



UDVIKLING AF PLANTEINDEKS TIL BRUG I DANSKE VANDLØB

Vurdering af økologisk tilstand (Fase I)

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 60

2013



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

[Tom side]

UDVIKLING AF PLANTEINDEKS TIL BRUG I DANSKE VANDLØB

Vurdering af økologisk tilstand (Fase I)

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 60

2013

Annette Baattrup-Pedersen
Søren E. Larsen

Aarhus Universitet, Institut for Bioscience



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Datablad

Serietitel og nummer:	Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 60
Titel:	Udvikling af planteindeks i danske vandløb
Undertitel:	Vurdering af økologisk tilstand (Fase I)
Forfattere:	Annette Baattrup-Pedersen og Søren E. Larsen
Institution:	Aarhus Universitet, Institut for Bioscience
Udgiver:	Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©
URL:	http://dce.au.dk
Udgivelsesår:	Maj 2013
Redaktion afsluttet:	2013
Faglig kommentering:	Poul Nordemann Jensen
Finansiel støtte:	Naturstyrelsen
Bedes citeret:	Baattrup-Pedersen, A. & Larsen, S.E. 2013. Udvikling af planteindeks i danske vandløb Vurdering af økologisk tilstand (Fase I). Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 32 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 60 http://www.dmu.dk/Pub/SR60.pdf
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Sammenfatning:	Formålet med projektet er at udvikle indeks til brug for vurdering af økologisk tilstand i vandløb baseret på makrofyter, hvilket gennemføres med udgangspunkt i ekspert klassifikationer af en række vandløb i tilstandsklasser. Overensstemmelsen mellem modellens og eksperternes tilstandsklassefastsættelser er 0,67.
Emneord:	Vandløb, planteindeks, vandrammedirektiv
Layout:	Grafisk Værksted, AU-Silkeborg
Foto forside:	Hulbækken, syd for Silkeborg. Foto: Martin Søndergaard
ISBN:	978-87-7156-007-7
ISSN (elektronisk):	2244-9981
Sideantal:	32
Internetversion:	Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som http://www.dmu.dk/Pub/SR60.pdf

Indhold

1	Indledning	5
1.1	Eksisterende metoder til vurdering af økologisk tilstand	5
1.2	Projektets formål	7
2	Metode	8
2.1	Dataoversigt	8
2.2	Planteregistreringer	9
2.3	Vandløbstyper og karakteristika	9
2.4	Overordnet metodebeskrivelse	10
2.5	DCA analyse og tolkning af DCA akserne	10
2.6	A priori klassifikation	13
2.7	Superviseret klassifikationsmodel	16
3	Resultater	18
3.1	Modelforudsigelse	18
3.2	Plantesamfundene i de 5 økologiske tilstandsklasser	19
3.3	Eksempel på model prædiktion	22
4	Konklusioner og anbefalinger	24
5	Litteratur	26
	Bilag 1: Artsoversigt	28
	Bilag 2: Økologiske tilstandsklasser	32

[Tom side]

1 Indledning

Vandrammedirektivet (VRD) har til formål at sætte fælles rammer for beskyttelse og forbedring af vandmiljøet i EU. Herunder skal direktivet sikre, at vandmiljøet som udgangspunkt lever op til god økologisk tilstand senest år 2015. Tilstanden skal fastsættes på baggrund af primært de biologiske kvalitetselementer og disses afvigelser fra den upåvirkede tilstand, kaldet referencetilstanden. Referencetilstanden er i VRD defineret som en tilstand, der svarer til den uberørte eller kun ubetydeligt påvirkede tilstand.

Der er overordnet set tre kvalitetselementer i VRD, der anvendes i vurderingen af økologisk tilstand i et givet vandløb. Disse tre kvalitetselementer er fysisk-kemiske elementer (fysisk-kemiske variable, specifikke syntetiske miljøfarlige stoffer, specifikke ikke syntetiske miljøfarlige stoffer), hydromorfologiske elementer (vandmængder, vandløbets udseende) samt biologiske elementer (akvatisk flora, makroinvertebrater og fisk).

Den økologiske tilstand i et vandløb kan henføres til en høj, god, moderat, ringe og dårlig økologisk tilstand. Det er de biologiske kvalitetselementer der er udgangspunkt for til hvilken tilstandsklasse et givet vandløb henføres. For opnåelse af høj økologisk tilstand kræves, at de biologiske kvalitetselementer er helt upåvirkede eller kun minimalt påvirkede af menneskelig aktivitet. Derudover må de hydromorfologiske og de fysisk-kemiske forhold også kun være minimalt påvirkede. For opnåelse af god økologisk tilstand kræves, at alle biologiske kvalitetselementer opfylder mindst god tilstand. De fysisk-kemiske kvalitetselementer kan godt være påvirkede i nogen grad, men må dog ikke være mere påvirkede end at økosystemet fortsat er vel-fungerende.

1.1 Eksisterende metoder til vurdering af økologisk tilstand

Tabel 1 giver en oversigt over metoder, der anvendes i europæiske lande til vurdering af økologisk tilstand baseret på makrofyter. De fleste metoder fokuserer på en vurdering af specifikke menneskelige påvirkninger (Østrig, Frankrig, Storbritannien, Polen, Vallonien). Metoderne bygger på en liste over indikator taxa, rangeret efter respons på først og fremmest næringsstofberigelse. Numeriske vurderingsresultater opnås ved at beregne et følsomhedskriterium, dvs. indikatorarternes gennemsnitsscore vægtet efter hyppighed.

Tabel 1. Tabellen giver en oversigt over metoder baseret på makrofyter til vurdering af økologisk tilstand i Europa. Se Birk & Wilby (2010).

Land	Metodenavn	Interkalibrerede vurderingskriterier	Relevante vandløbstyper(s)	Litteratur-reference
Østrig	Austrian Index for Macrophytes in Rivers (AIM Rivers)	Enkelt kriterium, der kombinerer økologisk præference og hyppighed.	RC-3	BMLFUW (2006)
Belgien (Flandern)	MAFWAT (Makrophyten Waterlopen)	(1) Type-specifikt indeks for vandvegetation (TSw) (2) Påvirkningsindeks (organisk forurening, eutrofiering) for vandvegetation (Vw).	RC-1; RC-4	Leyssen et al. (2005)
Belgien (Vallonien), Frankrig	Indice Biologique Macrophytique en Rivière (IBMR)	Enkelt kriterium, der kombinerer forekomst (indikatorværdi per taxon), udbredelse og hyppighed.	RC-3; RC-4 (kun Frankrig)	NF T90-395: 2003
Tyskland	Deutsches Bewertungsverfahren für Makrophyten und Phytobenthos (PHYLIB)	Indeks, der relaterer artsresponsgrupper (reference, påvirkning, ingen påvirkning) samt yderligere kriterier for kiselholdige bjergbække: forsøringsmodul; mellemstore lavlandsvandløb: fordeling, antal undervandsarter, forholdet mellem <i>Myriophyllum spicatum</i> og <i>Ranunculus</i> sp.	RC-1; RC-3; RC-4	Schaumburg et al. (2006)
Storbritannien	River Nutrient Macrophyte Index (RNMI)	Enkelt kriterium, der kombinerer forekomst (indikatorværdi per taxon) og hyppighed.	RC-3; RC-4	Willby et al. (2009)
Polen	Macrophyte Index for Rivers (MIR)	/Enkelt kriterium, der kombinerer forekomst (indikatorværdi per taxon) og hyppighed	RC-1; RC-4	Szoszkiewicz et al. (2006)

De østrigske, franske og vallonske kriterier omfatter en yderligere faktor i form af den enkelte taxons udbredelse. De flamske og tyske metoder er rettet imod indikation af uspecifik menneskelig påvirkning. Ud over følsomhedskriterier inkluderede disse metoder kriterier såsom makrofyternes vækstformer, taxa-rigdom og dominans. Det tyske referenceindeks (RI) er en type-specifik definition af reference- og uspecifikke påvirknings-indikerende taxa. RI er et numerisk udtryk for relationen mellem begge responsgrupper ved en vandløbsstrækning. De supplerende vurderingskriterier bidrager direkte til RI-scoren. Den flamske metode integrerer tre kriterier i vurderingen af økologisk tilstand ved hjælp af "one out all out"-princippet dels et type-specifikt indeks for vegetationen, et påvirkningsindeks for vegetationen samt udbredelsen af forskellige vækstformer.

Mean Trophic Rank (MTR) er tidligere blevet beregnet for en række danske vandløb (Baatrup-Pedersen et al. 2004). MTR er i sin opbygning direkte sammenligneligt med flere af de ovenfor beskrevne metoder - RNMI (somerstatter MTR i dag i Storbritannien), MIR (Polen), IMBR (Frankrig) og korrelerer med Ellenberg N (Birk, Korte & Hering, 2006). Der blev kun fundet begrænset variationsbredde i MTR i de danske vandløb og der blev ikke

fundet nogen entydig sammenhæng mellem MTR og næringsstofkoncentrationer i vandløbene. Tilsvarende er et fælles europæisk indikator system udviklet for makrofyter (ITEM - Index of Trophy for European Macrophytes; Birk & Wilby, 2010) afprøvet for danske vandløb. Dette indikatorsystem bygger på en syntese af nationale indikatorværdier i de i tabel 1 oplistede metoder. Tilsvarende MTR blev der kun fundet begrænset sammenhæng til de undersøgte vandløbs næringsstofkoncentrationer (Baattrup-Pedersen, upubl. 2008), hvilket formentlig skyldes at danske vandløb udover at være påvirkede af eutrofiering også er påvirkede af fysiske forringelser og forstyrrelser i form af grødeskæring.

1.2 Projektets formål

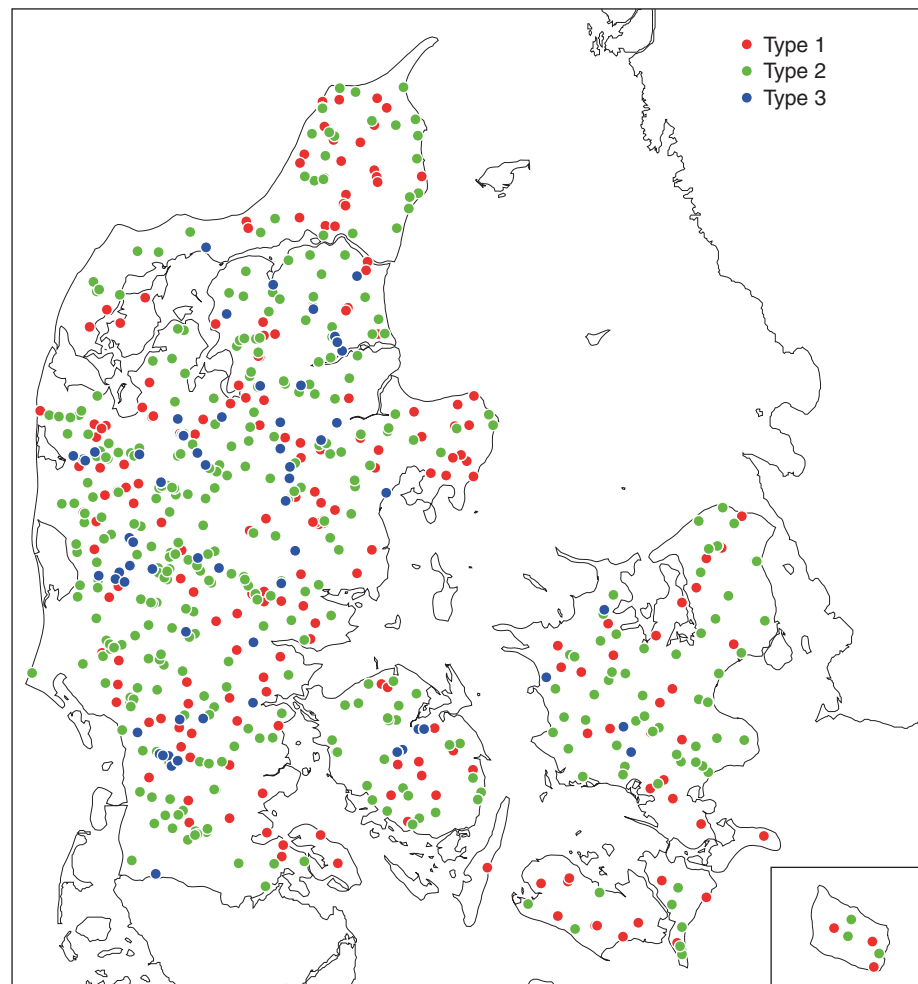
Den begrænsede succes i anvendelsen af eksisterende indeks samt det forhold at de hovedsageligt er målrettet eutrofiering bevirker at det er nødvendigt at tænke i alternative metoder til vurdering af økologisk tilstand i danske vandløb. Vi vil i dette projekt anvende en tilgang der bygger på alle tilstedeværende arter i vandløbene og som integrerer arternes hyppighed. Derudover vil vi inddrage eksperterns viden og erfaring i metodeudviklingen. Eksperternes viden anvendes i en vurdering af økologisk tilstandsklasse baseret på de normative definitioner i VRD. Tilstandsklassefastsættelsen foretages i et stort antal danske vandløb der dækker over de mindst forstyrrede vandløb til meget forstyrrede vandløb. Denne tilgang anvendes som alternativ til en tilgang baseret på en beskrivelse af plantesamfundene i referencevandløb og en efterfølgende tilstandsklassefastsættelse baseret på afvigelsen fra denne i erkendelse af at der ikke findes referencevandløb i Danmark (Kristensen et al. 2008). Målet er at omsætte eksperternes viden til en reproducer- og målbar metode der kan anvendes til vurdering af økologisk tilstand baseret på makrofyter i vandløb og som er i overensstemmelse med den viden der eksisterer omkring plantesamfund i danske vandløb.

2 Metode

2.1 Dataoversigt

Der er medtaget plantedata fra i alt 1.244 vandløbsstationer (Tabel 2) dels fra det nationale overvågningsprogram NOVANA ferskvand (Pedersen et al. 2007), det tidligere nationale overvågningsprogram NOVA (Skriver et al. 1999) samt diverse data fra forsknings- samt rådgivningsprojekter (Riis, 2000; Baattrup-Pedersen, Larsen & Riis, 2002; Baattrup-Pedersen & Riis, 2003; Baattrup-Pedersen & Riis, 2004; Pedersen, Baattrup-Pedersen & Madsen, 2006). Den geografiske beliggenhed af NOVA samt NOVANA stationerne kan ses i figur 1. Vandløbenes størrelse fremgår ligeledes af figur 1, hvor type 1 vandløb er små vandløb 1-2 m bredde, type 2 vandløb er mellemstore 2-10 m bredde vandløb og type 3 vandløb er store >10 m bredde vandløb. Der er en overvægt af type 3 vandløb i vest Danmark, mens fordelingen af type 1 og 2 vandløb mellem det østlige og vestlige Danmark er sammenlignelig.

Figur 1. Geografisk fordeling af NOVA og NOVANA stationer (i alt 805 stationer) med anvendelse af størrelsestypologi. Se tabel 2.



Tabel 2. Oversigt over vandløbsstrækninger der indgår i projektet.

Kilde	Antal strækninger	Periode	Antal besøg
NOVANA	739	2004-2007	1
NOVA	229	1998-2003	3
Data fra forsknings- og rådgivningsprojekter	276	1996-2003	1

2.2 Planteregistreringer

Vandløbsstationen afgrænses af en 100 meters vandløbsstrækning. Planteregistreringerne følger metoden beskrevet i den tekniske anvisning for overvågning af vandløb (Pedersen et al. 2007). Der er foretaget planteregistreringer i mindst 200 25x25 cm store kvadrater beliggende side om side langs transekter placeret vinkelret på vandløbet. Der er benyttet vandkikkert til planteregistreringen. Alle tilstedeværende plantearter i hvert kvadrat er blevet registreret og tildelt en værdi 1-5 afhængig af artens dækningsgrad i feltet. Dækningsgradsklasse 1: arten dækker mindre end 5%; 2: arten dækker mellem 5 og 25%; 3: arten dækker mellem 25 og 50%; 4: arten dækker mellem 50 og 75%; 5: arten dækker mere end 75%. Kun arter der er rodfæstede i vandløbet er tildelt en dækningsgrad. Efterfølgende er der beregnet en samlet dækningsgrad for de enkelte arter på strækningsniveau.

Planteregistreringer omfatter karplanter. Mos- og algebestemmelser er ikke konsekvent gennemført på strækningerne og derfor ikke medtaget i de følgende analyser.

2.3 Vandløbstyper og karakteristika

Fordelingen af vandløbsstrækninger i de tre størrelseskategorier kan ses i tabel 3. Der er i alt 323 små vandløbsstrækninger, 721 mellemstore vandløbsstrækninger og endelig 144 store vandløbsstrækninger. Fordelingen i dybde og breddeforhold, vandløbenes alkalinitet samt en række planteparametre fremgår ligeledes af tabel 3. Vandløbenes bredde og dybde stiger mens alkaliniteten falder fra type 1 vandløb til type 3 vandløb (ANOVA; $p < 0,05$). Artsantallet samt shannon diversiteten stiger også fra type 1 vandløb til type 3 vandløb (ANOVA; $p < 0,05$), mens plantedækningen er lavest i type 1 vandløbene (ANOVA; $p < 0,05$).

Tabel 3. Fordelingen af vandløbsstrækninger i type 1, 2 og 3 vandløb. Middelværdier samt standardafvigelser er angivet for en række fysiske og plantemæssige karakteristika. Signifikante forskelle indenfor hver af de fysiske- samt plantekarakteristika er angivet med forskellige bogstaver (ANOVA, $p < 0,05$).

	Type 1		Type 2		Type 3	
	Gennemsnit	SD	Gennemsnit	SD	Gennemsnit	SD
<i>Fysiske karakteristika</i>						
Bredde (m)	1,4 ^a	0,4	4,7 ^b	2,1	15,6 ^c	6,4
Dybde (cm)	13,4 ^a	8,3	44,6 ^b	20,8	66,3 ^c	15,5
Alkalinitet (mg l-1)	3,2 ^a	1,7	2,7 ^b	1,6	2,0 ^c	1,2
<i>Plantekarakteristika</i>						
Dækning (%)	44 ^a	28	57 ^b	27	61 ^b	25
Ellenberg L	6,9 ^a	0,3	7,0 ^a	0,2	7,0 ^a	0,1
Ellenberg N	6,3 ^a	0,6	6,3 ^a	0,6	6,4 ^a	0,5
Antal arter	8,2 ^a	4,8	12,1 ^b	6,2	14,9 ^c	6,5
Shannon diversitet	1,23 ^a	0,57	1,58 ^b	0,52	1,76 ^c	0,48
Evenness	0,62 ^a	0,20	0,66 ^b	0,15	0,67 ^b	0,13

2.4 Overordnet metodebeskrivelse

I dette projekt anvendes superviseret klassifikation som statistisk metode til udvikling af model til vurdering af økologisk tilstand baseret på makrofyter. Metoden har den fordel at den er følsom overfor de forstyrrelser der er relevante i danske vandløb og at den bygger på artssammensætningen i vandløbene. Endvidere har metoden den fordel at den eksisterende viden om uforstyrrede plantesamfund umiddelbart kan udnyttes.

Metoden bygger på a priori klassificerede vandløb i de 5 økologiske tilstandsklasser høj, god, moderat, ringe og dårlig og giver en sandsynlighed for et givent vandløbs tilhørsforhold til hver a priori klasse. Denne sandsynlighed kan så direkte anvendes til at fastsætte vandløbets økologiske tilstand.

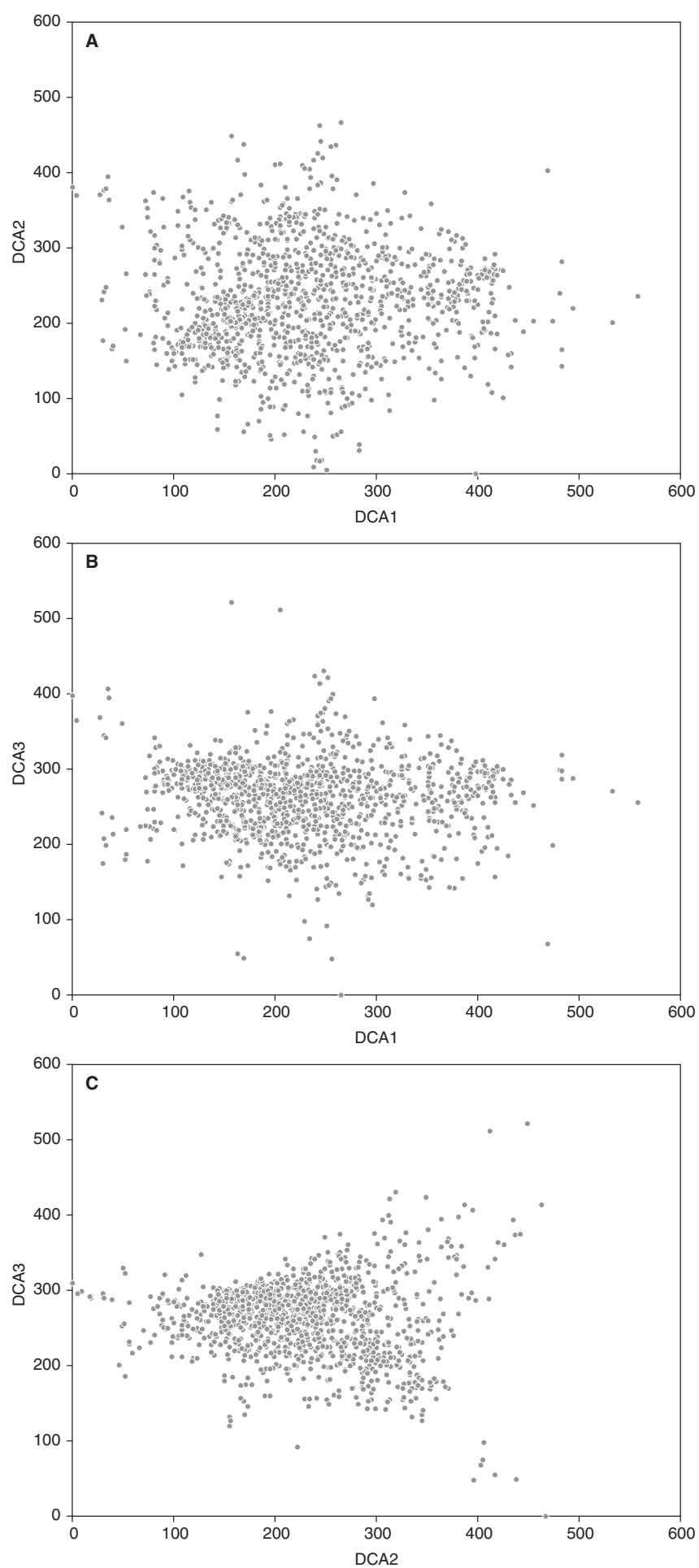
Metoden består overordnet af følgende 3 punkter:

1. En DCA analyse af alle vandløb, med henblik på at repræsentere variationen i vegetationens sammensætning af arter i form af et begrænset antal floristiske gradienter. Prøvefeltens placering langs de to-tre vigtigste ordinationsakser vil anvendes som inputvariable i modellen. For at opnå en robust og stabil ordination er det vigtigt at inddrage så mange data som overhovedet muligt (derfor det store datagrundlag) således at alle væsentlige plantefordelende gradienter dækkes (både naturlige som størrelse og alkalinitet og menneskeskabte som eutrofiering og fysiske forringelser og forstyrrelser)
2. En a priori klassifikation af vandløbene med henblik på at henføre hvert vandløb til en økologisk tilstandsklasse baseret på eksisterende viden om hvordan uforstyrrede plantesamfund ser ud samt hvilke ændringer der sker som følge af antropogene påvirkninger. A priori klasserne vil blive anvendt til at træne klassifikationsmodellen i at genkende vandløbstilstand ud fra artssammensætning og dækningsgrad.
3. En superviseret klassifikationsmodel, der forudsiger hvilken tilstandsklasse en vandløbsstation har størst floristisk lighed med ud fra dets sammensætning af arter. Klassifikationsmodellen vil efterfølgende kunne benyttes til at beregne sandsynligheden for et givent vandløbs tilhørsforhold til hver a priori klasse som direkte kan anvendes i fastsættelse af tilstand.

2.5 DCA analyse og tolkning af DCA akserne

Af hensyn til analyseresultaternes robusthed er arter der forekommer på færre end 3 vandløbsstrækninger udeladt fra DCA analysen. Strækninger beliggende i skov har kun ganske lille dækning af vandplanter og udelades derfor fra analyserne. Vi har dels udeladt strækninger med indikatorværdier for lys < 5 (Ellenberg lys; i alt 13 stationer) dels strækninger med en dækningsgrad af planter på mindre end 2 % (i alt 22 stationer). Dette giver et samlet datasæt på 1.213 vandløbsstrækninger og 194 arter (bilag 1) som er anvendt i DCA analysen (se boks 1). DCA analysen er udført med anvendelse af arternes dækningsgrad. I figur 2 ses strækningernes placering langs henholdsvis akse 1 og 2, akse 1 og 3 samt akse 2 og 3.

Figur 2. DCA plot der viser de 3 vigtigste akser for variationen i plantesamfundene på de i alt 1.213 vandløbsstrækninger omfattet af analyserne.

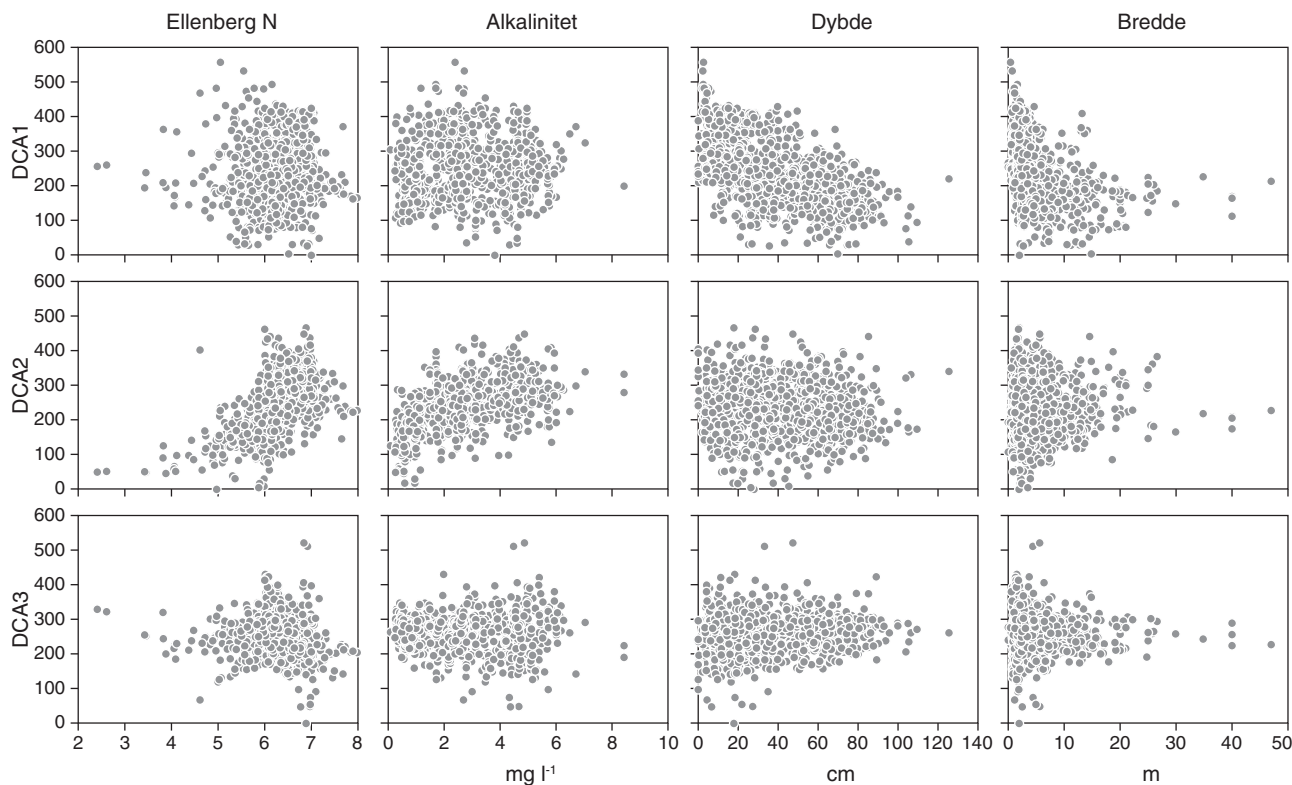


Boks 1

Detrended correspondence analysis er en multivariat statistisk analysemetode og er særlig velegnet til at få overblik over store datamængder hvor der på samme tid er mange arter samt prøvefelter. Metoden konstruerer nogle få – ofte 2 eller 3 dimensioner på en sådan måde at de væsentligste floristiske gradienter i datasættet fremtræder. Det betyder også at punkter der ligger tæt på hinanden i ordinationsrummet rummer mange fælles arter og med sammenlignelige dækningsgrader, såfremt arternes dækning er medtaget i analysen, og at akserne kan tolkes økologisk idet disse arter forekommer ved sammenlignelige økologiske kår. Tilsvarende har punkter der ligger langt fra hinanden arter der sjældnere forekommer sammen fordi de findes ved forskellige økologiske kår.

Vandløbsstørrelse og alkalinitet indgår som parameter i den økologiske fortolkning af de floristiske gradienter. Alkalinitet er dog kun målt på 858 stationer. Alkalinitet blev bestemt som beskrevet i den tekniske anvisning for vandløb (Pedersen et al. 2007). Derudover indgår Ellenbergs indikatorværdier (Ellenberg et al. 1992) for lys og næringsrigdom også i den økologiske fortolkning af de floristiske gradienter. Disse indikatorværdier beskriver det økologiske optimum for en lang række karplanter langs gradienter i næringsrigdom og lys. For hver strækning er beregnet et vægtet gennemsnit af indikatorværdierne for de karplanter der er registreret på strækningen.

Langs DCA akserne sker der en ændring i sammensætningen af arter samt i arternes dækningsgrad. Gradienterne er dog ikke særlig lange (<4 SD enheder), hvilket betyder at der ikke sker en total udskiftning af arter langs gradienterne. Den første DCA akse afspejler en gradient i vandløbsstørrelse i form af gennemsnitsdybde og bredde, hvor de store vandløb er lokaliseret længst mod venstre i figuren mens de mindste vandløb er lokaliseret længst mod højre i figuren ($r=-0,56$ for gennemsnitsdybde og $r=-0,36$ for bredde; Figur 3). Der er dog stor variation i de fundne sammenhænge, hvilket viser, at også andre forhold end vandløbsstørrelse spiller en rolle for ændringer i artssammensætningen langs akserne. Den anden DCA akse afspejler en gradient i vandløbsvandets alkalinitet, hvor vandløb med lavest alkalinitet er placeret nederst langs akserne, mens vandløb med højest alkalinitet er placeret øverst langs akserne ($r=-0,43$; Figur 3). Samtidig er der også en stærk korrelation til Ellenbergs indikatorværdi for næringsrigdom langs anden DCA akse ($r=-0,45$). Det betyder også at alkalinitet og Ellenbergs indikatorværdi for næringsrigdom er svagt korrelerede ($r=0,31$). Den tredje DCA akse er svagt korreleret med vandløbsstørrelse, henholdsvis dybde ($r=0,23$) og bredde ($r=0,21$). Ellenbergs indikatorværdi for lys er svagt og negativt korreleret til DCA akse 1 ($r=-0,22$).



Figur 3. Sammenhænge mellem DCA akse 1-3 og Ellenberg N, alkalinitet, dybde samt bredde.

2.6 A priori klassifikation

Modellen der anvendes i forbindelse med udvikling af metode til vurdering af økologisk tilstand er en superviseret klassifikationsmodel. Den superviserede klassifikationsmodel bygger på a priori klassificerede data der anvendes til at træne en statistisk model. Der findes forskellige statistiske metoder til superviseret klassifikation. Vi har her anvendt kvadratisk diskriminantanalyse. De 1.244 vandløbsstrækninger blev a priori klassificeret af 6 uafhængige eksperter (boks 2) i 5 a priori klasser, henholdsvis 1 for dårlig, 2 for ringe, 3 for moderat, 4 for god og endelig 5 for høj økologisk tilstand. De anvendte kriterier som eksperterne har anvendt for de forskellige tilstandsklasser er beskrevet i bilag 2

Boks 2

I alt 6 eksperter har uafhængig af hinanden klassificeret floristiske data fra de i alt 1.244 vandløbsstrækninger. Udover artslister samt dækningsgrader fra vandløbsstrækningerne indgik der også oplysninger om vigtige plantefordelende faktorer nemlig vandløbenes størrelse (bredde og dybde) samt vandets alkalinitet, hvor viden om denne parameter var tilstede. Derudover var arterne grupperet i henholdsvis submergente, amfibiske og terrestriske arter.

Følgende personer har klassificeret data:

Bjarne Moeslund, Orbicon
 Annette Sode, SBH Consult
 Anne Gro Thomsen, NST Ringkøbing
 Tina Pedersen, i dag Struer kommune
 Tenna Riis, AU
 Erik Buchwald, NST

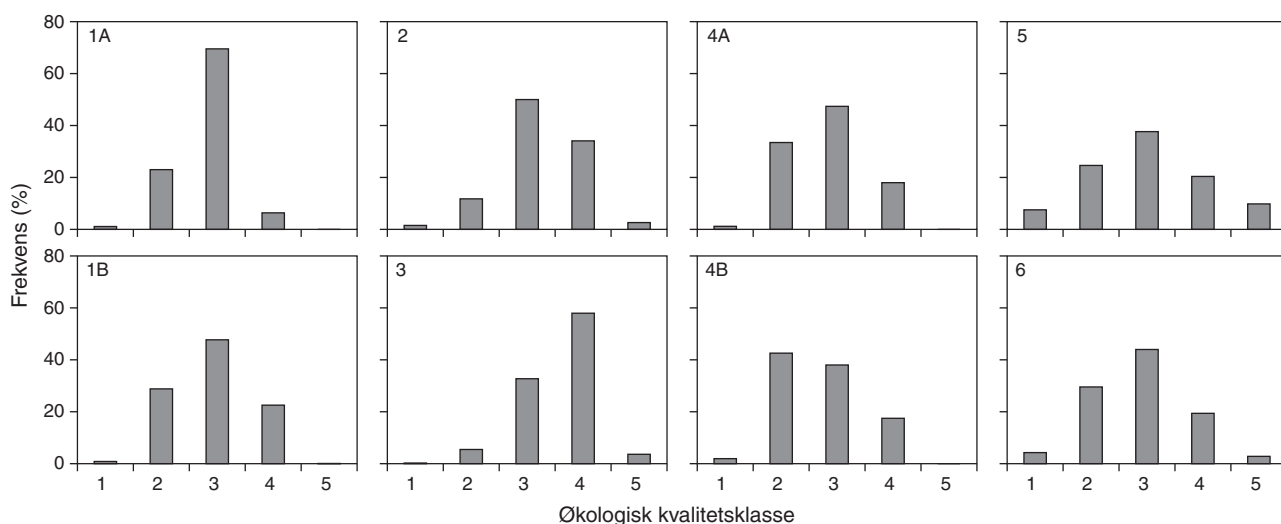
Fælles for eksperterne er at de har stor indsigt i mønstre i plantefordeling og artssammensætning i vandløb som funktion af naturlige forskelle i kårfaktorer samt ændringer som følge af antropogene påvirkninger. To eksperter har a priori klassificeret vandløbsstrækningerne to gange. Eksperterne er valgt anonymiseret i det følgende med anvendelse af 1-6 for de 6 eksperter, samt A og B for gentagne vurderinger af de samme eksperter.

Tabel 4 viser fordelingen i klassifikationerne hos den ene af de to eksperter der har klassificeret vandløbsstrækningerne to gange. I alt 636 klassifikationer er identiske mens 541 ændrer sig med 1 tilstandsklasse. Kun i et enkelt tilfælde ændrer tilstandsfastsættelsen sig med 2 tilstandsklasser.

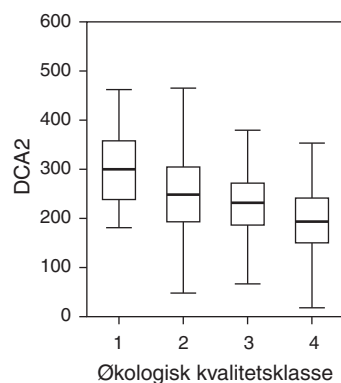
Tabel 4. Tilstandsklassefastsættelsen hos samme ekspert ved to gentagne vurderinger af samme data.

Tilstandsklasse – 2 bedømmelse (1B)	Tilstandsklasse – 1 bedømmelse (1A)							
	1		2		3		4	
	%	Antal	%	Antal	%	Antal	%	Antal
1	70	7	30	3	0	0	0	0
2	2	6	45	154	53	178	0	1
3	0	0	20	114	75	421	4	24
4	0	0	0	0	82	216	18	49

Eksperternes a priori klassifikationer fremgår af figur 4. Hovedparten af vandløbsstrækningerne er klassificeret som økologisk tilstandsklasse 3, dvs. moderat økologisk tilstand, dernæst er en stor del klassificeret som økologisk tilstandsklasse 2, dvs. ringe økologisk tilstand og økologisk tilstandsklasse 4, dvs. god økologisk tilstand. Alle eksperter udtrykker ved a priori klassifikationen at 2. DCA akse delvis repræsenterer økologisk vandløbstilstand (figur 5).



Figur 4. Frekvensfordelinger af eksperternes a priori klassifikationer af i alt 1244 vandløbsstrækninger i Danmark i økologiske tilstandsklasser, 1=dårlig, 2=ringe, 3=moderat, 4=god og 5=høj.



Figur 5. Ekspertens a priori tilstandsklassefastsættelse af 1.344 vandløbsstrækninger i relation til variation på 2. DCA akse. Sammenhængen er signifikant ($p < 0,05$).

Med det formål at analysere enighed i ekspertgruppen er foretaget en række parvise sammenligninger med anvendelse af følgende udtryk:

$$I = \frac{N_0 + 0,5 * N_1 + 0,25 * N_2 + 0,125 * N_3 + 0,06 * N_4}{N}$$

hvor N er det samlede antal klassificerede strækninger og hvor N0 angiver antal strækninger med identiske tilstandsklasse klassifikationer, N1 antal strækninger med en afvigelse på 1 tilstandsklasse, N2 antal strækninger med en afvigelse på 2 tilstandsklasser, N3 antal strækninger med en afvigelse på 3 tilstandsklasser samt N4 antal strækninger med en afvigelse på 4 tilstandsklasser. Det beregnede indeks kan antage værdier mellem 0,06 (ved maksimal uoverensstemmelse som er 4 tilstandsklasser) og 1 (ved maksimal overensstemmelse).

Tabel 5 viser i hvor høj grad eksperterne er enige i den økologiske tilstandsklassefastsættelse af vandløbsstrækninger både indbyrdes og hos de to eksperter der har foretaget bedømmelsen to gange. Det beregnede indeks antager værdier mellem 0,61 og 0,82. Den største overensstemmelse findes mellem 1B og 4A, mens den mindste overensstemmelse findes mellem 1A og 3. Indeks værdierne er ikke væsentligt større i sammenligningen af bedømmelser foretaget af samme ekspert (begge 0,77).

Tabel 5. Indeksværdier der angiver overensstemmelsen mellem eksperterne i vurdering af økologisk tilstandsklasse på 1.244 vandløbsstrækninger. A og B henviser til at samme ekspert har udført to vurderinger for samme vandløbsstrækning.

	1A	1B	2	3	4A	4B	5	6
1A	-	0,77	0,70	0,61	0,80	0,75	0,69	0,75
1B	-	-	0,73	0,66	0,82	0,78	0,69	0,77
2	-	-	-	0,72	0,71	0,66	0,68	0,72
3	-	-	-	-	0,62	0,59	0,60	0,63
4A	-	-	-	-	-	0,77	0,70	0,74
4B	-	-	-	-	-	-	0,67	0,73
5	-	-	-	-	-	-	-	0,69
6	-	-	-	-	-	-	-	-

De gennemsnitlige procentuelle fordelinger af eksperternes a priori klassifikationer er beregnet indenfor alle økologiske tilstandsklasser (tabel 6). Der er størst overensstemmelse mellem eksperterne i klassifikation af vandløbsstrækninger med moderat økologisk tilstand (gennemsnitlig 56 %), mens der er mindst overensstemmelse mellem eksperterne i klassifikation af vandløbsstrækninger med dårlig økologisk tilstand (gennemsnitlig 22 %). Uoverensstemmelsen mellem eksperterne begrænser sig dog som oftest til en enkelt tilstandsklasse (gennemsnitlig 85 % af de klassificerede data).

Tabel 6. Den gennemsnitlige procentuelle fordeling samt standardafvigelse af eksperternes a priori klassifikationer indenfor de 5 økologiske tilstandsklasser. Med fed er angivet hvor den største andel af henh. klasse 1 klassificerede vandløb, klasse 2 klassificerede vandløb etc. grupperer sig.

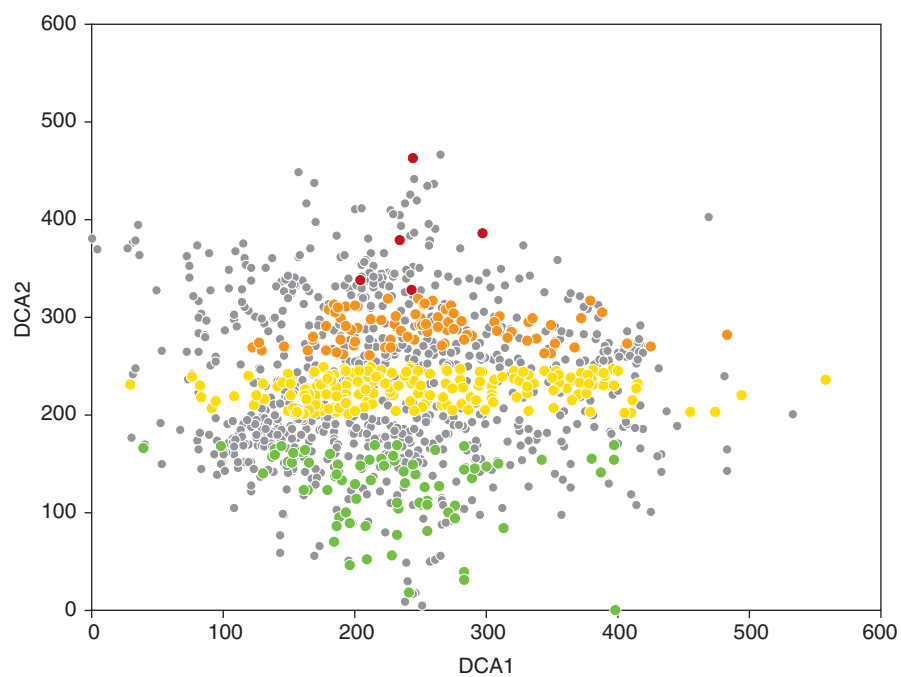
	1		2		3		4		5	
	Gennem- snit	SD	Gennem- snit	SD	Gennem- snit	SD	Gennem- snit	SD	Gennem- snit	SD
1	22,3	19,1	2,7	2,7	0,4	0,7	0,3	0,9	0,6	1,5
2	47,4	21,3	47,4	18,3	23,4	17,1	6,7	7,3	4,3	5,8
3	25,8	17,5	43,3	14,4	56,0	14,5	50,8	21,2	28,4	19,6
4	4,1	9,1	6,4	10,6	19,5	17,1	39,6	20,3	57,8	22,3
5	0,4	1,7	0,2	0,7	0,7	1,5	2,5	5,5	7,1	14,9

2.7 Superviseret klassifikationsmodel

Den statistiske model der anvendes er en superviseret klassifikationsmodel der søger at genfinde de 5 økologiske tilstandsklasser (a priori klasser). A priori klassen indgår herefter som responsvariabel i modellen og placeringen langs de tre første ordinationsakser indgår som forklaringsvariabler i modellen.

A priori klassen anvendes til at træne modellen i hvilken tilstandsklasse vandløbsstrækningerne tilhører. Træningsdata er udvalgt som den delmængde af vandløbsstrækningerne (cirka 30%) hvor der er størst enighed blandt eksperterne i klassifikationen indenfor alle økologiske tilstandsklasser, dog undtaget klasse 5 (høj økologisk tilstand) da kun et fåtal af vandløbene var blevet a priori klassificeret i denne tilstandsklasse og kun i 4 af de 8 gennemførte klassifikationer (se fig. 4). Til udvælgelse af træningsdata er der endvidere søgt at dække den variation der findes i ordinationsrummet, udtrykt ved akseverdierne på DCA akse 1-3. Placeringen af træningsdata i ordinationsrummet er vist i figur 6.

Figur 6. A priori klassificerede data anvendt til at træne modellen indenfor de 4 økologiske tilstandsklasser. Træningsdata udgør ca. 30% af det totale datasæt. Rød=dårlig økologisk tilstand (1), orange=ringe økologisk tilstand (2), gul=moderat økologisk tilstand (3) og grøn=god økologisk tilstand (4). Grå datapunkter indgår ikke i træningsdata.

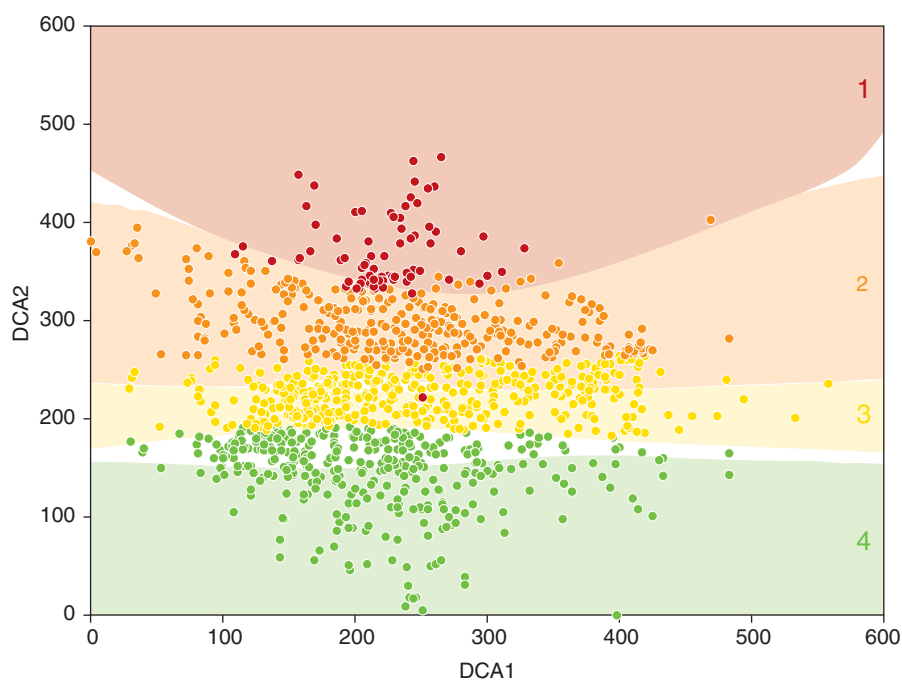


3 Resultater

3.1 Modelforudsigelse

Figur 7 viser modellens prædiktioner af den mest sandsynlige økologiske tilstandsklasse for de a priori klassificerede vandløbsstrækninger. En vandløbsstrækning vil efter klassifikationen blive placeret i den økologiske tilstandsklasse den ligner mest ud fra sammensætningen af arter samt arternes dækning. Som det fremgår af figuren er der ikke skarpe grænser mellem tilstandsklasserne. På figuren er endvidere indtegnet 50% sandsynlighedsgrænser for de forskellige økologiske tilstandsklasser.

Figur 7. Modellens klassifikation af de i alt 1.213 vandløbsstrækninger i økologiske tilstandsklasser. Rød=dårlig økologisk tilstand (1), orange=ringe økologisk tilstand (2), gul=moderat økologisk kvalitet (3) og grøn=god økologisk kvalitet (4). 50% signifikansgrænser er indtegnet på figuren. Indenfor det røde område er 50% chance for at en strækning klassificeres som et vandløb med dårlig økologisk tilstand.



Modellen henfører i alt 75 (6%) vandløbsstrækninger til tilstandsklassen dårlig økologisk tilstand, 332 (28%) til ringe økologisk tilstand, 439 (37%) til moderat økologisk tilstand og endelig 343 (29%) til god økologisk tilstand. Til sammenligning henførte eksperternes a priori klassifikation udtrykt ved medianværdien 16 (1%) vandløbsstrækninger til dårlig økologisk tilstand, 317 (27%) til ringe økologisk tilstand, 655 (55%) til moderat økologisk tilstand og endelig 201 (17%) til god økologisk tilstand.

Der er foretaget en sammenligning mellem modellens prædiktioner og eksperternes a priori klassifikation af vandløbene (tabel 7). Som mål for eksperternes a priori klassifikation er anvendt medianværdien for klassifikationerne af vandløbsstrækningerne. Dog er undtaget 24 vandløbsstrækninger der antog medianværdier på 5 da disse ikke er forsøgt prædikeret i modellen som beskrevet i afsnit 2.7. Tabellen medtager alle vandløbsstrækninger og ikke kun de vandløbsstrækninger der er anvendt til at træne modellen (træningsdata).

Tabel 7. Model prædikteret tilstandsklasse samt eksperternes tilstandsklasse fastsat som medianværdi. Med fed er angivet hvor den største procentandel inden for de 4 økologiske tilstandsklasser er model-klassificeret.

Median (eksperter)	Prædikteret tilstandsklasse (model)							
	1		2		3		4	
	%	Antal	%	Antal	%	Antal	%	Antal
1	38	6	31	5	25	4	6,2	1
2	14	45	33	105	30	95	23	72
3	3,5	23	29	190	41	268	27	174
4	0,5	1	16	32	36	72	48	96

Der er overvejende overensstemmelse mellem medianværdier for økologisk tilstand fastsat af eksperterne og prædikterede værdier for økologisk tilstand (38-48%). Den største overensstemmelse finder vi i økologisk tilstandsklasse 4. Afvigelsen mellem medianværdier og prædikterede værdier afviger sjældent mere end 1 tilstandsklasse. Overensstemmelsen mellem de to klassifikationer målt ved det opstillede indeks er 0,67.

3.2 Planteramfundene i de 5 økologiske tilstandsklasser

Der er kun mindre forskelle i en række beregnede planteparametre mellem vandløb modelklassificeret i henh. økologisk tilstandsklasse 1, 2, 3 og 4 (tabel 8). Den totale plantedækning stiger svagt fra økologisk tilstandsklasse 1/2 til økologisk tilstandsklasse 3 og 4. Vi finder også en lille forskel i artsrigdommen som igen er svagt stigende fra økologisk tilstandsklasse 1/2 til økologisk tilstandsklasse 3/4. Tilsvarende er diversiteten lavere i vandløb klassificeret i økologisk tilstandsklasse 1 men sammenlignelig i tilstandsklasse 2 og 4. Ellenberg N falder svagt med stigende økologisk tilstandsklasse mens Ellenberg L er uændret.

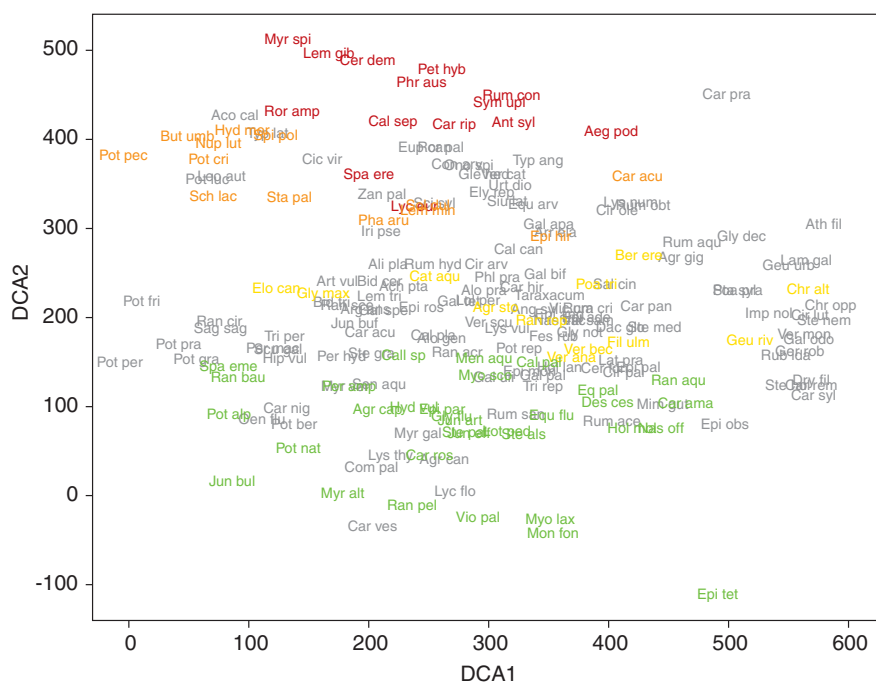
Tabel 8. Plantekarakteristika for vandløbsstrækninger klassificeret vha. modellen i henholdsvis økologisk tilstandsklasse 1, 2, 3 og 4. Middelværdier samt standardafvigelser er angivet for en række fysiske og plantemæssige karakteristika. Signifikante forskelle er angivet med forskellige bogstaver (ANOVA, $p < 0,05$).

Prædikteret tilstands- klasse (model)	1		2		3		4	
	Gennemsnit	SD	Gennemsnit	SD	Gennemsnit	SD	Gennemsnit	SD
Dækning (%)	48 ^a	27	51 ^a	28	53 ^{ab}	28	58 ^b	29
Antal arter	8,3 ^a	0,6	9,9 ^a	5,6	12,2 ^b	6,2	12,1 ^b	6,9
Shannon diversitet	1,22 ^a	0,47	1,43 ^b	0,58	1,64 ^c	0,49	1,47 ^b	0,63
Evenness	0,62 ^a	0,18	0,65 ^a	0,19	0,69 ^b	0,15	0,62 ^a	0,17
Ellenberg N	6,6 ^a	0,3	6,6 ^a	0,4	6,3 ^b	0,4	5,8 ^c	0,6
Ellenberg L	7,0 ^a	0,2	6,9 ^a	0,2	6,9 ^a	0,2	7,0 ^a	0,2

Tabel 9 giver en oversigt over plantearter identificeret som indikatorarter for vandløb klassificeret i henh. økologisk tilstandsklasse 1, 2, 3 og 4. Disse er indplaceret i ordinationsrummet i Figur 8. Tagrør, grenet pindsvineknop samt rød hestehov er identificeret som de 3 vigtigste indikatorarter for økologisk tilstandsklasse 1, rørgræs, lådden dueurt samt liden andemad er identificeret som de tre vigtigste indikatorarter for økologisk tilstandsklasse 2, smalbladet mærke, vandpest samt høj sødgræs er identificeret som de tre vigtigste indikatorarter for økologisk tilstandsklasse 3 og endelig er manna sødgræs, vandstjerne samt vandranunkel identificeret som de tre vigtigste indikatorarter for økologisk tilstandsklasse 4. Udover indikatorværdier for

de enkelte arter er arternes specificitet (S), defineret som den andel af det samlede antal registreringer af arten der falder indenfor den givne økologiske tilstandsklasse samt arternes konstans (K), defineret som andelen af lokaliteter indenfor den givne økologiske tilstandsklasse hvor arten er registreret angivet i tabellen. Specificiteten udtrykker hvor specifik arten er for tilstandsklassen, mens konstansen udtrykker hvor hyppigt arten forekommer indenfor tilstandsklassen. Således er fx tagrør (*Phragmites australis*) registreret i 66% af alle de vandløb der er klassificeret i økologisk tilstandsklasse 1, mens hele 90% af det totale antal registreringer falder indenfor denne klasse. Det betyder altså at tagrør er meget hyppigt når den er tilstede.

Figur 8. Indikatorarter for de 4 økologiske tilstandsklasser identificeret ved indikatorartsanalyse. Rød=dårlig økologisk tilstand (1), orange=ringe økologisk tilstand (2), gul=moderat økologisk tilstand (3) og grøn=god økologisk tilstand (4). Arter i grå er ikke identificeret som signifikante indikatorarter. Arterne kan ses i tabel 9.



Tabel 9. Oversigt over indikatorarter i de 4 økologiske tilstandsklasser. Indikatorværdi, signifikansniveau samt arternes specificitet og konstans er angivet. Arterne er oplistet efter indikatorværdi indenfor de enkelte tilstandsklasser.

Økologisk tilstandsklasse	Art	Indikatorværdi	Signifikans (p)	S	K
1	<i>Phragmites australis</i>	58,9	0,001	90	66
1	<i>Sparganium erectum</i>	43,5	0,001	58	75
1	<i>Petasites hybridus</i>	10,5	0,001	89	12
1	<i>Myriophyllum spicatum</i>	6,3	0,001	96	7
1	<i>Calystegia sepium</i>	4,4	0,005	67	7
1	<i>Ceratophyllum demersum</i>	3,8	0,001	97	4
1	<i>Aegopodium podagraria</i>	3,7	0,006	56	7
1	<i>Lycopus europaeus</i>	3,4	0,016	52	7
1	<i>Rumex conglomeratus</i>	3,4	0,004	86	4
1	<i>Carex riparia</i>	2,7	0,01	69	4
1	<i>Lemna gibba</i>	2,5	0,012	96	3
1	<i>Rorippa amphibia</i>	2,3	0,033	57	4
1	<i>Symphytum x uplandicum</i>	2,2	0,013	83	3
1	<i>Anthriscus sylvestris</i>	1,6	0,04	61	3
2	<i>Phalaris arundinacea</i>	27,8	0,001	40	69
2	<i>Epilobium hirsutum</i>	20,5	0,003	49	42
2	<i>Lemna minor</i>	19	0,016	40	47
2	<i>Potamogeton crispus</i>	15,1	0,001	57	26
2	<i>Solanum dulcamara</i>	13,1	0,006	43	36
2	<i>Potamogeton pectinatus</i>	11,6	0,001	73	16
2	<i>Carex acutiformis</i>	9,7	0,001	83	12
2	<i>Butomus umbellatus</i>	8,8	0,002	47	19
2	<i>Schoenoplectus lacustris</i>	6,8	0,009	69	10
2	<i>Nuphar lutea</i>	4,6	0,026	53	9
2	<i>Spirodela polyrhiza</i>	3,9	0,018	72	5
2	<i>Stachys palustris</i>	3,4	0,041	54	6
2	<i>Hydrocharis morsus ranae</i>	2,6	0,015	96	3
3	<i>Berula erecta</i>	26,7	0,002	38	57
3	<i>Elodea canadensis</i>	24,1	0,001	51	34
3	<i>Glyceria maxima</i>	19,4	0,01	39	41
3	<i>Ranunculus repens</i>	17,6	0,003	50	35
3	<i>Agrostis stolonifera</i>	15,5	0,004	52	24
3	<i>Poa trivialis</i>	14	0,014	47	17
3	<i>Veronica anagallis-aquatica</i>	13,8	0,009	48	29
3	<i>Veronica beccabunga</i>	10,8	0,011	45	24
3	<i>Filipendula ulmaria</i>	9	0,024	49	9
3	<i>Catabrosa aquatica</i>	3,2	0,04	69	1
3	<i>Geum rivale</i>	2,4	0,044	64	0
3	<i>Chrysosplenium alternifolium</i>	1,3	0,043	77	0

4	<i>Glyceria fluitans</i>	39,9	0,001	70	1
4	<i>Callitriche</i> sp.	33,9	0,001	48	1
4	<i>Ranunculus peltatus</i>	33,3	0,001	95	25
4	<i>Sparganium emersum</i>	32,8	0,001	60	1
4	<i>Potamogeton natans</i>	32,5	0,001	90	0
4	<i>Juncus effusus</i>	21	0,001	71	5
4	<i>Myosotis scorpioides</i>	18,6	0,002	46	3
4	<i>Mentha aquatica</i>	12,7	0,029	45	0
4	<i>Deschampsia cespitosa</i>	11,3	0,001	59	1
4	<i>Carex rostrata</i>	9	0,001	75	0
4	<i>Cardamine amara</i>	8,7	0,011	50	0
4	<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	8,3	0,001	88	9
4	<i>Lotus pedunculatus</i>	8,2	0,001	65	2
4	<i>Persicaria amphibia</i>	8,2	0,014	70	3
4	<i>Equisetum fluviatile</i>	7,8	0,019	68	1
4	<i>Montia fontana</i>	7,7	0,001	97	18
4	<i>Nasturtium officinale</i>	6,7	0,001	78	32
4	<i>Caltha palustris</i>	5,9	0,029	40	1
4	<i>Equisetum palustre</i>	5,6	0,03	57	2
4	<i>Ranunculus aquatilis</i>	5,3	0,029	56	1
4	<i>Epilobium parviflorum</i>	4,9	0,019	64	3
4	<i>Stellaria alsine</i>	4,8	0,008	73	4
4	<i>Ranunculus baudotii</i>	4,7	0,007	82	4
4	<i>Juncus articulatus</i>	4	0,025	69	0
4	<i>Myosotis laxa</i> ssp. <i>caespitosa</i>	3,6	0,011	79	0
4	<i>Holcus mollis</i>	3,3	0,041	65	42
4	<i>Potamogeton alpinus</i>	3,3	0,011	89	0
4	<i>Juncus bulbosus</i>	2,6	0,012	100	40
4	<i>Agrostis capillaris</i>	2,2	0,037	59	3
4	<i>Stellaria palustris</i>	2,1	0,027	74	1
4	<i>Hydrocotyle vulgaris</i>	1,7	0,016	100	0
4	<i>Epilobium tetragonum</i>	1,4	0,042	96	14
4	<i>Viola palustris</i>	1,1	0,032	100	15

3.3 Eksempel på model prædiktion

Vi giver her et eksempel på anvendelse af modellen til økologisk klassifikation af et vandløb baseret på makrofyter. Plantedata stammer fra en Nørreåen ved Fladbro og er indsamlet i forbindelse med NOVANA overvågningen i 2009. Tilstedeværende plantearter samt deres dækning fremgår af tabel 10.

Tabel 10. Plantedata der anvendes i en afprøvning af modellen.

Art	Dækning (%)
<i>Glyceria maxima</i>	19,1
<i>Lemna minor</i>	15,8
<i>Sparganium emersum</i>	7,5
<i>Phalaris arundinacea</i>	3,5
<i>Potamogeton praelongus</i>	2,6
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	0,9
<i>Spirodela polyrhiza</i>	0,9
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>	0,6
<i>Agrostis stolonifera</i>	0,4
<i>Elodea canadensis</i>	0,2
<i>Impatiens noli-tangere</i>	0,2
<i>Urtica dioica</i>	0,1
<i>Stachys palustris</i>	0,1
<i>Callitriche sp.</i>	0,1

De gennemsnitlige akseværdier fra vandløbslokaliteten giver en model prædiktation der med 93% sandsynlighed klassificerer vandløbet til at have moderat økologisk tilstand og med 6,3% sandsynlighed klassificerer vandløbet til at have ringe økologisk tilstand. Eksemplet illustrerer at klassifikationen af et vandløb ved anvendelse af modellen giver en sandsynlighed for et tilhørsforhold. Vi har i forbindelse med de prædikterede tilstandsklassefastsættelser (se tabel 7) anvendt den mest sandsynlige klasse. Alternativt kunne tilstandsklassefastsættelsen forudsætte ex. mindst 50% sandsynlighed for at tilhøre en given klasse (se fig. 7).

4 Konklusioner og anbefalinger

Vi har sammenlignet modellens tilstandsklassefastsættelse med ekspertgruppens tilstandsklassefastsættelse af identiske vandløb. Den fundne overensstemmelse er på 0,67 hvilket ligger indenfor det interval som er fundet indenfor ekspertgruppen (0,61-0,82). Vi fandt væsentlig ringere overensstemmelse mellem modellens tilstandsfastsættelse og ekspertgruppens ved anvendelse af kun arters forekomst i modellen, hvilket betyder at dækningsgradsdata er nødvendige i tilstandsklassefastsættelsen.

Vi mener at den udviklede model rummer gode muligheder i en tilstandsvurdering af danske vandløb. Således genfinder modellen eksperternes mønster i tilstandsklassefastsættelsen som det kommer til udtryk i figur 5 samtidig med at de identificerede indikatorarter i store træk tilsvarende arter, der i andre undersøgelser er identificeret som henholdsvis forstyrrelses tolerante og intolerante arter (Riis et al. 2000; Riis & Sand-Jensen, 2001; Baattrup-Pedersen et al. 2002; Pedersen et al. 2006). Det er også interessant at arter der indikerer god overgangszonemellem vandløb og vandløbsnære areal (ex. eng kappeleje, vand karse, eng viol og sump-kællingetand; Pedersen et al. 2006) er identificeret som indikatorarter for vandløb med god økologisk tilstand.

Vores analyser viser endvidere, som forventet, at vandløbsstørrelse og alkalinitet spiller en væsentlig rolle for plantesammensætningen i danske vandløb, hvilket afspejles i forholdsvis stærke korrelationer med DCA akse 1 og dybde samt bredde og DCA akse 2 og vandets alkalinitet. Samtidig finder vi at eksperternes tilstandsklassefastsættelse af vandløbene også korrelerer med DCA akse 2. Det betyder altså at plantefordelingen langs DCA akse 2 kan tolkes som værende betinget af både forskelle i alkalinitet og forskelle i økologisk tilstand. Dette sammenfald afspejler at de mest påvirkede vandløb er beliggende i det østlige Danmark, hvor alkaliniteten også er højest. Den udviklede model vil derfor som udgangspunkt have en tendens til at tilstandsklassefastsætte vandløb med høj alkalinitet i en lavere tilstandsklasse end vandløb med en lavere alkalinitet, hvilket dog tilsvarende det mønster der findes i eksperternes vurdering. Dog er det vigtigt fremadrettet at erkende dette sammenfald og være opmærksom på at styrke modellen med upåvirkede vandløb med høj alkalinitet således at den vil kunne skelne mellem høj alkaline påvirkede og høj alkaline upåvirkede vandløb. Derudover skal modellen generelt styrkes i yderpunkterne dvs. ved henh. ringe og høj økologisk tilstand (klasse 1 og 5).

De væsentligste forskelle mellem vandløb klassificeret i de forskellige tilstandsklasser relaterer sig til artssammensætningen og arternes dækning i vandløbene og mindre til den totale artsrigdom. Således er der kun mindre forskelle i artsantal og diversitet mellem de forskellige økologiske tilstandsklasser samtidig med at der kan identificeres en række signifikante indikatorarter for de 4 økologiske tilstandsklasser især indenfor økologisk tilstandsklasse 4.

Vi anbefaler at den udviklede model afprøves på en række vandløb med varierende størrelse samt tilstand fx overvågningsdata fra NOVANA fra 2009 samt 2010 samt at muligheder for justeringer af modellen med henblik på at forbedre klassifikationssuccesen analyseres. I denne proces vil det være

værdifuldt at eksperterne inddrages dels med det formål at diskutere metodens praktiske anvendelighed dels med henblik på at belyse hvilke forhold der kan betinge den fundne uoverensstemmelse mellem nogle af eksperterne.

Endvidere anbefaler vi at det undersøges om supplerende metoder kan bidrage til at styrke tilstandsklassefastsættelsen af vandløb. Det kunne være i tilfælde hvor modellen ikke identificerer en overvejende sandsynlighed for at et givet vandløb kan henføres til en økologisk tilstandsklasse fx i tilfælde hvor modellen med mindre end 50 % sandsynlighed henfører vandløbet til en økologisk tilstandsklasse (se eksempel i afsnit 2.7). Det kunne også være i tilfælde hvor et vandløb ligger på grænsen mellem klasse 3 og 4 og dermed på grænsen til målopfyldelse jf. Vandrammedirektivet. En supplerende metode kunne bestå i en kortlægning af planternes rumlige fordeling i mindre afsnit i vandløbene som mål for hvor blandede plantebestandene er. Planternes rumlige fordeling har tidligere vist sig at være markant påvirket af vandløbsvedligeholdelse (Baattrup-Pedersen et al. 2004). Denne kortlægning kunne så anvendes som supplement til modellens prædiktion i tilstandsklassefastsættelsen.

Endvidere bør modellens prædiktion undersøges nærmere i type 3 vandløbene. Således vil en række store vandløb kunne henføres til vandløb med ringe eller moderat økologisk tilstand udelukkende fordi den metode der i dag anvendes i overvågningen begrænser sig til bredzonen (maksimal vanddybde hvor der foretages planteregistreringer er omkring 1 m). Dermed overses en række arter knyttet til det dybere vand. Dette kan også være baggrunden for at Brudelys (*Butomus umbellatus*) identificeres som indikatorart for økologisk tilstandsklasse 2. Denne art er typisk knyttet til store vandløb hvor f.eks. et begrænset artsantal eller dominans af sumpplanter langs vandløbenes kanter bevirker at vandløbet henføres til økologisk tilstandsklasse 2 svarende til ringe økologisk tilstand.

Endelig skal der ske en interkalibrering af modellen før den kan implementeres i dansk lovgivning. Det betyder bl.a. at tilstandsklasserne skal omregnes til økologisk kvalitetsratio (EQR), og at grænsefastsættelsen til klasserne skal være sammenlignelig med andre europæiske metoder. Dette arbejde gennemføres i fase II (Søndergaard et al, 2013).

5 Litteratur

Baatrup-Pedersen, A., Larsen, S.E. & Riis, T. 2002: Long-Term Effects of Stream Management on Plant Communities in Two Danish Lowland Streams. - *Hydrobiologia*: 33-45.

Baatrup-Pedersen, A. & Riis, T. 2004: Impacts of different weed cutting practices on macrophyte species diversity and composition in a Danish stream. - *River Research and Application*, 20, 103-114.

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.

Baatrup-Pedersen, A., Friberg, N., Pedersen, M.L., Skriver, J., Kronvang, B. & Larsen, S.E. 2004: Anvendelse af Vandrammedirektivet i danske vandløb. Danmarks Miljøundersøgelser. - Faglig rapport fra DMU 499: 145 s. (elektronisk).

Birk, S. & Wilby, N. 2010: Towards harmonization of ecological quality classification: establishin common grounds in European macrophyte assessment for rivers. *Hydrobiologia*, 652, 149-163.

Ellenberg, H. H. E., Weber, R., Düll, V., Wirth, W., Werner & Paulissen D. 1992. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Gobotanica*, 18, 1-258.

Kristensen, E., Baatrup-Pedersen, A., Skriver, J., Jørgensen, J., Kronvang, B., Andersen, H.E., Hoffmann, C.C., Wiberg-Larsen, P. 2008: Identifikation af referencevandløb til implementering af vandrammedirektivet i Danmark. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 55 s. (Faglig rapport fra DMU; 669).

Leyssen, A., P. Adriaens, L. Denys, J. Packet, A. Schneiders, K. Van Looy & L. Vanhecke, 2005. Toepassing van verschillende biologische beoordelings-systemen op Vlaamse potentiële interkalibratielocaties overeenkomstig de Europese kaderrichtlijn water: partim 'Macrophyten'. Instituut voor Natuur-behoud, Brussels: 178 pp.

Pedersen, M.L., Baatrup-Pedersen, A. & Wiberg-Larsen, P. (redaktører) 2007: Økologisk overvågning i vandløb og på vandløbsnære arealer under NOVANA 2004-2009. 4. udg. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Uni-versitet. - Teknisk anvisning fra DMU 21: 146 s. (elektronisk).

Pedersen, T.C.M., Baatrup-Pedersen, A. & Madsen, T.V. 2006: Effects of stream restoration and management on plant communities in lowland streams. - *Freshwater Biology* 51: 161-179.

Riis, T., K. Sand-Jensen & O. Vestergaard, 2000. Plant communities in low-land Danish streams: species composition and environmental factors. *Aquat-ic Botany* 66: 255-272.

Riis, T. & Sand-Jensen, 2001. Historical changes of species composition and richness accompanying disturbance and eutrophication of lowland streams over 100 years, *Freshwater Biology*, 46, 269-280.

Schaumburg, J., C. Schranz, D. Stelzer, G. Hofmann, A. Gutowski & J. Foerster, 2006. Instruction Protocol for the ecological Assessment of Running Waters for Implementation of the EC Water Framework Directive: Macrophytes and Phytobenthos. Bavarian Water Management Agency, Munich: 125 pp.

Skriver, J., Riis, T., Carl, J., Baattrup-Pedersen, A., Friberg, N., Ernst, M.E., Frandsen, S.B., Sode, A. & Wiberg-Larsen, P. 1999: Biologisk overvågning i vandløb 1998-2003. Biologisk vandløbskvalitet (DVFI). Udvidet biologisk program. NOVA 2003. Danmarks Miljøundersøgelser. - Teknisk anvisning fra DMU 16 (online): 41 s.

Szoszkiewicz, K., J. Zbierska, S. Jusik & T. Zgoła, 2006. Opracowanie podstaw metodycznych dla monitoringu biologicznego wód w zakresie makrofitów i pilotowe ich zastosowanie dla części wód reprezentujących wybrane kategorie i typy. Etap II, tom II – rzeki. Institute of Environmental Protection, Agricultural Academy "A. Cieszkowicz", Warsaw.

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

Willby, N., J.-A. Pitt, & G. Phillips, 2009. The Ecological Classification of UK Rivers Using Aquatic Macrophytes. Environment Agency, Science Report.

Bilag 1: Artsoversigt

Art forkortet	Art
Ach pta	<i>Achillea ptarmica</i>
Aco cal	<i>Acorus calamus</i>
Aeg pod	<i>Aegopodium podagraria</i>
Agr can	<i>Agrostis canina</i>
Agr cap	<i>Agrostis capillaris</i>
Agr gig	<i>Agrostis gigantea</i>
Agr sto	<i>Agrostis stolonifera</i>
Ali pla	<i>Alisma plantago-aquatica</i>
Alo gen	<i>Alopecurus geniculatus</i>
Alo pra	<i>Alopecurus pratensis</i>
Ang syl	<i>Angelica sylvestris</i>
Ant syl	<i>Anthriscus sylvestris</i>
Arg ans	<i>Argentina anserina</i>
Arr ela	<i>Arrhenatherum elatius</i>
Art vul	<i>Artemisia vulgaris</i>
Ath fil	<i>Athyrium filix-femina</i>
Ber ere	<i>Berula erecta</i>
Bid cer	<i>Bidens cernua</i>
Bid tri	<i>Bidens tripartita</i>
But umb	<i>Butomus umbellatus</i>
Cal can	<i>Calamagrostis canescens</i>
Cal pal	<i>Caltha palustris</i>
Cal pla	<i>Callitriche platycarpa</i>
Cal sep	<i>Calystegia sepium</i>
Call sp	<i>Callitriche sp.</i>
Car acu	<i>Carex acutiformis</i>
Car acu	<i>Carex acuta</i>
Car ama	<i>Cardamine amara</i>
Car hir	<i>Carex hirta</i>
Car nig	<i>Carex nigra</i>
Car pan	<i>Carex paniculata</i>
Car pra	<i>Cardamine pratensis</i>
Car rem	<i>Carex remota</i>
Car rip	<i>Carex riparia</i>
Car ros	<i>Carex rostrata</i>
Car syl	<i>Carex sylvatica</i>
Car ves	<i>Carex vesicaria</i>
Cat aqu	<i>Catabrosa aquatica</i>
Cer dem	<i>Ceratophyllum demersum</i>
Cer fon	<i>Cerastium fontanum</i>
Chr alt	<i>Chrysosplenium alternifolium</i>
Chr opp	<i>Chrysosplenium oppositifolium</i>
Cic vir	<i>Cicuta virosa</i>
Cir arv	<i>Cirsium arvense</i>
Cir lut	<i>Circaea lutetiana</i>
Cir ole	<i>Cirsium oleraceum</i>
Cir pal	<i>Cirsium palustre</i>
Com pal	<i>Comarum palustre</i>
Con arv	<i>Convolvulus arvensis</i>

Dac glo	<i>Dactylis glomerata</i>
Des ces	<i>Deschampsia cespitosa</i>
Dry fil	<i>Dryopteris filix-mas</i>
Elo can	<i>Elodea canadensis</i>
Ely rep	<i>Elytrigia repens</i>
Epi ade	<i>Epilobium adenocaulon</i>
Epi ang	<i>Epilobium angustifolium</i>
Epi hir	<i>Epilobium hirsutum</i>
Epi mon	<i>Epilobium montanum</i>
Epi obs	<i>Epilobium obscurum</i>
Epi pal	<i>Epilobium palustre</i>
Epi par	<i>Epilobium parviflorum</i>
Epi ros	<i>Epilobium roseum</i>
Epi tet	<i>Epilobium tetragonum</i>
Eq pal	<i>Equisetum palustre</i>
Equ arv	<i>Equisetum arvense</i>
Equ flu	<i>Equisetum fluviatile</i>
Eup can	<i>Eupatorium cannabinum</i>
Fes rub	<i>Festuca rubra</i>
Fil ulm	<i>Filipendula ulmaria</i>
Gal apa	<i>Galium aparine</i>
Gal bif	<i>Galeopsis bifida</i>
Gal odo	<i>Galium odoratum</i>
Gal pal	<i>Galium palustre</i>
Gal spe	<i>Galeopsis speciosa</i>
Gal tet	<i>Galeopsis tetrahit</i>
Gal uli	<i>Galium uliginosum</i>
Ger rob	<i>Geranium robertianum</i>
Geu riv	<i>Geum rivale</i>
Geu urb	<i>Geum urbanum</i>
Gle hed	<i>Glechoma hederacea</i>
Gly dec	<i>Glyceria declinata</i>
Gly flu	<i>Glyceria fluitans</i>
Gly max	<i>Glyceria maxima</i>
Gly not	<i>Glyceria notata</i>
Hip vul	<i>Hippuris vulgaris</i>
Hol lan	<i>Holcus lanatus</i>
Hol mol	<i>Holcus mollis</i>
Hyd mor	<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>
Hyd vul	<i>Hydrocotyle vulgaris</i>
Imp nol	<i>Impatiens noli-tangere</i>
Iri pse	<i>Iris pseudacorus</i>
Jun art	<i>Juncus articulatus</i>
Jun buf	<i>Juncus bufonius</i>
Jun bul	<i>Juncus bulbosus</i>
Jun eff	<i>Juncus effusus</i>
Lam gal	<i>Lamiastrum galeobdolon</i>
Lat pra	<i>Lathyrus pratensis</i>
Lem gib	<i>Lemna gibba</i>
Lem min	<i>Lemna minor</i>
Lem tri	<i>Lemna trisulca</i>
Leo aut	<i>Leontodon autumnalis</i>
Lol per	<i>Lolium perenne</i>
Lot ped	<i>Lotus pedunculatus</i>

Lyc eur	<i>Lycopus europaeus</i>
Lyc flo	<i>Lychnis flos-cuculi</i>
Lys num	<i>Lysimachia nummularia</i>
Lys thy	<i>Lysimachia thyrsiflora</i>
Lys vul	<i>Lysimachia vulgaris</i>
Men aqu	<i>Mentha aquatica</i>
Mim gut	<i>Mimulus guttatus</i>
Mon fon	<i>Montia fontana</i>
Myo lax	<i>Myosotis laxa</i> ssp. <i>caespitosa</i>
Myo sco	<i>Myosotis scorpioides</i>
Myr alt	<i>Myriophyllum alterniflorum</i>
Myr gal	<i>Myrica gale</i>
Myr spi	<i>Myriophyllum spicatum</i>
Myr ver	<i>Myriophyllum verticillatum</i>
Nas mic	<i>Nasturtium microphyllum</i>
Nas off	<i>Nasturtium officinale</i>
Nup lut	<i>Nuphar lutea</i>
Oen flu	<i>Oenanthe fluviatilis</i>
Ono spi	<i>Ononis spinosa</i> ssp. <i>maritime</i>
Per amp	<i>Persicaria amphibia</i>
Per hyd	<i>Persicaria hydropiper</i>
Per mac	<i>Persicaria maculosa</i>
Pet hyb	<i>Petasites hybridus</i>
Pha aru	<i>Phalaris arundinacea</i>
Phl pra	<i>Phleum pratense</i>
Phr aus	<i>Phragmites australis</i>
Poa pra	<i>Poa pratensis</i>
Poa tri	<i>Poa trivialis</i>
Pot alp	<i>Potamogeton alpinus</i>
Pot ber	<i>Potamogeton berchtoldii</i>
Pot cri	<i>Potamogeton crispus</i>
Pot fri	<i>Potamogeton friesii</i>
Pot gra	<i>Potamogeton gramineus</i>
Pot luc	<i>Potamogeton lucens</i>
Pot nat	<i>Potamogeton natans</i>
Pot pec	<i>Potamogeton pectinatus</i>
Pot per	<i>Potamogeton perfoliatus</i>
Pot pra	<i>Potamogeton praelongus</i>
Pot rep	<i>Potentilla reptans</i>
Ran acr	<i>Ranunculus acris</i>
Ran aqu	<i>Ranunculus aquatilis</i>
Ran bau	<i>Ranunculus baudotii</i>
Ran cir	<i>Ranunculus circinatus</i>
Ran pel	<i>Ranunculus peltatus</i>
Ran rep	<i>Ranunculus repens</i>
Ran sce	<i>Ranunculus sceleratus</i>
Ror amp	<i>Rorippa amphibia</i>
Ror pal	<i>Rorippa palustris</i>
Rub ida	<i>Rubus idaeus</i>
Rum ace	<i>Rumex acetosa</i>
Rum aqu	<i>Rumex aquaticus</i>
Rum con	<i>Rumex conglomeratus</i>
Rum cri	<i>Rumex crispus</i>

Rum hyd	<i>Rumex hydrolapathum</i>
Rum obt	<i>Rumex obtusifolius</i>
Rum san	<i>Rumex sanguineus</i>
Sag sag	<i>Sagittaria sagittifolia</i>
Sal cin	<i>Salix cinerea</i>
Sch lac	<i>Schoenoplectus lacustris</i>
Sci syl	<i>Scirpus sylvaticus</i>
Scu gal	<i>Scutellaria galericulata</i>
Sen aqu	<i>Senecio aquaticus</i>
Siu lat	<i>Sium latifolium</i>
Sol dul	<i>Solanum dulcamara</i>
Spa eme	<i>Sparganium emersum</i>
Spa ere	<i>Sparganium erectum</i>
Spi pol	<i>Spirodela polyrhiza</i>
Sta pal	<i>Stachys palustris</i>
Sta syl	<i>Stachys sylvatica</i>
Ste als	<i>Stellaria alsine</i>
Ste gra	<i>Stellaria graminea</i>
Ste hol	<i>Stellaria holostea</i>
Ste med	<i>Stellaria media</i>
Ste nem	<i>Stellaria nemorum</i>
Ste pal	<i>Stellaria palustris</i>
Sym upl	<i>Symphytum x uplandicum</i>
Taraxacum	<i>Taraxacum – slægten</i>
Tri per	<i>Tripleurospermum perforatum</i>
Tri rep	<i>Trifolium repens</i>
Typ ang	<i>Typha angustifolia</i>
Typ lat	<i>Typha latifolia</i>
Urt dio	<i>Urtica dioica</i>
Val sam	<i>Valeriana sambucifolia</i>
Ver ana	<i>Veronica anagallis-aquatica</i>
Ver bec	<i>Veronica beccabunga</i>
Ver cat	<i>Veronica catenata</i>
Ver mon	<i>Veronica montana</i>
Ver scu	<i>Veronica scutellata</i>
Vic cra	<i>Vicia cracca</i>
Vio pal	<i>Viola palustris</i>
Zan pal	<i>Zannichellia palustris</i>

Bilag 2: Økologiske tilstandsklasser

BIOLOGISK KVALITETSELEMENTER

Element	Høj tilstand	God tilstand	Moderat tilstand
Makrofyter og bundvegetation	<p>Den taksonomiske sammensætning svarer fuldstændig eller næsten fuldstændig til uberørte forhold.</p> <p>Ingen påviselige ændringer i den gennemsnitlige udbredelse af makrofyt- og bundvegetation.</p>	<p>Der er svage ændringer i makrofyt- og bundvegetationstaxas sammensætning og udbredelse set i forhold til typespecifikke samfund. Disse ændringer er ikke tegn på en accelereret vækst af bundvegetation eller højere former for planteliv, der fører til uønskede forstyrrelser af balancen mellem de organismer, der findes i vandet, eller af vandets eller sedimentets fysiske-kemiske kvalitet.</p> <p>Bundvegetationssamfundet er ikke negativt påvirket af bakteriesamlinger og -belægninger, der er til stede som følge af menneskelig aktivitet.</p>	<p>Makrofyt- og bundvegetationstaxas sammensætning afviger i mindre grad fra det typespecifikke samfund og er signifikant mere ændret end ved god tilstand.</p> <p>Der er tydelige mindre ændringer i den gennemsnitlige udbredelse af makrofyt- og bundvegetation.</p> <p>Bundvegetationssamfundet kan være berørt og i nogle områder fordrevet af bakteriesamlinger og belægninger, der er til stede som følge af menneskelig aktivitet.</p>

[Tom side]

UDVIKLING AF PLANTEINDEKS TIL BRUG I DANSKE VANDLØB

Vurdering af økologisk tilstand (Fase I)

Formålet med projektet er at udvikle indeks til brug for vurdering af økologisk tilstand i vandløb baseret på makrofyter, hvilket gennemføres med udgangspunkt i ekspert klassifikationer af en række vandløb i tilstandsklasser. Overensstemmelsen mellem modellens og eksperternes tilstandsklassefastsættelser er 0,67.

ISBN: 978-87-7156-007-7
ISSN: 2244-9981