værdier og vandløbstype, henholdsvis blødbundsvandløb og vandløb med marginalt større fald for oplandskarakteristika, kemiske- og fysiske påvirkninger samt grødeskæringsfaktorer. Signifikante interaktioner er fremhævet. Koncentrationen af opløst fosfor (ortho-P) og ammonium er transformeret med den naturlige logaritmefunktion med henblik på at opnå normalfordeling af data.

	Påvirkningsfaktor	F Værdi	P Værdi
Opland	Landbrug%	2,42	0,123
	Urban %	0,81	0,370
Kemiske påvirkninger	Ortho-P	0,08	0,779
	TP	0,64	0,429
	Nitrit/nitrat	7,28	0,008
	Ammonium	0,28	0,597
	BI5	1,83	0,180
Fysiske påvirkninger	DFI_EQR	0,36	0,550
	Slyngningsgrad	0,05	0,819
	Tværsnitsprofil	0,36	0,549
Grødeskæring	Grødeskæringsintensitet	0,51	0,480
	Grødeskæringshyppighed	1,11	0,297

Tabel 7. Resultater fra kovariansmodeller mellem Dansk Vandløbsfiske Indeks (DFFVø) EQR-værdier og vandløbstype, henholdsvis blødbundsvandløb og vandløb med marginalt større fald for oplandskarakteristika, kemiske- og fysiske påvirkninger samt grødeskæringsfaktorer. Der er ingen signifikante interaktioner i denne tabel. Koncentrationen af opløst fosfor (ortho-P) og ammonium er transformeret med den naturlige logaritmefunktion i analyserne med henblik på at opnå normalfordeling af data.

	Påvirkningsfaktor	F Værdi	P Værdi
Opland	Landbrug%	0,77	0,382
	Urban %	0,05	0,828
Kemiske påvirkninger	Ortho-P	0,41	0,522
	TP	0,10	0,758
	Nitrit/nitrat	0,01	0,912
	Ammonium	2,50	0,118
	BI5	2,53	0,116
Fysiske påvirkninger	DFI_EQR	1,07	0,305
	Slyngningsgrad	0,47	0,494
	Tværsnitsprofil	2,42	0,124
Grødeskæring	Grødeskæringsintensitet	0,05	0,831
	Grødeskæringshyppighed	0,17	0,679

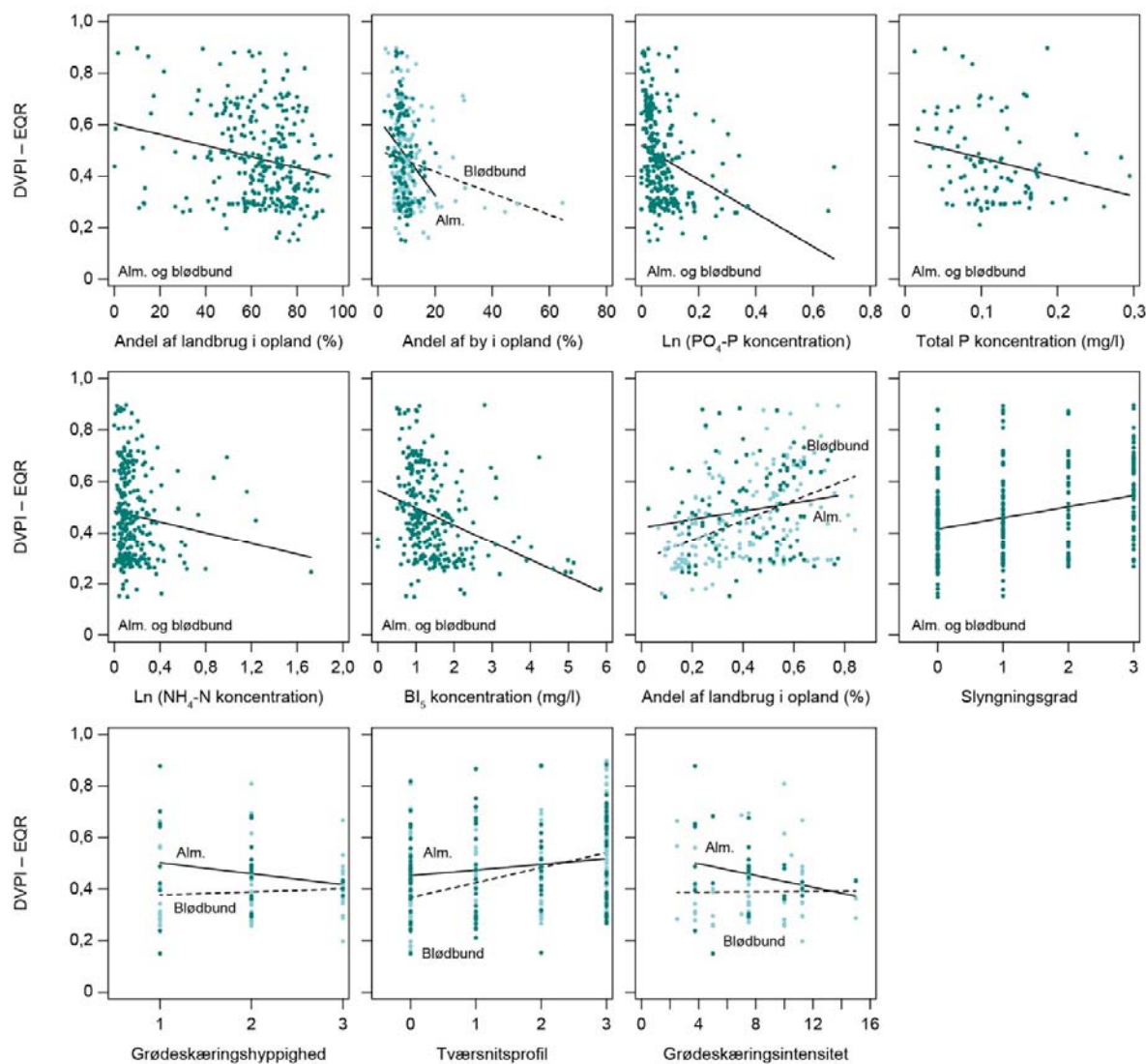
4.5 Regressionsanalyser – sammenhænge mellem EQR-værdier og påvirkningsfaktorer

Selvom interaktionsleddet ikke er signifikant som beskrevet overfor, kan der godt optræde forskelle i, hvordan sammenhængen er mellem en given stressor og en biologisk responsvariabel. I nedenstående figurer, er vist de signifikante sammenhænge mellem stressorpåvirkninger og de biologiske responsvariable, EQR værdierne.

4.5.1 Vandplanter

Som det kan ses i Figur 6 og Tabel 8 er der signifikante sammenhænge mellem en given stressor og EQR værdien for de fleste stressorparametre. Generelt ligger afskæringerne højest for vandløbene med marginalt højere fald, hvilket indikerer, at tilstanden i udgangspunktet er lidt højere for de disse vandløb. Samtidig er der også signifikante forskelle i hældningen mellem de to vandløbstyper (Tabel 8 og Figur 6). Det skal dog bemærkes, at selvom der er tale om signifikante sammenhænge, er der en meget stor spredning af datapunkter i korrelationerne, hvilket indikerer, at sikkerheden på trods af signifikans er begrænset.

Der er en signifikant positiv sammenhæng mellem DVPI-EQR værdien og Dansk Fysisk Indeks, naturligheden af tværsnitsprofilet og slyngningsgraden. Der er signifikant forskel på hældningen i regressionsligningerne for Dansk Fysisk Indeks og tværsnitsprofilet, hvor hældningen er størst for blødbundsvandløb (Tabel 8). Det vil sige, at en stigning i Fysisk Indeks har større positiv effekt i blødbundsvandløb end i vandløb med marginalt større fald. I regressionerne imellem DVPI-EQR og grødeskæringsparametrene er både afskæring og hældningen signifikant forskellige. Her bør det bemærkes at hældningen har forskelligt fortegn for de to vandløbstyper, hvilket indikerer modsat respons på grødeskæringen. Den forskel opstår muligvis fordi vandføringen er så langsom i blødbundsvandløbene, at plantesamfundene er mere dominerede af sumpplanter. Således kan grødeskæring medføre en ændring fra næsten stillestående vand til mere rindende vand, hvilket kan give mere egnede levestedsbetingelser for egentlige vandløbsplanter og derved have en marginal positiv effekt på DVPI. For de kemiske påvirkninger, er der ikke signifikant forskel på de to vandløbstyper.



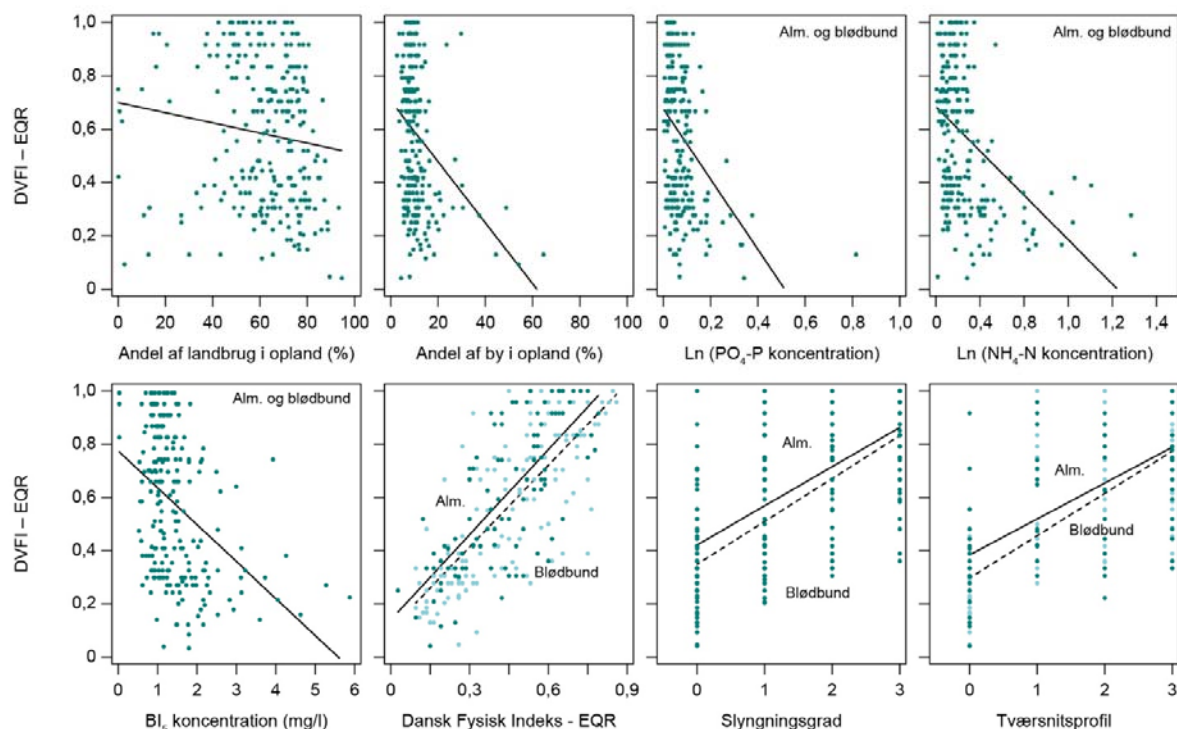
Figur 6. Lineære regressioner for DVPI-EQR værdien som funktion af forskellige stressorparametre: Kun de signifikante regressioner er medtaget. Blødbundsvandløb er angivet med åbne cirkler og vandløb med marginalt større fald med lukkede cirkler. Er der kun én regressionslinje udtrykker dette en sammenhæng, der ikke er afhængig af vandløbstypen. Er der to regressionslinjer er dette et udtryk for at hældningen og/eller afskæringen er forskellig for hhv. blødbundsvandløb og vandløb med marginalt større fald. I Tabel 8 er angivet regressionsligningerne samt test-værdierne for hhv. hældningsestimatet og afskæringen. Regressionslinjer for blødbundsvandløb er angivet med stiplede linje, mens regressionslinjen for vandløb med marginalt større fald er angivet med fuldttrukket streg.

Tabel 8. Tabellen angiver modelestimater for hædningskoefficienterne og estimater for afskæring, signifikansniveauer samt standardafvigelse (SE) for lineære regressionsanalyser mellem DVPI- EQR-værdier og oplandskarakteristika, kemiske- og fysiske påvirkninger samt grødeskæringsfaktorer. Ortho-P og ammonium er transformeret med den naturlige logaritmfunktion i modellen. Den lineære regressionsmodel kan som udgangspunkt indeholde forskellige hædnings- og afskæringsestimater med hensyn til de to typer vandløb. Kun signifikante modeller er medtaget og tabellen indikerer om hædnings- og/eller afskæringsestimater er signifikant forskellige med hensyn til vandløbstype.

Påvirkningsfaktor		Type	Estimat for afskæring	SE	Estimat for hædning	SE	F værdi	P værdi
Opland	Landbrug%	BB og Alm	0,5888	0,0370	-0,0019	0,0006	11,55	0,0008
	Urban %	BB	0,4972	0,0229	-0,0039	0,0017	5,83	0,0007
		Alm	0,6253	0,0533	-0,0149	0,0053		
Kemiske påvirkninger	Ortho-P	BB og Alm	0,1514	0,0343	-0,0978	0,0102	91,83	<0,0001
	TP	BB og Alm	0,5453	0,0384	-0,7421	0,3023	6,03	0,0160
	Nitrit/nitrat		-	-	-	-	-	-
	Ammonium	BB og Alm	0,3822	0,0305	-0,0358	0,0120	8,95	0,0030
	BI5	BB og Alm	0,5562	0,0185	-0,0630	0,0112	31,72	<0,0001
Fysiske påvirkninger	DFI_EQR	BB	0,2936	0,0286	0,3882	0,0648	14,53	<0,0001
		Alm	0,4207	0,0490	0,1604	0,1088		
	Slyngningsgrad	BB og Alm	0,4153	0,0145	0,0436	0,0089	23,89	<0,0001
	Tværsnitsprofil	BB	0,3661	0,0194	0,0585	0,0099	13,63	<0,0001
		Alm	0,4516	0,0317	0,0222	0,0160		
Grødeskæring	Grødeskæringsintensitet	BB	0,5834	0,0393	-0,0200	0,0052	6,31	0,0006
		Alm	0,4880	0,0575	0,0056	0,0087		
	Grødeskæringshyppighed	BB	0,5901	0,0400	-0,0792	0,0200	6,52	0,0005
		Alm	0,4923	0,0582	0,0173	0,0329		

4.5.2 Smådyr

Regressionsligningerne for sammenhængen mellem DVFI-EQR og de vand-kemiske forhold og forholdene i oplandet udviser ikke signifikante forskelle imellem blødbundsvandløb og vandløb med marginalt større fald (Tabel 7). Regressionerne viser en forventelig negativ sammenhæng mellem den biologiske kvalitet og forhøjede næringsstofkoncentrationer, samt øget andel af by og landbrug i oplandet. For disse parametre optræder der kun signifikante regressioner, hvor der ikke kan skelnes mellem vandløbstyperne. De fysiske forstyrrelsesparametre viser en signifikant forskellig afskæring, men ikke signifikante forskelle i hædningerne. Dette betyder, at niveauet er forskelligt, men afhængigheden af stressor parameteren er identisk mellem de to typer af vandløb. For både Dansk Fysisk Indeks, tværsnitsprofil og slyngningsgraden ligger vandløbene med marginalt større fald over blødbundsvandløbene, svarende til, at de har en bedre kvalitet for samme påvirkningsgrad (Figur 7 og Tabel 9). Den stærkeste korrelation er mellem DVFI og Dansk Fysisk Indeks, hvilket indikerer, at denne parameter er mest betydende for DVFI i begge vandløbstyper.



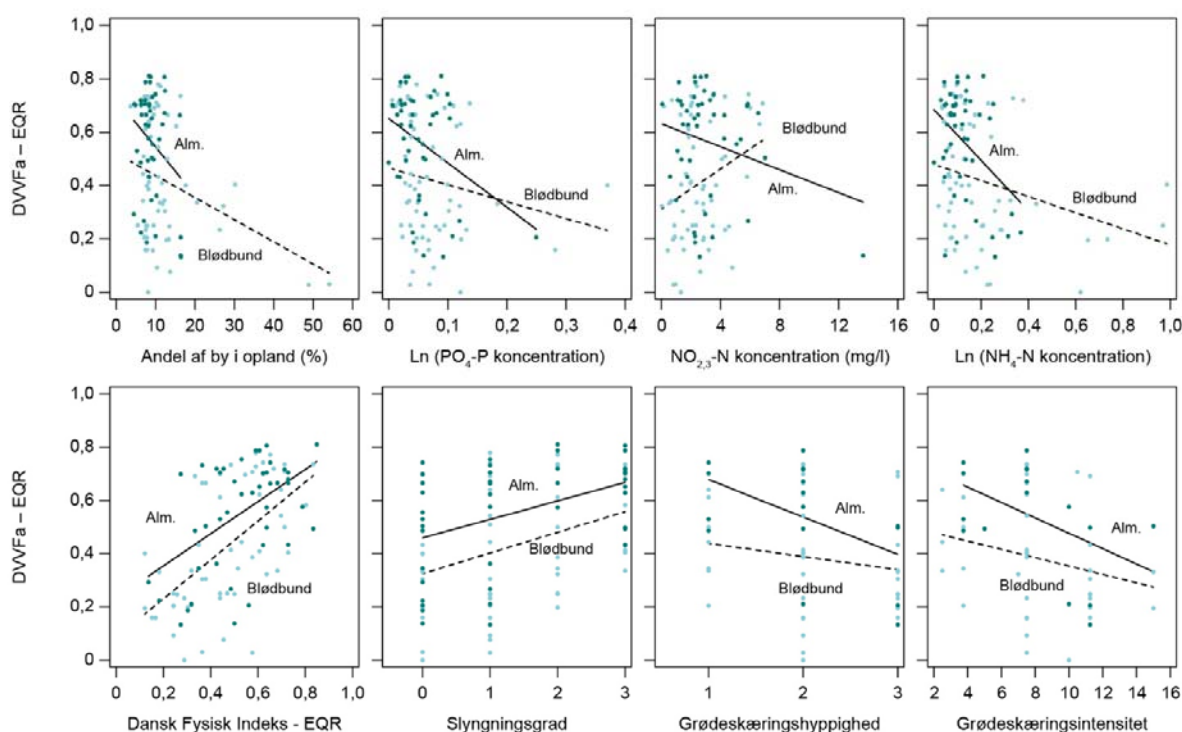
Figur 7. Lineære regressioner for DVFI-EQR værdien som funktion af forskellige stressorparametre: Kun de signifikante regressioner er medtaget. Blødbundsvandløb er angivet med åbne cirkler og vandløb med marginalt større fald med lukkede cirkler. Er der kun én regressionslinje udtrykker dette en sammenhæng der ikke er afhængig af vandløbstypen. Er der to regressionslinjer er dette et udtryk for at hældningen og/eller afskæringen er forskellig for hhv. blødbundsvandløb og vandløb med marginalt større fald. I Tabel 9 er angivet regressionsligningerne samt test-værdierne for hhv. hældningsestimatet og afskæringen. Regressionslinjer for blødbundsvandløb er angivet med stiplede linje, mens regressionslinjen for vandløb med marginalt større fald er angivet med fuldttrukket streg.

Tabel 9. Tabellen angiver modelestimater for hældningskoefficienterne og estimater for afskæring, signifikansniveauer samt standardafvigelse (SE) for lineære regressionsanalyser mellem DVFI-EQR-værdier og oplandskarakteristika, kemiske- og fysiske påvirkninger samt grødeskæringsfaktorer. Ortho-P og ammonium er transformeret med den naturlige logaritmefunktion i modellen. Den lineære regressionsmodel kan som udgangspunkt indeholde forskellige hældnings- og afskæringsestimater med hensyn til de to typer vandløb. Kun signifikante modeller er medtaget og tabellen indikerer om hældnings- og/eller afskæringsestimater er signifikant forskellige med hensyn til vandløbstype.

Påvirkningsfaktor		Type	Estimat for afskæring	SE	Estimat for hældning	SE	F værdi	P værdi
Opland	Landbrug%	BB og Alm	0,7058	0,0612	-0,0019	0,0010	4,12	0,0433
	Urban %	BB og Alm	0,7111	0,0303	-0,0115	0,0023	24,26	<0,0001
Kemiske påvirkninger	Ortho-P	BB og Alm	0,1817	0,0657	-0,1213	0,0192	39,90	<0,0001
	TP	BB og Alm	-	-	-	-	-	-
	Nitrit/nitrat	BB og Alm	-	-	-	-	-	-
	Ammonium	BB og Alm	0,3076	0,0459	-0,1130	0,0176	41,42	<0,0001
	BI5	BB og Alm	0,7344	0,0309	-0,1142	0,0197	33,67	<0,0001
Fysiske p åvirkninger	DFI_EQR	BB	0,0888	0,0309	0,9621	0,0550	156,08	<0,0001
		Alm	0,1457	0,0240				
	Slyngningsgrad	BB	0,3531	0,0236	0,1586	0,0118	91,94	<0,0001
		Alm	0,4133	0,0272				
	Tværsnitsprofil	BB	0,3103	0,0243	0,1515	0,0104	107,34	<0,0001
		Alm	0,3632	0,0263				
Grødeskæring	Grødeskæringsintensitet	BB og Alm	-	-	-	-	-	-
	Grødeskæringshyppighed	BB og Alm	-	-	-	-	-	-

4.5.3 Fisk – DFFVa

Stort set alle stressorer korrelerer signifikant med DFFVa – EQR og dermed kan der opstilles regressioner med DFFVa værdien for alle parametre undtaget andelen af landbrug og total koncentrationen af fosfor (TP). Alle andre parametre resulterer i signifikante regressionsligninger, hvor afskæringen er signifikant forskellig for blødbundsvandløb og lignende vandløb med marginalt større fald (Figur 8 og Tabel 10). Skæringspunktet for vandløb med marginalt større fald ligger konsekvent højere end for vandløb med blød bund, hvilket indikerer, at tilstanden generelt er bedre i disse ved samme stresspåvirkning. For nitrat-nitrit ($\text{NO}_{2,3}\text{-N}$) er både afskæring og hældning signifikant forskellige og hældningen er positiv for blødbundsvandløb, mens den er negativ (som forventet) for vandløb med marginalt større fald. Den positive sammenhæng mellem DFFVa og næringsstofkoncentrationer i blødbundsvandløb kan ikke intuitivt forklares, men indikerer snarere, som beskrevet ovenfor, at dette indeks muligvis er mindre anvendeligt i blødbundsvandløb.



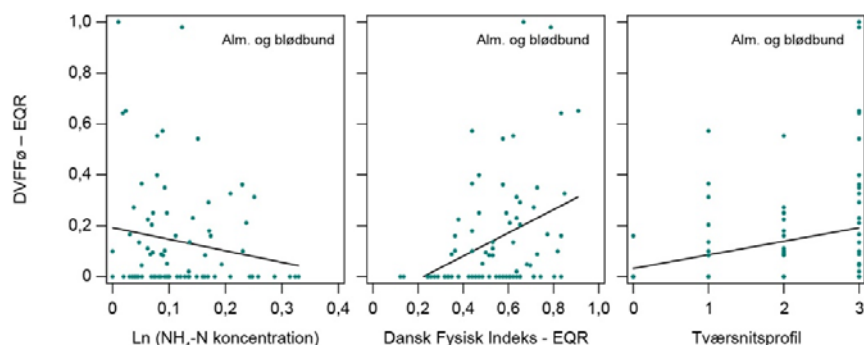
Figur 8. Lineære regressioner for DVFFa-EQR værdien som funktion af forskellige stressorparametre: Kun de signifikante regressioner er medtaget. Blødbundsvandløb er angivet med åbne cirkler og vandløb med marginalt større fald med lukkede cirkler. Er der kun én regressionslinje udtrykker dette en sammenhæng der ikke er afhængig af vandløbstypen. Er der to regressionslinjer er dette et udtryk for at hældningen og/eller afskæringen er forskellig for hhv. blødbundsvandløb og vandløb med marginalt større fald. I Tabel 10 er angivet regressionsligningerne samt test-værdierne for hhv. hældningsestimatet og afskæringen. Regressionslinjer for blødbundsvandløb er angivet med stiplede linje, mens regressionslinjen for vandløb med marginalt større fald er angivet med fuldttrukket streg

Tabel 10. Tabellen angiver modelestimer for hældningskoefficienterne og estimer for afskæring, signifikansniveauer samt standardafvigelse (SE) for lineære regressionsanalyser mellem DFFVa - EQR-værdier og oplandskarakteristika, kemiske- og fysiske påvirkninger samt grødeskæringsfaktorer. Ortho-P og ammonium er transformeret med den naturlige logaritmfunktion i modellen. Den lineære regressionsmodel kan som udgangspunkt indeholde forskellige hældnings- og afskæringsestimer med hensyn til de to typer vandløb. Kun signifikante modeller er medtaget og tabellen indikerer om hældnings- og/eller afskæringsestimer er signifikant forskellige med hensyn til vandløbstype.

Påvirkningsfaktor		Type	Estimat for afskæring	SE	Estimat for hældning	SE	F værdi	P værdi
Opland	Landbrug%	BB og Alm	-	-	-	-	-	-
	Urban %	BB	0,5303	0,0449	-0,0091	0,0029	10,96	<0,0001
		Alm	0,6445	0,0421				
Kemiske påvirkninger	Ortho-P	BB	0,1486	0,0919	-0,0843	0,0273	10,95	<0,0001
		Alm	0,2676	0,0423				
	TP	BB og Alm	-	-	-	-	-	-
	Nitrit/nitrat	BB	0,3115	0,0517	0,0376	0,0171	7,18	0,0002
		Alm	0,6316	0,0738	-0,0215	0,0219		
	Ammonium	BB	0,2360	0,0644	-0,0796	0,0253	11,14	<0,0001
Fysiske påvirkninger		Alm	0,3626	0,0418				
	DFI_EQR	BB	0,1077	0,0535	0,6799	0,1028	28,44	<0,0001
		Alm	0,1927	0,0375				
	Slyngningsgrad	BB	0,3301	0,0345	0,0735	0,0175	14,49	<0,0001
		Alm	0,4534	0,0398				
	Tværsnitsprofil	BB	0,2688	0,0349	0,0988	0,0160	25,74	<0,0001
Grødeskæring		Alm	0,3625	0,0373				
	Grødeskæringsintensitet	BB	0,5191	0,0527	-0,01553	0,0062	8,07	0,0007
		Alm	0,6468	0,0502				
	Grødeskæringshyppighed	BB	0,5248	0,0531	-0,0602	0,0230	8,36	0,0006
		Alm	0,6507	0,0501				

4.5.4 Fisk – DFFVø

Der er ganske få signifikante regressionsmodeller for DFFVø og modellerne er ikke signifikant forskellige mellem de to vandløbstyper. Dette indikerer, at DFFVø ikke er specielt sensitiv overfor de analyserede stressorer i vandløb med beskedent fald. Den primære respons ses på fysisk habitatkvalitet, hvor især Dansk Fysisk Indeks viser sig at være en signifikant stressorparameter (Figur 9 og Tabel 11). Da DFFVø afspejler den naturlige reproduktion af ørredyngel, og da en sådan reproduktion kræver friske strømforhold og mindst lokale strækninger med større fald og groft substrat, er dette indeks formentlig ikke tilstrækkelig anvendeligt i tilstandsvurderingerne i blødbundsvandløb.



Figur 8. Lineære regressioner for DVFFø-EQR værdien som funktion af forskellige stres-sorparametre: Kun de signifikante regressioner er medtaget. Blødbundsvandløb er angivet med åbne cirkler og vandløb med marginalt større fald med lukkede cirkler. Er der kun én regressionslinje udtrykker dette en sammenhæng der ikke er afhængig af vandløbstypen. Er der to regressionslinjer er dette et udtryk for at hældningen og/eller afskæringen er forskellig for hhv. blødbundsvandløb og vandløb med marginalt større fald. I Tabel 11 er angivet regressionsligningerne samt test-værdierne for hhv. hældningsestimatet og afskæringen. Regressionslinjer for blødbundsvandløb er angivet med stiplede linje, mens regressionslinjen for vandløb med marginalt større fald er angivet med fuldttrukket streg.

Tabel 11. Tabellen angiver modelestimater for hældningskoefficienterne og estimater for afskæring, signifikansniveauer samt standardafvigelse (SE) for lineære regressionsanalyser mellem DVFFø - EQR-værdier og oplandskarakteristika, kemiske og fysiske påvirkninger samt grødeskæringsfaktorer. Den lineære regressionsmodel kan som udgangspunkt indeholde forskellige hældnings- og afskæringsestimater med hensyn til de to typer vandløb. Kun signifikante modeller er medtaget og tabellen indikerer om hældnings- og/eller afskæringsestimater er signifikant forskellige med hensyn til vandløbstype.

Påvirkningsfaktor		Type	Estimat for afskæring		Estimat for hældning		F værdi	P værdi
Opland	Landbrug%	BB og Alm	-	-	-	-	-	-
	Urban %	BB og Alm	-	-	-	-	-	-
Kemiske påvirkninger	Ortho-P	BB og Alm	-	-	-	-	-	-
	TP	BB og Alm	-	-	-	-	-	-
	Nitrit/nitrat	BB og Alm	-	-	-	-	-	-
	Ammonium	BB og Alm	-0,0630	0,0877	-0,0763	0,0316	5,84	0,018
Fysiske påvirkninger	DFI_EQR	BB og Alm	-0,1017	0,0741	0,4564	0,1306	12,20	0,0008
	Slyngningsgrad	BB og Alm	-	-	-	-	-	-
	Tværsnitsprofil	BB og Alm	0,0323	0,0537	0,0533	0,0237	5,05	0,028
Grødeskæring	Grødeskæringsintensitet	BB og Alm	-	-	-	-	-	-
	Grødeskæringshyppighed	BB og Alm	-	-	-	-	-	-

4.6 Artsindikatoranalyse

På det overordnede indikatorniveau er der forskelle på blødbundsvandløbene og vandløbene med marginalt større fald. Ved at identificere de arter, der optræder i de to typer af vandløb, er det muligt at identificere arter som er særlig tilknyttet den ene eller den anden vandløbstype. Resultaterne af denne analyse for hhv. vandplanter og smådyr er vist i Tabel 12 og 13.

Tabel 12. Indikatorarter (smådyr) for vandløbstyperne: blødbundsvandløb og vandløb med en marginal større hældning. Indikatorværdi, sandsynlighed, specificitet samt konstans er angivet. Arter med indikatorværdi > 10 fremgår.

Vandløbstype	Art	Indikatorværdi	Specificitet	Konstans	Sandsynlighed (P)
Vandløb med marginalt større fald	<i>Limnephilidae indet</i>	48,08	0,627	0,767	0,0116
	<i>Baetis rhodani</i>	44,73	0,651	0,688	0,0038
	<i>Gammarus pulex</i>	44,27	0,590	0,750	0,047
	<i>Elmis aenea</i>	36,68	0,633	0,580	0,0193
	<i>Dicranota sp.</i>	34,94	0,562	0,622	0,0425
	<i>Eloeophila sp.</i>	30,54	0,579	0,528	0,0302
	<i>Odagmia sp.</i>	25,80	0,751	0,344	0,0294
	<i>Cnetha verna</i>	14,69	0,756	0,194	0,024
	<i>Rhyacophila nubila</i>	14,65	0,681	0,215	0,0441
	<i>Rhyacophila fasciata</i>	13,14	0,676	0,194	0,0336
	<i>Rhyacophila sp.</i>	12,90	0,791	0,163	0,0078
	<i>Nemoura avicularis</i>	12,83	0,710	0,181	0,0192
	<i>Leuctra sp.</i>	12,55	0,769	0,163	0,0113
	<i>Potamophylax cingulatus</i>	12,52	0,736	0,170	0,0305
	<i>Nigrobaetis niger</i>	11,74	0,752	0,156	0,0145
	<i>Eukiefferiella sp.</i>	10,45	0,813	0,128	0,0133
Blødbundsvandløb	<i>Asellus aquaticus</i>	50,39	0,621	0,812	0,0306
	<i>Pisidium sp</i>	47,91	0,595	0,806	0,0398
	<i>Sialis lutaria</i>	25,94	0,848	0,306	0,0001
	<i>Radix balthica</i>	23,74	0,776	0,306	0,0349
	<i>Procladius sp</i>	19,40	0,824	0,235	0,0001
	<i>Bithynia tentaculata</i>	15,99	0,734	0,218	0,0002
	<i>Centroptilum luteolum</i>	12,29	0,746	0,165	0,0034
	<i>Physa fontinalis</i>	11,60	0,636	0,182	0,0379

Ovenfor er vist en indikatorartsanalyse for smådyrene. I blødbundsvandløbene er de dominerende arter primært tilknyttet stillestående vand og habitater, hvor der pålejres finkornet organisk og uorganisk materiale. I vandløbene med marginalt større fald er der en klar dominans af arter, der kræver strømmende og iltrigt vand. En række af de arter, der findes her, er ligeledes organismer som tæller positivt i forbindelse med beregningen af DVFI-værdien.

Tabel 13. Indikatorarter (vandplanter) for vandløbstyperne: blødbundsvandløb og vandløb med en marginal større hældning. Indikatorværdi, sandsynlighed, specificitet samt konstans er angivet. Arter med signifikante indikatorværdier fremgår.

Vandløbstype	Art	Indikatorværdi	Specificitet	Konstans	Sandsynlighed (P)
Vandløb med marginalt større fald	<i>Veronica anagallis aquatica</i>	12,89	0,644	0,200	0,0358
	<i>Juncus effusus</i>	11,06	0,673	0,164	0,0324
	<i>Caltha palustris var palustris</i>	6,65	0,744	0,089	0,0272
	<i>Petasites hybridus</i>	4,29	1,000	0,043	0,0116
Blødbundsvandløb	<i>Lemna minor</i>	42,20	0,546	0,773	0,003
	<i>Elodea canadensis</i>	34,95	0,593	0,589	0,0003
	<i>Phragmites australis</i>	24,39	0,652	0,374	0,0002
	<i>Potamogeton crispus</i>	14,21	0,626	0,227	0,013
	<i>Lemna trisulca</i>	12,39	0,673	0,184	0,0025
	<i>Potamogeton pectinatus</i>	8,34	0,756	0,110	0,0024
	<i>Potamogeton perfoliatus</i>	6,45	0,701	0,092	0,0261
	<i>Carex acutiformis</i>	5,12	0,696	0,074	0,0479
	<i>Alopecurus geniculatus</i>	4,92	0,730	0,067	0,0294
	<i>Calystegia sepium</i>	4,17	0,756	0,055	0,0347

Arter af vandplanter, der har højest indikatorværdi i blødbundsvandløbene er arter, der er knyttet til relativt lave strømhastigheder. De tre arter af Potamogeton (Vandaks) er de hyppigst forekommende i danske vandløb. Carex (Kærstar) kan indikere at blødbundsvandløbene forekommer i naturtyper, hvor Kærstar er mere hyppig. I vandløbene med marginalt større fald, er det primært arter knyttet til kantzonen, som er indikatorarter

4.7 Anvendelighed af eksisterende indikatorer

Selvom det er muligt at opstille lineære sammenhænge mellem EQR-værdierne og den enkelte stressorer, er der stor variation i mellem de enkelte biologiske elementer. Dette svarer til, at nogle biologiske parametre responderer mere eller mindre kraftigt på ændringer i de enkelte stressorer. De enkelte stressorparametre er udvalgt på baggrund af, at de afspejler hhv. fysisk og kemisk stress samt stress fra oplandet og de direkte indgreb i vandløbet i form af grødeskæring.

De opstillede regressionsligninger indikerer, at der for de både fisk, planter og smådyr er forskelle i mellem blødbundsvandløb og vandløb med marginalt højere fald. Blødbundsvandløbene ligger næsten altid lavere i afskæringen med y-aksen (dvs. EQR værdien). Dette betyder, at for samme niveau af en given stressorparameter, ligger blødbundsvandløbenes biologiske score lavere, svarende til at de generelt har en lavere EQR værdi. Dog er graden af parallelforskydning varierende mellem stressorpåvirkningerne, og det er derfor ikke muligt at lave en generel korrektionsfaktor, der kan tilknyttes anvendelsen af disse indices i blødbundsvandløb.

Resultaterne viser ydermere, at DFFVa generelt scorer signifikant lavere i blødbundsvandløb sammenlignet med vandløb med marginalt større fald, hvilket dels kan skyldes, at rheofile arter (arter med tilknytning til rindende vand) er underrepræsenteret i blødbundsvandløb. Dermed er det faglige grundlag for anvendelsen af DFFVa i blødbundsvandløb formentlig for svagt. Denne usikkerhed forbundet med anvendelsen af DFFVa i blødbundsvandløb underbygges yderligere af uforklarlige positive sammenhænge mellem fx næringsstofkoncentrationer og DFFVa. Ligeledes vurderes, at anvendelsen af DFFVø i blødbundsvandløb giver utilstrækkelig faglig mening, da de nødvendige gydevilkår ikke kan forventes at være tilstede.

Der er fundet forskelle i for hvilke påvirkningsfaktorer, der er fundet signifikante interaktioner mellem EQR værdierne og påvirkningsfaktorerne. For DVPI (vandplanterne) er der fundet mange signifikante sammenhænge. Særligt de fysiske påvirkninger, giver anledning til forskellige regressionsligninger. Grødeskæringen viser markant forskellige og modsatrettede hældninger på responsligningerne for de to vandløbstyper. Disse forskelle gør, at der for enkelte påvirkninger kan etableres signifikante sammenhænge, men det samlede stressormiljø virker heterogent på DVPI værdien og dermed kan der ikke identificeres en entydig forskel på sammenhængen mellem stressorer og økologisk tilstand vurderet med DVPI for de to vandløbstyper. Når stressorerne påvirker de biologiske kvalitetselementer med forskellig styrke (hældning) og med forskelligt fortegn, så gør det en matematisk beskrivelse af ændrede grænser mellem de økologiske kvalitetsklasser umulig, og derfor har det ikke været muligt at justere på grænseværdierne for dette indeks med henblik på at gøre det tilstrækkeligt anvendeligt i blødbundsvandløb.

Analysen af indikatorarter viser især for smådyrene, at der er markant forskel på artssammensætningen mellem de to vandløbstyper. Dette betyder i princippet, at det biologiske udgangspunkt ikke er sammenligneligt mellem de to vandløbstyper. Selvom der gennemsnitligt ikke var signifikant forskel mellem EQR værdierne for DVFI mellem de to vandløbstyper, så er det problematisk med så markante forskelle i de biologiske udgangspunkter, idet det indikerer, at referencetilstanden i blødbundsvandløb kan være fundamentalt anderledes sammenlignet med referencetilstanden i vandløb med marginalt større fald. En sådan mulig forskel i referencetilstanden diskvalificerer umiddelbart anvendelsen af DVFI i blødbundsvandløb. Derfor er der behov for en faglig udredning og tilvejebringelse af nye data, der kan belyse og kvantificere nær-referencetilstanden for blødbundsvandløb. Er det biologiske udgangspunkt væsentlig forskellig fra almindelige vandløb, hvor DVFI er interkalibreret, er der grundlag for en udvikling af en ny smådyrsindikator for blødbundsvandløb.

Af ovenstående årsager er der derfor ikke tilstrækkeligt stort fagligt grundlag til at retfærdiggøre anvendelse af DFFVa, DFFVø og DVFI i blødbundsvandløb. Samtidig er der så stor forskel mellem blødbundsvandløb og vandløb med marginalt større fald i responserne for DVPI på stressorparametrene, at det ikke er muligt, at lave en meningsfuld generel justeringsfaktor, der kan retfærdiggøre anvendelse af DVPI i blødbundsvandløb.

Der er i gruppen af blødbundsvandløb medtaget stationer fra vandløb som ikke nødvendigvis er identificeret som naturlige, dvs. at de kan være opstået som følge af menneskelig aktivitet. Dette forhold kan potentielt påvirke resultatet af analysen, idet de ikke har en naturlig referencetilstand. Det er dog her vurderet at analysen samlet set vil være styrket ved inddragelse af disse vandløb i blødbundsgruppen. Ved at inddrage disse vandløb er der dog en risiko for påvirke resultaterne, da denne type af vandløb kan have lavere EQR værdier end naturlige vandløb. Alternativt vil analysen hvile på et mere spinkelt datagrundlag. Det kan overvejes, om der skal rettes op på dette forhold fremadrettet ved at udlægge kontrolovervågningsstationer i blødbundsvandløb med en identificerbar referencetilstand.

5. Konklusion

Der findes blødbundsvandløb med en identificérbar referencetilstand og vandløbstypen kan identificeres ud fra historiske kort. Den benyttede metode identificerer meget klart blødbundsvandløbene som en naturligt forekommende vandløbstype.

Der er en række indikationer på, at der er både fysisk og biologisk forskel på blødbundsvandløb og vandløb med marginalt større fald. Dog er kombinationen af stressorer identisk i blødbundsvandløb og vandløb med marginalt større fald og det er vist, at der er signifikante forskelle i responsen i de biologiske indeks på de stressorer, der påvirker vandløbene i de to vandløbstyper.

Det er muligt, at identificere en række signifikante regressionsligninger, der relaterer de biologiske EQR værdier til forskellige stressorer. Der er generelt en tendens til, at vandløb med tilnærmelsesvist samme fald har en højere EQR værdi for samme stressorpåvirkning. Dog varierer forskellen i respons for EQR værdier mellem stressorpåvirkninger, så der er ikke på det foreliggende grundlag belæg for, at der opstilles generelle justeringsfaktorer ift. grænseværdifastsættelsen mellem tilstandsklasser for blødbundsvandløb.

Resultaterne viser dog, at anvendelsen af de to danske fiskeindices DFFVa og DFFVø formentlig ikke er tilstrækkeligt anvendelige i blødbundsvandløb til at retfærdiggøre deres brug heri. Resultaterne viser også, at der er grundlæggende forskelle i det biologiske udgangspunkt for smådyr, hvilket indikerer, at der for blødbundsvandløb kan være tale om signifikant forskellig referencetilstand. Derfor bør DVFI ikke anvendes i blødbundsvandløb. Samtidig er der så stor forskel mellem blødbundsvandløb og vandløb med marginalt større fald i responserne for DVPI på stressorparametrene, at det ikke er muligt at lave en meningsfuld generel justeringsfaktor, der kan retfærdiggøre anvendelse af DVPI i blødbundsvandløb.

6. Anbefalinger

Det anbefales, at der arbejdes videre med blødbundsvandløbene som en selvstændig type. Dette begrundes med at typen findes på de historiske kort.

På det foreliggende datagrundlag, kan det dog ikke anbefales at anvende nogen af de eksisterende indices og tilhørende grænseværdisætning mellem tilstandsklasser i blødbundsvandløb. Især for smådyr viser vores resultater, at der kan være tale om fundamentalt forskellige biologiske udgangspunkter, hvilket indikerer, at det kan være fagligt meningsfuldt at lave en faglig udredning og dataindsamling, der kan sikre beskrivelse af smådyrssamfundenes referencetilstand i blødbundsvandløb. Ud fra dette udgangspunkt vil det kunne vurderes, hvorvidt det er muligt og fagligt meningsfuldt at udvikle en separat smådyrsindikator for blødbundsvandløb.

Det anbefales endvidere, at der fortsat samles data ind fra blødbundsvandløb i forbindelse med kontrolovervågningsprogrammet således, at der fokuseres på indsamling i blødbundsvandløb med en identificérbar referencetilstand.

7. Referencer

Bekendtgørelse nr 837 af 27/06/2016 (2016): Bekendtgørelse om basisanalyser. Miljø- og Fødevareministeriet.

Miljøstyrelsen (1998): Biologisk bedømmelse af vandløbskvalitet. Vejledning fra Miljøstyrelsen nr. 5/1998.

Baatrup-Pedersen, A., Larsen, S.E. (2013): Udvikling af planteindeks i danske vandløb Vurdering af økologisk tilstand (Fase I). - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 60. 32 s.

Dufrêne; M., Legendre, P. (1997): Species assemblages and indicator species: The need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67 (3), 345-366.

Henriksen, L. D., Larsen, S. E., Baatrup-Pedersen, A. (2019): Anvendelse af Dansk Vandløbsplante Indeks (DVPI) i små type 1 vandløb. Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi 20 s.

Larsen, S. E., Baatrup-Pedersen, A. (2015): Matematisk beskrivelse af Dansk Vandløbsplante Indeks. Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi 14 s.

Larsen, S. E., Friberg, N., Wiberg-Larsen, P., Skriver, J., Larsen, L. K. (2014): Konvertering af DVFI faunaklasser til EQR-værdier (Økologisk Kvalitets Ratio) EQR-værdier. *Vand og Jord* 21 (1), 12-16.

Søndergaard, M., Lauridsen, T.L., Kristensen, E.A., Baatrup-Pedersen, A., Wiberg-Larsen, P., Bjerring, R., Friberg, N. (2013): Biologiske indikatorer til vurdering af økologisk kvalitet i danske søer og vandløb. Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 59. 76 s.

Wiberg-Larsen, P. (2010): Makroinvertebrater (smådyr) i vandløb. Teknisk Anvisning nr. V07 fra Fagdatacenter for Ferskvand, DCE, Aarhus Universitet, Silkeborg.

Wiberg-Larsen, P. (2014): Opsætning af kontrolovervågningsstationer. Teknisk Anvisning nr. V02 fra Fagdatacenter for Ferskvand, DCE, Aarhus Universitet, Silkeborg.

Wiberg-Larsen, P., Baatrup-Pedersen, A. (2013): Vandplanter i vandløb. Teknisk Anvisning nr. V17 fra Fagdatacenter for Ferskvand, DCE, Aarhus Universitet, Silkeborg.

Wiberg-Larsen, P., Kristensen, E. A., Nielsen, J. (2011): Fiskeundersøgelser i vandløb. Teknisk Anvisning nr. V18 fra Fagdatacenter for Ferskvand, DCE, Aarhus Universitet, Silkeborg.

Wiberg-Larsen, P., Kronvang, B. (2016): Dansk Fysisk Indeks. Teknisk Anvisning nr. V05 fra Fagdatacenter for Ferskvand, DCE, Aarhus Universitet, Silkeborg.

8. Bilag

Bilag 1

Bilag 2

Bilag 3

Bilag 4

Bilag 5