



UDVIKLING AF BIOLOGISK INDEKS FOR BENTISKE ALGER (FYTOBENTHOS) I DANSKE VANDLØB

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 296

2018



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

[Tom side]

UDVIKLING AF BIOLOGISK INDEKS FOR BENTISKE ALGER (FYTOBENTHOS) I DANSKE VANDLØB

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 296

2018

Dagmar Kappel Andersen
Søren E. Larsen
Liselotte Sander Johansson
Anette Baisner Alnøe
Annette Baattrup-Pedersen

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. 296
Titel:	Udvikling af biologisk indeks for bentiske alger (fytobenthos) i danske vandløb
Forfattere:	Dagmar Kappel Andersen, Søren E. Larsen, Liselotte Sander Johansson, Anette Baisner Alnøe & Annette Baattrup-Pedersen
Institution:	Aarhus Universitet, Institut for Bioscience
Udgiver:	Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©
URL:	http://dce.au.dk
Udgivelsesår:	Oktober 2018
Redaktion afsluttet:	Oktober 2018
Faglig kommentering:	Jes J. Rasmussen
Kvalitetssikring, DCE:	Poul Nordemann Jensen
Finansiel støtte:	Miljøstyrelsen
Bedes citeret:	Andersen, D.K., Larsen, S.E., Johansson, L.S., Alnøe, A.B. & Baattrup-Pedersen, A. 2018. Udvikling af biologisk indeks for bentiske alger (fytobenthos) i danske vandløb. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 42 s. - Videnskabelig rapport nr. 296 http://dce2.au.dk/pub/SR296.pdf
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Sammenfatning:	I henhold til EU's vandrammedirektiv, skal den økologiske tilstand i vandløb vurderes ud fra en række biologiske kvalitetselementer. I Danmark er der udviklet indeks for smådyr, fisk og vandplanter, mens der endnu ikke er et fungerende indeks for bundlevende (bentiske) alger. Denne rapport beskriver udviklingen og interkalibrering af et biologisk indeks for bentiske alger i danske vandløb. Baseret på sammenhængen mellem artsammensætningen og målte fysiske, kemiske og hydrologiske parametre blev det identificeret, at $\text{PO}_4\text{-P}$ -koncentrationen, alkalinitet og organisk stof er de vigtigste parametre for artsfordelingen i danske vandløb. Det blev fundet, at en kombination af to eksisterende indeks, som responderer på $\text{PO}_4\text{-P}$ og organisk stof, gav den bedste forklaringsgrad for bentiske alger i danske vandløb, og at dette indeks kan interkalibreres, så det lever op til kravene i EU's vandrammedirektiv.
Emneord:	Bentiske alger, vandløb, fosfor, indeks, vandrammedirektivet, interkalibrering, økologisk tilstand
Layout:	Grafisk Værksted, AU Silkeborg
Sproglig kvalitetssikring:	Anne Mette Poulsen
Foto forside:	Fjederholt Aa. Foto: Annette Baattrup-Pedersen
ISBN:	978-87-7156-368-9
ISSN (elektronisk):	2244-9981
Sideantal:	42
Internetversion:	Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som http://dce2.au.dk/pub/SR296.pdf

Indhold

Sammenfatning	5
Summary	7
1. Introduktion	9
1.1 Baggrund	9
1.2 Formål	9
2. Datagrundlag	10
2.1 Benthiske alger	10
2.2 Miljøfaktorer	10
3. Dataanalyse	13
3.1 Detrended correspondence analysis (DCA)	13
3.2 Indeks	13
3.3 Analyse af sammenhænge mellem indeks og væsentlige miljøparametre	14
3.4 Partial least squares	14
4. Resultater	17
4.1 Sammensætning af algesamfundene	17
4.2 Test af eksisterende indeks, korrelation med miljøpåvirkninger	20
5. Diskussion	22
6. Anbefaling	23
7. Interkalibrering af indeks	24
7.1 Beregning af ICM (Intercalibration Common Metric)	24
7.2 Fastsættelse af referenceværdi til beregning af EQR-værdier for det danske indeks	25
7.3 Fastsættelse af grænser mellem økologiske tilstandsklasser	26
7.4 Endelig grænsefastsættelse mellem tilstandsklasser	27
8. Referencer	31
Appendiks 1	35
Appendiks 2	37
Appendiks 3	40

[Tom side]

Sammenfatning

Ifølge EU's Vandrammedirektiv skal den økologiske tilstand vurderes med anvendelse af de biologiske kvalitetselementer, som rummer akvatisk flora, smådyr og fisk, hvor den akvatiske flora omfatter alger (fytoplankton og bentiske alger) og vandplanter. I Danmark eksisterer der pt. indeks til vurdering af den økologiske tilstand baseret på smådyr, vandplanter samt fisk, mens der endnu ikke eksisterer et indeks for alger. Formålet med dette projekt er at udvikle og interkalibrere et dansk indeks for de bentiske alger til brug ved vurdering af den økologiske tilstand i vandløb.

I perioden 2013-2016 er der indsamlet prøver af bentiske alger fra 524 af NO-VANAs kontrolovervågningsstationer på de allerede udpegede 100 m strækninger, hvor samtlige undersøgelser under kontrolovervågningen foretages. Fra samme strækninger findes der data om naturgivne, fysiske, kemiske og arealmæssige forhold. For en delmængde af strækningerne er der også målt vandføring.

Indledningsvist blev sammenhængen mellem artssammensætningen og de forskellige miljøfaktorer undersøgt. Resultaterne viste, at de bentiske algesamfund i danske vandløb varierer langs gradienter i de vandkemiske forhold, og at disse betyder mere end de fysiske og hydrologiske forhold for algesammensætningen. Vi fandt, at koncentrationen af $\text{PO}_4\text{-P}$, alkalinitet og dernæst graden af organisk belastning var de vigtigste faktorer for artssammensætningen.

Da de fleste eksisterende indeks for bentiske alger i andre lande er baserede på, at netop næringsbelastning og/eller organisk belastning er de primære påvirkningsfaktorer, blev det undersøgt, om et eller en kombination af disse kan anvendes under danske forhold. Vi fandt, at et gennemsnit af de to indeks, SID (saprobisk kiselalgeindeks) og TID (Trofisk kiselalgeindeks), herefter kaldet SID_TID, havde den højeste forklaringsgrad (26 %) i forhold til den primære påvirkningsfaktor, $\text{PO}_4\text{-P}$ -koncentrationen. Disse to indeks anvendes i flere andre EU-lande enten alene eller i kombination som indeks til vurdering af økologisk tilstand.

I Vandrammedirektivet stilles der krav om, at indeks for de biologiske kvalitetselementer interkalibreres (harmoniseres) med de indeks der anvendes i de lande, der indgår i den samme interkalibreringsgruppe. Dette skal sikre, at der er overensstemmelse mellem økologiske tilstandsvurderinger mellem landene. Det er en forudsætning for interkalibrering, at indekset har en forklaringsgrad på mindst 25 % med de påvirkningsfaktorer, indekset er følsomt overfor. Det anbefalede indeks, SID_TID, har en forklaringsgrad på 26 % og kan derfor interkalibreres.

Interkalibreringen skal følge den procedure, der er beskrevet i forbindelse med den fælles interkalibrering i Danmarks interkalibreringsgruppe i 2008. Den er baseret på sammenhængen mellem det valgte indeks, SID_TID, og en "Intercalibration Common Metric" (ICM), der er et gennemsnit af to meget anvendte indeks, der samtidig er i overensstemmelse med de fleste af de øvrige anvendte indeks. I forbindelse med den fælles interkalibrering blev der fastsat accepterede intervaller for ICM, hvor grænsen mellem høj/god og god/moderat tilstandsklasse skal ligge. Når ICM har god sammenhæng med

det valgte indeks, kan disse intervaller overføres til SID_TID, og grænser mellem tilstandsklasserne høj/god og god/moderat kan udtrages. Desuden kvalificeres grænsefastsættelsen mellem de forskellige økologiske tilstandsklasser ved hjælp af en "Threshold Indicator Taxa Analysis", der identificerer PO₄-P-koncentrationer, hvor der sker markante skift i artssammensætningen (change points).

Det anbefales at anvende resultaterne fra TITAN-analyserne til at fastsætte grænserne mellem høj/god og god/moderat, således at change point for de arter, der responderer negativt på stigende PO₄-P-koncentration er udgangspunkt for grænsefastsættelsen mellem høj og god tilstandsklasse, mens change point for de arter, der responderer positivt på stigende PO₄-P-koncentration er udgangspunkt for grænsefastsættelsen mellem god og moderat tilstandsklasse. Niveauet kan enten sættes ud fra de identificerede change points eller ud fra de givne percentiler, afhængig af hvilken sandsynlighed/risiko der ønskes for, at det faktiske change point er inkluderet.

Summary

According to the EU Water Framework Directive, ecological status must be assessed using the biological quality elements of aquatic flora, invertebrates and fish, where the aquatic flora includes algae (phytoplankton and benthic algae) and aquatic plants. At present, Danish indices for evaluation of the ecological status of invertebrates, fish and macrophytes are implemented, while there is not yet an index for algae. The purpose of this project is to develop and intercalibrate a Danish index for the benthic algae for use in assessing the ecological status of streams.

During the period 2013-2016, samples of benthic algae were taken at 524 stations included in the National Monitoring Program on the already designated 100 m stretches where all surveys encompassed by the control monitoring are conducted. From the same sites, data are available on environmental parameters on natural, physical, chemical and area conditions. For a subset of the sites, also the water flow was measured.

Initially, the correlation between the species composition and the various environmental parameters was examined. The results showed that the benthic algae communities occurring in Danish streams vary along gradients in water chemical conditions and that these are more important than the physical and hydrological conditions for the algae communities. We found that the concentration of $\text{PO}_4\text{-P}$, alkalinity and then the degree of organic matter were the most important parameters for the species communities.

Since most existing indices for benthic algae are based on the fact that nutrient concentrations and/or organic stress are the primary impact factors, it was examined whether one or a combination of these may be used under Danish conditions. We found that an average of the two indices SID (Saprobic Diatom Index) and TID (Trophic Diatom Index), hereinafter referred to as SID_TID, explained the highest amount of variation (26%) relative to the primary impact factor, the $\text{PO}_4\text{-P}$ -concentration. These two indices are used in several other EU countries either alone or in combination as an index for the assessment of ecological status.

The Water Framework Directive requires that the index of the biological quality elements is intercalibrated (harmonised) with the selected index in the countries belonging to the same intercalibration group. This will ensure consistency of the ecological status assessments between the countries. It is a prerequisite for intercalibration that the index has a correlation of at least 25% with the impact factors to which the index is sensitive. The recommended index, SID_TID, has an explanation rate of 26% and can therefore be intercalibrated.

The intercalibration should follow the procedure described in connection with the intercalibration prepared by Denmark's intercalibration group in 2008. It is based on the relationship between the selected index, SID_TID, and an "Intercalibration Common Metric" (ICM), which is an average of the two widely used indices (TID and IPS) that have shown high correlation with most of the other used indices. In connection with the joint intercalibration, intervals for ICM were determined as to the threshold between high/good and good/moderate status. When ICM shows good correlation with the selected

index, these intervals can be transferred to SID_TID and the thresholds between the status classes high/good and good/moderate can be defined. Moreover, the thresholds between the different ecological status classes are determined using a Threshold Indicator Taxa Analysis (TITAN), which identifies PO₄-P concentrations where a significant shift occurs in the species composition (change point).

It is recommended to use the results from the TITAN analyses to define the thresholds between high/good and good/moderate. The change points for the species responding negatively to increasing PO₄-P-concentration constitute the threshold between the high and good status classes, while the change points for the species responding positively to increasing PO₄-P-concentration constitute the threshold between the good and moderate status classes. The threshold can be based either on the identified change points or on the given percentiles, depending on the degree of probability/risk required for the actual change point to be included.

1. Introduktion

1.1 Baggrund

Ifølge EU's Vandrammedirektiv skal den økologiske tilstand vurderes med anvendelse af en række biologiske kvalitetselementer. De biologiske kvalitetselementer i vandløb omfatter den akvatiske flora, smådyr og fisk, hvor den akvatiske flora omfatter alger (fytoplankton og bentiske alger) og vandplanter. I Danmark eksisterer der pt. indeks til vurdering af den økologiske tilstand baseret på smådyr (Dansk Vandløbsfauna Indeks – DVFI), vandplanter (Dansk Vandløbsplante Indeks – DVPI) samt fisk (Dansk Fiskeindeks for Vandløb – DFFV, i to udgaver for hhv. små og større vandløb), mens der ikke eksisterer indeks til vurdering af den økologiske tilstand af alger. For så vidt angår fytoplankton anses dette kvalitetselement ikke for at være relevant i danske vandløb, da disse har en størrelse, hvor der sjældent forekommer fytoplankton i større mængder, og når der gør, kan sammensætningen af disse afspejle tilstanden i opstrøms søer og i mindre grad vandløbets tilstand (Baatrup-Pedersen et al. 2004).

Det er først indenfor de seneste år, at der systematisk er indsamlet viden om de bentiske alger i danske vandløb, og om hvordan sammensætningen af disse ændrer sig som funktion af forskellige typer af menneskelige påvirkning. Endvidere findes der enkelte universitetsspecialer, der har undersøgt hvordan bundlevende (bentiske) alger afspejler effekter af miljøpåvirkninger som nærings- og okkerbelastning (f.eks. Johansen 2004 og Sode 1981). Sammenlignet med makrofyter har bentiske alger en ganske kort livscyklus og lille størrelse, hvilket betyder, at algesamfundene vil respondere hurtigere på ændringer i miljøet end de større organismer.

I denne rapport beskrives de bentiske algesamfund i danske vandløb, og der gennemføres analyser med henblik på at beskrive, hvordan sammensætningen af algesamfundene ændrer sig med graden af menneskelig påvirkning.

1.2 Formål

Projektets formål er at udvikle og interkalibrere et dansk indeks for de bentiske alger til brug ved vurdering af den økologiske tilstand i vandløb i henhold til Vandrammedirektivet samt at undersøge, om inddragelse af bentiske alger bibringer yderligere væsentlig information om den økologiske tilstand i vandløb i forhold til menneskelige påvirkninger. Desuden undersøges det, om og hvordan bentiske alger og makrofyter kan kombineres til et samlet kvalitetselement til brug i danske vandløb.

2. Datagrundlag

2.1 Bentiske alger

Der blev indsamlet prøver af bentiske alger i 524 vandløb i perioden fra (15. april-) 1. maj til 15. maj i årene 2013 til 2016. Prøverne blev indsamlet på NO-VANAs kontrolovervågningsstationer på de allerede udpegede 100 m strækninger, hvor samtlige undersøgelser under kontrolovervågningen foretages. Indsamlingen blev foretaget af Naturstyrelsen / Miljøstyrelsen. Den største del af de bentiske alger er kiselalger, og som det også er tilfældet i mange af de øvrige EU-lande, bruges kiselalgerne som repræsentant for hele gruppen af bentiske alger (f.eks. Kelly et al. 2009). Algerne indsamles fra neddykkede sten eller plantestængler i vandløbets hovedstrøm. Procedure for indsamling og oparbejdning af algerne er beskrevet i den tekniske anvisning, der er tilgængelig på DCEs hjemmeside:

http://bios.au.dk/fileadmin/bioscience/Fagdatacentre/Ferskvand/V21_FytobenthosIVandloebVer2.pdf.

I alt 400 algeskaller fra hver af de enkelte prøver er identificeret, svarende til det antal der er nødvendigt for at få en beskrivelse af algesamfundet. I tilfælde, hvor et større antal algeskaller er identificeret, er antallet efterfølgende standardiseret til 400 ved en randomiseret udvælgelse med henblik på at have samme antal i analyserne, da antallet kan påvirke resultaterne. Bestemmelse og optælling er foretaget under mikroskop på prøver, der er rensat for organisk materiale og monteret på objektglas. Hver skal er om muligt bestemt til art. Alle bestemmelser er foretaget af samme person, og der optræder derfor ikke bias som følge af forskellig artsbestemmelse.

2.2 Miljøfaktorer

Fra samme strækninger findes endvidere information om forskellige naturgivne forhold, fysiske, hydrologiske og kemiske påvirkninger samt informationer om oplandsareal og andelen af landbrug i den ripariske zone og i hele oplandet. Tabel 2.1 viser en oversigt over de fysiske, kemiske og arealanvendelsesmæssige faktorer, der er medtaget i analyserne, samt antallet af stationer med oplysninger om disse. En oversigt over de hydrologiske variable, der er undersøgt, findes i appendiks 1.

Tabel 2.1 Oversigt over fysiske, kemiske og arealanvendelsesmæssige forhold, som er medtaget i analyserne

	Parameter	Antal stationer
Naturgivne forhold	Vandløbets bredde/ breddeklasse	524
	Alkalinitet	524
	Oplandsareal	518
Vandkemiske forhold	Biologisk iltforbrug (BI5)	516
	NO ₃ -N	516
	PO ₄ -P	516
Fysiske forhold	Slyngningsgrad	489
	Tværsnitsprofil	489
Andre forhold	Landbrug i 50 m riparisk zone (%)	332
	Landbrug i oplandet (%)	332

Naturgivne forhold:

Vandløbets størrelse i form af oplandsareal og vandløbsbredde er medtaget i analyserne. Vandløbsbredden er både medtaget som den præcise bredde og opdelt på tre breddekategorier: Type 1 er små, 0-2 m brede vandløb; type 2 er mellemstore, 2-10 m brede vandløb; type 3 er store vandløb med en bredde > 10 m.

Alkaliniteten angiver vandets indhold af basiske ioner, hvilket i danske vandløb er hydroxider, bikarbonat og karbonat. I danske vandløb bidrager primært bikarbonat til alkaliniteten.

Alkalinitet er beregnet som en middelværdi ud fra samtlige tilgængelige målinger fra NOVANA i perioden 5 år op til prøvetagningen.

Vandkemiske forhold

Indholdet af plantenæringsstoffer er beskrevet ved indholdet af opløst fosfat ($\text{PO}_4\text{-P}$) og opløst kvælstof ($\text{NO}_3\text{-N}$).

Biologisk iltforbrug (BI5) anvendes til vurdering af graden af belastning af vandløbet med biologisk nedbrydeligt organisk stof og er et mål for, hvor meget ilt bakterier og mikroorganismer bruger, når de nedbryder det organiske stof.

Der er beregnet et gennemsnit for de vandkemiske parametre (orto-P, Nitrat-N og biologisk iltforbrug, BI5) for hver station ud fra alle målinger foretaget i de seneste fem år inden prøvetagningen af de benthiske alger for derved at begrænse usikkerheden på data. Det blev samtidig testet, at koncentrationen af de vandkemiske parametre ikke ændrede sig signifikant i løbet af disse fem år. Gennemsnittet er beregnet på målinger foretaget i perioden 1. januar – 15. april, hvilket er perioden umiddelbart før de benthiske algers vækstsæson.

Fysiske forhold

Slyngningsgrad og tværsnitsprofil er nærmere beskrevet i boks 1.

Andre forhold

Andelen af landbrug: Andelen er opgjort i den ripariske zone og i hele oplandet. Landbrugsdrift i den ripariske zone er beregnet i et 50 m bredt bånd på begge sider af vandløbet langs den konkrete strækning.

Hydrologiske parametre

Hydrologien kan være af stor betydning for algesammensætningen i vandløb (Schneck and Melo 2012, Tang et al. 2013), hvilket både kan skyldes, at substratet, hvor algerne er tilknyttet, kommer i bevægelse ved høje strømhastigheder, men også at vækstformen har betydning for, hvor robuste algerne er over for høje strømhastigheder. Eksempelvis vil høje og stilkede arter være mere følsomme over for høje strømhastigheder end arter, der gror fladt hen af substraterne. Ligeledes vil forstyrrelser bevirke, at arterne skal rekolonisere, hvor nogle arter hurtigere rekoloniserer end andre arter.

På en mindre andel af stationerne (161 stationer) bliver der målt vandføring, så der kan beregnes en lang række hydrologiske parametre, der blandt andet angiver frekvensen, variationen og varigheden af perioder med høj og lav vandføring, som formodes at have en indflydelse på de benthiske algesamfund. De hydrologiske parametre er beregnet ud fra målinger foretaget i perioden 1990-2016.

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

Slyngningsgrad:

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

Lige – kanaliseret



Svagt slynget



Slynget



Mæandrerende

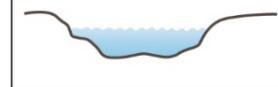


Vurderingen er foretaget enten visuelt i felten ved brug af figuren eller ved brug af aktuelle luftfotos (fx Google Earth). I sidste tilfælde anvendes de angivne indekssværdier (SI: Sinuosity Index) beregnet som den faktiske længde af strækningen divideret med længden af den rette linje mellem start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

Tværsnitsprofil:

- 0 Tværsnittet tydeligt rektangulært og kanaliseret – ingen tydelig variation i vandspejlet og substratet på tværs af vandløbet.
- 1 Semi-naturlig (dybt) – Overordnet rektangulært tværnsnit med tydelige tegn på kanalsering. Brinkerne er typisk lange og skrånende og beklædt med forskellige planter. Der er skabt et sekundært forløb i den gravede kanal med variation i hastighed og substratforhold. Vandløbet ligger langt (mere end 1 m) under terræn og har begrænset 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 markant nedgravet under terræn. Der er nogen hydrologisk kontakt med de vandløbsnære arealer.
- 3 Naturligt – ingen tydelige tegn på kanalisering – naturlig kontakt mellem vandløbet og vandløbsnært areal.

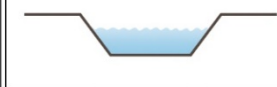
Naturligt



Semi naturligt



Kanaliseret



3. Dataanalyse

3.1 Detrended correspondence analysis (DCA)

Der blev indledningsvist lavet en "Detrended Correspondence Analysis" (DCA). Tre stationer, der lå langt fra de øvrige stationer blev udeladt fra DCA-dataanalyserne. Det drejede sig om Nielstrup Bæk (2014), Fiskbæk, nedstrøms renseanlæg (2015), og Kidmose bæk (2016), da artssammensætningen i disse var markant anderledes end på de øvrige vandløbsstrækninger, blandt andet ved forekomst af en del unikke taxa, en høj andel af sjældne taxa samt fravær af meget almindelige taxa. DCA-analysen dannede efterfølgende grundlag for at identificere de væsentligste faktorer af betydning for artsfordelingen i vandløbene ved at analysere sammenhænge mellem de to første DCA-akser og miljøvariable med anvendelse af Spearman-Rank-korrelationsanalyser. Ved at udelade disse få ekstreme stationer, undgås det, at den efterfølgende identificering af væsentlige faktorer kommer til at identificere væsentlige forskelle mellem ekstreme stationer og de andre i stedet for at identificere de overordnede væsentlige faktorer.

3.2 Indeks

Der eksisterer pt. en række indeks udviklet i andre europæiske lande til vurdering af effekter af vandkemiske forhold (næringsstatus; trofisk status, og koncentrationen af organisk stof; saprob status) og mere generel påvirkning af de benthiske alger (Kalyoncu & Serbetci 2013). Med det formål at undersøge, om allerede eksisterende indeks for benthiske alger kan anvendes på danske vandløb til vurdering af økologisk kvalitet, blev 18 af disse indeks beregnet vha. softwarepakken OMNIDIA 5.5, der er udviklet til netop beregning af algeindeks ud fra arternes abundans (Lecointe et al. 2003, Tabel 3.2 viser en oversigt over beregnede indeks). Information om OMNIDIA kan findes på <https://omnidia.fr/en/>.

De fleste eksisterende indeks er baseret på et indeks udviklet af Zelinka & Marvan (1961):

$$\Sigma A_j \cdot S_j \cdot V_j / \Sigma A_j \cdot V_j$$

A_j =relativ forekomst af arten j , S_j =følsomhedsværdi (jo højere værdi des højere følsomhed), V_j =indikatorværdi (jo højere værdi des stærkere indikator).

De enkelte indeks adskiller sig ved de arter, der er medtaget og arternes følsomheds- og dermed indikatorværdi (Lecointe et al., 1993). Følsomhedsværdierne af de enkelte arter kan være afhængige af det land / område, det pågældende indeks er udviklet i.

I processen med at udvikle et dansk indeks, blev det også efterprøvet, om det gav stærkere forklaringsgrad at kombinere flere indeks til et multimetrisk indeks (se Kelly et al. (2009)).

3.3 Analyse af sammenhænge mellem indeks og væsentlige miljøparametre

Med det formål at identificere sammenhænge mellem indeks og de væsentligste miljøparametre, har vi anvendt Spearman Rank korrelationer, da de også identificerer korrelationer, der ikke nødvendigvis er lineære. Desuden blev relationen mellem de indeks, der opnåede de højeste korrelationskoefficienter med miljøvariable undersøgt ved hjælp af en lineær model bestående af to lineære delelementer adskilt af et "change point". Denne tilgang blev afprøvet, da et typisk biologisk respons på en øget belastning med eksempelvis $\text{PO}_4\text{-P}$ vil resultere i en mætningskurve og ikke et lineært forløb. Den matematiske formel for modellen er

$$\text{Indeksværdi} = \begin{cases} a + b \cdot \log(\text{PO}_4\text{P}), & \text{for } \log(\text{PO}_4\text{P}) < k \\ a + b \cdot \log(\text{PO}_4\text{P}) + d \cdot (\log(\text{PO}_4\text{P}) - k), & \text{for } \log(\text{PO}_4\text{P}) \geq k \end{cases}$$

Parametrene a , b , d og k bliver beregnet med "MODEL procedure" i SAS 9.4 for Windows. Parameteren k repræsenterer det ukendte "change point" og de øvrige parameter er linjens hældning (b og d) og afskæring (a).

3.4 Partial least squares

Der er ofte en naturlig sammenhæng mellem $\text{PO}_4\text{-P}$ og alkalinitet, og derfor er der gennemført analyser med henblik på at undersøge, om $\text{PO}_4\text{-P}$ i sig selv bidrager signifikant til at forklare variationen i artsammensætningen (udtrykt ved DCA-akseværdierne). Dette undersøges ved hjælp af en Partial Least Squares procedure (PLS), hvor forklaringsværdien af de enkelte modelparametre (alkalinitet og $\ln(\text{PO}_4\text{-P})$) vises. Endvidere blev betydningen af vandløbsstørrelse også undersøgt i kombination med $\ln(\text{PO}_4\text{-P})$ og alkalinitet.

Tabel 3.1. Oversigt over undersøgte indeks fra Omnidia. Indeksminimum og -maksimum er givet samt de registrerede minimums- og maksimumsværdier for hvert indeks.

Forkortelse	Indeks	Indeks min:max (interval beregnet i prøver)	Beskrivelse	Reference
NB_species	Antal arter	0: ... (11:58)		
DIVERSITY	Shannon diversitet	0: ... (0,77:5,0)	Diversitetsindeks, der viser antallet af arter og deres abundans.	Shannon 1948
Evenness	Evenness	0:1 (0,2:0,9)	Beskriver arternes fordeling.	
%PT	% forureningstolerante arter	0:100 (0:69)	Adskiller koncentrationen af organisk stof fra eutrofiering.	Schiefele & Kohmann 1993
EPI_D	Eutrophication Pollution Index - diatoms	0:3 (0,5:2,6)	En arts følsomhed er et integreret indeks fra 0-4, mens artens pålideligheds-score går fra 1-5.	Dell'Uomo 2004
IDP	Pampean Diatome Index	0:4 (0,6:3,0)	Baseret på Zelinka og Marvans formel (1961); 210 almindelige arter bruges.	Gómez & Licursi 2001
DESCY	Descys Index	1:5 (2,6:5)	Baseret på Zelinka og Marvans formel (1961); 106 almindelige arter bruges.	Descy 1979
IDSE/LMA	Index of Saprobity-Eutrophication Conception	1:5 (2,9:4,7)	Baseret på Zelinka og Marvans formel (1961); 210 almindelige arter bruges.	Leclercq & Marquet 1987
TDI	Trophic Diatom Index	0:100 (1,4:86,3)	Baseret på Zelinka og Marvans formel (1961); Designet til at opfange eutrofiering.	Kelly & Whitton 1995
GENRE/IDG	Generic Diatome Index	1:5 (2,9:4,8)	Kræver bestemmelse til artsniveau; alle ferskvandsarter er inkluderet.	Rumeau & Coste 1988
IPS	Specific Pollution Index	1:5 (2,5:5,0)	Baseret på Zelinka og Marvans formel (1961); alle kendte ferskvandsarter er inkluderet.	CEMAGREF 1982
SLA	Sládecek's index	0:4 (1,0:2,4)	Baseret på Zelinka og Marvans formel (1961); 323 arter er inkluderet.	Sládecek 1986
SHE	Steinberg og Schiefele's Indeks	1:7 (2,3:6)	Bruger 386 arter samlet i syv grupperinger i forhold til tolerance over for eutrofiering og organisk forurening.	Steinberg & Sciefele 1988
WAT	Watanabes indeks	(0:94,3)	Baseret på forskellen mellem antallet af næringsfølsomme arter og antallet af næringselskende arter.	Watanabe 1990
CEE/CEC	Europæisk Indeks	(3,5:9,3)	Baseret på et dobbelt kvalitetsnet; 208 almindelige arter anvendes.	Descy & Coste 1991
IBD	Biological Diatom Index	1:7 (3,9:6,9)	Baseret på Zelinka og Marvans formel (1961); 209 almindelige arter bruges.	Lenoir & Coste 1996
IDAP	Artois-Picardie Diatom Index	(2,4:4,8)	Baseret på Zelinka og Marvans formel (1961); 45 arter og 91 slægter bruges.	Prygiel et al. 1996
DI_CH/SDI	Schweizisk kiselalgeindeks	(1,8:7,4)	Baseret på Zelinka og Marvans formel (1961); 188 arter bruges.	Hürlimann & Niederhauser 2006
LOBO	Lobos indeks	(1:3,8)	Baseret på Zelinka og Marvans formel (1961); 239 almindelige arter bruges.	Lobo et al. 2002
SID	Rott's Saprobic Index	1:4 (1,1:2,5)	Måler vandets "saprobe" status; 650 almindelige arter bruges.	Rott et al. 1997 Rott et al. 2003
TID	Rott's Trophic Index	1:4 (0,9:3,5)	Måler vandets "trofiske" status; 650 almindelige arter bruges.	Rott et al. 1999

Tabel 3.2. Oversigt over de forskellige EU-landes indeks for bentiske alger, fra interkalibreringen i den Centraleuropæiske-baltiske gruppe, som Danmark tilhører*. Tabel fra Kelly et al. (2009).

Land	Indeks
Østrig	Multimetrisk metode bestående af tre moduler: Trofisk status-modul (baseret på Trophienindex (TID): Rott et al., 1999) Saprob status-modul (baseret på Saprobic Index (SID): Rott et al., 1997, 2003) Referencearts-modul (andelen af definerede reference og bioregionsspecifikke arter ud af den totale abundans og artsantal) Økologisk status vurderes separat for hver af de tre moduler, og den overordnede klassifikation af bentiske alger sættes til den dårligste af de tre (worst-case-scenario).
Belgien (Flandern)	Andelen af indikatorarter, der er hhv. følsomme overfor menneskelig påvirkning (positiv indikator) eller knyttet til påvirkning (negativ indikator) (Hendrickx & Denys, 2005)
Belgien (Wallonien)	IPS (Coste, i CEMAGREF, 1982; Lenoir & Coste, 1996)
Tyskland	Kiselalgemodul: WFD Diatom Index = Gennemsnit af summen af abundanser af type-specifikke referencearter (følger Schaumburg et al., 2005) and Trophienindex (TID) (Rott et al., 1999) eller (i ét særligt tilfælde) Saprobic Index (SID) (Rott et al., 1997). Yderligere mål er tilgængelige i tilfælde, hvor der er tale om forsurening eller forhøjet salinitet. I tillæg findes også moduler for andre alger end kiselalger og makrofyter (Schaumburg et al., 2005) Økologisk status beregnes og klassificeres ud fra gennemsnittet af de tre modulers score.
Estland	IPS (Lenoir & Coste, 1996); grænseværdier er sat, så de følger "WFD CIS Guidance Document No. 10" (2003).
Nordvestlige Spanien	MDIAT (Multimetrisk kiselalgeindeks) Gennemsnit af seks indeks beregnet i OMNIDIA (SHE + SLAD + IDG + TDI + IPS + L&M—se herunder) sammen med to indeks for sensitive arter baseret på referencekiselalgesamfund i små-mellemstore floder i Galicien (FPSS + PABSS) (Pardo et al., 2005). Note: SLAD: Sla`decek (1986); SHE: Schiefele og Schreiner (1991); IDG: Coste og Ayphassorho (1991); IPS: Coste i CEMAGREF (1982); L&M: Leclercq og Maquet (1987); TDI: Kelly og Whitton (1995); FPSS: % richness af sensitive arter (developed for Galicia,); PABSS: % abundans af sensitive arter
Frankrig	IBD (Lenoir & Coste, 1996; AFNOR, 2000)
Irland	Revideret form af Trophic Diatom Index (TDI) (Kelly et al., 2008a)
Luxemburg	IPS (Coste, i CEMAGREF, 1982)
Holland	EKR (Ecologische Kwaliteitsratio) baseret på andelen af positive og negative indikatorarter (Van der Molen, 2004)
Polen	Gennemsnit af Trophic Index, TID (Rott et al., 1999) og Saprobic Index, SID (Rott et al., 1997)
Sverige	Swedish assessment methods, Swedish EPA regulations (NFS 2008: 1) baseret på IPS (Coste, i CEMAGREF, 1982). Se Johnson et al. (2003).
England	Revideret form af Trophic Diatom Index (TDI) (Kelly et al., 2008a)

*Øvrige lande i Danmarks interkalibreringsgruppe, som heller ikke deltog i interkalibreringsøvelsen er Tjekkiet, Italien, Letland og Litauen

4. Resultater

4.1 Sammensætning af algesamfundene

Der blev registreret 365 arter af alger på de 524 vandløbsstationer. Den mest almindelige art var *Achnanthes minutissima*, der udgjorde 23,8 % af alle registreringer og blev fundet i over 99 % af alle vandløb.

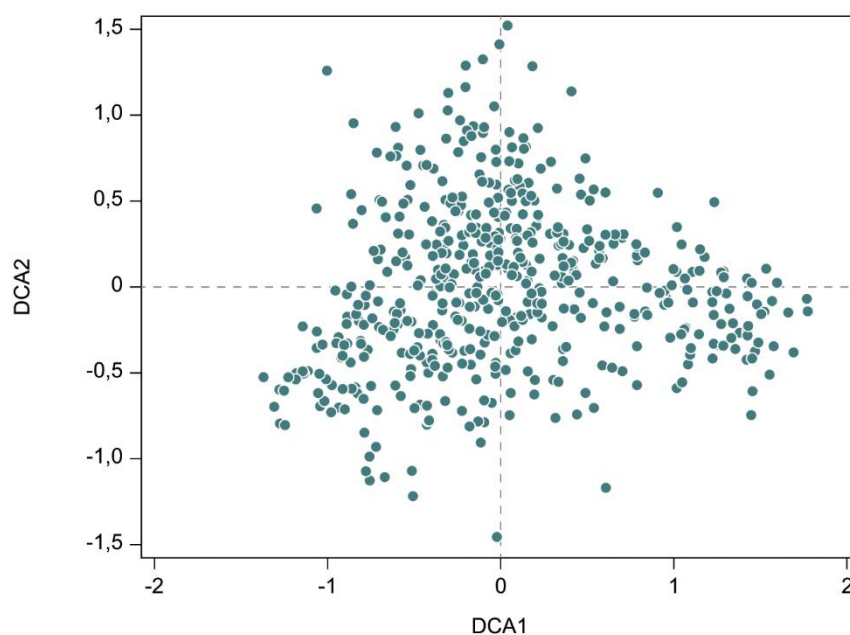
Tabel 4.2. De 25 mest almindelige arter af bentiske alger i danske vandløb.

Art	% af alle registreringer	Forekomst i andel vandløb (%)
<i>Achnanthes minutissima</i>	23,8	99,4
<i>Navicula lanceolata</i>	10,4	89,3
<i>Navicula gregaria</i>	6,54	93,5
<i>Gomphonema parvulum</i>	6,51	85,5
<i>Amphora pediculus</i>	4,04	69,1
<i>Gomphonema angustatum</i>	4,01	79,8
<i>Achnanthes lanceolata</i>	3,22	71,0
<i>Gomphonema olivaceum</i>	3,10	57,4
<i>Fragilaria vaucheriae</i>	2,90	79,2
<i>Achnanthes lanceolata frequentissima</i>	2,54	43,3
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>gracilis</i>	2,43	63,2
<i>Meridion circulare</i>	2,06	66,8
<i>Nitzschia dissipata</i>	1,78	75,6
<i>Fragilaria pinnata</i>	1,43	55,5
<i>Navicula minima</i>	1,22	59,4
<i>Synedra ulna</i>	1,13	59,0
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i>	1,04	43,5
<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>euglypta</i>	0,93	46,8
<i>Nitzschia palea</i>	0,90	63,4
<i>Navicula tripunctata</i>	0,89	51,1
<i>Diatoma tenuis</i>	0,77	30,9
<i>Reimeria sinuata</i>	0,71	39,1
<i>Cymbella silesiaca</i>	0,69	38,5
<i>Nitzschia paleacea</i>	0,64	38,7
<i>Fragilaria construens</i> var. <i>venter</i>	0,63	36,1

4.1.1 DCA

Fordelingen af de forskellige stationer i forhold til artssammensætningen af bentiske alger ses af Figur 4.1. Der er lidt større spredning af vandløbsstationer på 1. i forhold til 2. akse. Dette er væsentligt, da stationerne først fordeles på 1. akse, som derfor må formodes at afspejle de vigtigste faktorer for artsammensætningen.

Figur 4.1. Fordeling af alle vandløbsstationer i forhold til arternes abundans (Detrended Correspondence Analysis, DCA).



4.1.2 Sammenhæng mellem arterne og miljøfaktorer

Tabel 4.1 opsummerer, hvilke miljøvariable der korrelerer signifikant med hhv. 1.- og 2.aksen i DCA-analysen og dermed hvilke miljøvariable der er vigtigst for artssammensætningen af bentiske alger i danske vandløb. Alkalinitet, koncentrationen af $\text{PO}_4\text{-P}$, BI5 og til en vis grad $\text{NO}_3\text{-N}$ er vigtige parametre, men også vandløbets samt oplandets størrelse og fysiske udformning og andelen af landbrug i den ripariske zone spiller en signifikant rolle for artssammensætningen af de bentiske alger (Tabel 4.1). Der blev ikke fundet signifikante sammenhænge mellem artssammensætningen og de hydrologiske parametre. Samlet set er det alkalinitet og $\text{PO}_4\text{-P}$, der er de vigtigste faktorer for artssammensætningen, da disse parametre udviser de stærkeste korrelationer til DCA akse 1 (tabel 4.1). De to parametre er desuden stærkt korrelerede ($\rho = 0,55$, $p < 0,001$). Der lægges størst vægt på korrelationer med 1.aksen, fordi denne er den væsentligste for artssammensætningen.

Tabel 4.1. Signifikante korrelationer mellem de to første DCA-akser og fysisk-, kemiske parametre i alle vandløb

Parameter	DCA1	DCA2
	Rho (p-værdi)	Rho (p-værdi)
Vandløbsbredde	0,13 (0,004)	-0,20 (<0,0001)
Oplandsareal	-	-0,30 (<0,0001)
Slyngningsgrad	0,10 (0,02)	-
Tværsnitsprofil	0,12 (0,008)	0,11 (0,02)
Alkalinitet	-0,62 (<0,0001)	-0,19 (<0,0001)
BI5, 5 års gennemsnit	-0,33 (<0,0001)	-
$\ln(\text{NO}_3\text{-N})$, 5 års gennemsnit	-	0,19 (<0,0001)
$\ln(\text{PO}_4\text{-P})$, 5 års gennemsnit	-0,58 (<0,0001)	-
Landbrug i den ripariske zone (%)	-	-0,29 (<0,0001)

4.1.3 Korrelation mellem alkalinitet og $\text{PO}_4\text{-P}$, Partial Least Square

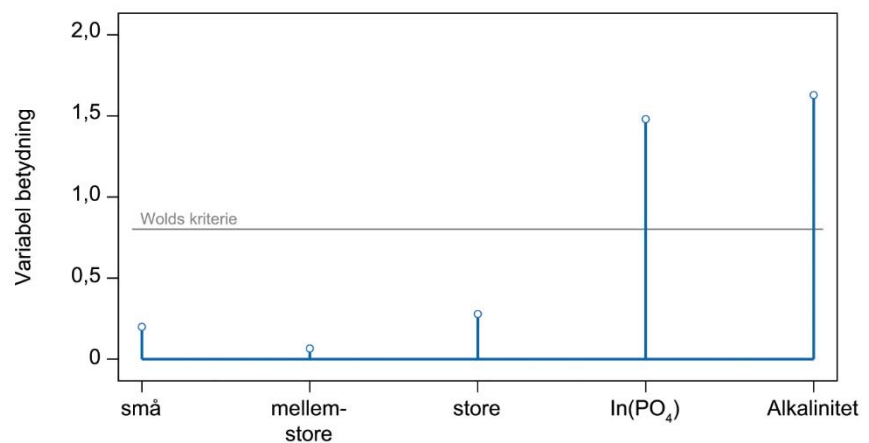
Som det fremgår af korrelationerne mellem DCA-akser og miljøfaktorer i tabel 4.1, var der – som forventet – en sammenhæng mellem $\text{PO}_4\text{-P}$ -koncentrationen og alkalinitet ($\text{Rho} = 0,55$). Det er således relevant at afklare, om de signifikante korrelationer mellem DCA-akseværdierne og $\text{PO}_4\text{-P}$ primært beror på en korrelation mellem alkalinitet og $\text{PO}_4\text{-P}$. Dette er i særdeleshed vigtigt, fordi et kommende indeks skal være følsomt overfor væsentlige menneskelige påvirkninger som i EU-regi anses for at være koncentrationen af næringsstoffer (primært $\text{PO}_4\text{-P}$) og organisk belastning (Kelly et al. 2009). Det skal derfor dokumenteres, at et valgt indeks for økologisk tilstand er korreleret med en eller begge disse parametre.

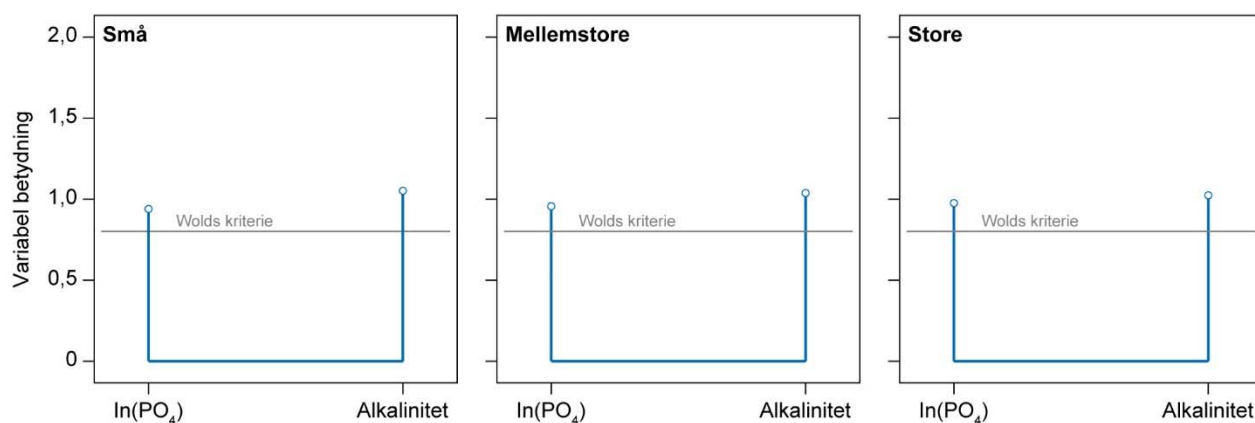
Alkalinitet er en faktor, der er styret af naturlige forhold, hvorimod $\text{PO}_4\text{-P}$ -koncentrationen også er en menneskelig påvirkning. Resultaterne af "Partial least square"-analysen viser, at *både* alkalinitet og $\text{PO}_4\text{-P}$ bidrager signifikant til at forklare variationen i DCA1-værdierne for den samlede pulje af vandløb, da de ligger over den vandrette linje (figur 4.2). Samtidig er de to parametre langt vigtigere end vandløbsbredden, der ikke bidrager signifikant til variationen.

Opdeles analysen for de tre vandløbsstørrelser, ses det desuden, at både $\text{PO}_4\text{-P}$ -koncentrationen og alkalinitet bidrager væsentligt til at forklare variationen i DCA-akseværdierne i alle vandløbsstørrelser (figur 4.3).

At *både* alkalinitet og $\text{PO}_4\text{-P}$ -koncentrationen er af betydning for artssammensætningen fortæller, at det ikke kun er den naturlige gradient i alkalinitet, der styrer artssammensætningen, men at menneskelige påvirkninger (næringsbelastning) også er af betydning i danske vandløb. Det giver derfor mening at arbejde videre med indeks, der responderer på $\text{PO}_4\text{-P}$ -koncentrationen.

Figur 4.2. Partial least square-analyse (PLS) af DCA1-aksen i forhold til de tre vandløbsbreddeklasser, $\ln(\text{PO}_4\text{-P})$ og alkalinitet. Variablen er signifikant vigtig for modellen, hvis den ligger over den vandrette streg.





Figur 4.3. Partial least square-analyse (PLS) af DCA1-aksen i forhold til $\ln(\text{PO}_4\text{-P})$ og alkalinitet for hver af de tre vandløbsbreddeklasser (fra venstre mod højre: type 1, type 2, type 3). Variablen er signifikant vigtig for modellen, hvis den ligger over den vandrette streg.

4.2 Test af eksisterende indeks, korrelation med miljøpåvirkninger

DCA-analysen og de efterfølgende korrelationsanalyser mellem DCA-koordinaterne, de naturgivne forhold samt fysiske og kemiske påvirkningsfaktorer peger på, at særligt $\text{PO}_4\text{-P}$ og alkalinitet - har betydning for sammensætningen af de benthiske algesamfund i danske vandløb. I tabel 4.2 er angivet koncentrationer af $\text{PO}_4\text{-P}$ i undersøgelsesvandløbene.

Tabel 4.2. $\text{PO}_4\text{-P}$ koncentrationer i vandløbene ($\mu\text{g L}^{-1}$). Værdierne er baseret på gennemsnit over 5 år på hver enkelt vandløb ($n=524$). Min angiver minimumskoncentrationen, max angiver maksimumskoncentrationen, 25% angiver den nedre kvartil, 75% angiver den øvre kvartil mens median angiver mediankoncentrationen.

	Min	25 %	median	75 %	max
$\text{PO}_4\text{-P}$ -koncentration	1,50	20,00	36,6	62,3	1.490,0

PLS-analyserne viser at *både* $\text{PO}_4\text{-P}$ og alkalinitet bidrager til at forklare variationen i artssammensætningen. Langt de fleste eksisterende indeks for benthiske alger er udviklet til at afspejle graden af enten organisk belastning eller næringsbelastning. De efterfølgende analyser fokuserede derfor på, om allerede eksisterende algeindeks korrelerer med variationen i vandkemiske forhold i danske vandløb.

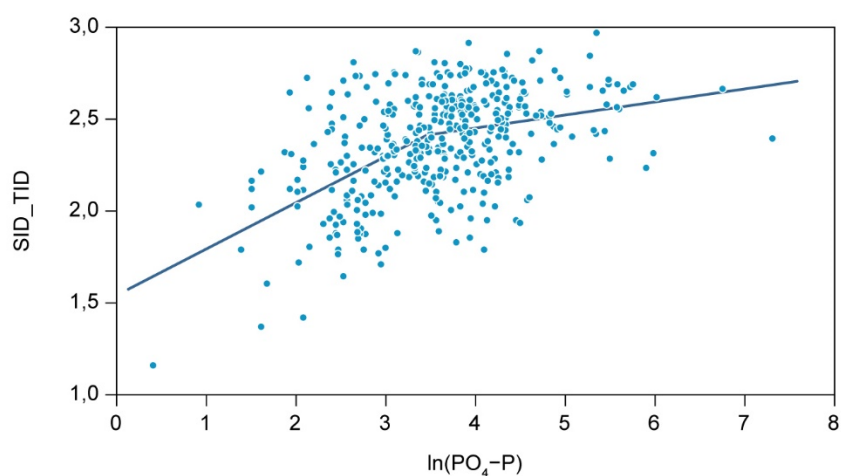
Der blev anvendt to typer af modeller til at beskrive sammenhænge mellem $\text{PO}_4\text{-P}$ og indeks, dels lineære modeller dels lineære modeller bestående af to lineære delelementer adskilt af et "change point". Forklaringsgraden af de enkelte indeks i forhold til $\text{PO}_4\text{-P}$ varierede (tabel 4.3). Den todelte model opnåede generelt en højere forklaringsgrad end de lineære modeller (figur 4.4), hvilket afspejler at mange arter med et lavt optimum har et relativt smalt toleranceområde i forhold til indholdet af $\text{PO}_4\text{-P}$ i vandløbsvandet, mens arter med et højt optimum har et relativt bredt toleranceområde, hvorved der opnås en mætningskurve. Den bedste model var den todelte lineære model for sammenhængen mellem $\ln\text{PO}_4\text{-P}$ og det sammensatte indeks $\text{SID_TID} ((\text{SID}+\text{TID}) / 2)$, hvor der blev identificeret et "change point" (k) ved $\ln(\text{PO}_4\text{-P}) = -3,45$; svarende til en $\text{PO}_4\text{-P}$ -koncentration på $32 \mu\text{g L}^{-1}$. Her opnåedes en forklaringsgrad på 26% ($p < 0,0001$). Formlen for modellen er givet ved:

$$f(x) = \begin{cases} 1,541742 + 0,251997x, & x < -3,44889 \\ 2,167866 + 0,070977x, & x \geq -3,44889 \end{cases}, \text{ hvor } x \text{ er } \ln\text{PO}_4\text{-P}$$

Tabel 4.3 Forklaringsgraden mellem de vandkemiske parametre og indeks i alle vandløb for den simple lineære sammenhæng (Spearman korrelation) og den todelte model. Kun de indeks, der havde den højeste forklaringsgrad er vist.

Parameter	Indeks	p	R ²
Lineær, todelte model			
ln(PO ₄ -P)	SID_TID	<0,0001	0,26
Simpel, lineær sammenhæng			
ln(PO ₄ -P)	SID_TID	<0,0001	0,23
	SID	<0,0001	0,23
	TID	<0,0001	0,20
BI5	GENRE/IDG	<0,0001	0,09

Figur 4.4. Den todelte, lineære sammenhæng mellem SID_TID og koncentrationen af PO₄-P i vandløbsvand. PO₄-P-koncentrationen er ln-transformeret. Change point (*k*) er ved ln(PO₄-P) = -3,45; svarende til en PO₄-P-koncentration på 32 µg/L⁻¹.



Det sammensatte indeks SID_TID består af et gennemsnit af de to indeks, SID og TID, der begge beregnes i OMNIDIA. SID_TID beregnes ud fra følgende formel, hvor første delement er SID, andet delement er TID:

$$SID_TID = \left(\frac{\sum_{i=1}^n S_i G_i H_i}{\sum_{i=1}^n G_i H_i} + \frac{\sum_{i=1}^n TW_i G_i H_i}{\sum_{i=1}^n G_i H_i} \right) / 2$$

G_i: Arten (*i*) indikatorværdi (fra 0 (indifferent art) til 5 (meget god indikator))

H_i: abundans af arten, *i* – relative antal %

n: antal arter

S_i: Arten (*i*)s Saprobe tal

TW_i: Arten (*i*)s Trofiske tal

Det saprobe tal beskriver artens tolerance over for organisk belastning, det trofiske tal beskriver artens tolerance over for næringsbelastning. Indikatorværdien er et udtryk for, hvor god en indikator den enkelte art vurderes at være for hhv. den saprobe eller trofiske status. Arternes indikatorværdi samt saprobe og trofiske tal er publiceret i Rott m.fl. 1997 og 1999 og er integreret i OMNIDIA.

5. Diskussion

Resultaterne viser, at artssammensætningen af de bentiske algesamfund i danske vandløb varierer langs gradienter i de vandkemiske forhold, og at disse betyder mere end de fysiske og hydrologiske forhold for algesammensætningen.

Vi finder, at alkalinitet og koncentrationen af $\text{PO}_4\text{-P}$ i vandløbsvandet er de mest betydende parametre for artssammensætningen, da disse udviser den stærkeste korrelation med DCA 1-aksen. Som forventet, finder vi, at der også er en stærk korrelation mellem de to parametre. Vores analyser viser samtidig, at begge parametre bidrager til at forklare variationen i artssammensætningen udtrykt ved DCA-akseværdierne, og at dette er gældende i alle vandløbsstørrelser.

Den forventede sammenhæng mellem de bentiske algesamfund og de hydrologiske forhold blev ikke fundet her. Det skyldes sandsynligvis, at der for de små vandløb, som forventes at være mest følsomme overfor de hydrologiske forhold, er ret få stationer med hydrologiske målinger ($n = 24$ for de fleste parametre), hvorfor eventuelle sammenhænge kan være svære at erkende pga. naturlig variation.

Vi finder, at flere af de afprøvede indeks for bentiske alger ændrer sig signifikant som følge af ændringer i koncentrationerne af $\text{PO}_4\text{-P}$ i vandløbsvandet. Det er derfor muligt at anvende et eksisterende indeks som er følsomt overfor $\text{PO}_4\text{-P}$ til vurdering af økologisk tilstand også i danske vandløb. Analyser viste endvidere at det sammensatte indeks, SID_TID kunne forklare 26% af variationen i algesamfundene. Den todelte model, hvor hældningen aftager, når koncentrationen når over et bestemt $\text{PO}_4\text{-P}$ -niveau, stemmer endvidere fint overens med forventningen om, at den biologiske respons på øget næringsbelastning når et mætningspunkt.

6. anbefaling

På baggrund af de her gennemførte analyser anbefales det at anvende SID_TID som indeks til økologisk tilstandsvurdering af bentiske alger i danske vandløb. SID_TID-indeksværdierne relaterer sig signifikant til koncentrationen af uorganisk fosfor, samtidig med at indekset kan forklare 26 % af variationen i denne, mens de øvrige indeks forklarer en mindre del af variationen. En forklaringsgrad på 26 % er tilfredsstillende og muliggør en interkalibrering af indekset.

Det kan ikke anbefales, at et bentisk algeindeks og makrofytindeks kombineres i et fælles indeks. Således har tidligere analyser vist, at DVPI varierer med både vandkemiske og fysiske påvirkningsvariable, herunder vandløbs tværsnitsprofil og grødeskæringshyppighed (se Tabel 6.1; Baattrup-Pedersen et al. 2015), hvilket ikke er tilfældet for de bentiske alger. Ligeledes har tidligere analyser vist, at DVPI kun varierer signifikant med koncentrationen af $\text{PO}_4\text{-P}$ i type 2 og 3 vandløb og ikke i type 1 vandløb, mens vi her finder, at SID_TID, varierer signifikant med koncentrationen af uorganisk fosfor i både type 1, 2 og 3 vandløbene. Det betyder, at man ikke vil kunne forvente, at den økologiske tilstand vurderet med DVPI og den økologiske tilstand vurderet med de her afprøvede indeks ændrer sig identisk i takt med øget påvirkningsgrad.

Tabel 6.1. Resultat af multiple regressionsanalyser mellem Dansk Vandløbsplante Indeks (DVPI) i form af EQR-værdier og tre udvalgte påvirkningsvariable gennemført for gruppen af små type 1 vandløb og gruppen af mellemstore og store type 2 og 3 vandløb. Opløst fosfor er logaritmetransformeret i modellen. Grødeskæringshyppigheden er angivet som det gennemsnitlige antal årlige skæringer i perioden 2012-2013. Parameterestimatet for de enkelte variable i den samlede model samt t-værdi og P-værdi er angivet. * markerer, at den givne variabel bidrager signifikant til den samlede model (fra Baattrup-Pedersen et al. 2015).

		Parameter estimat	t-værdi	P
Type 1 (n=54)	Opløst fosfor	-0,0210	-0,87	0,3879
	Tværsnitsprofil	0,0756	2,81	0,0070*
	Grødeskæringshyppighed	0,0376	1,21	0,2301
Type 2 og 3 (n=121)	Opløst fosfor	-0,0367	-2,36	0,0201*
	Tværsnitsprofil	0,0014	0,10	0,9212
	Grødeskæringshyppighed	-0,0717	-4,91	<0,0001*

7. Interkalibrering af indeks

I Vandrammedirektivet stilles der krav om, at indeks valgt for hvert af de biologiske kvalitetselementer interkalibreres (harmoniseres) med de valgte indeks i de lande, der indgår i den samme interkalibreringsgruppe, hvilket for Danmarks vedkommende er den Centrale/Baltiske interkalibreringsgruppe (CB GIG). Dette skal sikre, at der er overensstemmelse mellem økologiske tilstandsvurderinger mellem landene. Det vil sige, at et dansk vandløb, der klassificeres som værende i høj tilstandsklasse med den danske metode også skal klassificeres som høj tilstandsklasse, hvis det vurderes med eksempelvis den tyske eller estiske metode. Det skulle gerne give et ens beskyttelsesniveau på tværs af landegrænser.

For benthiske alger gælder det, at indsamlingsmetoden er stort set identisk landene imellem, i modsætning til nogle af de andre biologiske kvalitetselementer (Birk et al. 2013). Desuden er de fleste indeks, som er udvalgt i de forskellige EU-lande, baseret på det samme faglige grundlag, nemlig Zelinka og Marvans (Zelinka og Marvan 1961), hvor næringsbelastning/organisk belastning er de væsentligste bestemmende faktorer for artssammensætningen af benthiske alger.

Som forudsætning for at et indeks kan interkalibreres, skal det dokumenteres, at indekset korrelerer signifikant med en korrelationskoefficient på mindst 25 % på den/de påvirkningsfaktorer indekset er følsomt overfor. Ellers anses påvirkningen ikke for at være væsentlig nok til at kunne gennemføre en interkalibrering af indekset.

I 2008 blev der gennemført interkalibrering af fytobenthosindeks i vandløb i den Centrale/baltiske interkalibreringsgruppe, hvor 12 medlemslande deltog. Danmark deltog ikke dengang, men skal anvende de procedurer og resultater, der blev opnået ved interkalibreringen. Fremgangsmåden og de opnåede resultater er beskrevet i Kelly et al. (2009).

7.1 Beregning af ICM (Intercalibration Common Metric)

For at kunne sammenligne tilstandsvurderinger mellem landene i CB GIG, blev der udviklet et indeks der kan anvendes til at sammenligne de nationale indeks: "Intercalibration common metric" (ICM). ICM består af et gennemsnit af EQR-værdier af to meget anvendte indeks, nemlig IPS (Specific Pollution Sensitivity Index; Coste in Cemagref, 1982) og TID (Trophic Index, Rott et al. 1999). TID udviser størst følsomhed ved lave niveauer af belastning med næringsstoffer og organisk stof, mens IPS er mest følsomt ved højere niveauer.

$$\text{ICM} = (\text{EQR_IPS} + \text{EQR_TID}) / 2,$$

hvor

$\text{EQR (indeks)} = \text{observeret indekxsværdi} / \text{referenceværdi for indeks}$

ICM beregnes med udgangspunkt i referenceværdier for indekset, der svarer til de værdier der findes i upåvirkede eller minimalt påvirkede vandløb i et givent medlemsland. I Danmark findes ikke stationer, der *a priori* kan betegnes som upåvirkede eller minimalt påvirkede vandløb (Baattrup-Pedersen et al. 2009). Derfor anvendes gennemsnitlige referenceværdier til beregning af

ICM fra CB GIG lande med sådanne vandløb (personlig kommunikation, Martyn Kelly, 2017). Disse referenceværdier er givet i Kelly et al. 2009.

7.2 Fastsættelse af referenceværdi til beregning af EQR-værdier for det danske indeks

Anvendes SID_TID som indeks til økologisk tilstandsvurdering af bentiske alger i danske vandløb, skal indeksværdierne omregnes til EQR-værdier, der afspejler den økologiske tilstand, udtrykt som forholdet mellem den aktuelle værdi og en referenceværdi, som er det upåvirkede eller minimalt påvirkede vandløb. For at kunne omregne indeksværdier til EQR-værdier, er det altså nødvendigt at have en indeksværdi, der afspejler *referenceværdien* af indekset under upåvirkede forhold.

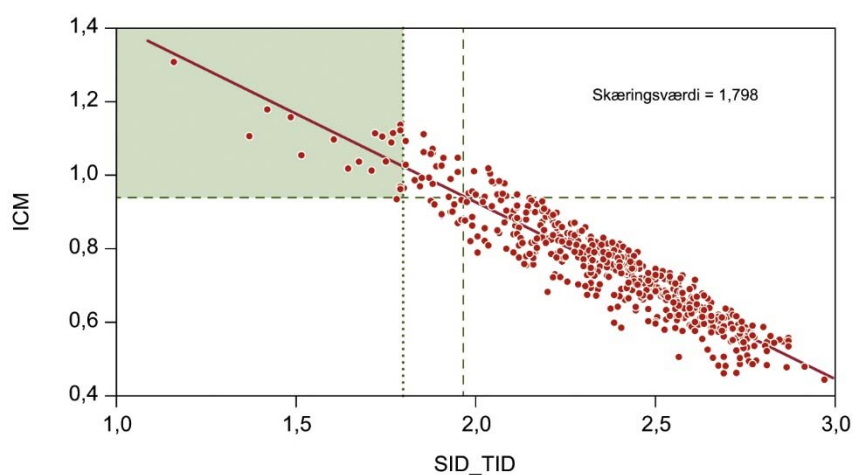
$$\text{EQR} = (\text{Observeret værdi}) / (\text{referenceværdi})$$

En screening af danske vandløb baseret på kriterier angivet af EU (REFCOND; Wallin et al. 2003) har tidligere vist at der ikke findes vandløb i Danmark for så vidt angår en række fysisk-kemiske, hydromorfologiske og påvirkningskarakteristika der kan karakteriseres som værende referencevandløb (Baattrup-Pedersen et al. 2008). Det betyder at det ikke er muligt at anvende danske vandløb til beregning af referenceværdi til fastsættelse af EQR værdier for SID_TID.

Referenceværdien er derfor beregnet ud fra lineær korrelation mellem indeks og ICM. Baseret på resultaterne fra interkalibreringen i 2008 skal grænseværdien mellem god og høj tilstand for ICM ligge i intervallet fra 0,839-0,939. Her anvendes gennemsnittet for stationer, der ligger over den øvre værdi i dette interval (0,939) til at fastsætte referenceværdien.

En ICM-værdi på 0,939 svarer til en SID_TID-værdi på 1,97 (beregnet ved lineær korrelation), og gennemsnittet for alle stationer, der har en indeksværdi under 1,97 er 1,798. Referenceværdien sættes dermed til 1,798 (se figur 7.1). (Bemærk, at SID_TID er invers i forhold til ICM og EQR-værdier, hvor høje værdier for EQR og ICM er lig med høj tilstandsklasse / lav påvirkning er høje værdier for SID og TID lig med høj grad af påvirkning).

Figur 7.1 Sammenhængen mellem Intercalibration Common Metric (ICM) og SID_TID for alle vandløb. Den vandrette, stiplede linje viser den øvre værdi for det acceptable interval for skæringsværdi mellem høj/god tilstandsklasse (0,939). Den lodrette, stiplede linje viser den tilsvarende indeksværdi. Det grønne rektangel indeholder registreringer, der ligger i referenceområdet, idet disse er afskåret som gennemsnittet for de værdier, der ligger over ICM-grænseværdien.



Med anvendelse af denne referenceværdi omregnes indeksværdierne til EQR-værdier, og afskæringsværdier mellem høj/god og god/moderat tilstandsklasse kan fastsættes ud fra ICM (se figur 7.2, tabel 7.1). Da det foreslåede

indeks er inverst i forhold til ICM og EQR-systemet, skal indekssværdierne ”vendes om”, i beregningen af EQR:

$$\text{EQR_SID_TID} = (4 - \text{Observeret SID_TID}) / (4 - \text{Forventet SID_TID}),$$

hvor 4 er den maksimale værdi SID_TID kan antage og Forventet SID_TID = 1,798.

Da der ikke er nogen danske indekssværdier, der ligger oppe i den øvre del af skalaen (indekssværdi nær 4 = meget stærk organisk/næringsbelastning), strækker de beregnede EQR-værdier sig ikke over hele skalaen fra 0-1. For at kunne sammenligne de danske indekssværdier med indekssværdier fra de andre lande, der også benytter TID eller SID, anbefales det dog at bibeholde den ”universelle” maksimumsværdi på fire (Kelly, personlig kommentar).

I tabel 7.1 er angivet de vandløbsstationer, der, hvis vi kigger på SID_TID værdier ligger inden for referenceområdet (det grønne rektangel på figur 7.1).

Tabel 7.1. Vandløbsstationer der ligger inden for referenceområdet (SID_TID < 1.798).

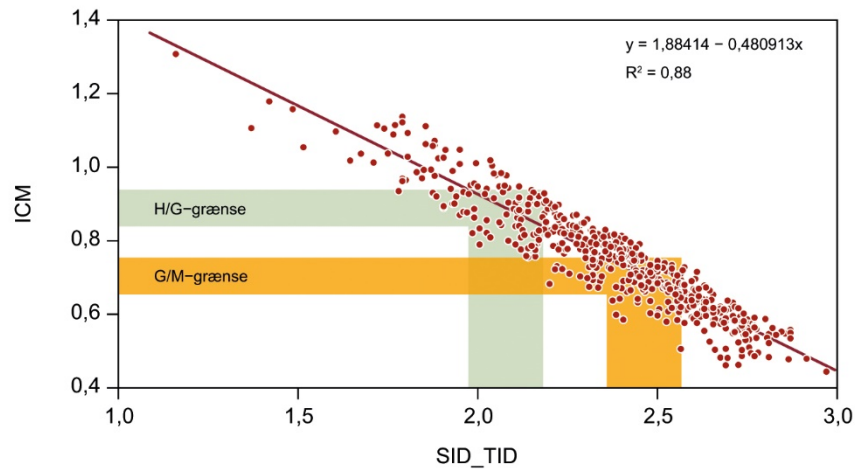
Vandløb	Sted	Breddeklasse
Abildå	os Abildtrup Dambrug	2
Falsig Bæk (øvre del)	S for Stovgårdhus	1
Fiskbæk	Øst for bro ved vejen fra Rurup til Allerup.	2
Frisvad Møllebæk	NØ for Armvadgård	2
Gudenå	ved Tinnet Bro	2
Gudenå	ved Gudenåens Udspring	1
Harpesbæk	NV for Langbanke	1
Hjælland Bæk	OS udl. i Skjern Å	2
Illerup Å	Forlev Bro	2
Jeksen Bæk	Før udløb i Århus Å - fusvad	2
Kilde Dollerup Bæk	100 m. os. Testrupvej ns. Kildeområde	2
Rimmerhus Bæk	OS. Rimmerhus renseanlæg	2
Sejbæk	Sjorup plantage øst	1
Skjern Å	v. Træbro ml. Skjern og Lønborg	3
Svenskebæk	ved Ekkodalen	2
Baldersbæk Plantage, tilløb til Holme å	S for Skovsende ns Vejbro	2
Von Å	Oling Bro	2
Vorgod Å	Inden udløb i Skjern Å	3

7.3 Fastsættelse af grænser mellem økologiske tilstandsklasser

I interkalibreringsøvelsen i 2008 blev der fastsat to intervaller for ICM, inden for hvilke grænseværdierne for henholdsvis høj/god (ICM-grænse H/G: 0,839-0,939) og god/moderat (ICM-grænse G/M: 0,654-0,754) tilstandsklasse bør placeres (Kelly et al. 2009, figur 4). Placeringen af de endelige grænseværdier for tilstandsklasser inden for disse intervaller bør afspejle relationen til de påvirkningsfaktorer, som anses for at være de primære for det økologiske kvalitetselement, hvilket i dette tilfælde er koncentrationen af fosfor.

Da der er en god korrelation mellem SID_TID og ICM, kan ICM-intervallerne for grænseværdier omsættes til intervaller for indeks og EQR-værdier ved lineær korrelation (figur 7.2, tabel 7.2).

Figur 7.2. Sammenhængen mellem Intercalibration Common Metric (ICM) og SID_TID for alle vandløbstyper. De grønne rektangler viser intervallet for de i Kelly et al. 2009 vedtagne accepterede intervaller for skæringværdien mellem hhv. høj/god tilstandsklasse (grønne) og god/moderat tilstandsklasse (orange). De lodrette rektangler viser de tilsvarende intervaller for de danske algeindeks omsat til SID_TID-værdier, hvor en skæring mellem tilstandsklasserne kan lægges.



Tabel 7.2 Accepterede intervaller for grænser mellem tilstandsklasser for ICM, SID_TID og EQR(SID_TID) baseret på ICM-intervaller givet i (Kelly et al. 2009).

Indeks	Accepteret interval for grænse mellem tilstandsklasser		Korrelation med ICM (R²)
	God/ Høj	Moderat/ God	
ICM	0,839-0,939	0,654-0,754	-
SID_TID	2,182-1,974	2,567-2,359	0,88
EQR(SID_TID)	0,826-0,920	0,651-0,745	0,88

7.4 Endelig grænsefastsættelse mellem tilstandsklasser

Ved at bruge modellen for sammenhængen mellem SID_TID og PO₄P-koncentrationen (afsnit 4.2, figur 4.5), kan de accepterede intervaller for placeringen af grænseværdierne mellem høj/god og god/moderat tilstandsklasse for SID_TID omregnes til tilsvarende PO₄P-koncentrationer. Den nedre grænse mellem høj/god tilstandsklasse svarer til en PO₄P-koncentration på 5,6 µg/L⁻¹, mens den øvre grænse svarer til en PO₄P-koncentration på 12,7 µg/L⁻¹ (middelværdi = 8,4 µg/L⁻¹). Den nedre grænse mellem god/moderat tilstandsklasse svarer til en PO₄P-koncentration på 25 µg/L⁻¹, mens den øvre grænse svarer til en PO₄P-koncentration på 277 µg/L⁻¹ (middelværdi = 38,7 µg/L⁻¹).

Med det formål at undersøge ved hvilke PO₄P-koncentrationer der sker ændringer i artssammensætningen af bentiske algesamfund, er der lavet en Threshold Indicator Taxa Analysis (TITAN) og en tilhørende change point-analyse. TITAN bruger indikatorarts-scorer (Dufrene and Legendre 1997) til at integrere forekomst, hyppighed og ændring i forekomst langs miljøgradienter og dermed identificere niveauer, hvor artens forekomst ændrer sig markant (change points). Metoden identificerer således dels de arter, der responderer negativt på en stigende miljøpåvirkning, dels de arter, der responderer positivt på stigende miljøpåvirkning (figur 7.3 og 7.4). Ved at sammenstille change points for alle arter, er det muligt at identificere niveauer i miljøgradienten, hvor der sker signifikante ændringer i artsfordelingen (change points).

(Baker and King 2010, 2013). TITAN-metoden er tidligere brugt i et amerikansk studie til at kvalificere grænser mellem tilstandsklasser for bentiske alger (Hausmann et al. 2016).

I tolkningen af resultaterne skal et change-point, der repræsenterer en lille afvigelse fra referencetilstanden, svare til grænsen mellem høj/god mens et change-point, der repræsenterer en mindre grad af afvigelse fra referencetilstanden skal svare til grænsen mellem god / moderat (se boks 2, hvor de normative definitioner af henholdsvis høj, god og moderat økologisk tilstand defineret i Vandrammedirektivet er givet; European Union 2000).

Boks 2. Normgivende definitioner til klassificering af økologisk tilstand

Høj økologisk tilstand

Værdierne for de biologiske kvalitetselementer svarer til, hvad der normalt gælder for den pågældende type under uberørte forhold, og der er ingen eller kun meget ubetydelige tegn på ændring.

God økologiske tilstand

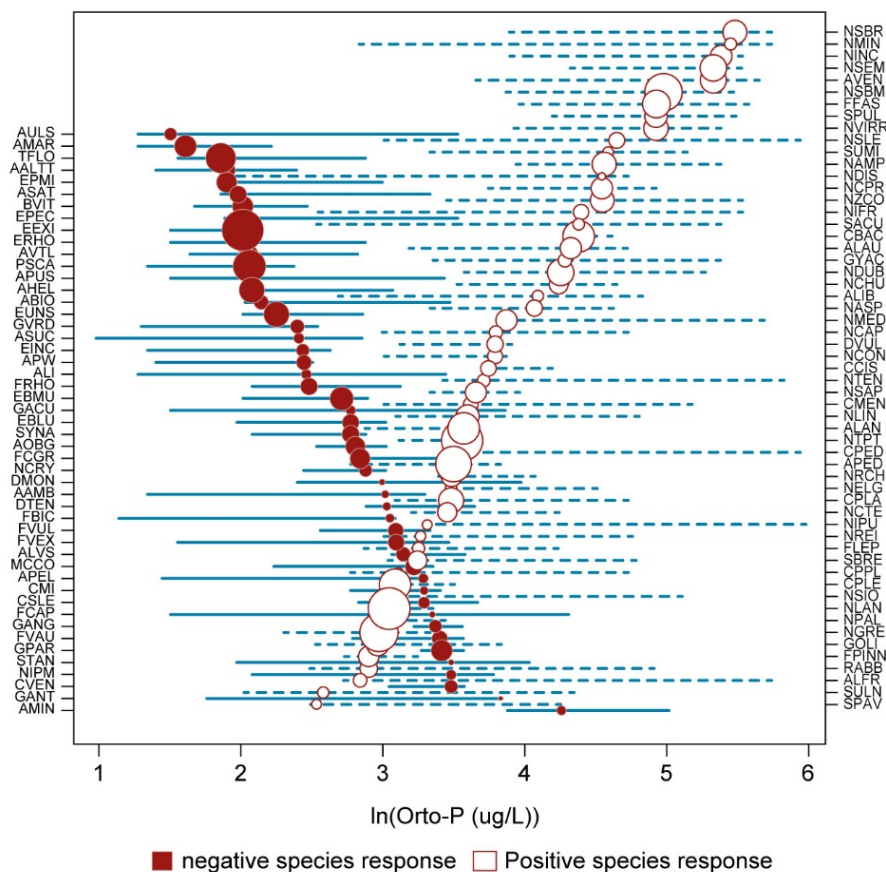
Værdierne for de biologiske kvalitetselementer udviser niveauer for den pågældende type, der er svagt ændret som følge af menneskelig aktivitet, men afviger kun lidt fra, hvad der normalt gælder for denne type overfladevand under uberørte forhold.

Moderat økologisk tilstand

Værdierne for de biologiske kvalitetselementer afviger i mindre grad fra, hvad der normalt gælder for den pågældende type under uberørte forhold. Værdierne viser mindre tegn på ændring som følge af menneskelig aktivitet og er væsentligt mere forstyrrede end under forhold med god tilstand.

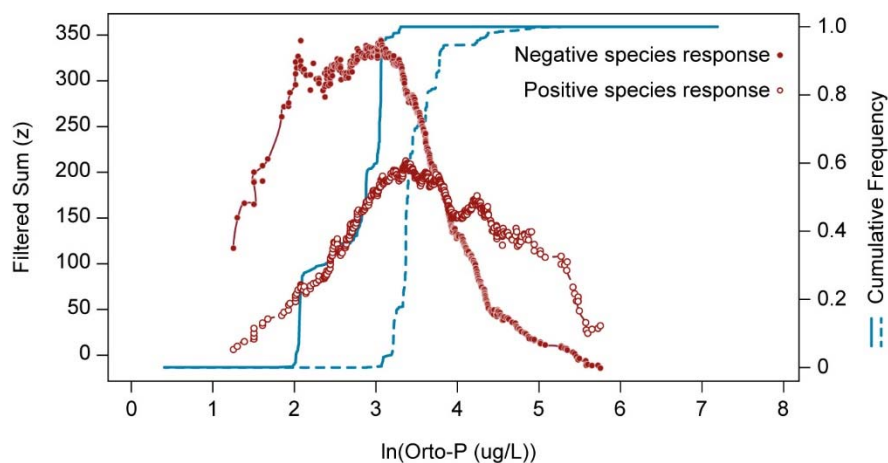
Resultaterne af analyserne kan ses i figur 7.3 og 7.4 samt i tabel 7.4. I figur 7.3 er vist de enkelte arters forekomst i forhold til koncentrationen af PO_4P og deres identificerede change points. Det ses af figuren, at de arter, der responderer negativt på øget PO_4P -koncentration, overordnet forekommer ved en meget snæver gradient i PO_4P -koncentration i forhold til de arter, der responderer positivt på øget PO_4P -koncentration.

Figur 7.3. Resultater fra TITAN-analysen. Forekomsten af de individuelle arter i forhold til koncentrationen af $\text{PO}_4\text{-P}$ -koncentrationen (ln transformeret) i vandløbsvandet (fuldtoptrukne og stiplede, vandrette linjer) og deres identificerede change points. De fyldte cirkler markerer change points for arter, der responderer negativt på øget $\text{PO}_4\text{-P}$ -koncentration; åbne cirkler markerer change points for arter, der responderer positivt på øget $\text{PO}_4\text{-P}$ -koncentration. De lodrette, grå linjer markerer, hvor de to overordnede identificerede change points for de samlede algesamfund ligger. En oversigt over artsnavne og deres forkortelser findes i appendiks 2.



I figur 7.4 er vist change points for algesamfundene (community change points), hhv. for de arter, der responderer positivt og negativt på øget $\text{PO}_4\text{-P}$ -koncentration.

Figur 7.4. Resultat af change point analysen for alle vandløb samlet. De fyldte cirkler repræsenterer arter, der responderer negativt på øget $\text{PO}_4\text{-P}$ -koncentration (ln transformeret), den fuldt optrukne linje den kumulerede frekvens af change points hos disse arter; de åbne cirkler repræsenterer arter, der responderer positivt på øget $\text{PO}_4\text{-P}$ -koncentration (ln transformeret), den stiplede linje viser den kumulerede frekvens af change points hos disse arter. De to lodrette, grå linjer angiver de identificerede change points.



Med anvendelse af de to identificerede change points for vandløbene som grænse for henholdsvis høj og god økologisk tilstand og god og moderat økologisk tilstand svarer disse til henholdsvis $8,0 \mu\text{g/L}$ $\text{PO}_4\text{-P}$ (for arter, der responderer negativt på øget $\text{PO}_4\text{-P}$ -koncentration) og $29,1 \mu\text{g/L}$ $\text{PO}_4\text{-P}$ (for arter, der responderer positivt på øget $\text{PO}_4\text{-P}$ -koncentration).

I tabel 7.4 er PO₄-P-koncentrationerne omregnet til tilsvarende SID_TID indekssværdier, ICM-værdier og EQR-værdier for SID_TID. For hvert af de identificerede change points, er der angivet 5, 50 og 95 % percentiler (tabel 7.4). Det ses af tabel 7.4, at for grænsen mellem høj og god, ligger indekssværdierne ved 50 og 95 % percentilerne uden for det accepterede interval for ICM (for højt). I forhold til grænsefastsættelsen mellem god / moderat tilstandsklasse, ligger alle værdierne SID_TID-værdierne inden for det acceptable interval for grænsefastsættelsen.

7.4.1 Grænsefastsættelse mellem økologiske tilstandsklasser

Resultaterne fra TITAN-analyserne kan direkte anvendes til at fastsætte grænserne mellem høj / god og god / moderat tilstandsklasse, således at change point for de arter, der responderer negativt på stigende PO₄-P-koncentration bruges i grænsefastsættelsen mellem høj og god tilstandsklasse, mens change point for de arter, der responderer positivt på stigende PO₄-P-koncentration bruges i grænsefastsættelsen mellem god og moderat tilstandsklasse. De beregnede percentiler (se tabel 7.4) er fremkommet ved at anvende metoden bootstrap som i statistikken er en metode til bestemmelse af fordelingssegenskaber for en stikprøvefunktion. Herved udtrykker 5% og 95% percentilerne også konfidensgrænsen på change points beregnet på baggrund af 1000 bootstrap replikater.

Tabel 7.4. De identificerede change points samt 5, 50 og 95 % percentiler (konfidensintervaller) fra TITAN-analysen samt de tilsvarende værdier for SID_TID, EQR_SID_TID og ICM. I alt indgik data om de bentske algesamfund fra 516 vandløb i analysen.

Change point for arter, der responderer negativt på øget PO₄-P-koncentration kan anvendes som grænse mellem høj/god tilstandsklasse (H/G) mens change point for arter, der responderer positivt på øget PO₄-P-koncentration kan anvendes som grænse mellem god/moderat tilstandsklasse (G/M). * markerer de koncentrationer, der falder uden for det accepterede ICM-interval.

	Identificeret change point		5 %		50 %		95 %	
	H/G	G/M	H/G	G/M	H/G	G/M	H/G	G/M
SID_TID	2,06	2,39	2,10	2,39	2,23*	2,40	2,30*	2,44
EQR (SID_TID)	0,880	0,729	0,861	0,731	0,804*	0,727	0,770*	0,710
ICM	0,896	0,737	0,876	0,739	0,816*	0,735	0,780*	0,717
PO ₄ -P-koncentration fra TITAN (µg/L)	8,0	29,1	7,8	24,8	15,5*	30,0	21,4*	113,1

8. Referencer

Baker ME, King RS (2010) A new method for detecting and interpreting biodiversity and ecological community thresholds. *Methods in Ecology and Evolution* 1:25-37.

Baker ME, King RS (2013) Of TITAN and straw men: an appeal for greater understanding of community data. *Freshwater Science* 32:489-506.

Birk S, Willby NJ, Kelly MG, Bonne W, Borja A, Poikane S, van de Bund W (2013) Intercalibrating classifications of ecological status: Europe's quest for common management objectives for aquatic ecosystems. *Science of The Total Environment* 454–455:490-499.

Baatrup-Pedersen A, Kristensen EA, Jorgensen J, Skriver J, Kronvang B, Andersen HE, Hoffman CC, Kjellerup Larsen LM (2009) Can a priori defined reference criteria be used to select reference sites in Danish streams? Implications for implementing the Water Framework Directive. *Journal of Environmental Monitoring* 11:344-352.

Baatrup-Pedersen A, Göthe E, Riis T, O'Hare MT (2016) Functional trait composition of aquatic plants can serve to disentangle multiple interacting stressors in lowland streams. *Science of the Total Environment* 543, Part A:230-238

Baatrup-Pedersen A, Wiberg-Larsen P, Larsen SE, Bøgestrand J (2015) Brug af Dansk Vandløbsplante Indeks i små danske vandløb Verifikation af de økologiske grænseværdier for Dansk Vandløbsplante Indeks (DVPI) i forhold til den fælleseuropæiske interkalibrering Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi

Baatrup-Pedersen A, Friberg N, Pedersen ML, Skriver J, Kronvang B, Larsen SE (2004) Anvendelse af Vandrammedirektivet i danske vandløb. *Danmarks Miljøundersøgelser*, 145 pp

CEMAGREF (1982) Etude des Methodes Biologiques d'appréciation Quantitative de la Qualité des Eaux. Rapport Q.E. Lyon – A.F. Rhone-Mediterranee-Corse. CEMAGREF, Lyon

Dell'Uomo A (2004) L'Indice Diatomico di Eutrofizzazione/Polluzione, EPI-D nel monitoraggio delle acque correnti – Linee guida. APAT, Roma

Descy JP (1979) A new approach to water quality estimation using diatoms. *Nova Hedwigia* 64:305-323

Descy JP, Coste M (1991) A test of methods for assessing water quality based on diatoms. *Verhandlungen der Internationale Vereinigung der Limnologie* 24:2112–2116

Dray S, Choler P, Dolédec S, Peres-Neto PR, Thuiller W, Pavoine S, ter Braak CJF (2014) Combining the fourth-corner and the RLQ methods for assessing trait responses to environmental variation. *Ecology* 95:14-21

Dufrene M, Legendre P (1997) Species Assemblages and Indicator Species: The Need for a Flexible Asymmetrical Approach. *Ecological Monographs* **67**:345-366.

European Union, 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Communities* L327: 1–73.

Gómez N, Licursi M (2001) The pampean diatom index (IDP) for assessment of rivers and streams in Argentina. *Aquatic Ecology* **35**:173–181

Hausmann S, Charles DF, Gerritsen J, Belton TJ (2016) A diatom-based biological condition gradient (BCG) approach for assessing impairment and developing nutrient criteria for streams. *Sci Total Environ* **562**:914-927.

Hürlimann J, Niederhauser P (2006) Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fliessgewässer: Kieselalgen Stufe F (flachendeckend) Bundesamt für Umwelt, BAFU, Bern

Johansen SK (2004) Diatome as Biological Indicators in Danish Lowland Stream. M.Sc.-Thesis. Botanical Institute. Aarhus University

Kalyoncu H, Serbetci B (2013) Applicability of Diatom-Based Water Quality Assessment Indeks in Dari Stream, Isparta-Turkey. Page 1873 in *Proceedings of World Academy of Science, Engineering and Technology*. World Academy of Science, Engineering and Technology (WASET)

Kelly MG, Whitton BA (1995) The trophic diatom index: a new index for monitoring eutrophication in rivers. *Journal of Applied Phycology* **7**:433-444

Kelly M, Bennett C, Coste M, Delgado C, Delmas F, Denys L, Ector L, Fauville C, Ferréol M, Golub M, Jarlman A, Kahlert M, Lucey J, Ní Chatháin B, Pardo I, Pfister P, Picinska-Faltynowicz J, Rosebery J, Schranz C, Schaumburg J, van Dam H, Vilbaste S (2009) A comparison of national approaches to setting ecological status boundaries in phytobenthos assessment for the European Water Framework Directive: results of an intercalibration exercise. *Hydrobiologia* **621**:169-182.

Leclercq L, Maquet L (1987) Deux nouveaux indeks chimiques et diatomiques de qualite d'eau courante. Application au Samson et a ses affluents, Bassin de la Meuse belge. Comparaison avec d'autres indeks chimiques biocenotiques et diatomiques. Institut Royal des Sciences Naturelles de Belgique, document de travail **28**:1–113

Lecointe C, Coste M, Pyrgiel J (2003) Omnidia 3.2. Diatom index software including diatom database with taxonomic names, references and codes of 11645 diatom taxa.

Lenoir, A, Coste M (1996) Development of a practical diatom index of overall water quality applicable to the French national water board network. In: Whitton BA, Rott E (eds) *Use of Algae for Monitoring Rivers II*. Institut für Botanik. Univ. Innsbruck, Innsbruck, pp 29-43

Lobo EA, Callegaro VLM, Bender EP (2002) Utilizacao de Algas Diatomaceas Epilíticas como Indicadores da Qualidade da Agua em Rios e Arroios da Regiao Hidrografica do Guaiba, RS, Brasil. EDUNISC, Santa Cruz do Sul

Passy SI, Larson CA (2011) Succession in stream biofilms is an environmentally driven gradient of stress tolerance. *Microbial Ecology* 62:414-424

Pedersen ML, Sode A, Kaarup P, Bundgaard P (2006) Fysisk kvalitet i vandløb. Test af to danske indeks og udvikling af et nationalt indeks til brug ved overvågning i vandløb. Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU nr. 590, 44 pp

Peterson CG, Stevenson RJ (1992) Resistance and Resilience of Lotic Algal Communities: Importance of Disturbance Timing and Current. *Ecology* 73:1445-1461.

Piggott JJ, Lange K, Townsend CR, Matthaei CD (2012) Multiple Stressors in Agricultural Streams: A Mesocosm Study of Interactions among Raised Water Temperature, Sediment Addition and Nutrient Enrichment. *PLoS ONE* 7:e49873

Prygiel J, Leveque L, Iserentant R (1996) L'IDP: Un nouvel Indice Diatomique Pratique pour l'évaluation de la qualite des eaux en reseau de surveillance. *Revue des sciences de l'eau* 9:97-113

Prygiel J, Coste M (1995) Les diatomees et le diagnostic de la qualite des eaux courantes continentales: les principaux methods indicielles. *Vie Milieu* 45:179-186

Rott E, Hofmann G, Pall K, Pfister P, Pipp E (1997) Indikationslisten für Aufwuchsalgen in österreichischen Fließgewässern. Teil 1: Saprobienindikation, Wasserwirtschaftskataster, Bundesministerium f. Land- u. Forstwirtschaft, Wien

Rott E, Pipp E, Pfister P (2003) Diatom methods developed for river quality assessment in Austria and a cross-check against numerical trophic indication methods used in Europe. *Algological Studies* 110:91-115.

Rott E, Pfister P, Van Dam H, Pipp E, Pall K, Binder N, Ortler K (1999) Indikationslisten für Aufwuchsalgen in österreichischen Fließgewässern. Teil 2: Trophieindikation sowie geochemische Präferenzen, taxonomische und toxikologische Anmerkungen. Wasserwirtschaftskataster Herausgegeben vom Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wasserwirtschaftskataster, Wien

Rumeau A, Coste M (1988) Initiation a la systematique des diatomees d'eau douce. *Bulletin Francais de la Peche et de la Pisciculture* 309:1-69

Schneck F, Schwarzbald A, Melo AS. 2011. Substrate roughness affects stream benthic algal diversity, assemblage composition, and nestedness. *Journal of the North American Benthological Society* **30**:1049-1056

Schneck F, Melo AS (2012) Hydrological disturbance overrides the effect of substratum roughness on the resistance and resilience of stream benthic algae. *Freshwater Biology* 57:1678-1688

- Shannon CE (1948) A mathematical theory of communication. The Bell System Technical Journal 27:379-423 and 623-656
- Schiefele S, Kohmann F (1993) Bioindikation der Trophie in Fließgewässern. Umweltforschungsplan des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Wasserwirtschaft, Forschungsbericht Nr. 102 01 504. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München, Berlin
- Sládeček V (1986) Diatoms as indicators of organic pollution. Acta Hydrochimica et Hydrobiologica 14:555–566
- Sode A (1981) The effect of ferric hydroxide on periphytic algal production and biomass and total oxygen consumption of sediment in a small Danish stream. Specialerapport, Biologisk Institut, Odense Universitet, 49 pp
- Steinberg C, Schiefele S (1988) Biological indication of trophy and pollution of running waters. Zeitschrift für Wasser- und Abwasser-Forschung 21:227-234
- Stevenson RJ, Hashim S (1989) Variation in diatom community structure among habitats in sandy streams. Journal of Phycology 25:678-686
- ter Braak C JF, Cormont A, Dray S (2012) Improved testing of species traits–environment relationships in the fourth-corner problem. Ecology 93:1525-1526
- Tang T, Niu SO, Dudgeon D (2013) Responses of epibenthic algal assemblages to water abstraction in Hong Kong streams. Hydrobiologia 703:225-237
- Townsend S A, Gell PA (2005) The role of substrate type on benthic diatom assemblages in the Daly and Roper Rivers of the Australian wet/ dry tropics. Hydrobiologia 548:101-115
- UKTAG (2012) A revised approach to setting Water Framework Directive phosphorus standards.
- Wagenhoff A, Lange K, Townsend CR, Matthaei CD (2013) Patterns of benthic algae and cyanobacteria along twin-stressor gradients of nutrients and fine sediment: a stream mesocosm experiment. Freshwater Biology 58:1849-1863
- Watanabe T (1990) Numerical simulation of organic pollution in flowing waters. In: Encyclopaedia of Environmental Control Technology Vol. 4: Hazardous Waste Containment and Treatment. Gulf Publishing Company, Houston, Texas, pp 251-281
- Zelinka M, Marvan P (1961) Zur Prazisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fließender Gewässer. Archiv für Hydrobiologie 57:389-407

Appendiks 1

Oversigt over undersøgte hydrologiske parametre

Parameter	Antal stationer
Medianen af årlig daglig minima divideret med Q50 (medianminimum)	161
Medianen af årlig daglig maxima divideret med Q50 (medianmaximum)	161
Middelværdien af årlig daglig minima divideret med Q50	161
Middelværdien af årlig daglig maxima divideret med Q50	161
Frekvensen af vandføringshændelser under medianminimum	161
Middelvandføring	161
CV af alle daglige middelvandføringer	161
1% percentil fra varighedskurven divideret med Q50	161
10% percentil fra varighedskurven divideret med Q50	161
25% percentil fra varighedskurven divideret med Q50	161
Medianen af daglig vandføring	161
75% percentil fra varighedskurven divideret med Q50	161
90% percentil fra varighedskurven divideret med Q50	147
Middel varighed af vandføringshændelser under medianminum	161
Frekvensen af vandføringshændelser under Q75	160
Middel varighed af vandføringshændelser under Q75	161
Frekvensen af vandføringshændelser over Q50	160
Middel varighed af vandføringshændelser over Q50	160
Vandvolumen i vandføringshændelser over Q50	160
Middelvandføring af vandføringshændelser over Q50 divideret med Q50	161
Frekvens af vandføringshændelser over 3xQ50	156
Middel varighed af vandføringshændelser over 3*Q50	156
Vandvolumen i vandføringshændelser over 3xQ50	156
Middel vandføring af vandføringshændelser over 3*Q50 divideret med Q50	161
Frekvens af vandføringshændelser over 7xQ50	109
Middel varighed af vandføringshændelser over 7*Q50	109
Vandvolumen i vandføringshændelser over 7xQ50	109
Middel vandføring af vandføringshændelser over 7*Q50 divideret med Q50	161
Frekvensen af vandføringshændelser over Q25	160
Middel varighed af vandføringshændelser over Q25	160
Vandvolumen i vandføringshændelser over Q25	161
Middel vandføring af vandføringshændelser over Q25 divideret med Q50	161
Middel daglig vandføring i alle måneder januar-december	148
Variation i middel daglig vandføring(CV), I alle måneder	161
Middel af årlig 7-dag minimum divideret med Q50	161
Middel af årlig 7-dag maksimum divideret med Q50	161
Middel af årlig 30-dag minimum divideret med Q50	161
Middel af årlig 30-dag maksimum divideret med Q50	160
Middelforskel af den naturlige logaritme af vandføring mellem på hinanden følgende dage med stigende vandføring	160
Andelen af dage med stigende vandføring	160
Middelforskel af den naturlige logaritme af vandføring mellem på hinanden følgende dage med faldende vandføring	160
Andelen af dage med faldende vandføring	161
Basisvandføringsindex, basisvandføringsvolumen divideret med total volumen	143
Predictability (Colwell, 1974)	143

Constancy (Colwell, 1974)	161
Skewness=mf/Q50	156
Gennemsnitlig årlig tid med vandføring $>3 \times Q_{50}$	109
Gennemsnitlig årlig tid med vandføring $>7 \times Q_{50}$	143

Appendiks 2

Oversigt over algenavne og deres forkortelser, som de fremgår af figur 7.3

Arter, der responderer negativt på øget PO ₄ -P-koncentration	
ASUC	<i>Achnanthes suchlandtii</i>
ALIN	<i>Achnanthes linearis</i>
AULS	<i>Aulacoseira</i> sp.
FBIC	<i>Fragilaria bicapitata</i>
FVEX	<i>Fragilaria virescens</i> var. <i>exigua</i>
GVRD	<i>Gomphonema varioreduncum</i>
AHEL	<i>Achnanthes Helvetica</i>
AMAR	<i>Achnanthes marginulata</i>
APEL	<i>Amphipleura pellucida</i>
AALT	<i>Achnanthes altaica</i>
EPMI	<i>Eunotia pectinalis</i> var. <i>minor</i>
AAMB	<i>Aulacoseira ambigua</i>
PSCA	<i>Pinnularia subcapitata</i>
CVEN	<i>Cymbella ventricosa</i>
ERHO	<i>Eunotia rhomboidea</i>
APWA	<i>Achnanthes pseudoswazi</i>
ALVS	<i>Achnanthes laevis</i>
TFLO	<i>Tabellaria flocculosa</i>
EEXI	<i>Eunotia exigua</i>
EINC	<i>Eunotia incisa</i>
GACU	<i>Gomphonema acuminatum</i>
FCVE	<i>Fragilaria construens</i> var. <i>venter</i>
CSLE	<i>Cymbella silesiaca</i>
EUNS	<i>Eunotia</i> sp.
FVAU	<i>Fragilaria vaucheriae</i>
EBMU	<i>Eunotia bilunaris</i> var. <i>mucophila</i>
FCAP	<i>Fragilaria capucina</i>
VUL	<i>Frustulia vulgaris</i>
GANT	<i>Gomphonema angustum</i>
AVTL	<i>Achnanthes ventralis</i>
BVIT	<i>Brachysira vitrea</i>
GPXS	<i>Gomphonema parvulum</i> var. <i>exilissimum</i>
EBLU	<i>Eunotia bilunaris</i>
NIPM	<i>Nitzschia perminuta</i>
EPEC	<i>Eunotia pectinalis</i>
SAT	<i>Achnanthes subatomoides</i>
APUS	<i>Achnanthes pusilla</i>
GPAR	<i>Gomphonema parvulum</i>
ABIO	<i>Achnanthes bioretii</i>
SYNA	<i>Synedra nana</i>
STAN	<i>Stauroneis anceps</i>

FCGR	<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>gracilis</i>
MCCO	<i>Meridion circulare</i> var. <i>constrictum</i>
FRHO	<i>Frustulia rhomboids</i>
SYNT	<i>Synedra tenera</i>
NCRY	<i>Navicula cryptocephala</i>
AOBG	<i>Achnanthes oblongella</i>
DMES	<i>Diatoma mesodon</i>
DMON	<i>Diatoma moniliformis</i>
DTEN	<i>Diatoma tenuis</i>
CMIN	<i>Cymbella minuta</i>
GANG	<i>Gomphonema angustatum</i>
AMIN	<i>Achnanthes minutissima</i>

Arter, der responderer positivt på øget PO4-P-koncentration

SULN	<i>Synedra ulna</i>
GOLI	<i>Gomphonema olivaceum</i>
ALAN	<i>Achnanthes lanceolate</i>
NDIS	<i>Nitzschia dissipata</i>
NPAL	<i>Nitzschia palea</i>
NGRE	<i>Navicula gregaria</i>
NLAN	<i>Navicula lanceolate</i>
NREI	<i>Navicula reinhardtii</i>
NTPT	<i>Navicula tripunctata</i>
FLEP	<i>Fragilaria leptostauron</i>
SPAV	<i>Stephanodiscus parvus</i>
APED	<i>Amphora pediculus</i>
NCAP	<i>Navicula capitata</i>
NCTE	<i>Navicula cryptotenella</i>
CPPL	<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>pseudolineata</i>
CPLE	<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>euglypta</i>
CCIS	<i>Cymbella cistula</i>
DVUL	<i>Diatoma vulgare</i>
NCON	<i>Navicula contenta</i>
NSBL	<i>Nitzschia sublinearis</i>
NSAP	<i>Navicula saprophila</i>
NASP	<i>Navicula</i> sp.
NELG	<i>Navicula elginensis</i>
NCHU	<i>Navicula capitata</i> var. <i>hungarica</i>
CPLAX	<i>Cocconeis placentula</i>
SBRE	<i>Surirella brebisonii</i>
ALIB	<i>Amphora libyca</i>
RABB	<i>Rhoicosphenia abbreviate</i>
GYAC	<i>Gyrosigma acuminatum</i>
NCPR	<i>Navicula capitoradiata</i>
FFAS	<i>Fragilaria fasciculate</i>
SPUL	<i>Synedra pulchella</i>
NDUB	<i>Nitzschia dubia</i>
NLIN	<i>Nitzschia linearis</i>
NSIO	<i>Nitzschia sigmoidea</i>

CBAC	<i>Caloneis bacillum</i>
NIFR	<i>Nitzschia frustulum</i>
NVIR	<i>Navicula viridula</i>
NSBM	<i>Navicula subminuscula</i>
FPIN	<i>Fragilaria pinnata</i>
CMEN	<i>Cyclotella meneghiniana</i>
NSEM	<i>Navicula seminulum</i>
NAMP	<i>Nitzschia amphibia</i>
NINC	<i>Nitzschia inconspicua</i>
NMED	<i>Navicula mediocris</i>
NZCO	<i>Nitzschia constricta</i>
ALAU	<i>Achnanthes lauenbergiana</i>
NSBR	<i>Navicula subrotundata</i>
NMIN	<i>Navicula minima</i>
ALFR	<i>Achnanthes lanceolata frequentissima</i>
NDEB	<i>Nitzschia debilis</i>
AVEN	<i>Amphora veneta</i>
NTEN	<i>Navicula tenelloides</i>
NIPU	<i>Nitzschia pusilla</i>
CPED	<i>Cocconeis pediculus</i>
NRCH	<i>Navicula reichardtiana</i>
SACU	<i>Synedra acus</i>
CPLA	<i>Cocconeis placentula</i>
NSLE	<i>Navicula slesvicensis</i>

Appendiks 3

Fra artsliste til indekssværdi

Beskrivelse af procedure for beregning af tilstandsklasse for bundlevende alger (fyto-benthos) i vandløb.

Efter identifikation af de 400 algeskaller fra en vandløbsstation, har man en liste over den relative abundans af arter fra vandløbet.

Selve indekssberegningen foretages vha. softwarepakken OMNIDIA 5.5, der er udviklet til netop beregning af algeindeks ud fra arternes relative abundans (Lecointe et al. 2003).

Det sammensatte indeks SID_TID består af et gennemsnit af de to indeks, SID og TID, der begge beregnes i OMNIDIA.

$$SID = \frac{\sum_{i=1}^n S_i G_i H_i}{\sum_{i=1}^n G_i H_i}$$

$$TID = \frac{\sum_{i=1}^n TW_i G_i H_i}{\sum_{i=1}^n G_i H_i}$$

G_i : Artens (i) indikatorværdi (fra 0 (indifferent art) til 5 (meget god indikator))

H_i : abundans af arten, i – relative antal %

n : antal arter

S_i : Arten (i)s Saprobe tal

TW_i : Arten (i)s Trofiske tal

OMNIDIA beregner kun værdierne for hhv. SID og TID, men ikke for det kombinerede indeks.

SID_TID beregnes som et simpelt gennemsnit af indekssværdierne for SID og TID. Opskrevet på formel, hvor første delement er SID, andet delement er TID, beregnes SID_TID således:

$$SID_TID = \left(\frac{\sum_{i=1}^n S_i G_i H_i}{\sum_{i=1}^n G_i H_i} + \frac{\sum_{i=1}^n TW_i G_i H_i}{\sum_{i=1}^n G_i H_i} \right) / 2$$

Arternes indikatorværdi samt saprobe og trofiske tal er publiceret i Rott m.fl. 1997 og 1999 og er integreret og opdateret for nye arter i OMNIDIA. Der er inkluderet omtrent 24.000 arter i OMNIDIA i den nyeste version (6).

Eksempel på beregning af indeks: Gudenå v. Tinnest bro 2013

Stationen ligger øverst i gudenåsystemet, hvor vandløbet er 4,5 m bredt. Vandløbet er relativt lav-alkalint (1,44) og med lave koncentrationer af BI_5 og PO_4P (hhv. 0,528 BOD/ m^3 og 7,6 μgL^{-1}) og relativt lav NO_3 -koncentration (1,874 mgL^{-1}). Andelen af landbrug i den ripariske zone er lavt (13,8 %), mens den er relativt højt i hele oplandet (71,62 %).

Der er fundet 25 arter, hvoraf *Achnanthes minutissima* er klart den mest almindelige med over 50 % af alle registrerede individer (se tabel A3.1). For en artsliste som nedenstående opnås en SID_TID-værdi på 1,72, hvilket placerer stationen helt oppe i referenceområdet. Det er ikke muligt at lave et samlet udtræk fra OMNIDIA af indikatorværdier samt saprobe og trofiske tal (følsomhedsværdier) for SID og TID for alle ~24.000 arter i databasen. I den gamle version af OMNIDIA (som rummer ~17.000 arter) er det dog muligt, manuelt, at hente indikatorværdier og følsomhedsværdier ud for enkelte arter, hvilket er demonstreret for eksempelstationen her.

Tabel A3.1. Arter og antal registreret på stationen Gudenå ved Tinnets bro i 2013, samt arternes følsomhedstal og indikatorværdier for TID og SID.

Art	Omnidia-kode	Antal	TID		SID	
			Følsomhedstal	Indikatorværdi	Følsomhedstal	Indikatorværdi
<i>Achnanthes minutissima</i>	AMIN	282	1,2	1	1,7	1
<i>Meridion circulare</i>	MCIR	42	2,5	2	1,9	3
<i>Achnanthes bioretii</i>	ABIO	12	1,8	0	1,2	4
<i>Fragilaria brevistriata</i>	FBRE	11	3	1	1,3	4
<i>Fragilaria construens</i> var. <i>venter</i>	FCVE	10	2,3	2	0	0
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>gracilis</i>	FCGR	6	1,1	2	1,3	4
<i>Synedra ulna</i>	SULN	4	3,5	4	0	0
<i>Achnanthes helvetica</i>	AHEL	3	0,6	3	1	5
<i>Fragilaria pinnata</i>	FPIN	3	2,2	1	1,4	3
<i>Gomphonema angustatum</i>	GANG	3	0	0	0	0
<i>Navicula gregaria</i>	NGRE	3	3,5	4	2,5	2
<i>Diatoma tenuis</i>	DTEN	2	1,4	3	1,3	4
<i>Fragilaria vaucheriae</i>	FVAU	2	0	0	2,5	2
<i>Navicula cryptocephala</i>	NCRY	2	3,5	4	2,5	2
<i>Navicula lanceolata</i>	NLAN	2	3,5	4	0	0
<i>Nitzschia paleacea</i>	NPAL	2	2,3	2	2,7	3
<i>Nitzschia palea</i>	NPAL	2	3,3	3	2,8	1
<i>Navicula reinhardtii</i>	NREI	2	2,8	1	1,9	4
<i>Achnanthes conspicua</i>	ACON	1	1,7	0	1,5	2
<i>Achnanthes lanceolata</i>	ALAN	1	3,3	3	2,3	1
<i>Achnanthes laevis</i>	ALVS	1	1,2	2	1,3	3
<i>Gomphonema parvulum</i>	GPAP	1	3,6	2	2,6	1
<i>Nitzschia dissipata</i>	NDIS	1	2,4	2	2	3
<i>Reimeria sinuata</i>	RSIN	1	2,1	1	2	2
<i>Synedra nana</i>	SYNA	1	0	0	1,1	4

Information om OMNIDIA kan findes på <https://omnidia.fr/en/>.

Dags dato koster en enkeltlicens til programmet 350 €

Compatibility: 32 or 64bits Microsoft Windows XP, Vista, 7, 8, 10.

Minimum requirements for OMNIDIA 6

1.8Ghz processor (Intel/ AMD).

2GB RAM (4GB recommended for Windows 7 64bits and later versions).

Display resolution: 1024 x 768 (optimised for 1920 x 1080).

UDVIKLING AF BIOLOGISK INDEKS FOR BENTISKE ALGER (FYTOBENTHOS) I DANSKE VANDLØB

I henhold til EU's vandrammedirektiv, skal den økologiske tilstand i vandløb vurderes ud fra en række biologiske kvalitetselementer. I Danmark er der udviklet indeks for smådyr, fisk og vandplanter, mens der endnu ikke er et fungerende indeks for bundlevende (bentiske) alger. Denne rapport beskriver udviklingen og interkalibrering af et biologisk indeks for bentiske alger i danske vandløb. Baseret på sammenhængen mellem artsammensætningen og målte fysiske, kemiske og hydrologiske parametre blev det identificeret, at PO₄-P-koncentrationen, alkalinitet og organisk stof er de vigtigste parametre for artsfordelingen i danske vandløb. Det blev fundet, at en kombination af to eksisterende indeks, som responderer på PO₄-P og organisk stof, gav den bedste forklaringsgrad for bentiske alger i danske vandløb, og at dette indeks kan interkalibreres, så det lever op til kravene i EU's vandrammedirektiv.