



ANVENDELSEN AF HYDROMORFOLOGISKE OG FYSISK-KEMISKE STØTTEELEMENTER TIL UNDERSTØTTELSE AF ØKOLOGISK TILSTANDSVURDERING I SØER

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 697

2026



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

ANVENDELSEN AF HYDROMORFOLOGISKE OG FYSISK-KEMISKE STØTTEELEMENTER TIL UNDERSTØTTELSE AF ØKOLOGISK TILSTANDSVURDERING I SØER

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 697

2026

Andreas Berthelsen
Martin Søndergaard
Liselotte S. Johansson

Aarhus Universitet, Institut for Ecoscience



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Datablad

Serietitel og nummer:	Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 697
Kategori:	Rådgivningsrapporter
Titel:	Anvendelsen af hydromorfologiske og fysisk-kemiske støtteelementer til understøttelse af økologisk tilstandsvurdering i søer
Forfatter(e): Institution(er):	Andreas Berthelsen, Martin Søndergaard & Liselotte S. Johansson Aarhus Universitet, Institut for Ecoscience
Udgiver: URL:	Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi © https://dce.au.dk
Udgivelsesår: Redaktion afsluttet:	Februar 2026 6. februar 2026
Faglig kommentering: Kvalitetssikring, DCE: Sproglig kvalitetssikring:	Torben L. Lauridsen Signe Jung Madsen Anne Mette Poulsen
Ekstern kommentering:	Kommentarerne findes her
Finansiel støtte:	Styrelsen for Grøn Arealomlægning og Vandmiljø (SGAV)
Bedes citeret:	Berthelsen, A., Søndergaard, M. & Johansson, L.S. 2026. Anvendelsen af hydromorfologiske og fysisk-kemiske støtteelementer til understøttelse af økologisk tilstandsvurdering i søer. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 76 s. - Videnskabelig rapport nr. 697
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Sammenfatning:	Økologisk tilstand i vandrammedirektivet vurderes primært ud fra de biologiske kvalitetselementer med fysisk-kemiske og hydromorfologiske kvalitetselementer som støtteparametre. Denne rapport vurderer relevansen af disse støtteelementer ud fra EU-anbefalinger, et litteraturstudie af praksis i Sverige, Tyskland og Polen samt analyser af danske data. Der findes en stærk sammenhæng mellem biologiske kvalitetselementer og eutrofieringsrelaterede fysisk-kemiske parametre, især næringsstoffer og sigtddybde, mens øvrige parametre primært afspejler afledte effekter af eutrofiering. Det anbefales derfor kun at anvende næringsstoffer og sigtddybde som fysisk-kemiske støtteelementer og at fravige fra 'one-out-all-out'-princippet. For hydromorfologiske støtteelementer mangler der tilstrækkelige data til anvendelse, og et målrettet overvågningsprogram anbefales før fremtidig implementering af disse i tilstandsvurderingen.
Emneord:	Fysisk-kemiske støtteelementer, hydromorfologiske støtteelementer
Foto forside:	Andreas Severin Berthelsen
ISBN: ISSN (elektronisk):	978-87-7648-028-8 2244-9981
Sideantal:	76

Indhold

Forord	5
Sammenfatning	6
Summary	8
1 Baggrund og formål	10
2 Nabotjek	12
2.1 Sverige	12
2.2 Tyskland	18
2.3 Polen	22
2.4 Opsamling	31
3 Fysisk-kemiske støtteelementer	32
3.1 Introduktion	32
3.2 Analyser af danske data	34
3.3 Toolkit implementering i Shiny	45
3.4 Konklusioner, forslag og anbefalinger for fysisk-kemiske støtteelementer	45
4 Hydromorfologiske støtteelementer	48
4.1 Introduktion	48
4.2 Analyser af danske data	49
4.3 Konklusioner, forslag og anbefalinger for hydromorfologiske støtteelementer	64
5 Referencer	67

Forord

Denne rapport omhandler anvendelsen af vandrammedirektivets fysisk-kemiske og hydromorfologiske støtteparametre i Danmark på et opdateret metode- og datagrundlag i forhold til de tidligere rapporter (Søndergaard m.fl. 2019ab). Rapporten er struktureret i tre hoveddele: et nabotjek af metoder anvendt i Sverige, Tyskland og Polen, et afsnit om hydromorfologiske støtteparametre samt et afsnit om fysisk-kemiske støtteparametre. Rapporten blev forberedt af DCE ved Ecoscience, Aarhus Universitet på forespørgsel af Styrelsen for Grøn Arealomlægning og Vandmiljø (SGAV), som bidrog med datasæt for biologiske kvalitetselementer, vandkemi, og opholdstid. Resultater fra projektet er præsenteret på statusmøder med SGAV, der også har haft mulighed for at kommentere skriftligt på et udkast til rapporten.

Sammenfatning

Økologisk tilstand som defineret i EU's vandrammedirektiv vurderes primært ud fra biologiske kvalitetselementer, men derudover skal fysisk-kemiske og hydromorfologiske støtteelementer også indgå i vurderingen. De fysisk-kemiske støtteelementer er næringsstoffer, sigtdybde, iltmætning, termiske forhold, forsureningstilstand og salinitet, og de hydromorfologiske støtteelementer er vandføring, hydraulisk opholdstid, forbindelse til grundvand, vandstand, sediment og søbreddens struktur. Denne rapport evaluerer relevansen af disse elementer baseret på gældende anbefalinger fra EU og eksisterende danske data.

Rapporten omfatter tre hoveddele: 1) Et litteraturstudie, der undersøger tilgangen til de fysisk-kemiske og hydromorfologiske støtteelementer i Sverige, Tyskland, og Polen, 2) præsentation og analyse af de fysisk-kemiske støtteelementer og anbefalinger til grænseværdier baseret på EU's anbefalinger, 3) gennemgang af de eksisterende danske data for hydromorfologiske støtteelementer og anbefalinger til deres anvendelse i fremtiden.

De undersøgte lande har alle forholdt sig til både fysisk-kemiske og hydromorfologiske støtteelementer i varierende omfang. Generelt for landene var der grænseværdier for specielt næringsstofindhold (fosfor og kvælstof) og andre støtteelementer, der relateres til eutrofiering. De søtyper, der anvendes i de undersøgte lande, er dog ikke direkte sammenlignelige med danske søtyper. Blandt de hydromorfologiske støtteelementer havde alle lande anbefalede grænseværdier, enten baseret på ekspertvurderinger og/eller GIS-udregninger. Sverige og Tyskland havde grænseværdier for enkelte hydromorfologiske støtteelementer, mens Polen havde et samlet indeks for hydromorfologiske støtteelementer.

Ved undersøgelsen af de fysisk-kemiske støtteelementer blev der fundet en stærk sammenhæng mellem de biologiske kvalitetselementer og de fysisk-kemiske støtteelementer relateret til eutrofiering (næringsstoffer og sigtdybde) for alle søtyper, hvor der var tilstrækkelige data til at foretage analysen. For de øvrige fysisk-kemiske støtteelementer (iltmætning, termiske forhold, forsureningstilstand og salinitet) blev der for nogle søtyper fundet statistiske sammenhænge, men disse kunne alle tilskrives afledte effekter af eutrofiering.

På baggrund af de eksisterende NOVANA-data anbefales det i denne rapport, at kun næringsstoffer og sigtdybde anvendes som støtteparametre for de biologiske kvalitetselementer. Det anbefales desuden, at 'One-out-all-out'-princippet ikke anvendes. I stedet bør en nedgradering af statusklasse - fra høj til god og god til moderat - baseret på fysisk-kemiske støtteelementer kun ske, hvis der forekommer overskridelser i samtlige anvendte støtteparametre. Denne tilgang tager højde for, at søer kan være begrænsede af enten fosfor, kvælstof eller begge i kombination, hvilket reducerer risikoen for en fejlagtig nedgradering.

Som del af rapporten blev ECOSTAT's implementering af toolkittet til bestemmelse af grænseværdier for fysisk-kemiske støtteelementer i Posit PBCs' Shiny webapplikation testet for anvendelse på danske data. Webapplikationen var brugervenlig til bestemmelse af støtteparametre, men begrænset af at kun en søtype/fysisk-kemisk parameter kunne testes ad gangen. Det vurderes

dog at applikationen har potentiale til løbende at kunne anvendes til opdatering af grænseværdier.

For de hydromorfologiske støttelementer var det ikke muligt at finde en statistisk signifikant sammenhæng mellem de eksisterende data for de undersøgte hydromorfologiske støtteparametre og de biologiske kvalitetslementer. Dette kan primært tilskrives manglende data vedrørende, hvordan menneskelig aktivitet påvirker de hydromorfologiske forhold i søer, og i hvilket omfang de afledte effekter af dette påvirker de biologiske kvalitetslementer. Det kan derfor ikke anbefales at anvende de hydromorfologiske støttelementer baseret på nuværende data. Hvis der i højere grad ønskes at gøre brug af de hydromorfologiske kvalitetslementer anbefales det, at målrette et undersøgelsesprogram mod de relevante parametre og ud fra disse udvikle et samlet indeks for hydromorfologi.

Summary

Ecological status as defined in the EU Water Framework Directive (WFD) is primarily assessed on the basis of biological quality elements; however, physical, chemical and hydromorphological supporting quality elements must also be included in the assessment. The physical and chemical supporting elements comprise nutrients, water transparency (Secchi depth), oxygen conditions, thermal conditions, acidification status, and salinity, while the hydromorphological supporting elements include flow regime, hydraulic residence time, groundwater connectivity, water level, sediment, and the structure of the lake shoreline.

This report evaluates the relevance of these elements based on current EU guidance and existing Danish data. The report consists of three main parts: a literature review examining approaches to physical and chemical and hydromorphological supporting quality elements in Sweden, Germany, and Poland; presentation and analysis of physical and chemical supporting elements and recommendations for boundary values based on EU guidance; and a review of existing Danish data on hydromorphological supporting elements and recommendations for their future application.

All countries examined address both physical and chemical and hydromorphological supporting elements to varying extents. In general, boundary values were defined particularly for nutrient concentrations (phosphorus and nitrogen) and other supporting elements related to eutrophication. However, the lake typologies applied in the examined countries are not directly comparable with most Danish lake types. For hydromorphological supporting elements, all countries had recommended boundary values, either based on expert judgement and/or GIS-based calculations. Sweden and Germany defined boundary values for individual hydromorphological supporting elements, whereas Poland applied a combined hydromorphological supporting element index.

The analysis of physical and chemical supporting elements showed a strong relationship between biological quality elements and physical and chemical supporting elements related to eutrophication (nutrients and water transparency) for all lake types with sufficient data for analysis. For the remaining physical and chemical supporting elements (oxygen conditions, thermal conditions, acidification status, and salinity), statistically significant relationships were identified for some lake types; however, these could all be attributed to indirect effects of eutrophication.

Based on existing NOVANA data, this report recommends that only nutrients and water transparency be applied as supporting parameters for the biological quality elements. Furthermore, it is recommended that the “one-out-all-out” principle not be applied. Instead, a downgrade of status class, from high to good or good to moderate, based on physical and chemical supporting elements should only occur if all applied supporting parameters exceed their respective boundary values. This approach accounts for the fact that lakes may be limited by phosphorus, nitrogen, or a combination of both, thereby reducing the risk of incorrect downgrading.

As part of the report, ECOSTAT's implementation of the toolkit for setting boundary values for physical and chemical supporting elements in Posit PBC's Shiny web application was tested for application to Danish data. The web application proved user-friendly for determining supporting parameters but was limited by allowing only one lake type/physical and chemical parameter to be tested at a time. Nevertheless, the application is considered to have potential for ongoing use in updating boundary values.

For hydromorphological supporting elements, it was not possible to identify a statistically significant relationship between existing data for the investigated hydromorphological supporting parameters and the biological quality elements. This is primarily attributable to a lack of data on how human activities affect hydromorphological conditions in lakes and the extent to which the resulting effects influence biological quality elements. Consequently, the use of hydromorphological supporting elements cannot be recommended on the basis of current data. If increased use of hydromorphological quality elements is desired, it is recommended to establish a targeted monitoring programme focusing on the relevant parameters and, based on these, to develop a combined hydromorphological index.

1 Baggrund og formål

Danmark er jf. vandrammedirektivet forpligtet til at udarbejde og anvende hydromorfologiske og fysisk-kemiske støtteelementer som understøttende kvalitetselementer i tilstandsbedømmelsen af søer (Tabel 1.1). I et tidligere projekt (Søndergaard m.fl., 2019a) blev der for de mest almindelige søtyper fastlagt grænseværdier for visse fysisk-kemiske støtteelementer, specifikt næringsstoffer, sigtdybde og iltmætning, og disse anvendes nu som separate kvalitetselementer i tilstandsbedømmelsen for søer i henhold til BEK nr. 439 af 19/05/2016. Derimod blev der ikke fastlagt indekser for de øvrige fysisk-kemiske støtteelementer (termiske forhold, forsurestilstand og salinitet). Desuden er det tidligere undersøgt, hvorledes de hydromorfologiske støtteelementer kan bruges i Danmark (Søndergaard m.fl., 2019b). Der er imidlertid ikke fastlagt referencetilstande for hydromorfologiske støtteelementer og heller ikke grænseværdier for understøttelse af høj økologiske tilstand.

Tabel 1.1. Oversigt over de seks fysisk-kemiske og de seks hydromorfologiske støtteelementer, der skal anvendes som understøttende kvalitetselementer i søer so ifølge vandrammedirektivet (Europa-Parlamentet og Rådet, 2000).

Type	Støtteelement
Fysisk-kemisk	Næringsstoffer
	Sigtdybde
	Iltmætning
	Termiske forhold
	Forsuringstilstand
	Salinitet
Hydromorfologisk	Vandføring
	Hydraulisk opholdstid
	Forbindelse til grundvand
	Vandstand
	Sediment
	Søbred, struktur

Støtteelementernes formål er at indgå som supplement til de biologiske kvalitetselementer i vurderingen af søers tilstand. De skal give en større kontekst af menneskelig påvirkning end hvad kan opnås udelukkende med de biologiske kvalitetselementer og hjælpe til helt praktisk at identificere hvilken type stressor der påvirker søen, i hvilket omfang, og hvor en eventuel indsats skal fokuseres for at forbedre søens tilstand. Traditionelt har der været fokus på de fysisk-kemiske støtteelementer, fordi disse inkluderer næringsstoffer der historisk har haft den største negative påvirkning på søers tilstand. Dernæst kommer hydromorfologiske kvalitetselementer, der generelt ikke har været prioriteret så højt på EU plan, men som indgår i vurderingen mellem høj/god tilstand.

Formålet med dette projekt har indledningsvis været at foretage et nabotjek og beskrive, hvordan de fysisk-kemiske og hydromorfologiske støtteelementer anvendes i udvalgte lande, som er sammenlignelige med Danmark (kapitel 3). Dernæst har formålet været at udvikle forslag til indeks, grænseværdier og referencetilstande for fysisk-kemiske og hydromorfologiske støtteelementer i søer baseret på den nyeste viden og et opdateret datagrundlag. De fysisk-kemiske støtteelementer er gennemgået i kapitel 4 og de hydromorfologiske støtteelementer i kapitel 5. Analyserne er blandt andet foretaget via en såkaldt

toolkit-analyse, som omfatter anvisninger udarbejdet af en ECOSTAT-arbejdsgruppe (Ecological Status Working Group), som er nedsat i EU-regi. Desuden testes ECOSTAT's implementering af toolkittet i Posit PBC's Shiny webapplikation testet for anvendelse på danske data. Til analyserne er der anvendt eksisterende data fra det nationale overvågningsprogram, NOVANA. Endelig har formålet været at vurdere, om der skal udvikles indekser for hvert kvalitetselement til brug ved one-out-all-out princippet, eller om der skal udvikles et fælles indeks, eventuelt med en vægtning af de enkelte kvalitetselementer.

2 Nabotjek

I dette afsnit præsenteres resultaterne af et nabotjek, der havde til formål at undersøge, hvordan vores nabolande håndterer anvendelsen af fysisk-kemiske og hydromorfologiske støtteelementer i vurderingen af søer.

Nabotjekket består af en gennemgang af metoder, der anvendes i de udvalgte lande: Sverige, Tyskland og Polen. Valget af lande er baseret på følgende: 1) en gennemgang af rapporter refereret i tidligere rapporter (Søndergaard m.fl., 2019a,b), 2) søgning af nye rapporter fra de relevante organer i Sverige og den Centralbaltiske Geografiske Interkalibreringsgruppe (CB-GIG), som Danmark tilhører, og som består af Belgien (Flandern), Estland, Frankrig, Tyskland, Letland, Litauen, Holland, Polen og Storbritannien, og 3) korrespondancer med repræsentanter for ECOSTAT og de relevante organer i CB-GIG.

Målet med nabotjekket er at undersøge, om vores nærmeste nabolande, der er sammenlignelige med Danmark, har udviklet deres teknikker i forhold til det seneste nabotjek (Søndergaard m.fl., 2019a).

2.1 Sverige

Sverige har fastsat miljøkvalitetskrav for næringsstoffer, vandets gennemsigtighed (sigtdybde) og forsureningstilstand. For hvert af disse elementer er der fastsat en række stringente krav i forhold til datagrundlag, og formler er angivet til udregning af grænseværdier. Grænseværdier udregnes kun vha. empiriske modeller, hvis der ikke eksisterer historiske referencedata fra den pågældende sø (HVMFS, 2019:25).

Sverige har opdateret deres rapport siden de forrige danske rapporter fra 2019, men metoderne til fastsættelse af grænseværdier for fysisk-kemiske kvalitetselementer er uændrede.

2.1.1 Fysisk-kemiske støtteelementer

Næringsstofforhold

Næringsstofforholdene i svenske søer vil normalt klassificeres ud fra parameteren totalfosfor (TP), som beregnes og udtrykkes i en EQR-værdi. Hvis der findes tydelige indikationer på, at kvælstof påvirker tilvækst og artssammensætninger i søen pga. øget belastning, vil Havs och Vattenmyndigheten (HVMFS) udføre en ekspertvurdering af grænsen mellem god og moderat tilstand, udtrykt ved kvælstofindholdet i den pågældende sø. I sådanne tilfælde bestemmes tilstanden af kvalitetselementet 'næringsstoffer i søer' af totalfosfor- eller kvælstofniveauet, afhængigt af hvilken af de to parametre der indikerer den dårligste tilstand (HVMFS, 2019). Som datagrundlag anvendes stoffkoncentrationer i vandprøver fra overfladevand enten fra efteråret (når springlaget er væk), gennemsnitsværdier for hele året eller augustmålinger.

For at beregne EQR for totalfosfor for den enkelte sø skal et referenceforhold for søen først beregnes. I beregningen anvendes vandets farve, beregnet som en gennemsnitsværdi for vandets absorptions ved 420 nm og turbiditet (vandets uklarhed) fra samme tidsperiode som den målte totalfosfor. Derudover indgår søens beliggenhed i form af højde over havet, som skal være 1 meter

eller større. Der anvendes følgende formel til beregning af en referenceværdi for totalfosfor med data fra efterår eller et gennemsnit for hele året:

Formel 2.1:

$$\log_{10}(ref_P) = 1,425 + 0,162 * \log_{10}(AbsF) + 0,482 * \log_{10}(Turb) - 0,128 * \log_{10}(Alt)$$

hvor ref_P = referenceværdi for totalfosfor (µg/l), AbsF = vandets absorbans ved 420 nm i 5 cm kuvette, Turb = turbiditet i FNU (Formazin Nephelometric Units), Alt = søens beliggenhed (m over havet). Hvis der mangler data for turbiditet, eller turbiditeten mistænkes for at være påvirket af menneskelig aktivitet, eller i tilfælde af kalkrige søer, skal nedenstående forenklede Formel 2.2 anvendes:

Formel 2.2:

$$\log_{10}(ref_P) = 1,76 + 0,338 * \log_{10}(AbsF) - 0,213 * \log_{10}(Alt)$$

Hvis kun data fra august er tilgængelige, anvendes Formel 2.3 til beregning af totalfosfor-referenceværdien:

Formel 2.3:

$$\log_{10}(ref_P) = 1,437 + 0,250 * \log_{10}(AbsF) + 0,536 * \log_{10}(Turb) - 0,120 * \log_{10}(Alt)$$

I de tilfælde, hvor der kun haves augustmålinger, og turbiditetsdata mangler, anvendes nedenstående Formel 2.4:

Formel 2.4:

$$\log_{10}(ref_P) = 2,247 + 0,530 * \log_{10}(AbsF) - 0,339 * \log_{10}(Alt)$$

Når referenceværdien for totalfosfor er beregnet via en af de ovenstående formler, kan tilstandsvurderingen på baggrund af TP findes ved hjælp af en EQR-værdi for totalfosfor. Denne beregnes ved Formel 2.5:

Formel 2.5:

$$EQR = \frac{referenceværdi}{observeret\ TP}$$

Den beregnede EQR-værdi sammenlignes herefter med tilstandsgrænserne i Tabel 2.1, hvorefter tilstanden kan aflæses.

Tabel 2.1. Tilstandsvurdering af totalfosfor (TP) i søer under svenske forhold (HVMFS, 2019:25).

Tilstand	Tilstandsgrænse (EQR-værdi)
Høj	0,7 ≤EQR
God	0,5 ≤EQR <0,7
Moderat	0,3 ≤EQR <0,5
Ringe	0,2 ≤EQR <0,3
Dårlig	EQR <0,2

Omregning til tilstandsklasser i µg TP/l beregnes som referenceværdi/tilstandsklasse (EQR-værdi).

Sigtdybde

Tilstandsvurdering på baggrund af sigtdybdeforholdene i svenske søer vurderes ud fra en EQR-værdi, som beregnes ved hjælp af en referenceværdi for sigtdybde og den nuværende sigtdybde. Datagrundlaget skal bestå af sigtdybdemålinger fra minimum ét år, når der findes mere end fire målinger fra perioden maj-oktober, og fra tre år, når målinger kun foretages i august, for at kunne lave en tilstandsvurdering. Derudover måles vandets lysabsorbans på filtrerede prøver og anvendes som et gennemsnit for samme tidsperiode som sigtdybdemålingerne (HVMFS, 2019:25).

Referenceværdien for sigtdybde beregnes som udgangspunkt ved anvendelse af sigtdybdeværdier i søen fra perioder før en eventuel menneskelig påvirkning. Hvis dette ikke er muligt, beregnes en referenceværdi ud fra Formel 2.6:

Formel 2.6:

$$\log_{10}(SD_{ref}) = 0,678 - 0,116 * \log_{10}(AbsF) - 0,471 * \log_{10}(klorof)$$

hvor SD_{ref} = referenceværdi for sigtdybde (m), AbsF = vandets absorbans målt på filtreret prøve ved 420 nm i 5 cm kuvette, klorof = referenceværdi for klorofylkoncentration (klorofyl-*a* µg/l) taget fra tilstandsvurderingen på baggrund af fytoplankton (se nedenfor).

Referenceværdien for klorofylkoncentrationen, som anvendes i ovenstående formel, tages fra tilstandsvurderingen af fytoplankton, hvor en referenceværdi for klorofyl-*a* angives for de forskellige søtyper i Sverige (Bilag 1, afsnit 1.4 i HVMFS, 2019:25).

Når referenceværdien for sigtdybden er fundet, kan EQR-værdien beregnes ved hjælp af Formel 2.7:

Formel 2.7:

$$EQR = \frac{\text{observeret sigtdybde}}{\text{referenceværdi}}$$

Den beregnede EQR-værdi kan herefter sammenlignes med tilstandsgrænserne i Tabel 2.2, hvorefter tilstandsklassen kan aflæses (HVMFS, 2019:25).

Tabel 2.2. Tilstandsvurdering af sigtdybde i søer under svenske forhold (HVMFS, 2019:25).

Tilstand	Tilstandsgrænse (EQR-værdi)
Høj	0,67 ≤EQR
God	0,50 ≤EQR <0,67
Moderat	0,33 ≤EQR <0,50
Ringe	0,25 ≤EQR <0,33
Dårlig	EQR <0,25

Forsuringstilstand

For at vurdere forsuringstilstanden i svenske ikke-kalkrige naturlige søer benyttes et modelleringsværktøj kaldet MAGIC (Model of Acidification of Groundwater In Catchments), hvor referencetilstande er modelleret fra år 1860 og sammenholdt med den nuværende tilstand og pH. Forskelle i pH i

forhold til år 1860 er udgangspunktet for tilstandsvurderingen af forsuringsforhold i svenske søer. I MAGIC-modellen indgår parametrene pH, SO₄, Cl, Ca, Mg og DOC (opløst organisk kulstof) eller TOC (total organisk kulstof) for et givent år efter 1990 samt koordinater for søen, afstrømning til søen og søens areal (HVMFS, 2019:25). Der er modelleret flere tusinde søer og vandløb i Sverige, og søer, som ikke er modelleret, kan bedømmes med det webbase-rede 'MAGIC-bibliotek'. Parameterværdier for den pågældende sø indtastes i biblioteket, og søen sammenlignes derefter med den modellerede sø, som ligner den mest. Tilstanden for søens ændringer i pH vurderes herefter som i Tabel 2.3.

Tabel 2.3. Tilstandsklasser for klassificering af forsuringspåvirkninger i søer under svenske forhold (HVMFS, 2019:25).

Tilstand	Klasse	pH-ændring fra reference til i dag
Høj	1	<0,2
God	2	≥0,2-0,4
Moderat	3	≥0,4-0,6
Ringe	4	≥0,6-0,8
Dårlig	5	≥0,8

2.1.2 Hydromorfologiske støtteelementer

De hydromorfologiske støtteelementer der bruges i Sverige, er konnektivitet, morfologiske forhold og hydrologisk regime (HVMFS, 2019:25). Konnektivitet er dog ikke et element, der som udgangspunkt indgår i EU's beskrivelse af hydromorfologiske støtteelementer.

Konnektivitet

Konnektivitet (grad af forbundethed) er en parameter, der beskriver vandforekomstens karakter i forhold til spredningsveje for dyr og planter – både i en given sø og mellem omkringliggende søer i forhold til referencetilstanden. I det svenske system forstås konnektivitet kun som effekten på biologiske kvalitetselementer, da konnektivitetens effekt på sediment og organisk materiale bedømmes under morfologisk tilstand (HVMFS, 2019:25).

Selve konnektiviteten i søer vurderes ud fra de to parametre langsgående konnektivitet og konnektivitet til nærområdet (Tabel 2.4). Langsgående konnektivitet er effekten af intern konnektivitet i søen og til opstrøms og nedstrøms områder, og nærområdets konnektivitet er søens forbindelse til det naturlige oversvømmelsesområde for søen. Da konnektivitet vurderes som påvirkning af biologiske kvalitetselementer, kan forstyrrelser af konnektivitet også forekomme uden for søen og nærområdet (HVMFS, 2019:25).

Tabel 2.4. Grænser for vurdering af konnektivitet i svenske søer (HVMFS, 2019:25).

Status	% af overfladevandforekomstens lavvandede områder, hvor der forekommer manglende konnektivitet.	% af overfladevandforekomstens bredzone, hvor der forekommer manglende konnektivitet til nærområde og oversvømmelsesområde.
Høj	<5 %	<5 %
God	>5 %, men <15 %	>5 %, men <15 %
Moderat	>15 %, men <35 %	>15 %, men <35 %
Ringe	>35 %, men <75 %	>35 %, men <75 %
Dårlig	<75 %	<75%

Hydrologisk regime

Hydrologisk regime er et kvalitetselement, der beskriver vandvolumen, vandets opholdstid og flowdynamik i søer. Hydrologisk regime vurderes ud fra vandstandsvariation, afvigelse i vinter- og sommervandstand samt raten af ændring i søers vandstand i forhold til de naturlige tilstande (HVMFS, 2019:25).

Vandstandens variation i søer beskrives som den gennemsnitlige afvigelse i meter mellem den nuværende vandstand og den uregulerede vandstand i henhold til referencetilstanden.

Vandstandens variation beregnes med følgende Formel 2.8:

Formel 2.8:

$$\text{Vandstands variation (m)} \\ = \text{Middel}(\text{ABS}(HR_i - MHR)) - \text{Middel}(\text{ABS}(HN_i - MHN))$$

hvor HR_i er den regulerede døgnmiddelvandstand på den pågældende dag, og HN_i er døgnmiddelvandstanden på den pågældende dag under naturlige, uregulerede forhold. $MHN = \text{MIDDEL}(HN_i)$ er middelværdien af den naturlige vandstand gennem hele tidsserien, og $MHR = \text{MIDDEL}(HR_i)$ er middelværdien af den regulerede vandstand gennem hele tidsserien.

En anden parameter for hydrologisk regime er afvigelse i sommer- eller vintervandstand. Denne er afvigelsen i middelvandstand for enten 1. november – 31. marts eller 1. juni – 31. august mellem den regulerede vandstand og den naturlige vandstand (tabel 2.5). Samme formel bruges til både sommer- og vinterafvigelse (Formel 2.9).

Formel 2.9:

$$\text{Vandstand afvigelse} = \text{Middel}(HR_i - HR - (HN_i - HN))$$

Hvor HR_i er den regulerede døgnmiddelvandstand på en given dag, og HN_i er døgnmiddelvandstanden på den givne dag under naturlige forhold.

Tabel 2.5. Kriterier for bestemmelse af afvigelse i vandstand og rate af vandstandsvariation i søer.

Status	Vandstandens gennemsnitlige afvigelse fra uregulerede forhold	Vandstandens gennemsnitlige afvigelse fra uregulerede forhold i vinter- eller sommerperioden	Vandstandens variabilitet fra referenceforholdet
Høj	<0,05 m	<0,05 m	<5 %
God	>0,05 m og <0,25 m	>0,05 m og <0,25 m	>5 % og <15 %
Moderat	>0,25 m og <1 m	>0,25 m og <1 m	>15 % og <50 %
Ringe	>1 m og <3 m	>1 m og <3 m	>50 % og <200 %
Dårlig	>3 m	>3 m*	>200 %

*I den svenske rapport (HVMFS, 2019:25) er denne angivet som en gentagelse af kriteriet for 'ringe' tilstand. Dette antages at være en fejl, og værdien angives derfor som "mere end 3 m".

Morfologi

Klassifikationen af søers morfologiske tilstand i Sverige sker ud fra fem parametre omfattende ændringer i 1) søens form, 2) bundsubstrat, 3) struktur af lavvandede områder, 4) nærområdet omkring søen og 5) struktur og funktion af nærtliggende oversvømmede områder (HVMFS, 2019:25). Sammenstilling af de enkelte parametre med kvalitetselementet sker ud fra en gennemsnitlig tilstand for samtlige parametre.

Parameteren 'ændring i søens form' beskrives som en procentvis forandring af søbreddens udformning i forhold til referenceforholdene (Tabel 2.6) (HVMFS, 2019:25). Referenceforhold kan forstås som forhold uden menneskelig påvirkning. Ændringer i søens form beregnes ved hjælp af Formel 2.10:

Formel 2.10:

$$\text{Ændring i søens form [\%]} = \frac{\left(\frac{SL_p}{2 * \pi * SA_p}\right) - \left(\frac{SL_r}{2 * \pi * SA_r}\right)}{\left(\frac{SL_r}{2 * \pi * SA_r}\right)} * 100$$

hvor SL_p = bredzonens nuværende længde (m), SA_p = nuværende søareal (m^2), SL_r = bredzonens længde jf. referenceforhold (m) og SA_r = søens areal jf. referenceforhold (m^2).

Klassificering af bundsubstratet i svenske søer indebærer en vurdering af kornstørrelsessammensætningen og den rumlige variation af bundsubstratet i forhold til den oprindelige tilstand (referenceforholdene) (Tabel 4.6). Kornstørrelsessammensætningen vurderes ud fra dominerende kornstørrelser i bestemte størrelsesklasser. I bundsubstratparameteren indgår også forekomsten af dødt ved og andet organisk stof, som indgår i bundsubstratet (HVMFS, 2019:25).

Strukturer i det lavvandede område i søer indebærer forekomst af sedimentationsformer (fx revler og klitter), erosion og dødt ved. Derudover indgår også strukturer, som findes ved søens indløb og udløb, og forekomst af kunstige strukturer (Tabel 4.6) (HVMFS, 2019:25).

Ændringer i søens nærområde (Tabel 4.6) beskrives som den procentvise andel af nærområdets areal, som aktivt anvendes til mark eller andre anlagte arealer (Tabel 4.6). Nærområdet omkring søer er det område, som grænser op til søen, og defineres som området fra søens bredzone indtil 30 meter i det omkringliggende landområde (HVMFS, 2019:25).

Ændring i struktur og funktion af de nærtliggende oversvømmede områder beskrives som den procentvise andel af søens mulige oversvømmede områder, som aktivt anvendes til mark eller andre anlagte arealer, eller hvor sådanne arealer mangler (på grund af menneskelig aktivitet), i forhold til referenceforholdene (ingen menneskelig påvirkning) (Tabel 2.6) (HVMFS, 2019:25).

Nedenstående Tabel 2.6 viser tilstandsgrænserne for de fem parametre.

Tabel 2.6. Tilstandsgrænser for oversvømmede områders struktur og funktion omkring svenske søer (HVMFS, 2019:25).

Tilstand	Afvigelse i søens form fra referenceforholdet.	Procent af søens bundareal, der afviger væsentligt fra bundsubstratets referenceforhold.	Procent af det lavvandede område, hvor strukturen er væsentligt forandret fra referenceforholdet.	Procent af søens nærområde, der udgøres af marker eller anlagt areal	Procent af overfladevandsfo- rekommstens oversvømmede områder, hvor der forekommer mark, anlagte arealer eller mangel på strukturer i forhold til referenceforhold.
Høj	<5 %	<5 %	<5 %	<5 %	<5 %
God	>5 % og <15 %	>5 % og <15 %	>5 % og <15 %	>5 % og <15 %	>5 % og <15 %
Moderat	>15 % og <35 %	>15 % og <35 %	>15 % og <35 %	>15 % og <35 %	>15 % og <35 %
Ringe	>35 % og <75 %	>35 % og <75 %	>35 % og <75 %	>35 % og <75 %	>35 % og <75 %
Dårlig	>75 %	>75 %	>75 %	>75 %	>75 %

Samlet vurdering

Efter at tilstanden for hvert delelement er bestemt, klassificeres hydromorfologisk status i Sverige ved brug af Formel 2.11:

Formel 2.11:

$$\text{Status} = \sum_v^0 \left(\frac{S * D}{V} \right)$$

r S er status for den valgte parameter på et valgt delareal, D er delområdet størrelse i hektar, og V er hele søens areal i hektar. Der opnås således et integreret billede af de hydromorfologiske parametres betydning i hele søen.

Referenceforholdet fastsættes ud fra historiske data, som suppleres ud fra et klassificeringssystem af hydromorfologiske typer og/eller modelberegninger.

2.2 Tyskland

Grundet landets størrelse og geografiske variation inddeles de tyske søer i tre økoregioner: alpesøer (type 1-4), centrale højlandssøer (type 5-9) og lavlandssøer fra den nordtyske sletteregion (type 10-14) (Mathes m.fl., 2002). Søtyperne i Tyskland er altså ikke de samme som for danske søer. Derfor er der i denne rapport kun inkluderet søer fra den nordtyske sletteregion (type 10-14), der minder mest om de danske søtyper. For hver af søtyperne er angivet en bestemt 'profil', som inkluderer grænseværdier for biologiske kvalitetselementer, fysiske, kemiske, og hydromorfologiske støttelementer (Riedmüller m.fl., 2022). For hver søtype er der ofte flere undertyper specifikt for de biologiske kvalitetselementer.

Tabel 2.7. Tabel over tyske søtyper fra den centraleuropæiske slette samt eksempel på undertyper for det biologiske kvalitetselement fytoplankton.

Tysk søtype	Beskrivelse	Undertype for fytoplankton	Beskrivelse af undertype
10	Lagdelt lavlandssø med stort opland	10,1	Kalciumrig lagdelt lavlandssø VQ 1,5-15 ¹
		10,2	Kalciumrig lagdelt lavlandssø VQ > 15 ¹

11	Polymiktisk lavlandssø med stort opland	11,1	Kalciumrig polymiktisk lavlandssø VQ > 1,5 ¹ Opholdstid > 30 dage Gennemsnitsdybde > 3 m
		11,2	Kalciumrig polymiktisk lavlandssø VQ > 1,5 ¹ Opholdstid > 30 dage Gennemsnitsdybde ≤ 3 m
12	Polymiktisk flodsø i lavland	12	Kalciumrig lavlandssø VQ > 1,5 ¹ Opholdstid 3-30 dage
13	Lagdelt lavlandssø med lille opland	13	Kalciumrig lagdelt lavlandssø VQ ≤ 1,5 ¹
14	Polymiktisk lavlandssø med lille opland	14	Kalciumrig polymiktisk lavlandssø VQ ≤ 1,5 ¹
		11,2	Kalciumrig polymiktisk lavlandssø VQ > 1,5 ¹ Opholdstid > 30 dage Gennemsnitsdybde ≤ 3 m

¹Volume Kvotient (VQ) er et estimat af søens volumen i forhold til oplandets størrelse ($VQ \text{ m}^{-1} = \text{Oplandsareal (m}^2\text{)} / \text{søvolumen (m}^3\text{)}$)

2.2.1 Fysisk-kemiske støtteelementer

I Tyskland bruges de fysisk-kemiske støtteelementer klarhed, temperatur, iltindhold, salinitet (kloridindhold), forsuringsgrad og næringsstofindhold. Disse anvendes som støtteelementer til de biologiske kvalitetselementer, specielt til at vurdere årsagerne til 'lavere end god' økologisk status.

I Tyskland er der fastsat grænseværdier for totalfosfor og sigtddybde baseret på søundertyperne (Tabel 2.7) for fytoplankton. Der er fastsat grænseværdier for både moderat/god og god/høj status, men her medtages kun grænseværdierne for moderat/god status (Tabel 2.8).

Tabel 2.8. Grænseværdi-intervaller for god/moderat status for totalfosfor og sigtdybde. Medtaget er også de forventede fosforklassifikationer ud fra det tyske trofiske indeks. Grænseværdierne for totalfosfor er gennemsnit fra 1. april til 31. oktober. Sigtdybde er sæsongennemsnit for vækstsæsonen (1. april-31. oktober) (UBA, 2024; Oberflächenge-wässerverordnung, 2016).

Type	Undertype for fytoplank-ton (Tabel 4.7)	Totalfosfor (µg/l)	Sigtdybde (m)
10	10,1	25 - 40	3,5 - 2,0
10	10,2	30 - 45	3,0 - 2,0
11	11,1	35 - 45	2,3 - 1,5
11	11,2	35 - 55 ¹	2,0 - 1,3
12	12	60 - 90 ²	1,2 - 0,8
13	13	25 - 35	3,5 - 2,5
14	14	30 - 45	2,5 - 1,5

¹Resuspension af fosfor kan periodisk føre til højere værdier.

²Flodsøer med høj retention kan have meget høje næringsstofværdier som referencetilstand.

2.2.2 Hydromorfologiske støtteelementer

I Tyskland bruges følgende hydromorfologiske støtteelementer: forbindelse til grundvandsmagasinet, variation i vandstand, opholdstid, dybdevariation, vandmængde, dybde og struktur af substratet og bredzonens variation. Generelt inddeles støtteelementerne i vandbalanceparametre og morfologiske parametre.

Tyskland bruger to metoder til at udregne vandbalance: GIS-udregninger og ekspertvurdering. Ved GIS-udregning bruges data for arealanvendelse og menneskelig påvirkning til at estimere påvirkningen af den naturlige vandbalance. Ved denne metode er der opsat en række kategorier, der dækker over forskellige antropogene faktorer, der påvirker vandbalancen i en sø (Tabel 2.9).

Tabel 2.9. Vandbalanceparametre, der vurderes i Tyskland. For kriterierne skal der for hver sø inkluderes hydrologisk relevant arealindvinding, overfladevandsindvinding, udledning til overfladevand, retention ved bygningsværker og over-løbskapacitet (UBA, 2024).

Kategori	Kriterie	Beskrivelse
Ændringer i oplandsareal	Hydrologisk relevant arealindvinding	Vurdering af det arealvægtede gennemsnit af hydrologisk relevante arealanvendelsesklasser i søens opland ud fra vandbalancens grad af naturlighed
	Dræn	Vurdering af arealandelen med dræn, pumpestationer, sluser og grøfter (jorddræning) i hele søens opland
Vandindvinding	Overfladevandsindvinding	Mængden af vandindvinding fra overfladevand fra søens opland
	Grundvandsindvinding	Omfanget af vandindvinding fra grundvandsmagasiner med påvirkning på overfladevandbalancen

Vandudledninger	Udledning til overfladevand	Udledning til overfladevandsforekomster
	Udledning til grundvand	Omfanget af vandudledning til grundvandsmagasiner med påvirkning på overfladevandbalancen
Konstruktion	Retention ved bygningsværker	Kunstig vandtilbageholdelse gennem dæmninger og lignende
Ændringer i oversvømmelsesområde	Tab af oversvømmelsesområde	Tab af arealstørrelse i naturlige ådale
	Overløbskapacitet	Kapacitet til overløb
	Tab af oversvømmelsesområdets funktionalitet	Tab af funktionalitet i naturlige ådale (udretning af åer, bebyggelse og lignende)

Ved denne metode kan påvirkning på vandbalancen udregnes ved at tildele vægtede værdier til forskellige typer landområder (UBA, 2024) og anvende offentligt tilgængelige databaser for arealanvendelse (fx. den europæiske 'CORINE Land Cover' database, eller nationale arealanvendelseskort udstillet på Miljøgis).

Ekspertvurdering anvendes kun, når der ikke er tilstrækkelige data til at lave en GIS-udregning. Tabel 2.10 viser anvendelsen af hhv. hvordan GIS-udregning og ekspertvurderinger bruges.

Tabel 2.10. Klassificering af kriterier for GIS-udregninger og ekspertvurderinger i Tyskland. Tabellen viser et specifikt eksempel for kriteriet 'drænede arealer i oplandet' (UBA, 2024).

Status	GIS-udregning, andel af opland drænet (%)	Påvirkning på vandbalancen, vurderet ekspertvurdering
Høj	0 - < 5 %	Ingen eller kun meget lille
God	5 % - < 10 %	Lille
Moderat	10 % - < 25 %	Moderat
Ringe	25 % - < 50 %	Stor (signifikant ændring af vandbalancens karakter)
Dårlig	50 % - 100 %	Meget stor (massiv ændring af vandbalancens karakter)

De morfologiske parametre, dybdevariation og bundsubstrat undersøges som en del af det tyske nationale overvågningsprogram og anvendes, hvis det skønnes relevant (UBA, 2024). For variation af bredzonen findes en standardiseret metode for hele Tyskland.

Variation af bredzonen defineres ud fra fem kriterier fordelt på tre zoner:

- De littorale vandmasser, som omfatter permanent vanddækkede områder. De begynder ved kysten og strækker sig ud til en dybde på 1 meter. Disse områder er dog her fastlagt ved at have en bredde på minimum 5 meter og maksimum 100 meter.
- Selve bredzonen, der refererer til det område, hvor vandstanden varierer, og hvor de littorale landmasser gradvist overgår til terrestrisk område. Denne zone er her angivet som en 15 meter bred bufferzone fra søbredden og mod landsiden. Denne underinddeles i sektioner, der hver har en længde på 100-1000 meter.
- Det omkringliggende areal, som er den terrestriske eller semiterrestriske del af kysten. Den er fastlagt til at begynde ved bredzonen og strækker sig

100 meter mod landsiden. Denne underinddeles i sektioner, der hver har en længde på 100-1000 m.

Tabel 2.11. Zoner og kriterier brugt til at identificere status af det hydromorfologiske kvalitetselement "bredzone".

Zone	Kriterie	Beskrivelse
Littorale vandmasser	Ændring af rørskov	Reduktion i udbredelse af tagrør/siv/dunhammer
	Skadelig bebyggelse	Påvirkninger fra menneskelig bebyggelse
Bredzone	Kystsikring	Tilstedeværelse af længdegående strukturer med det formål at mindske erosion
	Skadelig bebyggelse	Påvirkninger fra menneskelig bebyggelse
Omkringliggende areal	Arealanvendelse	Påvirkning fra arealanvendelse

For hvert kriterie er det angivet, hvilke parametre der registreres. For eksempel: For kriteriet "Ændring af rørskov" estimeres dækningsgraden af den aktuelle rørskovsbestand i forhold til den potentielle rørskovzone i procent for fem klasser (100 - 90 %, 90 - 50 %, 50 - 20 %, 20 - 5 % og < 5 %) (UBA, 2024).

For registrering af kyststrukturer skal der defineres homogene afsnit af bredzonen. Afsnitsdannelsen sker ud fra følgende kriterier:

- Ensartet bredzone
- Ensartet påvirkning fra bebyggelse og kystsikring
- Ensartet kysteksponering

Klassificeringen kan, afhængigt af datagrundlaget, udføres ved GIS-udregninger (hvis der er kvantificerbare datasæt med fastsatte klassifikationsgrænser) eller ved en ekspertvurdering. Hver karakter eller udtryk for et kriterie tildeles en klasse på skalaen fra dårlig til høj. Alle individuelle klassifikationer sammenlægges til en samlet klassificering for de to delområder littoral- og kystzone ved hjælp af one-out-all-out-princippet. Det omkringliggende areal klassificeres ved at beregne et arealvægtet gennemsnit for den hydromorfologisk relevante arealindvinding.

Der er tre måder at præsentere klassificeringsresultaterne på:

- Klassificering af de tre zoner for de enkelte søsektioner (100-1000 meter sektioner)
- Samlet klassificering af de tre zoner via gennemsnitsberegning
- Klassificering af sektioner på tværs af alle tre zoner via gennemsnitsberegning.

2.3 Polen

2.3.1 Fysisk-kemiske støtteelementer

Den polske metode til bestemmelse af indekser og grænseværdier er kraftigt inspireret af de gældende anbefalinger fra ECOSTAT. De seks fysisk-kemiske støtteelementer, der undersøges i det polske overvågningsprogram, er angivet i Tabel 2.12. Forsuringstilstand måles ikke i det polske overvågningsprogram.

Tabel 2.12. De seks fysisk-kemiske støtteelementer, der undersøges i det polske overvågningsprogram.

Støtteelement	Parameter	Enhed
Sigtdybde	Secchi-dybde	m
lItforhold	lItkoncentration	mg/l
	lItmætning	%
Salinitet	Konduktivitet	$\mu\text{S/cm}$
Næringsindhold	Totalfosfor	$\mu\text{g/l}$
	Totalt kvælstof	mg/l

I den polske implementering af vandrammedirektivet anses den primære menneskelige påvirkning af søer for at være eutrofiering, og de fysisk-kemiske støtteelementer, der er inkluderet i overvågningsprogrammet, anses som fyldestgørende til at vurdere effekten af eutrofiering på polske søer.

Polske analyser af korrelation mellem vandkvalitetsstøtteelementer har vist en høj grad af korrelation mellem de fleste parametre (Tabel 2.12). Særligt stærke korrelationer blev fundet mellem parametre inden for grupper, der relaterer sig til de samme støtteelementer (fx næringsstofindhold), men de fleste korrelationer mellem støtteelementer fra forskellige grupper var også statistisk signifikante. Analyser af de polske søtyper (Tabel 2.13) fandt, at i modsætning til vandløb, hvor relationer er relativt svage, hvilket indikerer deres større kompleksitet (synergistiske eller antagonistiske effekter, påvirkningen af flere belastninger, de såkaldte 'multistressorer'), beskriver de fleste støtteelementer i søer den samme proces, nemlig eutrofiering.

De fundne stærke korrelationer bruges i den polske rapport som argument for, at det ved undersøgelse af søer ikke er nødvendigt at studere mange fysisk-kemiske indikatorer, og at et sæt veldefinerede, pålidelige parametre er tilstrækkeligt som støtteparametre til at vurdere økologisk tilstand/potentiale med de biologiske kvalitetsselementer.

Tabel 2.13. Polske søtyper baseret på de fire kriterier: region, geologi, Schindler ratio, og mixing. Schindler ratio (SR) svarer til volumenkvotienten, der anvendes for de tyske søtyper (Tabel 2.7), og er beskrevet som oplandsareal / søvolumen. Ca indikerer kalkholdighed.

Type	Beskrivelse		
1a	Lavland	Ca $\leq 25 \text{ mg l}^{-1}$	Lagdelt
1b	Lavland	Ca $\leq 25 \text{ mg l}^{-1}$	Ikke lagdelt
2a	Lavland	Ca $> 25 \text{ mg l}^{-1}$ SR ≤ 2	Lagdelt
2b	Lavland	Ca $> 25 \text{ mg l}^{-1}$ SR ≤ 2	Ikke lagdelt
3a	Lavland	Ca $> 25 \text{ mg l}^{-1}$ SR > 2	Lagdelt
3b	Lavland	Ca $> 25 \text{ mg l}^{-1}$ SR > 2	Ikke lagdelt
4	Lavland	Ca $> 25 \text{ mg l}^{-1}$	Påvirket af havvand Ikke lagdelt
5a	Lavland	Ca $> 25 \text{ mg l}^{-1}$ SR ≤ 2	Lagdelt
5b	Lavland	Ca $> 25 \text{ mg l}^{-1}$ SR ≤ 2	Ikke lagdelt

Type		Beskrivelse	
6a	Lavland	Ca > 25 mg l ⁻¹ SR > 2	Lagdelt
6b	Lavland	Ca > 25 mg l ⁻¹ SR > 2	Ikke lagdelt
7a	Lavland	Ca > 25 mg l ⁻¹	Lagdelt
7b	Lavland	Ca > 25 mg l ⁻¹	Ikke lagdelt

Næringsstoffer

For næringsstoffer benytter Polen de anbefalede metoder fra EU, der var gældende, da deres rapport blev udfærdiget (ECOSTAT Best Practices Guide, 2018). Metoderne er lineære regressioner samt kategoriske metoder i form af værdier stammende fra boksplotudregninger (AAQ, AAM og Q75, forklaret nedenfor) (Tabel 2.14 og 2.15) (Phillips m.fl., 2018).

Tabel 2.14. Anbefalede grænseværdier for totalkvælstof fra det polske miljøministerium. De anvendte metoder er dem, der er anbefalet af ECOSTAT's arbejdsgruppe i deres Best Practices Guide (Phillips m.fl. 2018). Disse omfatter lineære regressioner (LR), average adjacent quantile (AAQ), average adjacent medians (AAM), Mean of medians (MMM) og 75 % percentiler (Q75). W-test indikerer signifikante forskelle mellem tilstandsklasser. Værdier angivet med fed skrift opfylder kriterierne i ECOSTAT'S vejledning (Europa-Parlamentet og Rådet, 2000).

Typo- logi	n	r ²	r	p	Græn- seværdi	LR	AAQ	AAM	Q75	MMM	W-test p	Gen- nemsnit (mg TN/l)	Anbefa- lede grænse- værdier (mg/l)
2a	126	0,357	-0,597	<0,001	G/M	1,16	1,06	1,12	1,21	1,30	0,044	1,17	1,20
					H/G	0,83	0,87	0,89	1,01	0,85	0,020	0,89	0,90
3a	248	0,515	-0,718	<0,001	G/M	1,26	1,30	1,30	1,51	1,42	<0,001	1,36	1,40
					H/G	0,87	0,95	0,99	1,06	0,90	<0,001	0,95	1,00
5a	75	0,263	-0,513	<0,001	G/M	1,10	1,05	1,03	1,16	1,26	0,021	1,12	1,20
					H/G	0,88	0,90	0,92	0,89	0,89	0,019	0,90	0,90
6a	98	0,279	-0,528	<0,001	G/M	1,06	1,12	1,10	1,22	1,08	0,016	1,12	1,20
					H/G	0,91	1,00	1,03	0,99	0,89	0,352	0,96	0,90
7a	17	0,078	-0,279	0,381	G/M	1,61	1,23	1,16	1,38	1,34	0,760	1,34	1,40
					H/G	0,91	1,15	1,09	1,23	1,12	0,151	1,10	1,40
2b	15	0,460	-0,678	0,011	G/M	1,24	1,07	1,09	0,85	1,20	0,042	1,09	1,20
					H/G	1,00	0,93	0,93	1,12	1,05	0,990	1,01	1,20
3b	264	0,495	-0,704	<0,001	G/M	1,45	1,41	1,61	1,53	1,38	<0,001	1,48	1,50
					H/G	1,02	1,28	1,24	1,47	1,06	0,168	1,21	1,50
6b	50	0,529	-0,727	<0,001	G/M	1,43	1,55	1,53	1,63	1,45	0,024	1,52	1,50
					H/G	1,07	1,23	1,24	1,27	1,05	0,124	1,17	1,50
7b	23	0,488	-0,698	0,012	G/M	1,94	1,45	1,45	1,22	1,72	0,110	1,56	1,50
					H/G	1,46	1,40	1,35	1,59	1,60	1,000	1,48	1,50
WSm_a	225	0,318	-0,564	<0,001	G/M	1,13	1,09	1,11	1,25	1,28	<0,001	1,17	1,20
					H/G	0,87	0,90	0,91	0,97	0,88	0,023	0,91	0,90
WSd_a	337	0,410	-0,640	<0,001	G/M	1,21	1,26	1,24	1,45	1,26	<0,001	1,43	1,40
					H/G	0,89	0,98	1,02	1,07	0,90	0,002	1,06	1,00
WSm_b	31	0,252	-0,502	0,006	G/M	1,35	1,45	1,14	1,87	1,32	0,500	1,28	1,30
					H/G	1,04	0,99	1,05	1,15	1,08	0,500	0,97	1,30
WSd_b	323	0,448	-0,669	<0,001	G/M	1,45	1,44	1,53	1,53	1,60	<0,001	1,51	1,50
					H/G	1,05	1,30	1,33	1,51	1,05	0,407	1,25	1,50

Tabel 2.15. Anbefalede grænseværdier for totalfosfor fra det polske miljøministerium. De anvendte metoder er dem, der er anbefalet af ECOSTAT's arbejdsgruppe i deres Best Practices Guide (Phillips m.fl. 2018). Disse omfatter lineære regressioner (LR), average adjacent quantile (AAQ), average adjacent medians (AAM) og 75 % percentile (Q75). W-test indikerer signifikante forskelle mellem til-standsklasser. Værdier angivet med fed skrift opfylder kriterierne i vejledningen (Europa-Parlamentet og Rådet, 2000).

Typologi	n	r ²	r	p	Grænse- værdi	LR	AAQ	AAM	Q75	MMM	W-test p	Gennem- snit (mg TN/l)	Anbefalede grænsevæ- rdier (mg/l)
2a	126	0,357	-0,597	<0,001	G/M	1,16	1,06	1,12	1,21	1,30	0,044	1,17	1,20
					H/G	0,83	0,87	0,89	1,01	0,85	0,020	0,89	0,90
3a	248	0,515	-0,718	<0,001	G/M	1,26	1,30	1,30	1,51	1,42	<0,001	1,36	1,40
					H/G	0,87	0,95	0,99	1,06	0,90	<0,001	0,95	1,00
5a	75	0,263	-0,513	<0,001	G/M	1,10	1,05	1,03	1,16	1,26	0,021	1,12	1,20
					H/G	0,88	0,90	0,92	0,89	0,89	0,019	0,90	0,90
6a	98	0,279	-0,528	<0,001	G/M	1,06	1,12	1,10	1,22	1,08	0,016	1,12	1,20
					H/G	0,91	1,00	1,03	0,99	0,89	0,352	0,96	0,90
7	17	0,078	-0,279	0,381	G/M	1,61	1,23	1,16	1,38	1,34	0,760	1,34	1,40
					H/G	0,91	1,15	1,09	1,23	1,12	0,151	1,10	1,40
2b	15	0,460	-0,678	0,011	G/M	1,24	1,07	1,09	0,85	1,20	0,042	1,09	1,20
					H/G	1,00	0,93	0,93	1,12	1,05	0,990	1,01	1,20
3b	264	0,495	-0,704	<0,001	G/M	1,45	1,41	1,61	1,53	1,38	<0,001	1,48	1,50
					H/G	1,02	1,28	1,24	1,47	1,06	0,168	1,21	1,50
6b	50	0,529	-0,727	<0,001	G/M	1,43	1,55	1,53	1,63	1,45	0,024	1,52	1,50
					H/G	1,07	1,23	1,24	1,27	1,05	0,124	1,17	1,50
7b	23	0,488	-0,698	0,012	G/M	1,94	1,45	1,45	1,22	1,72	0,110	1,56	1,50
					H/G	1,46	1,40	1,35	1,59	1,60	1,000	1,48	1,50
WSm_a	225	0,318	-0,564	<0,001	G/M	1,13	1,09	1,11	1,25	1,28	<0,001	1,17	1,20
					H/G	0,87	0,90	0,91	0,97	0,88	0,023	0,91	0,90
WSd_a	337	0,410	-0,640	<0,001	G/M	1,21	1,26	1,24	1,45	1,26	<0,001	1,43	1,40
					H/G	0,89	0,98	1,02	1,07	0,90	0,002	1,06	1,00
WSm_b	31	0,252	-0,502	0,006	G/M	1,35	1,45	1,14	1,87	1,32	0,500	1,28	1,30
					H/G	1,04	0,99	1,05	1,15	1,08	0,500	0,97	1,30
WSd_b	323	0,448	-0,669	<0,001	G/M	1,45	1,44	1,53	1,53	1,60	<0,001	1,51	1,50
					H/G	1,05	1,30	1,33	1,51	1,05	0,407	1,25	1,50

Sigtdybde

Som for næringsstoffer er der også fastsat grænseværdier for sigtdybde i Polen. Grænseværdierne er udregnet fra de dengang gældende anbefalinger fra ECOSTAT's arbejdsgruppe, og består primært af kategoriske udregninger baseret på kvartiler og percentiler.

Tabel 2.16. Anbefalede grænseværdier for sigtddybe fra det polske miljøministerium. De anvendte metoder er dem, der er anbefalet af ECOSTAT's arbejdsgruppe i deres Best Practices Guide (Phillips m.fl. 2018). Disse omfatter average adjacent quantile (AAQ), average adjacent medians (AAM) og 75 % percentile (Q75). MW-test p indikerer resultatet af en Mann-Whitney U test for forskel i fordeling af værdier mellem statusklasser. Værdier angivet med fed skrift opfylder kriterierne i vejledningen (Europa-Parlamentet og Rådet, 2000). Anbefalede grænseværdier for totalfosfor fra det polske miljøministerium. De anvendte metoder er dem, der er anbefalet af ECOSTAT's arbejdsgruppe i deres Best Practices Guide (Phillips m.fl. 2018). Disse omfatter lineære regressioner (LR), average adjacent quantile (AAQ), average adjacent medians (AAM) og 75 % percentile (Q75). W-test indikerer signifikante forskelle mellem til-standsklasser. Værdier angivet med fed skrift opfylder kriterierne i vejledningen (Europa-Parlamentet og Rådet, 2000).

Typologi	Spearman's rank correlation			Grænse-værdi	AAQ	AAM	Q75	MW-test p	Gennem-snit	Anbefalede grænse-værdier (Secchi, m)
	n	r	p							
2a	126	0,79	<0,001	G/M	2,9	3,0	2,7	<0,001	2,8	2,8
				H/G	3,7	3,8	3,9	<0,001	3,8	3,8
3a	248	0,84	<0,001	G/M	2,0	2,1	1,9	<0,001	2,0	2,0
				H/G	2,9	3,0	2,9	<0,001	2,9	2,9
5a	75	0,78	<0,001	G/M	3,8	4,3	4,0	<0,001	4,0	4,0
				H/G	4,8	5,0	5,0	<0,001	4,9	4,8
6a	98	0,86	<0,001	G/M	2,0	2,1	1,9	<0,001	2,0	2,0
				H/G	2,7	2,7	2,9	0,002	2,8	2,8
7a	17	0,65	0,012	G/M	2,6	2,7	2,8	0,062	2,7	2,8
				H/G	3,7	3,5	3,9	0,171	3,7	3,8
2b	15	0,93	<0,001	G/M	2,0	2,0	2,0	0,005	2,0	2,0
				H/G	2,8	3,0	3,0	0,083	2,9	2,5
3b	264	0,81	<0,001	G/M	1,2	1,1	1,1	<0,001	1,1	1,0
				H/G	1,6	1,7	1,7	<0,001	1,7	1,5
6b	50	0,90	<0,001	G/M	1,4	1,4	1,4	<0,001	1,4	1,0
				H/G	2,3	2,1	2,5	0,024	2,3	1,5
7b	23	0,80	<0,001	G/M	1,2	1,1	1,1	0,005	1,1	1,0
				H/G	1,5	1,6	1,7	0,011	1,6	1,5
WSm_a	225	0,78	<0,001	G/M	2,9	3,0	2,8	<0,001	2,9	2,8
				H/G	3,7	3,9	3,8	<0,001	3,8	3,8
WSd_a	337	0,83	<0,001	G/M	1,9	2,0	1,9	<0,001	2,0	2,0
				H/G	2,9	2,9	2,8	<0,001	2,8	2,8
WSm_b	31	0,93	<0,001	G/M	1,5	1,5	1,4	<0,001	1,5	1,5
				H/G	2,5	2,3	2,7	0,003	2,5	2,5
WSd_b	323	0,80	<0,001	G/M	1,2	1,2	1,2	<0,001	1,2	1,0
				H/G	1,7	1,7	1,6	<0,001	1,7	1,5

Konduktivitet

Konduktivitet indgår i det polske overvågningsprogram, og der er observeret klare regionale forskelle mellem de polske sødistrikter (Kolada m.fl., 2023). Det er dog på nuværende tidspunkt ikke klart, om forskellene i konduktivitet er naturlige eller menneskeskabte. Ydermere er der ikke defineret signifikante forskelle mellem søtyper i det polske overvågningsprogram. Der er dog fastsat et miljøkvalitetskrav for konduktivitet, der er gældende for alle 'vestlige' søtyper (2a, 2b, 3a, 3b, Tabel 2.17) på 800 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Kravet var tidligere 600 $\mu\text{S}/\text{cm}$, men blev hævet i 2016 for at mindske fejlklassificering. For de øvrige søtyper, specifikt 5a, 5b, 6a, 7a, og 7b, kan denne kravværdi ikke anvendes, da de stort set aldrig når så høj en konduktivitet.

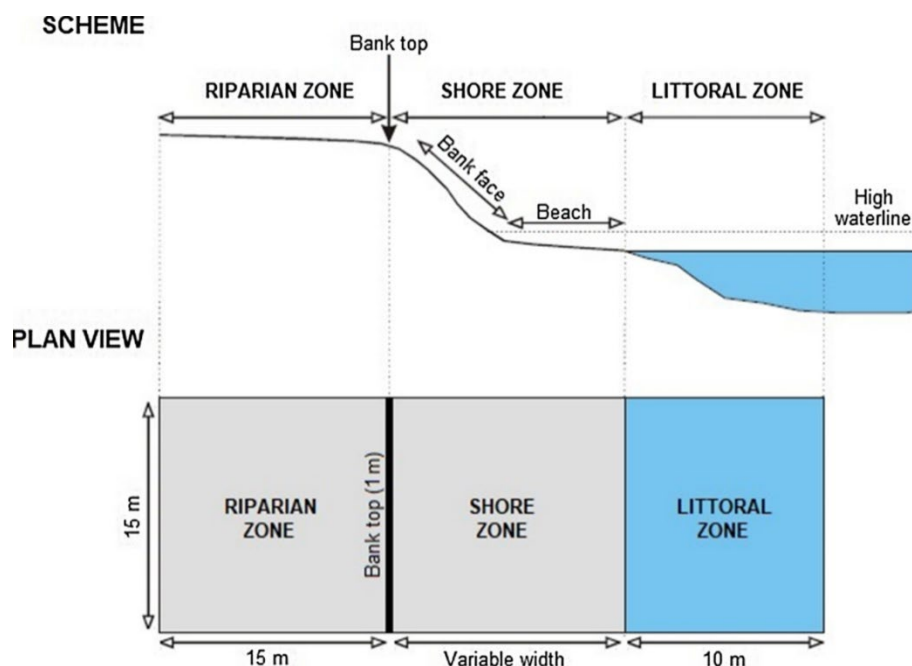
Tabel 2.17. Anbefalede grænseværdier for konduktivitet fra det polske miljøministerium. De anvendte metoder er dem, der er anbefalet af ECOSTAT's arbejdsgruppe i deres Best Practices Guide (Phillips m.fl., 2018). Disse omfatter average adjacent quantile (AAQ), average adjacent medians (AAM) og 75 % percentile (Q75). W-test p indikerer resultatet af en W-test for forskel i fordeling af værdier mellem statusklasser. Værdier angivet med fed opfylder kriterierne i vejledningen (Europa-Parlamentet og Rådet, 2000).

Typologi	n	r	p	Grænseværdi	AAQ	AAM	Q75	W-test p	Gennemsnit
2a	126	-0,28	0,002	G/M	319,0	326,6	384,0	0,004	343
				H/G	305,3	299,5	360,5	0,653	321
2b	15	0,20	0,474	G/M	259,7	275,9	206,0	0,557	247
				H/G	231,9	238,5	282,8	0,032	251
3a	247	-0,48	<0,001	G/M	375,3	357,0	443,0	<0,001	391
				H/G	323,2	298,3	364,3	0,001	328
3b	263	-0,19	0,002	G/M	388,1	348,5	481,0	0,028	405
				H/G	358,3	341,5	435,5	0,422	378
5a	75	-0,42	<0,001	G/M	286,4	277,3	301,8	0,049	288
				H/G	230,3	227,8	274,5	0,002	244
6a	98	0,14	0,170	G/M	324,4	336,4	371,3	0,288	344
				H/G	322,8	322,8	336,9	0,122	327
6b	50	0,05	0,716	G/M	322,3	320,5	361,5	0,219	334
				H/G	321,8	319,8	327,3	0,094	322
7a	14	-0,53	0,054	G/M	230,0	198,5	270,0	0,640	232
				H/G	200,8	201,3	197,5	0,055	199
7b	23	-0,31	0,157	G/M	321,0	319,3	389,0	0,821	343
				H/G	322,4	316,3	294,0	0,011	310
Wsm_a	225	-0,26	<0,001	G/M	331,8	299,2	300,3	0,001	310
				H/G	316,0	284,0	280,0	0,049	293
WSm_b	31	-0,09	0,614	G/M	284,8	254,4	218,1	0,535	252
				H/G	282,8	239,4	240,6	0,482	254
WSd_a	337	-0,36	<0,001	G/M	398,2	346,1	348,5	<0,001	364
				H/G	356,0	320,5	309,0	0,001	328
WSd_b	321	-0,17	0,003	G/M	400,5	347,7	337,3	0,051	361
				H/G	379,3	331,4	337,0	0,373	349

2.3.2 Hydromorfologiske støtteelementer

Søhabitatundersøgelsen for polske søer (LHS_PL) er en hydromorfologisk undersøgelse af søer, som anvendes til støtte af vurdering af den økologiske tilstand i overfladevandområder. Metoden blev udviklet på baggrund af den britiske Lake Habitat Survey-metode (Rowan m.fl., 2006). I 2015, efter næsten et årti med tilpasningsarbejde, blev LHS-metoden justeret til polske forhold, og siden 2016 har den været implementeret i det statslige miljøovervågningsprogram. Der er i metoden fokus på fastlæggelse af grænseværdier for de økologiske tilstandsklasser høj/god og god/mindre end god. LHS_PL vurderer søens morfologiske karakterer og menneskelige påvirkninger baseret på 10 observationspunkter for hver sø samt en analyse af hydrologiske ændringer og menneskelige aktiviteter inden for søen og dens opland (Kutyla m.fl., 2021).

Figur 2.1. Inddeling af søens zoner for hvert af de 10 målepunkter i det polske overvågningsprogram. Søen inddeles i tre sammenhængende områder: brednære områder (riparian zone), bredzone (shore zone), som er en kombination af strandområde og bred, og brednære vandområder (littoral zone). Figuren viser overvågningsområdet i profil (øverst) og set fra toppen med afstande i meter (fra Kutyla m.fl., 2021).



For hvert målepunkt i søen klassificeres tre zoner (Figur 2.1), og en række parametre beskrives (angivet i Tabel 2.18).

Tabel 2.18. De anvendte hydromorfologiske støtteelementer i polske søer.

Gruppe	Støtteelement
Morfologi	Areal
	Volumen
	Maksimal dybde
	Omkreds
Hydrologi	Stratificering
	Opholdstid

Det polske indeks for hydromorfologiske støtteelementer (LHMS) er summen af point for hver karakteristik beskrevet i Tabel 2.19. Værdierne i LHMS varierer fra 0 til 144, hvor 0 betyder ingen ændring, og 144 angiver en hydromorfologisk stærkt modificeret tilstand. Grænseværdierne for høj/god og god/moderat tilstandsklasserne er fastlagt ved hjælp af kvartilmetoden, der baseret på forholdet mellem søernes hydromorfologiske ændringer og tilstanden af deres fyttoplankton- og makrofytsamfund (Kutyla m.fl., 2021). Den samme matematiske metode, der også anvendes for de fysisk-kemiske støtteelementer (se kategoriske analyser i afsnit 2.2).

Tabel 2.19. Elementer der indgår i det polske indeks for hydromorfologiske støtteelementer (LHMS_PL), samt deres pointvise bidrag til indekset. I LHMS_PL-indekset indikerer en lav værdi uforstyrret tilstand.

Søzone	Målt karakteristik	Målelig egenskab	Point
Brednære områder (riparian zone)	Vegetationsstruktur	Gennemsnitligt antal makrofytbede pr. observationspunkt	0 for 2,1–3,0
			3 for 1,1–2,0
			5 for 0,0–1,0
	Diversitet af naturlige areal-typer	Antal naturlige typer af arealdække (fx skov og vådområder)	0 for 9–10
			3 for 6–8
			5 for 0–5
	Brinkhøjde	Antal observationspunkter med en brinkhøjde > 1 m	1 point for mindst 3 observationspunkter

Søzone	Målt karakteristik	Målelig egenskab	Point
Bredzone	Brinkens naturlighed	Antal observationspunkter med antropogent materiale eller modificeret brink	0 for 0–2
			3 for 3–5
			5 for >5
	Strandens naturlighed	Antal observationspunkter med antropogent materiale på stranden	0 for 0–2
			3 for 3–5
			5 for >5
Brednære vandområder	Littoralt substrat	Antal observationspunkter med unaturligt substrat i littoralen	0 for 0
			3 for 1–2
			5 for >2
	Struktur af littoral vegetation	Gennemsnitligt antal makrofyttyper pr. observationspunkt	0 for ≥2
			3 for <2
			5 for <2
Hele søen	Dækningsgrad af makrofyter	Gennemsnitlig dækningsgrad af makrofyter pr. observationspunkt	0 for ≥2
			3 for <2
			5 for <2
	Invasive makrofytarter	Antal observationspunkter med invasive makrofytarter	0 for 0
			5 for ≥1
			5 for ≥1
	Antropogent pres i observationspunkter	Gennemsnitlig presscore på observationspunkterne	0 for 0–0,5
			2 for 0,6–1,0
			3 for 1,1–2,0
	Observationer af pres	Antal observationspunkter, hvor pres er observeret	4 for 2,1–3,0
			5 for >3,0
			5 for >3,0
	Ændring af kystlinje	% andel af kystlinje påvirket af hård kystbeskyttelse	0 for maks. 2 pres på hvert observationspunkt
			3 for >2 pres på 1–5 observationspunkter
			5 for >2 pres på >5 observationspunkter
	Erosion på kystlinjen	% andel af kystlinje, hvor erosion er observeret	1 point tildeles for hvert observationspunkt, der repræsenterer 10 % af kystlinjen
			0 for 0 %
			3 for <5 %
	Arealanvendelse	% andel af areal med antropogent/landbrugsdække inden for 0–100 m buffer	5 for ≥5 %
			0 for 0–5 %
			2 for 6–15 %
	Aktiviteter ved søen	Aktiviteter ved søen	3 for 16–35 %
			4 for 36–75 %
			5 for >75 %
	Hydrologi	Hydrologiske karakteristika for søen	Summen af point for alle aktiviteter (WL6), hydrologiske forhold (WL7) og hydrotekniske strukturer (WL8) observeret i søen. Hver aktivitet, hydrologisk egenskab og struktur tildeles et fast antal point.
	Hydrotekniske strukturer	Hydrotekniske anlæg ved udløb og tilløb	

I selve udregningen af indekset er indeksværdien summen af point (Tabel 4.18) for hver af de tre zoner angivet i Figur 4.1. I de polske analyser var der stærk sammenhæng med det polske makrofytindeks, mindre stærk sammenhæng med fyttoplanktonindekset og ingen sammenhæng med fyto-bentosindekset.

Den nuværende høj/god grænseværdi udregnet med LHMS_PL, som anvendes i den statslige overvågning (15 point), har dog vist sig at være for restriktiv, selvom den blev fastlagt ud fra respons til det polske makrofytindeks. Som følge heraf blev flere søer med upåvirkede biologiske samfund og kun svage hydromorfologiske ændringer udelukket fra at opnå høj økologisk tilstand (Kolada m.fl., 2019). Det vurderes af Kutyla m.fl. (2021), at begrænsningerne ved brug af indekset primært skyldes anvendelsen af et lille datasæt. Det forventes, at indekset bliver mere præcist, efterhånden som flere søer bliver inkluderet i overvågningen.

En høj/god-grænse blev også udregnet baseret på kombinationen af to biologiske kvalitetselementer, fytoplankton og makrofytter, og denne var 3 point højere end den oprindelige grænse på 18 point, udregnet fra makrofytindeks alene. Der blev desuden foreslået en grænseværdi mellem god og mindre end god økologisk tilstand på 25 point baseret på samme metode. Selvom vandrammedirektivet kun forudsætter klassifikation af grænseværdier for hydromorfologiske elementer mellem høj/god tilstand, tilkendegiver de polske myndigheder, at yderligere klassifikation mellem god/moderat tilstand vil føre til en mere præcis vurdering af søers hydromorfologiske forhold.

2.4 Opsamling

2.4.1 Fysisk-kemiske støtteelementer

Baseret på nabotjekket er det klart, at der endnu ikke er en ensartet metode til vurdering af hverken fysisk-kemiske eller hydromorfologiske støtteelementer på tværs af EU-landene. Af de undersøgte lande havde Polen den mest direkte implementering af de anbefalede metoder fra EU's arbejdsgruppe under ECOSTAT, mens Sverige og Tyskland arbejder med deres egne metoder.

Fælles for alle lande er, at de fysisk-kemiske støtteelementer primært defineres ud fra næringsstofindhold og eutrofiering, specielt fosfor og i mindre grad kvælstof og sigtdybde. De øvrige fysisk-kemiske støtteelementer er anvendt i mindre omfang eller, som i Polens tilfælde, helt fravalgt.

2.4.2 Hydromorfologiske støtteelementer

Implementeringen af hydromorfologiske støtteelementer i de undersøgte lande vurderes utilstrækkelig i både denne rapport og af EU's arbejdsgruppe (Argilier m.fl., 2022) til trods for fremskridt siden vandrammedirektivets vedtagelse. Flere af de anvendte indekser er komplekse og datakrævende, hvilket udfordres af manglende tilgængelighed af de nødvendige mængder indikatordata til at etablere præcise grænseværdier.

Især indekserne anvendt i Tyskland og Sverige er primært baseret på ekspertvurderinger frem for på kvantitativ dataanalyse, mens det polske indeks kræver data, der ikke er bredt tilgængelige endnu da indekset først blev implementeret i 2016.

Før 2025 fandtes der ikke en ECOSTAT-anbefaling for hydromorfologiske støtteelementer. En rapport udgivet i foråret 2025 har imidlertid fremsat anbefalinger vedrørende de mest anvendelige datatyper samt en vurdering af deres respektive styrker og begrænsninger, som med fordel kan implementeres i EU medlemslande (European Commission: JRC, 2025).

3 Fysisk-kemiske støtteelementer

3.1 Introduktion

I dette afsnit vurderes, hvordan de fysisk-kemiske støtteelementer indvirker på de biologiske forhold i søer, og i hvilket omfang de er relevante for danske forhold. Vurderingen bygger på en litteraturgennemgang suppleret med danske erfaringer, og for hvert af de fire biologiske kvalitetslementer gives en kort gennemgang af betydningen af de seks fysisk-kemiske elementer. Flere af de fysisk-kemiske elementer er kobled, fx sigtddybde og næringsstofindhold, og derfor vil der være overlap.

Tabel 3.1. Oversigt over de seks fysisk-kemiske elementer, der skal anvendes som understøttende kvalitetslementer i søer som fastsat i vandrammedirektivet (Europa-Parlamentet og Rådet, 2000).

Fysisk-kemiske støtteelementer
Næringsstoffer
Sigtddybde
Iltmætning
Termiske forhold
Forsuringstilstand
Salinitet

3.1.1 Næringsstofforhold

Næringsstofforhold er helt afgørende for den økologiske tilstand i søer, herunder også for både sammensætningen og biomassen af fytoplankton. Ofte vurderes fosfor at være det mest begrænsende næringsstof for primærproduktionen, men kvælstof kan også spille en vigtig rolle i nogle søtyper og på bestemte tider af året (Olsen m.fl., 2016; Jeppesen m.fl., 2005).

Artsrigdommen af makrofytter påvirkes af næringsstofftilgængeligheden, og den største artsrigdom af makrofytter findes typisk i middelnæringsrige søer (Bornette & Puijalon, 2011). Der er stærk evidens for, at øget kvælstof og fosfor kan påvirke forholdene negativt for alle de biologiske kvalitetslementer: fytoplankton, anden akvatisk flora (makrofytter og fytobenthos repræsenteret ved bentiske kiselalger), fisk og bundlevende makroinvertebrater (Gonzalez Sagrario m.fl., 2005; Olsen m.fl., 2015; Bennion m.fl., 2010; Hall & Smol, 2010; Johansson m.fl., 2019; Jeppesen m.fl., 2005; Berthelsen m.fl., 2023; Feuchtmayr m.fl., 2007; Köhler m.fl., 2005; O'Toole m.fl., 2008; Brodersen m.fl. 1998).

3.1.2 Sigtdybde

Sigtddybde er relateret til flere af de biologiske kvalitetslementer. Eksempelvis er sigtddybde og fytoplankton tæt kobled; en høj biomasse af fytoplankton fører til lav sigtddybde. Sigtdybden afhænger dog også af andre forhold, herunder vandets indhold af humusstoffer, ophvirvlet bundmateriale, og den kan desuden være naturligt begrænset af søens vanddybde. En lav sigtddybde kan således både være et udtryk for en menneskelig påvirkning via øget næringsstofftilførsel og dermed øget fytoplanktonbiomasse og/eller naturgivne forhold.

Makrofytter påvirkes som andre primærproducenter af lystilgængeligheden, og sigtddybden har derfor stor betydning for forekomsten og udbredelsen af makrofytter. Sigtddybden har hovedsageligt betydning for de fotosyntetiserende biologiske kvalitetselementer makrofytter, fytoplankton og bentiske kiselalger (Bornette & Puijalon, 2001; Sand-Jensen & Lindegaard, 2004; Dixit & Smol, 1994; Bennion m.fl. 2010), men også for dyr, der søger føde med syn såsom flere fiskearter. Ligeledes kan fisk sænke sigtddybden ved at ophvirvle sediment (Bartels m.fl., 2012; Sand-Jensen & Lindegaard, 2004; Craig, 2008; Roubex m.fl., 2017). Der er også sammenhæng mellem makroinvertebratsamfundet og sigtddybden, men dette relaterer sig sandsynligvis til eutrofiering (Yi m.fl., 2018; Brodersen m.fl., 1998)

3.1.3 Iltforhold

Fytoplankton er fotosyntetiserende og respirerende organismer og påvirker derfor i høj grad søernes iltforhold. Øget næringsstofftilgængelighed fører ofte til øget biomasse af fytoplankton, og derved kan også iltforholdene påvirkes, eksempelvis af menneskelig næringsstofftilførsel. Dette sker primært ved, at en øget mængde fytoplankton producerer store mængder ilt i de øvre vandmasser, hvor lys er tilgængeligt. Dette fører til et højere iltforbrug, når fytoplanktonet dør og synker til bunden, hvor det omsættes af mikroorganismer ved respiration.

Iltindholdet i søer er bestemt ud fra forholdet mellem produktion af organisk materiale gennem fotosyntese (producerer ilt) og nedbrydning af organisk materiale gennem respiration (forbruger ilt). Søer udveksler også ilt med atmosfæren, og der vil derfor oftest være et iltindhold på omkring 100% mætning tæt ved søens overflade. Der er også omsætning og produktion af ilt ved sedimentet, hvor bakterier og andre organismer nedbryder organisk materiale gennem respiration. Der vil derfor i lavvandede søer oftest være høj koncentration af ilt tæt ved overfladen og ned gennem vandsøjlen og lavere koncentrationer af ilt tæt ved sedimentet. Denne effekt forstærkes af temperaturinduceret lagdeling og manglende opblanding af vandmasserne (Fidlerová & Hlubíková, 2016; Søndergaard m.fl., 2023; Yi m.fl., 2018; Wilhm & McClintock, 1978; Wiberg-Larsen & Rasmussen, 2017).

3.1.4 Salinitet

Artssamfundene for alle de biologiske kvalitetselementer ændrer sig med salinitet (Jeppesen m.fl., 2015; Blindow & Schütte, 2007; van den Brink & van der Velde, 1993; Haller m.fl., 1974), og det er også en af grundene til, at saliniteten anvendes i den danske søtypologi. De fleste taxa tolererer ikke, at saliniteten varierer for meget, hvilket kan påvirke både artsrigdom og diversitet (Nielsen m.fl., 2003; Flöder & Burns, 2004; Ballot m.fl., 2009; Søndergaard m.fl., 2018; DTU AQUA, 2019; Jeppesen m.fl., 1994; Jeppesen m.fl. 2015; Brucet m.fl., 2012; Wollheim & Lovvorn, 1995). Årsagen er en påvirkning af osmosebalancen i levende organismer, som kræver specielle tilpasninger for at modvirke dette (Fritz m.fl., 1993).

3.1.5 Forsuringstilstand

Forsuring kan potentielt påvirke artssamfund og -rigdom af alle de biologiske kvalitetselementer. Der er stærk evidens for påvirkning af artsrigdom og abundans af forsuringstilstand for fytoplankton (Geelen & Leuven, 1986; Edberg m.fl., 2001; Findlay, 2003), makrofytter (Vestergaard & Sand-Jensen, 2000; Søndergaard m.fl., 2018; Arts, 2002; Riis & Sand-Jensen, 1998), bentiske kiselalger (Schönfelder m.fl., 2002; Denys, 2007; Fidlerová & Hlúbíková, 2016), fisk (Sand-Jensen & Lindegaard, 2004; Havas & Rosseland, 1995; Lien m.fl., 1996, Søndergaard m.fl., 2018) og makroinvertebrater Sand-Jensen & Lindegaard, 2004; Lien m.fl., 1996; Rychla m.fl., 2011; Schartau m.fl., 2008).

Forsuring har specielt tidligere været i fokus grundet den forsurende effekt af luftbårne udledninger fra fabrikker og anden tung industri. Dette førte i 80'erne til en international indsats for at minimere luftforurening, hvilket førte til vedtagelsen af konventionen om grænseoverskridende luftforurening over store afstande (EF-Tidende, 1981).

3.1.6 Temperatur

Temperatur kan potentielt påvirke artssamfund og -rigdom af alle de biologiske kvalitetselementer. Der er fx evidens for temperaturpåvirkning af artsrigdom og tæthed af fytoplankton (Alam m.fl., 2001; Elliott m.fl., 2006; Sand-Jensen & Lindegaard, 2004; Søndergaard m.fl., 2013), makrofytter (Middelboe & Markager, 1997; Rooney & Kalff, 2000; Bornette & Puijalon, 2001), fisk (Yagci m.fl., 2016; Brucet m.fl., 2013; Roubex m.fl., 2017, Sand-Jensen & Lindegaard, 2004; DTU Aqua, 2019) og makroinvertebrater (Feuchtmayr m.fl., 2007; Zhang m.fl., 2018; Brucet m.fl., 2012).

Ser man bort fra menneskabte klimaforandringer, vil der i danske søer normalt ikke være tale om en menneskelig påvirkning af søernes termiske forhold, med enkelte lokale undtagelser (søvarmeanlæg, spildevandsudledninger m.m.).

3.1.7 Opsummering

Af de fysisk-kemiske støttelementer er det først og fremmest næringsstofforholdene, som er vigtige for de biologiske kvalitetselementer og for fastsættelse af økologisk tilstand i danske søer. Det er også først og fremmest næringsstoffertilgængeligheden, som påvirkes via menneskelige aktiviteter. Sigtdybden vil også ofte afspejle en næringsstoffpåvirkning og er derfor også relevant at anvende. Forsuringstilstand og salinitet kan have stor betydning for, hvilke biologiske samfund der udvikles, men begge anvendes også i forbindelse med fastsættelsen af danske søtyper, og eventuelle menneskeskabte negative effekter, vil være begrænsede til få søer. Iltholdene er især af betydning for respirerende organismer i de lagdelte søer, som kan udvikle iltfattige forhold hen over sommeren i bundvandet. Givet de fysisk-kemiske kvalitetselementer, som er inkluderet i vandrammedirektivet, forventes næringsstoffpåvirkning (eutrofiering) at være den største menneskelige påvirkning på danske søers tilstand. Det er derfor også forventeligt, at den stærkeste sammenhæng mellem de biologiske kvalitetselementer og de fysisk-kemiske støttelementer vil være dem, der er direkte relaterede til eutrofiering.

3.2 Analyser af danske data

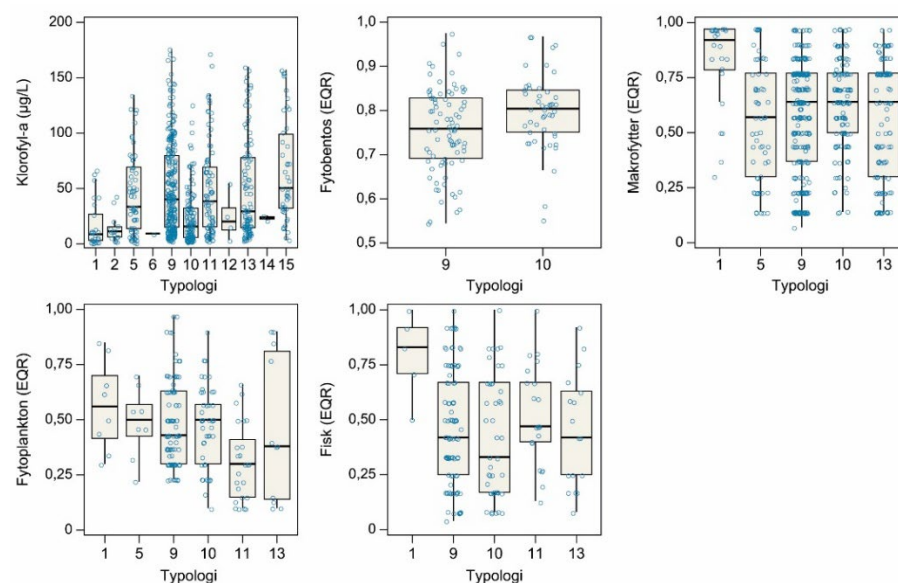
I dette afsnit anvendes såkaldte toolkitanalyser til at fastsætte grænseværdier. Toolkitanalyser er udviklet af arbejdsgruppen ECOSTAT under EU, hvor der

angives en række statistiske metoder til udvikling og validering af grænseværdier, så der kan anvendes ensartede metoder blandt medlemslandene. Dette toolkit bestod oprindeligt af en række R-scripts, men er nu samlet i en brugervenlig app-implementering i Shiny (Posit PBC's webimplementering af RStudio).

3.2.1 Underliggende data

Til analyserne er der anvendt sommergennemsnit (maj-september) fra den danske vandplan 3, indsamlet gennem det danske nationale overvågningsprogram NOVANA, i perioden 2008-2020. Analysen er gennemført for de enkelte søtyper. Dog er der for nogle sjældne søtyper stadig begrænsede mængder data, hvilket begrænser mulighederne for sikkert at fastsætte grænseværdier.

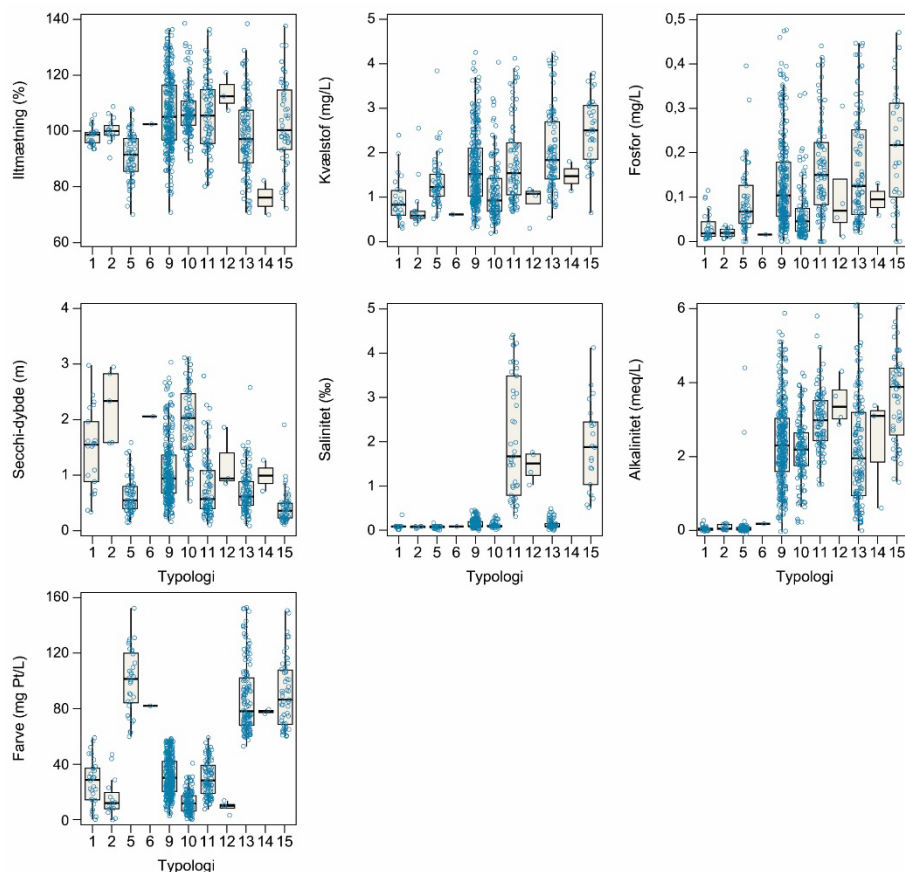
Figur 3.1. Fordeling af EQR-værdier for hver af de 11 søtyper for fyto-benthos, makrofyter, fytoplankton og fisk samt klorofyl-målinger ($\mu\text{g/L}$), der anvendes som biologiske kvalitetselementer i Danmark. I figuren er outliers (ekstreme værdier eller afvigende datapunkter) fjernet i henhold til IQR (InterQuartile Range)-reglen. Dvs. der er ikke vist punkter udenfor $Q1 - 1.5(Q3 - Q1)$ og $Q3 + 1.5(Q3 - Q1)$. Ikke viste søtyper i hvert plot indikerer, at der ikke forefindes data, eller at søtypen ikke har et anvendeligt indeks. EQR-data er udregnet af SGAV baseret på anbefalingerne fra Søndergaard m.fl. (2020).



De metoder, der ved rapportens udarbejdelse anbefales til udregning af grænseværdier for fysisk-kemiske støttelementer i EU-medlemslandene, omfatter en sammenligning af de fysisk-kemiske støttelementer med de biologiske kvalitetselementer. Dette kræver som minimum en sammenligning af de fysisk-kemiske værdier ved grænsen mellem god og moderat, da søer som minimum skal opnå god tilstand i henhold til vandrammedirektivet.

Som det kan ses i Figur 5.1, er der for alle kvalitetselementer kun få data for de sjældnere søtyper (1, 2, 5, 12 og 14). mens der helt mangler data for flere søtyper for visse biologiske kvalitetselementer. Til sammenligning er data for de fysisk-kemiske støttelementer vist i Figur 5.2. Der er flere data for de fysisk-kemiske støttelementer end for de biologiske, som derfor også er begrænsende i forhold til at fastsætte kvalitetskrav. Som udgangspunkt anbefaler ECOSTAT at bruge det biologiske kvalitetselement til denne sammenligning, som påvirkes kraftigst af det fysisk-kemiske kvalitetselement. I praksis begrænses disse sammenligninger kraftigt af mængden af søer, hvorfra der findes tilgængelige data for både fysisk-kemiske og biologiske kvalitetselementer.

Figur 3.2. Fordeling af fysisk-kemiske værdier for hver af de 11 søtyper. I figuren er outliers (ekstreme værdier eller afvigende datapunkter) fjernet i henhold til IQR-reglen, hvorved datapunkter, der falder udenfor $Q1 - 1.5(Q3 - Q1)$ og $Q3 + 1.5(Q3 - Q1)$.



En central udfordring ved fastsættelsen af grænseværdier mellem god og moderat tilstand for de fysisk-kemiske kvalitetselementer er at finde en tydelig sammenhæng mellem de fysisk-kemiske og biologiske kvalitetselementer. Denne sammenhæng er ofte kompleks og varierer både mellem søtyper og geografiske regioner.

På nuværende tidspunkt anvender medlemsstaterne meget forskellige grænseværdier, hvilket kan skabe udfordringer for en ensartet implementering af vandrammedirektivet. I de tidligere danske rapporter (Søndergaard m.fl., 2019a) blev lineære regressioner anvendt til fastsættelse af grænseværdier, men sammenhængen mellem de fysisk-kemiske støttelementer og de biologiske kvalitetselementer var ofte svag.

For at imødegå disse udfordringer har EU's arbejdsgruppe ECOSTAT udviklet et toolkit (Phillips m.fl., 2018), som beskriver en række statistiske metoder til udvikling og validering af grænseværdier. Toolkittet hjælper medlemsstaterne med at håndtere usikkerhed og regionale variationer og fremmer desuden en bedre integration mellem vandrammedirektivet og havstrategirammedirektivet blandt medlemslande.

Toolkittet blev testet i den forrige rapport til fastsættelse af grænser for næringsstoffer for udvalgte biologiske kvalitetselementer (Søndergaard m.fl., 2019a). Nærværende rapport bygger videre på disse erfaringer og anvender de EU-anbefalede metoder beskrevet i den seneste Best Practices Guide (Phillips m.fl., 2018). Metoderne er valgt frem for de tidligere anvendte for både at understøtte standardiseringen på tværs af EU og at sikre et mere solidt og fagligt velfunderet grundlag for fastsættelsen af grænseværdier.

3.2.2 Metoder til udregning af grænseværdier

Et af målene med implementeringen af vandrammedirektivet er at fastsætte grænseværdier for hver af de fysisk-kemiske støtteelementer. De anvendte analyser sammenligner hver af de fysisk-kemiske elementer med EQR-værdier for hver af de biologiske kvalitetselementer, og kombineret med en ekspertvurdering udvælges det mest egnede biologiske kvalitetselement til fastsættelse af grænseværdier for hvert fysisk-kemiske kvalitetselement. Metoderne, der bruges til udregning af grænseværdier, kan overordnet inddeles i regressions- og kategoriske analysemetoder. Regressionsanalyser kan anvendes, hvis der er lineær sammenhæng mellem det fysisk/kemiske og biologiske kvalitetselement, mens kategoriske metoder anvendes, når der ikke umiddelbart er nogen lineær sammenhæng, men stadig en statistisk signifikant forskel mellem tilstandsklasser.

Regressionsanalyser

ECOSTAT anbefaler regressionsanalyser som førstevalg af de tilgængelige metoder til fastsættelse af grænseværdier. Regressionsanalyser kræver lineær sammenhæng mellem det undersøgte fysiske/kemiske kvalitetselement og det tilsvarende biologiske kvalitetselement. Der behøver ikke nødvendigvis at være lineær sammenhæng mellem hele datasættet, men som minimum kræves der lineær sammenhæng i spændet mellem høj og moderat økologisk tilstand. Det er ikke unormalt at se et 'plateau' i sammenhængen mellem fysisk/kemiske og biologiske kvalitetselementer ved de dårligste tilstande, da flere faktorer end den undersøgte ofte spiller ind.

Hvis der ikke forekommer lineær sammenhæng i hele datasættet, anvendes der en segmenteret regression. For at inspicere, om datasættet er lineært, opstilles der en GAM (Generaliseret Additiv Model). Efter en visuel inspektion af GAM'en vurderes det, om hele datasættet kan anvendes, eller om det er nødvendigt, at datasættet begrænses til et lineært segment (så kun den lineære del af datasættet anvendes).

For at anvende regressionsanalyser til at fastsætte grænseværdier i henhold til ECOSTAT's Best Practices Guide kræves: 1) statistisk signifikant sammenhæng mellem fysisk/kemiske og biologiske kvalitetselementer, 2) kausal sammenhæng mellem fysisk/kemiske og biologiske kvalitetselementer, 3) data for minimum fire tilstandsklasser, 4) lineær sammenhæng mellem elementerne ved høj/god/moderat-klasserne med en R^2 -værdi på 0,36 eller højere.

ECOSTAT's Best Practices Guide foreslår tre forskellige regressionsmetoder (Phillips m.fl., 2018):

- Ordinary Least Squares regression (OLS) af biologisk kvalitetselementer (EQR) mod fysisk/kemisk kvalitetselementer, som antager, at al usikkerhed ligger i målingen af EQR (underestimering af hældning).
- OLS-regression af fysisk/kemiske kvalitetselementer mod EQR, som antager, at al usikkerhed ligger i målingen af de fysisk/kemiske kvalitetselementer (overestimering af hældning).
- En type II-regression (RMA), som antager lige stor usikkerhed i målingen af både EQR og de fysisk/kemiske kvalitetselementer. Hældningen ligger mellem de to OLS-regressioner.

Der tages i denne rapport udgangspunkt i type II-regressionen, da denne medregner usikkerhed i målinger af både biologiske og fysisk/kemiske kvalitetselementer.

Kategoriske analyser

ECOSTAT's toolkit anbefaler en række kategoriske udregningsmetoder som alternativ til regressionsanalyser, hvis disse ikke er tilstrækkelige (Phillips m.fl., 2018). I toolkittet fremgår fem forskellige metoder til kategoriske analyser: 1) Gennemsnit af øvre og nedre kvartiler for kvalitetselementer i tilstødende tilstandsklasser, 2) gennemsnit af medianer for kvalitetselementer i tilstødende tilstandsklasser, 3) øvre kvartil af kvalitetselementer ved god biologisk status, 4) laveste mismatch mellem fysisk-kemiske og biologiske kvalitetselementer, 5) binomial logistisk regression (Phillips m.fl., 2024).

Tidligere har ECOSTAT anbefalet anvendelse af 'boksplotmetoderne' (metode 1 og 2) i tilfælde af utilstrækkelig lineær sammenhæng, men ECOSTAT har for nylig udbygget deres metoder til også at inkludere binomiale logistiske regressioner (metode 5). Disse er mere robuste og forventes på sigt at erstatte boksplotmetoderne.

I denne rapport anvendes primært binomiale logistiske regressioner til fastsættelse af grænseværdier, hvis kriterierne for lineære regressioner ikke kunne opfyldes, eftersom disse håndterer ikke-lineære datasæt effektivt.

Ved de binomiale logistiske regressioner fastsættes en tærskelværdi for sandsynligheden for at opnå den ønskede status (ofte blot 50 %). Der findes flere metoder til fastsættelse af denne tærskelværdi. Det er ikke muligt at estimere grænseværdier uden et vist antal fejlklassificeringer, dvs. at søer fejlagtigt klassificeres som at være i ønsket tilstand, når den faktiske tilstand er lavere, og omvendt.

Det er i denne rapport valgt at optimere tærskelværdier for hver regression ud fra det punkt, hvor andelen af falske positive svarer til falske negative klassificeringer (FNR = FPR). Det vil sige det punkt, hvor der er lige mange søer, der er fejlagtigt klassificeres hhv. i og under den ønskede tilstand. Dette blev valgt for ikke at vægte en type fejlklassificering højere end en anden. Hvis en tærskelværdi på 50 % var valgt (50 % chance for at opnå den ønskede status), var der ofte et bias, hvor søer i god tilstand i langt højere grad blev fejlagtigt klassificeret som under god tilstand, og den fastsatte grænseværdi var derfor meget konservativ. Fra et miljømæssigt perspektiv var dette acceptabelt, men løsningen med FNR = FPR blev vurderet som mere balanceret. Baseret på de estimerede tærskelværdier for det biologiske kvalitetselement kan grænseværdien for de fysisk-kemiske støtteelementer aflæses.

3.2.3 Resultater

Baseret på regressionsanalyser og kategoriske analyser blev der udregnet grænseværdier for de danske søer for grænserne mellem god og moderat og mellem høj og god, såfremt data understøttede dette. En oversigt over søer, hvor det var muligt at udregne grænseværdier baseret på kriterierne i ECOSTAT's Best Practices Guide (European Commission: JRC 2025), findes i Tabel 5.2. Grænseværdierne er fastlagt med udgangspunkt i segmenterede lineære RMA-regressioner, som er anvendt som primær metode. Hvis resultaterne ikke opfylder de kriterier, der er defineret af ECOSTAT, anvendes i stedet kategoriske binomiale logistiske regressioner. Hvis heller ikke denne metode lever op til kriterierne,

vurderes datagrundlaget på nuværende tidspunkt ikke at være tilstrækkeligt til at fastsætte en grænseværdi for den pågældende søtype.

På baggrund af de anvendte beregningsmetoder og det tilgængelige datagrundlag er der fastsat grænseværdier for god/moderat tilstand for 21 kombinationer af søtyper og fysisk-kemiske støtteelementer. Temperaturregime er ikke inkluderet som følge af et utilstrækkeligt datagrundlag.

Hver grænseværdi er baseret på en relation mellem et fysisk-kemisk kvalitets-element og et biologisk kvalitetselement. For hver statistiske signifikante sammenhæng mellem søtype og fysisk-kemisk parameter vælges det biologiske kvalitetselement, som vurderes at være mest følsomt (baseret på R^2 -værdi) over for den pågældende påvirkning. Hvor der kun er påvist en statistisk signifikant sammenhæng mellem én kombination af et fysisk-kemisk og et biologisk kvalitetselement, er denne anvendt som grundlag for grænseværdien.

Tabel 3.2. Grænseværdier for fysisk-kemiske støtteelementer for søtyper. For hvert fysisk-kemiske kvalitetselement er det angivet, hvilket biologisk kvalitetselement der er anvendt som grundlag for sammenhængen mellem de fysisk-kemiske og biologiske kvalitetselementer. Derudover er angivet antallet af søer, som sammenhængen er baseret på (N), samt R^2 -værdien for RMA-regressionerne og pseudo- R^2 for de binomiale logistiske regressioner. Sidstnævnte er angivet med to værdier, da der er foretaget separate regressioner for hhv. høj/god og god/moderat tilstand. Endelig er de estimerede grænseværdier angivet i forhold til de gældende grænser for høj/god/moderat status for de biologiske kvalitetselementer, samt enheder og den metode, der er anvendt til fastsættelsen (H=høj, G=god, M=moderat)

Fysisk-Kemisk Støttelement	Søtype	Biologisk Kvalitetselement	N	R2 eller Pseudo R2 (HG/GM)	H/G	G/M	Enhed	Metode
Fosfor	1	Klorofyl-a	25	0,585	14,7	18,1	µg/l	RMA
	2	Klorofyl-a	14	0,53	12,2	15,4	µg/l	RMA
	5	Klorofyl-a	48	0,7/0,5	38,9	49,8	µg/l	Binomial
	9	Klorofyl-a	210	0,5/0,4	43,4	63,3	µg/l	Binomial
	10	Klorofyl-a	53	0,582	22,8	27,3	µg/l	RMA
	13	Klorofyl-a	105	0,452	70	82,3	µg/l	RMA
	15	Klorofyl-a	56	0,4/0,5	76,1	110,3	µg/l	Binomial
Kvælstof	1	Fytoplankton	8	0,63	540,4	765,1	µg/l	RMA
	5	Klorofyl-a	48	0,3/0,3	1007,7	1219,7	µg/l	Binomial
	9	Klorofyl-a	210	0,3/0,3	913,9	1282,7	µg/l	Binomial
	10	Klorofyl-a	89	0,379	614	687,1	µg/l	RMA
	11	Klorofyl-a	86	0,4/0,5	834,7	1129,6	µg/l	Binomial
	13	Klorofyl-a	83	-/0,5		1649,7	µg/l	Binomial
	15	Klorofyl-a	56	-/0,4		1658,4	µg/l	Binomial
Sigtdybde	5	Makrofyter	50	-/0,2		84	cm	Binomial
	9	Klorofyl-a	193	0,27/0,32	114	104	cm	Binomial
	10	Klorofyl-a	208	0,462	361	324	cm	RMA
	13	Klorofyl-a	71	-/0,2		61	cm	Binomial
pH	9	Klorofyl-a	185	-/0,17		8,3	pH	Binomial
	10	Klorofyl-a	80	-/0,21		8,4	pH	Binomial
	13	Klorofyl-a	66	-/0,18		8,3	pH	Binomial

3.2.4 Fortolkning

Næringsstoffer

Søers næringsstofforhold er afgørende for opfyldelse af kravet om minimum god økologisk tilstand. Høj tilførsel af næringsstoffer er en af hovedårsagerne til, at mange søer ikke opnår god økologisk tilstand. De to næringsstoffer af særlig interesse i det danske vandmiljø er fosfor og kvælstof, der begge kan være begrænsende for primærproduktionen.

Fosfor

Fosfor er ofte den begrænsende ressource i danske søer, og mængden af fosfor er hyppigt begrænsende for søernes primærproduktion (Jeppesen m.fl., 2005). Der er derfor også en stærk relation mellem fosforkoncentrationen i søer og indholdet af klorofyl-a, som er et indirekte mål for mængden af fytoplankton. De danske vandområdeplaner for søer er indtil videre udarbejdet ud fra princippet om, at en forbedret tilstand skal opnås via reduceret fosfortilførsel.

Ved hjælp af fremgangsmåden anbefalet af ECOSTAT's arbejdsgruppe var det muligt at fastsætte grænseværdier for fosfor i søtyperne 1, 2, 5, 9, 10, 13 og 15 (Tabel 5.2). Af disse har de lavvandede søtyper (1, 5, 9, 11, 13 og 15) et klart højere krav til fosfor end de dybe søer, hvilket skyldes højere resuspension af fosfor fra sedimentet i lavvandede søer samt fravær af lagdeling, som skaber en barriere for blanding af næringsrigt bundvand med overfladevand. Specielt de lavvandede og brunvandede søtyper 13 og 15 har høje fosforgrænser, hvilket formentlig hænger sammen med, at algeproduktionen delvist begrænses af lystilgængelighed grundet højt farvetal.

Kvælstof

Kvælstof har traditionelt været anset for at være vigtigere for kystområder end for søer, men der er for nylig kommet mere større fokus på dets rolle i søer, især som en medbegrænsende faktor for primærproduktion (Søndergaard m.fl., 2017; McCullough m.fl., 2024). Kvælstof er, ligesom fosfor, et næringsstof, som primærproducerende organismer (fx alger og makrofyter) bruger i en række biologiske processer. I nogle søer, især søer med et højt fosforindhold, kan kvælstof være den begrænsende ressource for primærproduktionen. Der kan i sådanne tilfælde være en tydelig sammenhæng mellem kvælstofkoncentrationen og mængden af fytoplankton. En reduktion i kvælstoftilførslen kan derfor, afhængigt af søtype og næringsstatus, muligvis bidrage til at opnå eller fastholde god økologisk tilstand.

Tabel 5.2 angiver søer, hvor der har været et tilstrækkeligt stærkt forhold mellem et biologisk kvalitetselement og kvælstof til at fastsætte grænseværdier ud fra kriterierne anbefalet af ECOSTAT. Hvis flere biologiske kvalitetselementer har udvist en statistisk signifikant sammenhæng med kvælstofkoncentrationen, er det biologiske kvalitetselement valgt, som baseret på den anvendte statistiske model og viden fra literaturstudiet vurderes at den bedste sammenhæng med kvælstofkoncentrationen.

Det var muligt at finde en sammenhæng mellem kvælstofkoncentrationen og biologiske kvalitetselementer for syv søtyper: 1, 5, 9, 10, 11, 13 og 15 (Tabel 5.2). Grænseværdierne for kvælstofkoncentrationer følger et mønster, der ligner det for fosfor, hvor de brunvandede og lavvandede søer har de højeste grænseværdier. I type 13 og 15 ligger G/M-grænserne på henholdsvis 1649 $\mu\text{g TN/l}$ og 1658 $\mu\text{g/l}$, mens de dybere søer har lavere grænseværdier, fx har type 10 søer en grænseværdi på 687 $\mu\text{g/l}$. Søtype 1 har relativt få observationer, men udviser en tydelig sammenhæng ($R^2 = 0,63$). På grund af det begrænsede datagrundlag bør resultatet dog tolkes med forsigtighed. Samlet set bekræfter resultaterne, at kvælstof bør indgå i tilstandsvurderingen, men også at effekten sandsynligvis er mere situationsafhængig end for fosfor og derfor bør vurderes i forhold til, om søen forventes at være begrænset af fosfor, kvælstof eller begge dele (Ladwig m.fl., 2025, udkast).

Sigtdybde

Den menneskelige påvirkning af søers sigtdybde sker primært gennem øget tilførsel af næringsstoffer, hvilket fremmer væksten af fytoplankton og dermed reducerer vandets klarhed. Sigtdybden påvirkes desuden af mængden af partikler i vandet, som i lavvandede og større søer i høj grad kan skyldes resuspension af sediment ved vindpåvirkning samt indholdet af humusstoffer. Brunvandede søer har generelt en naturligt lavere sigtdybde end ikke-brunvandede søer. Fisk, der søger føde i søbunden, kan også bidrage til øget resuspension.

Disse forhold afspejles i de beregnede grænseværdier, hvor grænsen mellem god og moderat tilstand for de dybe søer af type 10 ligger over 3 meter. For de lavvandede type 9-søer ligger grænsen lidt over 1 meter, mens den for lavvandede brunvandede type 13-søer er omkring 0,6 meter.

Tabel 3.2 viser de søtyper, hvor der er påvist en tilstrækkelig stærk sammenhæng mellem et biologisk kvalitetselement og sigtdybden til, at der kan fastsættes grænseværdier. Hvis flere biologiske kvalitetselementer har vist en statistisk signifikant sammenhæng med sigtdybde, er det element valgt, som ud fra litteraturgrundlaget vurderes at have den mest direkte relation til sigtdybden.

En sammenhæng mellem sigtdybde og biologiske kvalitetselementer blev påvist for søtype 5, 9, 10 og 13.

Forsuringsgrad

Søers forsurende tilstand afhænger især af de jordbundsmæssige forhold der, hvor søen ligger. Kalkrige forhold, som findes i det meste af Danmark, giver en høj alkalinitet og stor bufferkapacitet over for påvirkninger og tilførsel af forsurende stoffer (se også Søndergaard m.fl., 2018). I og med at langt de fleste danske søer er kalkrige, er de ikke forsurede.

Søers forsurende tilstand kommer til udtryk i søvandets pH-værdi, som i det lavalkaline område er tæt knyttet til søernes alkalinitet (Søndergaard m.fl., 2018). Søers alkalinitet anvendes i forbindelse med fastsættelsen af søtyper, hvor der anvendes en alkalinitet på 0,2 meq/l til at afgrænse de kalkfattige (lavalkaline) søer fra de mere kalkrige søer.

Tabel 3.3. Forsuringstilstandsparametrene alkalinitet og pH med standardafvigelse (SD) for søerne inkluderet i de danske vandområdeplaner. Tallene er baseret på sommergennemsnit for de enkelte søer.

Søtype	N	Alkalinitet	SD	pH	SD
1	30	0,05	0,07	5,97	0,75
2	15	0,08	0,07	6,69	0,74
5	84	0,13	0,56	5,58	0,86
6	1	0,18		7,18	
9	317	2,36	1,12	8,38	0,52
10	128	2,18	0,85	8,37	0,3
11	100	36,45	328,77	8,66	0,41
12	4	3,47	0,65	8,37	0,65
13	149	2,26	1,69	8,11	0,68
14	3	2,36	1,53	7,55	0,91
15	61	3,95	1,58	8,5	0,45

I næringsrige søer kan en høj primærproduktion forøge pH-værdien betydeligt. Der er eksempelvis målt pH-værdier langt over 10 i den hyper eutrofe Søbygaard Sø (Søndergaard m.fl., 2019a).

Hvor det har været muligt at fastlægge sammenhænge mellem pH og biologiske kvalitetselementer, har kvalitetselementet været klorofyl-a, og tendensen har været stigende. Hvor der er fastsat grænseværdier for pH, har disse været øvre grænser, som indikerer, at disse søer er påvirket af høj primærproduktion (eutrofiering). Her kan pH anses som et andet mål for eutrofiering.

Det har således ikke været muligt at finde egentlige statistiske sammenhænge mellem forsurening og de biologiske kvalitetselementer, hvilket tyder på, at forsurening ikke et udpræget problem i Danmark. Det kan dog ikke udelukkes, at forsurening kan være et lokalt problem i nogle danske søer.

Temperatur

Den væsentligste drivkraft bag ændringer i temperaturforhold i danske søer er de globale klimaforandringer, som primært skyldes menneskelig aktivitet. Det ligger uden for denne rapports formål at behandle effekterne af klimaforandringer nærmere, da dette undersøges i en række nationale og internationale programmer.

Hvis man ser bort fra klimaforandringerne, påvirker menneskelige aktiviteter kun sø-temperaturen i Danmark i meget begrænset omfang. Potentielle påvirkninger kan være brug af søvand til køling eller i søvarmeanlæg og udledning af vand til en sø med en anderledes temperatur. Der foreligger dog ikke systematiske data, som dokumenterer udbredelsen eller den eventuelle effekt af disse aktiviteter.

Sammenlignet med andre fysisk-kemiske støttelementer, særligt næringsstoffer, vurderes temperaturændringer som følge af lokal menneskelig aktivitet ikke at have en væsentlig betydning for de biologiske kvalitetselementer.

Iltmætning

Der blev fundet en statistisk sammenhæng mellem iltniveau og de biologiske kvalitetselementer, men kun ved meget høje iltniveauer (over 100 % mætning). Et så højt iltniveau skyldes sandsynligvis en høj primærproduktion, hvor fotosyntese frigiver store mængder ilt til vandet. Sådanne høje iltniveauer forventes ikke i sig selv at have en negativ effekt på respirationen hos vandlevende organismer. Men da høj primærproduktion typisk er forårsaget af høje næringsstofkoncentrationer, afspejler grænseværdier beregnet ved høje iltniveauer de indirekte negative effekter af eutrofiering. Direkte målinger af næringsstoffer er dog bedre indikatorer for disse påvirkninger, og det anbefales derfor ikke at anvende de beregnede grænseværdier for iltniveau.

Salinitet

Søers saltholdighed (salinitet) har betydning for mange organismetyper og indgår derfor også i den danske søtypologi. Her fastsættes grænsen mellem ferskvandssøer og brakvandssøer ved en salinitet på 0,5 ‰, svarende til en ledningsevne på ca. 100 mS/m (Søndergaard m.fl., 2018). I de fleste tilfælde er varierende salinitet et naturligt fænomen i brakvandssøer, som er betinget af klimatiske og afstrømningsmæssige forhold. Tabel 5.4 viser den gennemsnitlige salinitet for danske søtyper.

Tabel 3.4. Gennemsnitlig salinitet med standardafvigelse (SD) for søerne inkluderet i de danske vandområdeplaner.

Søtype	N	Salinitet (‰)	SD
1	30	0.07	0.08
2	15	0.09	0.02
5	84	0.05	0.05
6	1	0.1	
9	317	0.15	0.1
10	128	0.12	0.07
11	100	8.89	8.17
12	4	1.46	0.35
13	149	0.14	0.11
14	3	0	
15	61	8.59	7.03

Saliniteten kan til dels været menneskeligt styret via fx slusepraksis. I nogle tilfælde, hvor det er muligt til en vis grad at regulere saliniteten, har dette været et forvaltningsmæssigt redskab til forbedring af vandkvaliteten. Dette kan enten være ved at undgå en for høj salinitet og dermed bevare muligheden for at kontrollere fytoplanktonmængden via store filtrerende ferskvandsdyreplanktongrupper som fx dafnier, som foreslået for Vejlerne, et stort brakvandsområde nord for Limfjorden (Jeppesen m.fl., 2002; Jeppesen m.fl., 2007), eller ved at fastholde en forholdsvis høj salinitet, der sikrer en filtreringskapacitet fra sandmusling, som set i Ringkøbing Fjord (Ringkøbing Amt, 2005).

Lokalt kan der forekomme menneskelig saltpåvirkning af søer, især som følge af saltning af veje i vintermånederne, hvilket kan føre til øget udvaskning af salt til søer i bynære områder. Internationale studier viser, at zooplanktonsamfundet påvirkes negativt af vejsaltning (Hintz m.fl. 2022). Der findes dog på nuværende tidspunkt ingen studier, der belyser sammenhængen mellem vejsaltning og kvalitetslementer i danske søer.

Det giver ikke mening at tale om et generelt salinitetsniveau for brakvands-søer, idet dette afhænger af specifikke oplandsmæssige, klimatiske og morfologiske forhold. Om nødvendigt må der søges fastsat søspecifikke salinitetsniveauer under menneskeligt upåvirkede forhold.

3.2.5 Sammenligning med tidligere udregninger

Der er sket en betydelig udvikling, hvad angår både metoder og datagrundlag, siden rapporterne fra 2019 (Søndergaard m.fl., 2019a og 2019b), hvor grænseværdier blev fastsat både ved brug af empiriske lineære regressioner (angivet som "DK metode 2019" i Tabel 3.5) og ECOSTAT's daværende anbefalinger (Phillips m.fl., 2018).

Da der er anvendt forskellige metoder og datasæt i beregningerne, er det forventeligt, at de resulterende grænseværdier udviser en vis variation. I de empiriske lineære regressioner, der blev anvendt i 2019, blev der ikke stillet krav til minimumsværdier for R^2 . Flere af de identificerede sammenhænge blev derfor inkluderet, hvis de var statistisk signifikante, men havde lav forklaringsgrad. I de nye udregninger er der derimod fulgt de anbefalede kriterier fra ECOSTAT's Best Practices Guide, herunder $R^2 > 0,36$ for lineære regressioner og $\text{pseudo-}R^2 > 0,15$ for kategoriske binomiale logistiske regressioner. Derudover anbefales det, at de binomiale logistiske modeller har en AUC-værdi (area under curve) på over 0,7.

I Tabel 3.5 er angivet grænseværdier for grænsen mellem god og moderat tilstand beregnet vha. metoderne anvendt i tidligere rapporter samt nye beregningsmetoder anvendt i hhv. "Nitrogen as a limiting nutrient in Danish lakes" (Ladwig m.fl. 2026) og "The effect of hydraulic residence time on chlorophyll a response to total phosphorus in Danish lakes" (Levi m.fl. 2026), der begge er udgivet i 2026 og evalueret i forhold til denne rapport i udkastform.

Tabel 3.5. Søtypebestemte grænseværdier for tilstanden god/moderat for fysisk-kemiske støtteelementer. For hvert fysisk-kemiske støtteelement er det angivet, hvilket biologisk kvalitetselement der er anvendt som grundlag for sammenhængen mellem de fysisk-kemiske og biologiske kvalitetselementer. Grænseværdier er angivet for metoder, der blev anvendt ved forrige rapporter, DK metode 2019, Toolkit 2019 (Søndergaard m.fl., 2019a og 2019b), ved den nye rapport for søer med kortopholdstid (Levi m.fl. 2026, udkast), ved den nye rapport for søer begrænset af både fosfor og kvælstof (Ladwig m.fl. 2026, udkast), og for de anbefalede nye udregningsmetoder i ECOSTAT's Best Practices Guide (Phillips m.fl., 2018), Toolkit 2025, nærværende rapport.

Fysisk-kemisk støtteelement	Biologisk kvalitetselement	Søtype	DK metode 2019	Toolkit 2019	Toolkit 2025	Levi m.fl. 2026*	Ladwig m.fl. 2026**
Fosfor (µg/l)	Klorofyl-a	1	42		18		
	Klorofyl-a	2			15		
	Klorofyl-a	5	24		50		
	Makrofytter	5			78		
	Fytobenthos	9			143		
	Fytoplankton	9			44		
	Klorofyl-a	9	55	55	63	51-80	46, 75
	Makrofytter	9		65	129		
	Klorofyl-a	10	28	24	27	13-28	
	Makrofytter	10		33	45		
	Klorofyl-a	11	57			56-90	
	Fisk	13			45		
	Fytoplankton	13			41		
	Klorofyl-a	13	80	73	82	63-82	
	Klorofyl-a	15	61		110		
Kvælstof (µg/l)	Fytoplankton	1			765		
	Klorofyl-a	1	840				
	Klorofyl-a	5	480		1220		
	Klorofyl-a	9	770	1130	1283		1040, 1340
	Makrofytter	9		1100	1484		
	Klorofyl-a	10	580	750	687		
	Makrofytter	10		760	978		
	Klorofyl-a	11	880	950	1130		
	Klorofyl-a	13	1230	1400	1650		
	Klorofyl-a	15	1330		1658		
Sigtdybde (cm)	Makrofytter	1	146				
	Klorofyl-a	5			65		
	Makrofytter	5	65		84		
	Fytoplankton	9	122				
	Klorofyl-a	9	115		104		
	Makrofytter	9	128		96		
	Fytoplankton	10	327		314		
	Klorofyl-a	10	302		324		
	Makrofytter	10	245		248		
	Fytoplankton	11	110				
	Klorofyl-a	13			61		

*Her er udregnet grænser for totalfosfor med Lineære mixed models (LMM) baseret på klorofyl for fire opholdstidskategorier, der er derfor et spænd af

grænseværdier som afhænger af søens opholdstid. For mere information se da Levi m.fl., (2025).

****Der er ikke angivet fosforværdier for søer, der antages at være kvælstofbegrænsede, eller kvælstofværdier for søer, der antages at være fosforbegrænsede. Endvidere er værdier alene angivet i feltet for søtype 9, selv om de anbefalede værdier i Ladwig m.fl. (2025) gælder for alle søtyper: 46 µg/l TP for kvælstofbegrænsede søer, 1340 µg/l TN for kvælstofbegrænsede søer samt 75 µg/l TP og 1040 µg/l TN for søer, der er begrænset af både fosfor og kvælstof.**

På trods af meget forskellige udregningsmetoder er grænseværdierne vist i Tabel 3.5 forholdsvis ens, hvilket indikerer et stærkt fælles mønster i de danske data.

3.3 Toolkit implementering i Shiny

ECOSTAT's Best Practices Guide er implementeret i webapplikationen Shiny, udviklet af Posit (tidligere RStudio). Applikationen, som bærer navnet 'TOOLKIT Supporting Elements', har til formål at gøre beregningen af grænseværdier for fysisk-kemiske støtteelementer mere strømlinet og tilgængelig for EU's medlemslande (Phillips m.fl., 2024).

Tidligere blev Best Practices Guide implementeret gennem en række R-scripts, der var offentligt tilgængelige via EU's hjemmeside. Den nye Shiny-applikation repræsenterer en væsentlig forbedring i brugervenlighed, idet den giver en intuitiv og lettilgængelig ramme for beregningerne. Applikationen indeholder desuden udførlige beskrivelser af, hvordan data skal indlæses og evalueres, og for hvordan grænseværdier fastsættes.

En væsentlig begrænsning ved applikationen er, at den kun muliggør evaluering af ét fysisk-kemisk element ad gangen for hver søtype. Dette indebærer, at forberedelsen af data til anvendelse i værktøjet stadig kræver en betydelig mængde manuelt arbejde.

I nærværende rapport er det derfor valgt at anvende TOOLKIT-implementeringen i form af R-scripts. Denne tilgang giver en højere grad af fleksibilitet i tilpasningen af metoderne, særligt med hensyn til automatisering og håndtering af større datasæt. Grundlæggende er metodikken dog den samme som i Shiny-implementeringen, og resultaterne følger dermed de samme principper, som er beskrevet i Best Practices Guide.

Det vurderes, at hvis metodikken i Best Practices Guide anvendes til fremtidig fastsættelse af grænseværdier i Danmark, vil TOOLKIT Supporting Elements i Shiny være et værdifuldt og let tilgængeligt værktøj til løbende at opdatere grænseværdier og udregninger for både rådgivere og myndigheder.

3.4 Konklusioner, forslag og anbefalinger for fysisk-kemiske støtteelementer

Søers økologiske tilstand målt ved de biologiske kvalitetselementer udtrykker først og fremmest en eutrofieringspåvirkning. Dette skyldes delvist, at de gældende indekser for de biologiske kvalitetselementer er designet til at være følsomme over for eutrofiering, og delvist at eutrofiering er den primære kilde til menneskelig påvirkning, der påvirker søer negativt.

Blandt de fysisk-kemiske støtteelementer er det derfor især næringsstofindholdet (fosfor og kvælstof) og søernes sigtddybde, som har en høj sammenhæng med og betydelig påvirkning af de fem biologiske kvalitetselementer. De øvrige fysisk-kemiske støtteelementer har enten ingen sammenhæng eller har en sammenhæng med de biologiske kvalitetselementer, der indirekte afspejler eutrofieringsstatus. Både forsuringsgrad og iltindhold er begge påvirkede af eutrofiering, hvilket også kommer til udtryk i denne rapport. Derfor anbefales det at anvende fosfor, kvælstof og sigtddybde som støtteelementer for alle søer i Tabel 3.6. Det anbefales ikke at bruge sigtddybde som støtteelement i søer med højt farvetal (søtype 5, 6, 13, 14, og 15), da der er for stor naturlig variation til at sætte en fælles grænseværdi.

Samlet set anbefales det ikke at anvende 'one-out-all-out'-princippet ved vurderingen af de fysisk-kemiske støtteelementer. I stedet bør status vurderes ud fra, om alle parametre – fosfor, kvælstof og sigtddybde (for type 9 og 10) – overskrider deres anbefalede grænseværdier. Denne tilgang bygger på, at primærproduktionen i de fleste danske søer forventes at være delvist begrænset af både fosfor og kvælstof (Ladwig m.fl., 2025), og at sigtddybden typisk har en stærk sammenhæng med omfanget af primærproduktion samt kan påvirkes af opholdstid m.m. (Levi m.fl. 2026). Dermed mindskes risikoen for fejlagtigt at klassificere en sø i en dårligere tilstandsklasse.

Det anbefales kun at anvende sigtddybde som støtteelement i ikke-brunvandede søer grundet den store naturlige variation i sigtddybde i brunvandede søtyper (5, 6, 13, 14, og 15), da de kan have naturligt lavere sigtddybde end den valgte grænseværdi. For lavvandede søtyper anbefales det desuden ikke at anvende sigtddybde som støtteelement, hvis søens middeldybde er lavere end den anbefalede grænseværdi for høj/god-grænsen.

Tabel 3.6. Anbefalede grænseværdier for næringsstoffer og sigtddybde baseret på ECO-STAT'S fremgangsmåde og udregnet i denne rapport.

Fysisk-kemisk Støtteelement	Søtype	H/G	G/M	Enhed
Fosfor	1	15	18	µg/l
	2	12	15	µg/l
	5	39	50	µg/l
	9	43	63	µg/l
	10	23	27	µg/l
	13	70	82	µg/l
	15	76	110	µg/l
Kvælstof	1	540	765	µg/l
	5	1008	1220	µg/l
	9	914	1283	µg/l
	10	614	687	µg/l
	11	835	1130	µg/l
	13		1650	µg/l
	15		1658	µg/l
Sigtddybde	9	114	104	cm
	10	361	324	cm

Det vurderes ikke hensigtsmæssigt at sætte grænseværdier for forsuringsgrad eller iltindhold på baggrund af eutrofiering, da der allerede findes bedre mål for dette (næringsstof og sigtddybde). Desuden findes der ikke danske data, der afgrænser naturlig variation i hverken forsuringsgrad eller iltindhold i forhold til menneskelig påvirkning. Specifikt for iltindhold nævnes det i EU's anbefalinger, at medlemslandenes fremgangsmåde med at sætte enkle

grænseværdier kan være for simpel og ikke tager forbehold for forskellige typer stress, der kan forårsages af iltsvind (akut og kronisk). Specielt akutte effekter såsom iltsvind kan have katastrofale effekter på søer, men søers sårbarhed over for iltsvind er sø-specifik, og metoder til at vurdere dette indgår på nuværende tidspunkt ikke i NOVANA-programmet.

Salinitet og farvetal har ligeledes en væsentlig strukturerende indflydelse på de biologiske kvalitetselementer og indgår også i den danske fastlæggelse af søtyper. Der findes ikke for Danmark en metode til at skelne mellem den betydelige naturlige variation og menneskelig påvirkning, hverken for farvetal eller salinitet. For farvetal og salinitet anbefales det derfor ikke, på det eksisterende datagrundlag, at anvende disse støtteelementer til fastlæggelse af status for søer.

Sammenlignet med den tidligere rapport indeholder denne rapport færre anbefalinger til grænseværdier for de fysisk-kemiske støtteelementer (Søndergaard m.fl., 2019a). Dette skyldes metodiske forskelle mellem rapporterne, idet der i nærværende rapport stilles strengere krav til forklaringsgrad, mens den foregående rapport alene stillede krav om statistisk signifikans.

Udelukkelsen af statistiske sammenhænge, som var inkluderet i den tidligere rapport, begrundes således i, at disse ikke lever op til de gældende anbefalinger fra ECOSTAT. Dette indebærer ikke, at de tidligere resultater er fagligt mangelfulde, men alene at de ikke opfylder de kriterier, som er lagt til grund for de anbefalinger, der anvendes i denne rapport.

3.4.1 Søtyper med få data

Det danske NOVANA-program er generelt kendetegnet ved en høj dataindsamlingsfrekvens og -kvalitet. Alligevel er der flere søtyper, som forekommer så sjældent, at det er vanskeligt at opnå et tilstrækkeligt datagrundlag til etablering af sammenhænge med de biologiske kvalitetselementer. Dette gælder især søtyperne 2, 6, 12 og 14 og, i mindre grad, typerne 5 og 15.

Hovedsageligt drejer det sig om de dybe søtyper, med undtagelse af type 10, som netop på grund af deres sjældenhed er vanskelige at analysere. Denne begrænsning i datatilgængeligheden betyder også, at det næppe vil være muligt at opnå tilstrækkelige datamængder i fremtiden til fastlæggelse af robuste sammenhænge mellem de fysisk-kemiske støtteelementer og de biologiske kvalitetselementer for disse søtyper.

For at fastlægge tilstrækkelige indekser og grænseværdier for disse sjældnere søtyper bør man enten anvende anbefalinger gældende for mere udbredte og sammenlignelige søtyper eller foretage en individuel vurdering af hver enkelt sø baseret på tilgængelige data og ekspertviden.

4 Hydromorfologiske støtteelementer

4.1 Introduktion

Langt størstedelen af det danske ferske overfladevand findes i søer. Hydromorfologi i søer beskriver vandets bevægelse gennem søer og de karakterer i søer, som har indflydelse på vandets bevægelse. De hydromorfologiske støtteelementer kan samlet ses som de faktorer, der giver hver sø en unik identitet, og der er stor naturlig variation i alle de hydromorfologiske støtteelementer. I Tabel 4.1 ses de hydromorfologiske elementer, der indgår i vandområdeplanerne (Europa-Parlamentet og Rådet, 2000).

Mennesket har i hele sin historie haft en tæt tilknytning til ferskvand og har altid udnyttet de ressourcer, som søer tilbyder. Derfor er det også uundgåeligt, at der vil være en påvirkning af søernes hydromorfologiske karakter og identitet. Disse påvirkninger er forstærket af den øgede tendens til at påvirke vores miljø. Langt de fleste af de danske søer er påvirket af menneskelig aktivitet, men omfanget og effekten af menneskelig aktivitet er ikke velbeskrevet for de fleste af de hydromorfologiske støtteelementer.

Tabel 4.1. Oversigt over de seks hydromorfologiske støtteelementer, der anvendes som understøttende kvalitetselementer i søer, som fastsat i vandrammedirektivet (Europa-Parlamentet og Rådet, 2000).

Hydromorfologiske støtteelementer

Vandføring
Hydraulisk opholdstid
Forbindelse til grundvand
Vandstand
Sedimentstruktur
Søbred, struktur

I en artikel fra 2023 beskriver den Europæiske Unions Joint Research Centre (JRC) status for brugen af de hydromorfologiske støtteelementer under vandrammedirektivet (Bakken m.fl., 2023). I artiklen beskrives den omfattende udvikling, der er sket i forhold til implementeringen af hydromorfologiske støtteelementer gennem de seneste 25 år, samt de områder, hvor implementeringen ikke har været tilstrækkelig. Af de 28 undersøgte EU-lande havde 11 ikke en operationel metode til vurdering af de hydromorfologiske støtteelementer, og fire havde ingen metode overhovedet. Danmark er blandt de sidstnævnte.

For at Danmark skal kunne leve op til vandrammedirektivets krav, er det afgørende at udarbejde en ny strategi for, hvordan de hydromorfologiske støtteelementer anvendes.

Formålet med anvendelse af de hydromorfologiske støtteelementer er at støtte tilstandsvurderingen af de biologiske kvalitetselementer. Derfor er det vigtigt, at de metoder, der vælges til kvantificering af de hydromorfologiske støtteelementer, hænger sammen med de biologiske kvalitetselementer. Desuden vil en standardisering af EU-medlemslandenes metoder gavne kvalitetssikringen og sammenligninger af tilstand. Til dette formål har JRC's arbejdsgruppe ECOSTAT udviklet en guide med anbefalinger til, hvordan hydromorfologiske støtteelementers tilstand bør vurderes (European Commission: JRC, 2025).

I denne del af rapporten vil de eksisterende danske data blive vurderet i forhold til EU's og ECOSTAT's anbefalinger (European Commission: JRC, 2025). Generelt er data brugt i denne del af rapporten indsamlet i perioden 2008-2024 (for biologiske og hydromorfologiske kvalitetselementer), medmindre andet er anvist.

4.1.1 Hydromorfologiske støtteelementers betydning for biologiske kvalitetselementer

I dette afsnit er formålet at vurdere, hvordan de hydromorfologiske støtteelementer indvirker på de biologiske kvalitetselementer, og i hvilket omfang de er relevante for danske forhold. Dette er vist i Tabel 4.2, og yderligere information findes i Søndergaard m.fl. (2019b).

Tabel 4.2. Biologiske kvalitetselementer og de forventeligt mest betydningsfulde hydromorfologiske støtteelementer baseret på litteraturstudiet angivet under referencer.

Biologiske kva- litetselementer	Primære hydro- morfologiske på- virkninger	Betydning	Referencer
Fytoplankton	Vandføring	Høj vandføring kan reducere fytoplanktonbio- massen pga. øget udskylning, især i systemer med korte opholdstider.	SEPA, 2009; Leira & Cantonati, 2008; Jones & Elliott, 2007
	Hydraulisk opholds- tid	Meget kort opholdstid forhindrer opbygning af biomasse, da fytoplankton skylles ud af søen.	Søndergaard m.fl., 2018; Levi m.fl, 2025
	Forbindelse til grundvand	Kan påvirke vækst ved at fortynde eller koncen- trere næring, afhængigt af grundvandets næ- ringsindhold.	Søndergaard m.fl., 2017; Nilsson m.fl., 2019
Anden akvatisk flora	Forbindelse til grundvand	Kan påvirke vækst ved at fortynde eller koncen- trere næring, afhængigt af grundvandets næ- ringsindhold.	Périllon & Hilt, 2016; Frandsen m.fl., 2012; Hagerthey & Kerfoot, 1998
	Vandstand	Påvirker arealet, hvor planter kan vokse grun- det lystilgængelighed.	Jeppesen m.fl., 2015; van Geest m.fl., 2005; Leira & Cantonati, 2008; Evtimova & Donahue, 2016
	Sedimentstruktur	Kan påvirke rodfæstningen af planter og vækst- forholdene for epifyton.	Jeppesen m.fl., 2015; Pedersen m.fl., 2016; Sand-Jensen & Møller, 2014
Fisk	Vandstand	Påvirker tilgængelige habitater, refugier og gy- depladser.	Schindler m.fl., 2000; Scheuerell & Schindler, 2004; Radomski & Goeman, 2001
	Sedimentstruktur	Påvirker overlevelse af æg og gydeforhold.	SEPA, 2009
	Søbred, struktur	Påvirker habitater.	Jeppesen m.fl., 2015; Pedersen m.fl., 2016; Sand-Jensen & Møller 2014
Bundlevende makroinvertebra- ter	Vandstand	Habitattilgængelighed og fysisk stress.	Evtimova & Donahue, 2016; Genovese m.fl. 2016
	Sedimentstruktur	Habitattilgængelighed.	Brauns m.fl., 2007; McGoff m.fl., 2013

4.2 Analyser af danske data

Det er tidligere fundet, at de hydromorfologiske støtteelementer udviser be-
tydelig naturlig variation (Søndergaard m.fl., 2019b). I forhold til at udvikle
et indeks for hydromorfologiske støtteelementer giver det derfor mest me-
ning at vurdere støtteelementerne i lyset af menneskelig forstyrrelse af de na-
turlige forhold.

Det kan være udfordrende at kvantificere, hvordan menneskelig aktivitet påvirker de hydromorfologiske støtteelementer i forhold til en naturlig variation. Elementer som vandføring, vandstand og opholdstid bestemmes alle i høj grad af vandføring fra oplandet. De er derfor i høj grad påvirket af mængden af nedbør og menneskelig aktivitet i oplandet, hvilket kan påvirke, hvor meget vand der løber til søen per tid.

I det følgende gennemgås og vurderes hvert af de seks hydromorfologiske støtteelementer, dels på baggrund af EU's anbefaling til vurdering, dels på baggrund af en analyse af danske data i det omfang, disse er tilgængelige.

4.2.1 Vandføring

EU-anbefaling til vurdering

ECOSTAT anbefaler flere metoder, hvormed ændringer i vandføring i forhold til naturlige forhold kan kvantificeres. Ændringer i vandføringen kan forekomme som følge af både modifikationer af både udløb og indløb (European Commission: JRC, 2025).

I Tabel 4.3 er angivet de af ECOSTAT anbefalede metoder til vurdering af ændringer i vandføringen i søer. Alle metoder kendetegnes ved, at de kræver specifik viden om perioden før/efter en eventuel menneskelig påvirkning. Det giver derfor kun mening at undersøge påvirkning af vandføring i forhold til den naturlige vandføring uden menneskelig påvirkning.

Tabel 4.3. ECOSTAT's anbefalede parametre til bestemmelse af tilstand i forhold til vandføring

Metode	Anbefalede data
Ændring i vandbalance	Primært baseret på modelberegninger af parametrene indløb/udløb, volumen, areal, nedbør/fordampning og grundvandsforbindelse.
Ændring i vandføring i indløb/afløb før og efter menneskelig påvirkning	Vandføringsdata fra indløb og udløb før og efter menneskelig påvirkning eller modelberegninger af samme.
Indirekte vurdering af vandføringen i oplandet	Relativt område af opstemmede arealer i oplandet, antal ringsændrende strukturer i oplandet, der påvirker vandføringen, andelen af naturlige vandløb, densitet af forhindringer af vandføring i oplandet.
Kortlægning af indvinding og tilførsel af vand	Kortlægning af vandindvindinger i oplandet samt mængden af vand, der overføres fra et vandskel til et andet.
Ekspertvurdering af menneskelig påvirkning	Kræver egentlig ekspertviden om den specifikke sø, og om hvordan menneskelig aktivitet på de hydromorfologiske støtteelementer har påvirket den.

Der findes i Danmark detaljerede data for vandføring for 10 af de intensivt overvågede søer samt modelestimer for den årlige vandføring i de øvrige søer. Der findes imidlertid ikke data for, hvordan menneskelig aktivitet påvirker vandføringen, der opfylder kriterierne i de ECOSTAT-anbefalede metoder.

Analyser af danske data

I NOVANA-programmet har vandføring hidtil været betragtet ud fra de to parametre volumen af vand, der ledes til søen per tidsenhed, og variationen i vandføring over tid.

Den primære udfordring med at kvantificere effekten af vandføring og variation i denne er, at der ikke findes referencetilstande for søoplandenes umodificerede tilstand og dermed ikke data for, hvordan vandføring og variationer i denne er uden menneskelig påvirkning. Disse referencetilstande er kritiske for at kunne kvantificere den acceptable grad af afvigelse fra de umodificerede tilstande i forhold til at opnå 'høj' økologisk tilstand.

Eksempelvis er 62 % af det danske areal dedikeret til landbrug, og derfor er store arealer drænedes og vandløb kanaliserede for at undgå oversvømmelser af marker. Dette har ændret den naturlige hydrologi og ført til hurtigere afstrømning af vand til de nedre dele af det hydrologiske system, hvilket har påvirket afstrømningsdynamikken i søerne. Selvom der findes estimater for graden af drænedes arealer i Danmark (Møller m.fl., 2018), er der ikke gode data for, i hvilken grad dræning påvirker afstrømningen. Hurtigere afstrømning har også indirekte konsekvenser såsom mindre infiltrering til grundvandet og mindre fordampning, som begge fører til øget vandføring.

Den forrige rapport (Søndergaard m.fl., 2019b) beskriver en svag sammenhæng mellem vandføring og EQR for fisk, hvor øget vandføring påvirkede fiskesamfundet negativt. Menneskelig påvirkning, der har en effekt på vandføring (spærringer, rørlægninger m.m.), har dog også potentiale til negativt at påvirke fiskesamfundet ved at reducere søernes konnektivitet. Det er derfor usikkert, om den observerede effekt i den forrige rapport var forårsaget af ændret vandføring.

Der er relativt få data omkring effekten af menneskelig aktivitet på den naturlige vandføring i danske søer. De nuværende estimater af søers vandføring tager ikke forbehold for eventuel menneskelig påvirkning. Det er derfor ikke muligt på det eksisterende datagrundlag at udvikle indekser eller grænseværdier for effekten af vandførings påvirkning af de biologiske kvalitetselementer.

4.2.2 Hydraulisk opholdstid

EU-anbefaling til vurdering

Hydraulisk opholdstid refererer til tiden, der kræves for fuldstændig udskiftning af vandet i søen. Menneskelig påvirkning kan vurderes kvalitativt på baggrund af ekspertviden om denne (European Commission: JRC 2025).

JRC's arbejdsgruppe anbefaler, at den menneskelige påvirknings effekt på vandets opholdstid vurderes ved at beregne forholdet mellem søens volumen og det udløbende vand (for søer med udløb) eller forholdet mellem søens volumen og det samlede indløb. Dette forhold skal beregnes både før og efter menneskelig påvirkning af søen for at opnå et brugbart datasæt til vurdering af effekten af menneskelig aktivitet på opholdstiden.

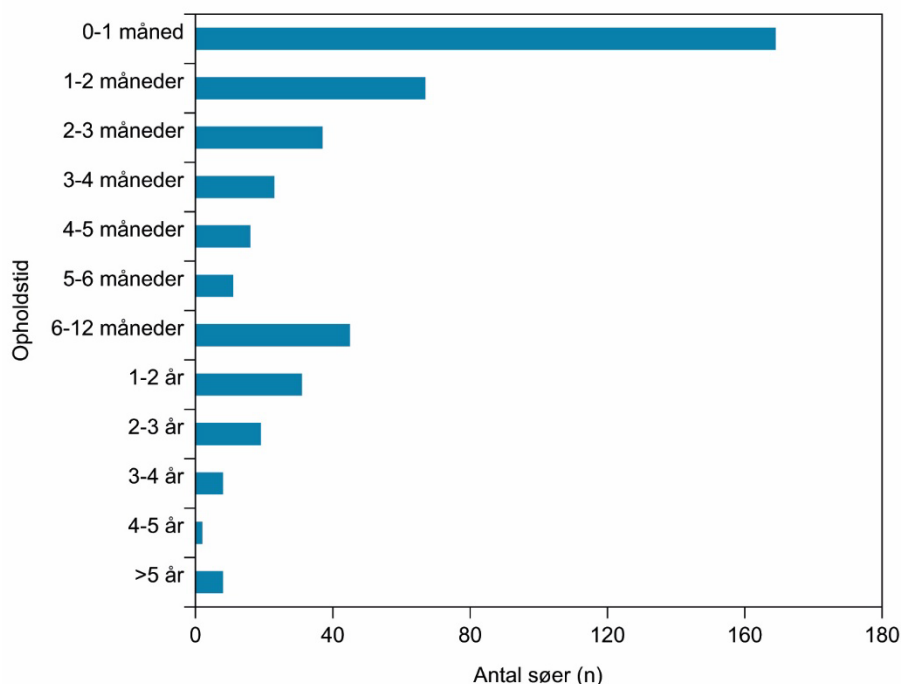
Til dette formål anbefaler JRC følgende: 1) bathymetrisk kort over søbunden til volumenudregning, 2) målestation til vandføring i udløbet eller ved alle indløb i tidsperioden før og efter menneskelig påvirkning.

Der eksisterer på nuværende tidspunkt ikke data for, hvordan menneskelig aktivitet påvirker hydraulisk opholdstid i Danmark, og det er derfor ikke muligt at efterkomme anbefalingerne fra JRC og EU.

Analysér af danske data

Hydraulisk opholdstid i danske søer påvirkes af menneskelig aktivitet ved modificering af vandføringen til søen, fx regulering af tilløb og afløb, dræning og opstemning eller i forbindelse med byudvikling og infrastrukturprojekter.

Figur 4.1. Søjlediagram over fordeling af danske søer, hvorfra der findes både model-estimer for opholdstid og kemidata. Data fra de danske vandplaner (VP3).



Opholdstid har stor påvirkning på interne processer i søerne, og hvor meget næring der omsættes eller transporteres ud af søen. Opholdstiden bestemmes af søens størrelse og mængden af vand, der løber til søen. Menneskelig påvirkning af opholdstid kan både øge opholdstiden (reduceret tilførsel af vand til søen) eller mindske opholdstiden (øget tilførsel af vand).

Der er relativt få data omkring effekten af menneskelig aktivitet på den naturlige opholdstid i danske søer. De nuværende estimer af søers opholdstid tager ikke forbehold for eventuel menneskelig påvirkning, på trods af at udløbende vand kontrolleres i flere søer med stemmeværker. Det er derfor ikke muligt på det eksisterende datagrundlag at udvikle indekser eller grænseværdier for effekten af opholdstidens påvirkning af de biologiske kvalitetselementer.

4.2.3 Grundvand

EU-anbefaling til vurdering

ECOSTAT anbefaler at klassificere god status for grundvandspåvirkning som søer, hvor der ikke er en effekt af grundvandssænkninger. Dette kræver viden om, hvor grundvandsniveauet er sænket som følge af menneskelig påvirkning (fx artesiske grundvandssænkninger, pumper, menneskeskabte barrierer af permeabilitet af ler, beton eller lignende).

Analysér af danske data

Grundvand er underjordiske vandforekomster, som i varierende grad udveksler vand med overfladevand gennem både naturlige og menneskeskabte processer. I søer kan grundvand være forbundet med både indløb (infiltration) og udløb (exfiltration) og dermed påvirke vandbalancen. Denne forbindelse kan have betydning for de biologiske kvalitetselementer, primært

gennem ændringer i vandføring, men også ved at fortynde eller øge næringsstofkoncentrationerne, afhængigt af forholdet mellem koncentrationer i søen og i grundvandet.

Menneskelig påvirkning af grundvandet sker især gennem grundvandssænkninger i forbindelse med byggeri og landbrug, hvilket kan ændre både strømningsforhold og vandkemi.

I 2025 udgav De Nationale Undersøgelser for Danmark og Grønland (GEUS) en rapport, der detaljeret gennemgår det eksisterende datagrundlag for forbindelsen mellem grundvand og de danske VP3-søer (GEUS, 2025). Rapporten præsenterer desuden en model for ind- og udstrømning af vand og fosfor i VP3-søerne baseret på tilgængelige data. Ifølge rapporten har omkring halvdelen af de danske VP3-søer grundvand under sig med fosforkoncentrationer over de gældende grænseværdier (430 ud af 986 søer).

Det giver ikke mening at tale om grundvand i forhold til de eksisterende søtyper for VP3-søer, da grundvandsforbindelsen forventes at være uafhængig af de parametre, der er brugt til at etablere søtyperne (med undtagelse af dybde). GEUS har defineret fire klasser for fosfor i VP3-søerne, som i rapporten bliver sammenlignet med de danske søtyper (Tabel 6.4). De fire klasser er baseret på sandsynligheden for, at grundvandets fosforkoncentration overskrider fosfor-målkoncentrationerne. Klasse 1 omfatter søer, hvor sandsynligheden for, at fosforkoncentrationen overstiger 29 µg/l, er mindre end 50 %. Klasse 2 dækker søer, hvor sandsynligheden for overskridelse af 29 µg/l er større end 50 %, men hvor sandsynligheden for at overstige 53 µg/l stadig er under 50 %. Klasse 3 omfatter søer med mere end 50 % sandsynlighed for overskridelse af 53 µg/l, men mindre end 50 % sandsynlighed for at overskride 61 µg/l. Endelig repræsenterer klasse 4 søer med høj sandsynlighed for overskridelse af den højeste tærskelværdi (fastsat af GEUS) på 61 µg/l. Disse klasser er bestemt af GEUS og udelukkende baseret på fosforkoncentrationer men kan bruges som supplement til de danske vandmiljøindsatser, og kan indgå som element i et fremtidigt fælles indeks for hydromorfologi.

Tabel 4.4. Kategorier af fosforkoncentration i grundvand angivet af GEUS for 11 VP3-søtyper som antal søer per klasse. Orange celler angivet viser det antal søer, hvor grundvandets fosforkoncentrationer overstiger de gældende grænseværdier for fosfor i søen. Tabellen er tilpasset fra GEUS' rapport om grundvandspåvirkning af søer (GEUS 2025; Tabel 3).

Typologi	Fosfor målkoncentration	GEUS Grundvandsfosforklasse			
		1	2	3	4
1, 2, 5, 6, 10	29-31 µg/l	31	20	5	94
9, 11, 12	53 µg/l	251	46	25	192
13, 14, 15	61 µg/l	82	19	18	94

Baseret på GEUS' rapport er det sandsynligt, at grundvandet i mange tilfælde har en betydning for de biologiske kvalitetselementer, primært gennem tilførsel eller fortynding af næringsstoffer og ved indirekte påvirkning på den interne næringsstofcyklus via ændret opholdstid/sedimentation. Det er derfor vigtigt at forholde sig til eventuelle ændringer i grundvandsinteraktioner med søvandet, som kan være forårsaget af menneskelige aktiviteter. Desværre er information om disse dog sjældent tilgængelig.

Der er meget få data omkring effekten af menneskelig aktivitet på den naturlige grundvandspåvirkning i danske søer. De data for grundvandspåvirkning tager ikke forbehold for eventuel menneskelig påvirkning. Det er derfor ikke muligt på det eksisterende datagrundlag at udvikle indekser eller grænseværdier for effekten af menneskelig påvirkning af grundvandspåvirkning på de biologiske kvalitetslementer.

For yderligere information om de eksisterende data for grundvandspåvirkning i søer henvises til den fulde GEUS-rapport 'Grundvandspåvirkning af søer' (GEUS, 2025).

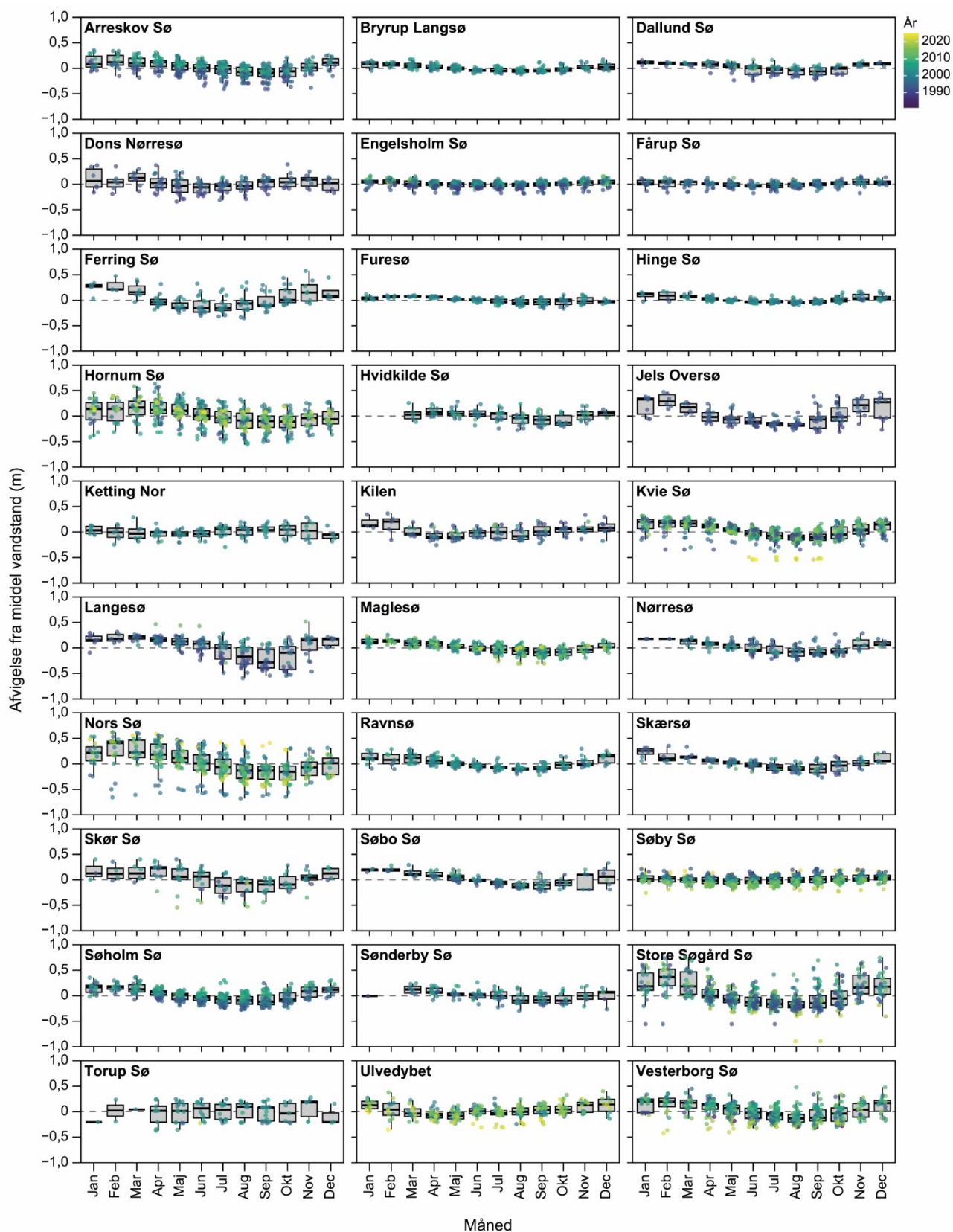
4.2.4 Vandstand

EU-anbefaling til vurdering

Vandstand refererer til højden af vandsøjlen over søbunden, og vandstandsvariation refererer til, hvordan vandstanden varierer over tid. EU's arbejdsgruppe ECOSTAT anbefaler anvendelse af vandstandsdata målt mod niveauet af vandstandsregulering (maksimum reguleret vandstand – minimum reguleret vandstand/gennemsnitsdybde). Som udgangspunkt findes der ikke data for vandstandsreguleringer i en samlet database i Danmark.

Analyser af danske data

Vandstanden overvåges i flere danske søer (Figur 4.2). Formålet med dette afsnit er at beskrive sammenhængen mellem biologiske kvalitetslementer og variationen i vandstand. I den forrige rapport blev der fundet en betydelig variation både gennem året og mellem år. Denne variation vurderes hovedsageligt at være naturlig og bestemt af variation i nedbør og fordampning.



Figur 4.2. Relativ vandstandsændringer gennem året fra middelvandstand i 30 danske søer. Outliers er fjernet med IQR-metoden. Dvs. der er ikke vist punkter udenfor $Q1 - 1.5(Q3 - Q1)$ og $Q3 + 1.5(Q3 - Q1)$, Q værende kvartil.

Vandstanden i danske søer påvirkes af menneskelig aktivitet gennem regulering af tilløb og afløb, dræning og opstemning eller i forbindelse med byudvikling og infrastrukturprojekter. Vandstanden i mange søer reguleres især med stemmeværker for at mindske risikoen for oversvømmelser og for at

kontrollere afstrømningen i udløbet. Det er imidlertid ikke velbeskrevet, i hvilket omfang vandstanden i danske søer er påvirket af menneskelig aktiviteter/modifikationer, og i hvilket omfang stemmeværker reguleres.

Vandstandsvariationen i danske søer er ofte lille, gennemsnitligt mindre end en meter i de 30 undersøgte søer. Vandstanden er højest om vinteren og lavest om sommeren grundet naturlig variation i nedbør og fordampning (Figur 4.3). Da variationen således er forholdsvis begrænset, forventes den ikke at have stor betydning for de biologiske kvalitetselementer. Den kan dog have stor betydning for individuelle søer, specielt vandkraft- og klimasøer (forsinkelsesbassiner camoufleret som søer), hvor vandstandsvariation spiller en rolle i søens funktionalitet for mennesker. Sådanne søer er dog sjældne og som oftest ikke naturlige eller stærkt modificerede, og de bør derfor ikke vurderes efter samme kriterier som naturlige søer. Dette gør sig specielt gældende for klimasøer, hvor der kan være overlap i lovgivningen mellem vandrammedirektivet og EU's oversvømmelsesdirektiv.

På baggrund af eksisterende data og ovenstående giver det ikke mening at kigge på sammenhænge mellem vandstandsvariation og biologiske kvalitetselementer, primært fordi det ikke er muligt at skelne mellem naturlige og menneskelige påvirkninger. Følgelig kan det med de nuværende data rent praktisk ikke lade sig gøre at fastlægge, hvordan ændringer i den naturlige vandstand forhindrer opnåelse af høj økologisk tilstand.

4.2.5 Sediment og sedimentering

EU-anbefaling til vurdering

Hvad angår sedimentering, anbefaler ECOSTAT brug af data for tilstedeværelsen af ikke-naturligt sediment ved søbredden, påvirkning af ikke-naturligt sediment i forhold til søbredden eller påvirkning af slam – 'slamlag' – i forhold til dybde. Data for ikke-naturligt sediment ved søbredden anbefales vurderet ud fra luftfotos af bredzonen. Med hensyn til sedimentering i de dybere dele af søen kan data for slamlagets dybde indsamles med ekkolod.

Til sedimentkarakteristik anbefaler ECOSTAT en vurdering af parametrene sedimentets kornstørrelse, tilstedeværelse af organisk materiale, sedimentets homogenitet, påvirkning af ikke-naturligt sediment i søen, effekten af erosion, området, der påvirkes af sedimentindvinding, området, der påvirkes af sedimentudgravning, og andelen af områder med bådpladser.

Analyser af danske data

Sedimentkarakteristik i danske søer påvirkes af menneskelig aktivitet gennem ændringer i næringsstofftilførsel, hydrologi og fysisk påvirkning af søbunden. For eksempel kan udledning af næringsstoffer føre til øget primærproduktion og efterfølgende ophobning af organisk materiale i sedimentet.

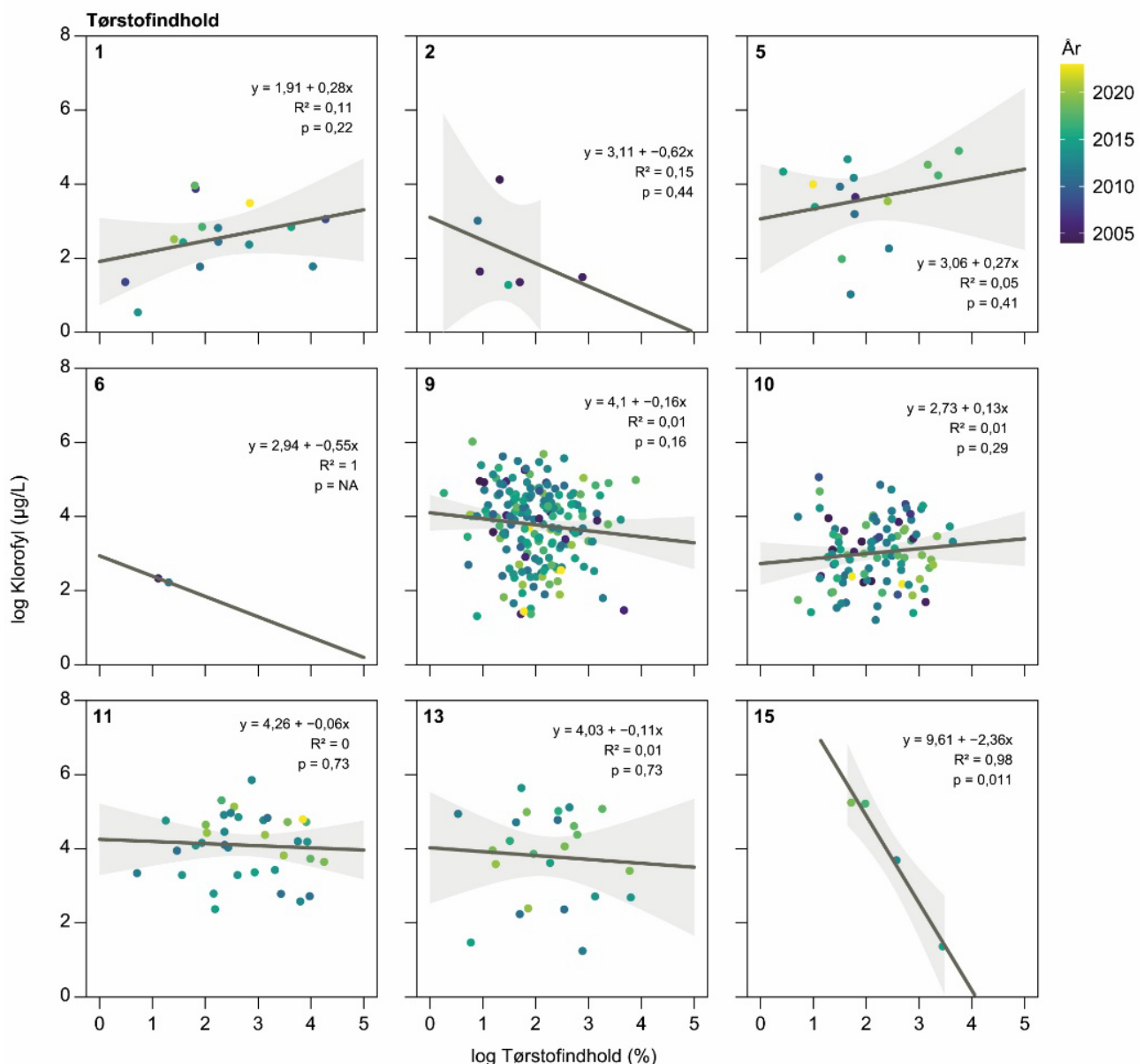
Samtidig kan regulering af vandstanden, dræning, erosion og fysiske indgreb som fx opgravning eller fjernelse af brink- og bundvegetation forstyrre sedimentstrukturen og ændre bundforholdene.

Sedimentering af partikulært materiale fører til akkumulering af sediment på søbunden. Materialet, der sedimenterer, er ofte dødt fytoplankton eller jordpartikler, der er fragtet til søen via afstrømning fra oplandet. Sedimenteringen bestemmes også af, hvor lang tid en given partikel har til at sedimentere, eller om partiklen strømmer ud af søen, før den kan nå at sedimentere. Mængden

af materiale, der sedimenterer, afhænger derfor af, hvor meget materiale der afstrømmer til søen og af søens opholdstid. I Danmark har man tidligere anvendt tørstofindhold og glødetab som de eneste sedimentkarakterer (Søndergaard m.fl., 2019b). Disse blev valgt med baggrund i mængden af eksisterende data i forhold til andre parametre.

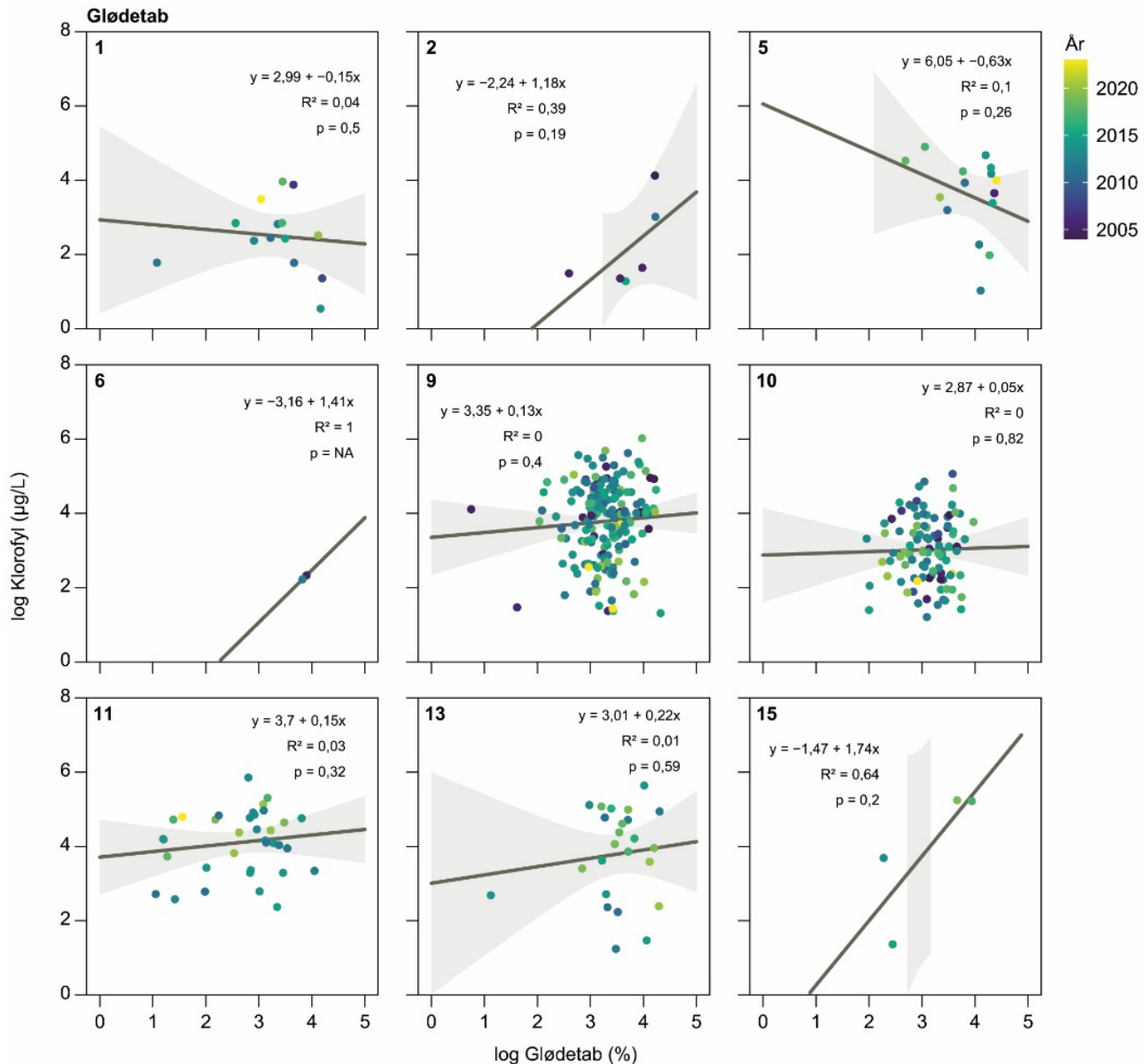
Tabel 4.5. Fordeling af tørstofindhold (% vådvægt) og glødetab (% af tørvægt) i overfladesedimentet for 326 søer inkluderet i analysen. Overfladesedimentet omfatter normalt 0-2 cm eller 0-5 cm dybde.

Parameter	N, søer	Fra	Til	Minimum	Gennemsnit	Maksimum
Tørstof	326	2004	2024	0.7	11.5	78.6
Glødetab	326	2004	2024	0.2	29.0	86.7



Figur 4.3. Lineære regressioner for log-transformeret klorofyl a mod logaritme-transformeret glødetab opdelt på søtype. Regressionsresultater er angivet i hvert panel. Punkter er farvet efter år, men der forekom ikke signifikant forskelle mellem årene. Grå område indikerer 95% konfidensinterval.

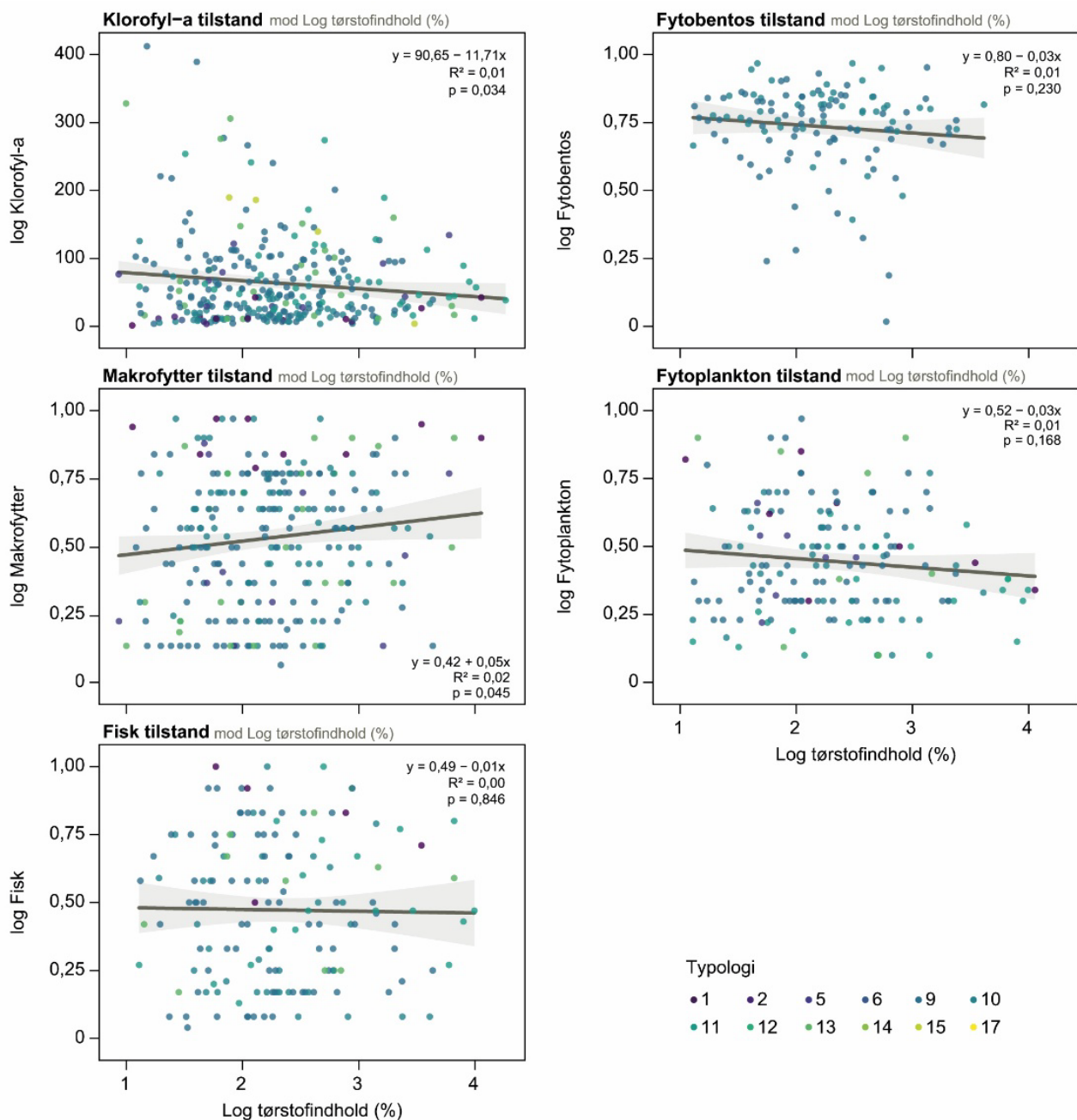
Danske data for tørstof og glødetab dækker over betydelige variationer, som man kan se i Tabel 6.5. Der er betydelig variation mellem både tørstofindhold og glødetab i forhold til klorofylindhold, dog uden nogen tydelig sammenhæng (Figur 4.4 og 4.5), med undtagelse af søtype 15 hvor der er en sammenhæng dog baseret på blot 4 punkter fra forskellige år. Eutrofieringsstatus udtrykt ved klorofylindhold kan derfor ikke aflæses af hverken glødetab eller tørstofindhold.



Figur 4.4. Lineære regressioner for logaritme-transformeret klorofyl a i forhold til logaritme-transformeret tørsvægt opdelt på søtype. Regressionsresultater er angivet i hvert panel. Punkter er farvet efter år, men der var ingen signifikant forskel mellem åren. Grå område indikerer 95% konfidensinterval.

Årsagen til fraværet af signifikante forskelle vurderes at være, at sedimentdeposition på søbunden foregår gradvist over tid. Da sedimentlaget overvejende består af organisk materiale, vil lagets tykkelse øges i takt med akkumuleringen, mens de øvrige egenskaber i sedimentlaget forbliver relativt uændrede, bortset fra den naturlige variation. Eutrofiering afspejles derfor primært i øget tykkelse af sedimentlaget og vil ikke nødvendigvis være målelig i form af ændringer i tørstofindhold eller glødetab. Prøvetagningerne foregår i en fastsat sedimentdybde, og der tages ikke forbehold for sedimentationsraten.

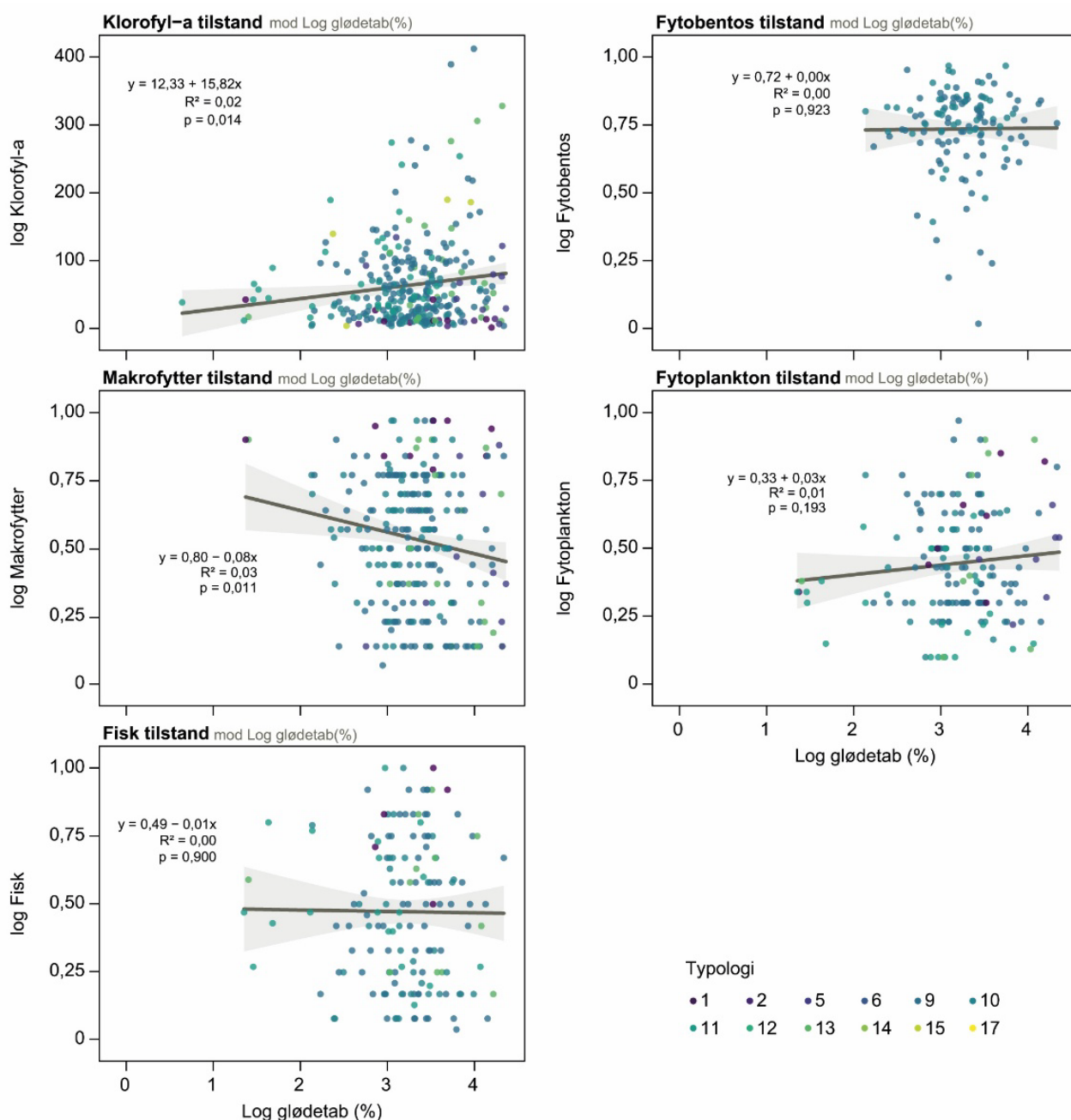
I flere søer er der udtaget sedimentprøver fra op til fire forskellige prøvestationer i søens dybere arealer (uafhængigt af bredzonen). Disse prøver viser en høj intern variation i sedimentets egenskaber inden for den enkelte sø. Dette kan forklares ved, at tilførslen af organisk materiale til sedimentet kan påvirkes af lokale forhold. Eksempelvis vil sedimentet tæt ved bredzoner med træbevoksning modtage materiale i form af blade og kviste, mens sedimentet i de dybere dele af søen hovedsageligt tilføres materiale fra nedsynkende fytoplankton. Samtidig vil sedimentlaget nær vandløbsstilløb modtage materiale fra disse, hvilket muligvis kan have en vis strømpåvirkning på sedimentationsraten.



Figur 4.5. Log-transformerede forhold mellem de biologiske kvalitetselementer og tørstofindholdet i danske søtyper, hvorfra der findes data. Grå område indikerer 95% konfidensinterval.

Glødetab og tørstofindhold forventes primært at reflektere eutrofieringsforhold, da disse påvirker mængden af sedimenterende biologisk materiale. Som vist i Figur 4.6 og 4.7 er der i alle tilfælde ingen eller kun en meget svag sammenhæng mellem de biologiske kvalitetselementer og glødetab/tørstofindhold. Som tidligere nævnt kan dette skyldes, at prøvemethoden ikke integrerer sedimentlagets tykkelse, hvilket i højere grad afspejler mængden af sedimenteret materiale.

På baggrund af det eksisterende datagrundlag kan det ikke anbefales, at anvende sedimentlagets karakter, udtrykt ved glødetab og tørstofindhold, til at vurdere den hydromorfologiske påvirkning af tilstanden af danske søer.



Figur 4.6. Log-transformerede forhold mellem de biologiske kvalitetselementer og glødetab i danske søtyper, hvorfra der findes data. Grå område indikerer 95% konfidensinterval.

4.2.6 Søbred

EU-anbefaling til vurdering

ECOSTAT anbefaler, at en vurdering af søbreddens struktur foretages via søens bredzone og ændringer af den brednære littoralzone.

Bredzonen kan være påvirket af menneskelige strukturer og aktivitet på forskellig vis. Eksempelvis kan byggeri, landbrug og bredsikring ændre den naturlige erosion og bidrage til mekanisk forstyrrelse og ændring af afstrømningen til søen. ECOSTAT anbefaler en vurdering af ændringer af søbredden som andel af bredzonen, der påvirkes af menneskelig aktivitet, og/eller fragmentering af bredzonen som funktion af menneskelig aktivitet. Bredzonen kan undersøges gennem eksisterende danske GIS-data, hvilket er gjort i afsnit 0).

Den brednære littoralzone er den lavvandede del af søen, der står i direkte forbindelse til bredden. Den påvirkes primært af byggerier, der overskrider grænsen mellem vand og land, eksempelvis badebroer, havneanlæg, høfder, sluser og gabioner (erosionsbeskyttelse). ECOSTAT anbefaler, at den brednære littoralzone analyseres ved hjælp af feltdata eller luftfotos. Der findes danske luftfotos for de søer, der indgår i de danske vandområdeplaner, men der er ikke foretaget kortlægning af menneskeskabte strukturer.

Det anbefales også at vurdere effekten af vandstandsændringer på den brednære littoralzone. Dog er vandstandsændringerne i de danske søer af så lille et omfang, at effekten heraf vil være lille, som også diskuteret i afsnit 3.2.4.

Analyser af danske data

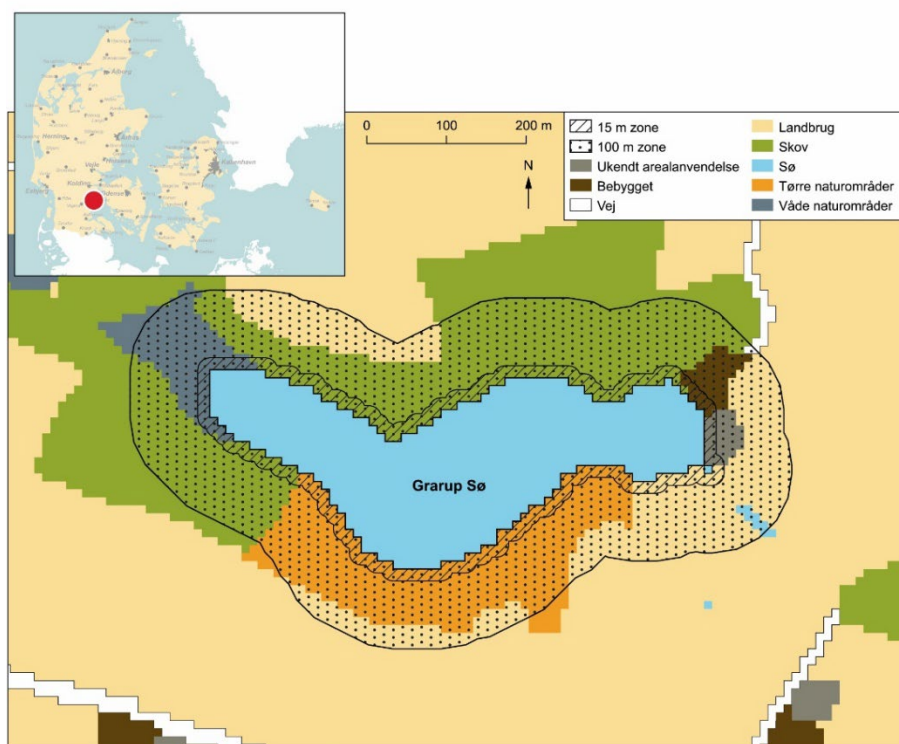
Der er ikke indsamlet yderligere data for søbreddens struktur siden den forrige rapport (Søndergaard m.fl., 2019b), hvor der ikke blev fundet nogen klar sammenhæng mellem bredmodifikation og biologiske kvalitetselementer. I denne rapport er det derfor valgt at anvende en ny metode baseret på GIS-analyser (GIS data fra 2018, Miljøgis).

Klassifikation af søbredden tager udgangspunkt i metoderne anvendt i Tyskland (UBA, 2024), hvor søbredden klassificeres i to zoner:

Bredzonen: Den tidvist våde del af bredden, der er præget af skiftende vandstande, og som udgør overgangen mellem søen og det omgivende område. Bredzonen er i disse undersøgelser en 15 meter bred stribe på landsiden, der grænser op til lavvandszonen.

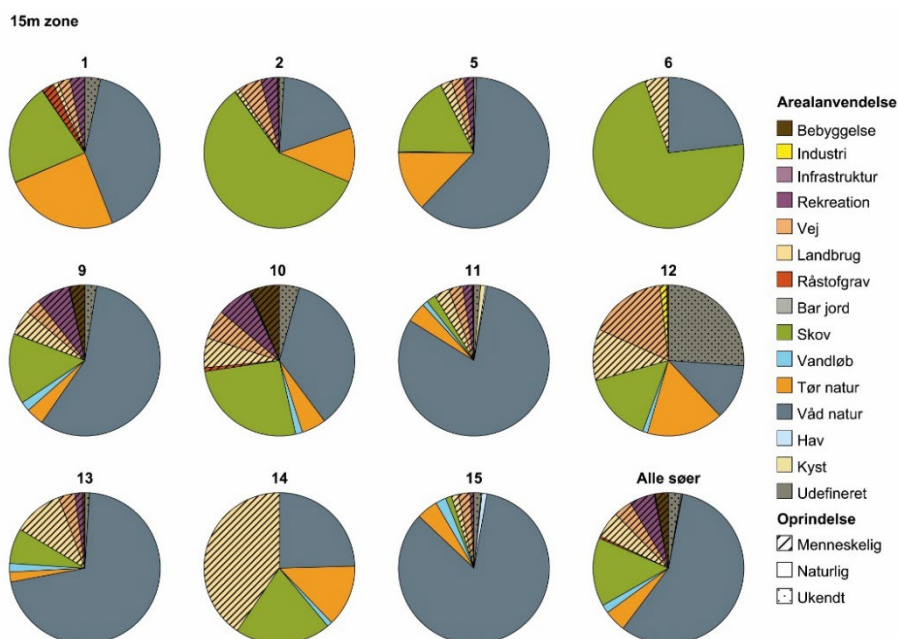
De omkringliggende arealer: Det terrestriske eller semi-terrestriske område omkring søen, som i denne undersøgelse er en 100 meter bred stribe på landsiden. Et eksempel er vist i Figur 4.7.

Figur 4.7. Grafisk illustration af 15 meter (streget område) og 100 meter (prikket område) zoner omkring Grarup sø ved Haderslev. På kortet ses forskellige arealtyper, og i hvilket omfang bredzonen består af disse. Kortet er ind delt i 10x10m felter.

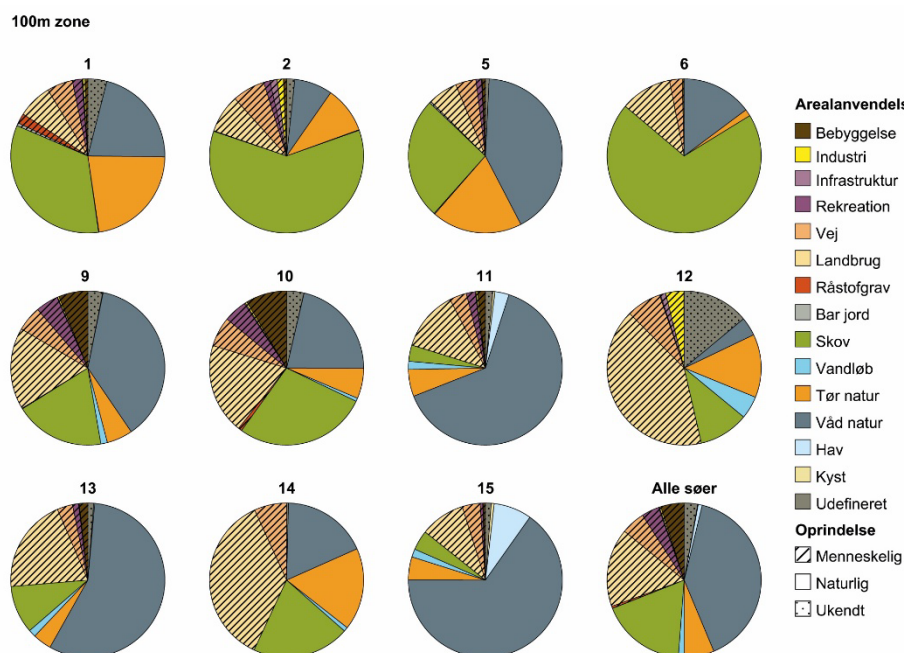


Disse to klassifikationer blev valgt, da det giver mulighed for brug af eksisterende 10x10 m arealanvendelseskort (Figur 6.8, Miljøstyrelsen, 2025) til at kvantificere områderne omkring samtlige søer omfattet af vandområdeplanerne (se Figur 4.8 og 4.9). Det ville være gavnligt også at inkludere lavvandszonen og den vanddækkede del af bredden, men på nuværende tidspunkt findes der ikke data til understøttelse af dette. Som det ses af Figur 6.9, er våd natur klart den mest almindelige arealtype 15 meter omkring danske søer. Desuden udgør arealtyper, der er fremkommet ved menneskelig påvirkning, kun en fjerdedel af arealtypene inden for denne 15 meter zone.

Figur 4.8. Procentvis gennemsnitlige bidrag af forskellige arealanvendelser for de danske søtyper inden for 15 meter bredzonen. Arealtyperne er inddelt efter, om deres oprindelse er menneskelig eller naturlig.



Figur 4.9. Procentvist gennemsnitlige bidrag af forskellige arealanvendelser for de danske søtyper inden for 100 meter zonen (omkringliggende arealer). Arealtyperne er inddelt efter, om deres oprindelse er menneskelig, naturlig eller ukendt.



Som Figur 4.9 viser, er våd natur stadig den mest dominerende naturtype i arealerne omkring søer i den større 100 meter zone. Der er dog en betydeligt større andel areal med menneskelig oprindelse, især landbrug.

Til de statistiske analyser blev arealtyperne inddelt i kategorierne udefineret, bebyggelse, industri, infrastruktur (jernbane og lufthavn), rekreation (park og sti), kyst, landbrug, råstofgrav, bar jord, skov, vandløb, tørre naturtyper, våde naturtyper, hav og vej (Tabel 4.6).

De valgte analysemetoder var lineære regressioner og kategoriske logistiske binomiale regressioner ved høj/god-grænsen (beskrevet under metoder til fysisk-kemiske støttelementer, afsnit 2.2). Binomiale regressioner blev valgt, da hydromorfologiske støttelementer kun anvendes til bestemmelse af, om 'høj' status kan opnås.

Tabel 4.6. Signifikante resultater for de lineære regressioner i 100 meter zonen.

Responsvariabel	Forklarende variabel	Estimat	Standardafvigelse	P	R2	F	N
Klorofyl-a	Bebyggelse	0,02	0,01	<0,001	0,01	8,0	753
Klorofyl-a	Intens landbrug	0,01	0,00	<0,001	0,01	8,8	753
Klorofyl-a	Våd natur	0,00	0,00	<0,001	0,01	8,0	753
Klorofyl-a	Skov	-0,01	0,00	<0,001	0,01	11,1	753
Klorofyl-a	Tør natur	-0,01	0,00	<0,001	0,02	13,5	753
Klorofyl-a	Råstofgrav	-0,04	0,01	<0,001	0,02	12,1	753
Klorofyl-a	Kyst	-0,13	0,06	0,05	0,01	3,9	753
Fisk	Park	-0,01	0,00	0,04	0,02	4,1	211
Fytobenthos	Bebyggelse	0,01	0,00	<0,001	0,05	9,4	170
Fytobenthos	Våd natur	0,00	0,00	0,03	0,03	4,9	170
Fytobenthos	Hav	-0,07	0,03	0,04	0,03	4,3	170
Fytobenthos	Kyst	-0,14	0,06	0,01	0,04	6,2	170
Makrofytter	Bar jord	0,02	0,01	0,04	0,01	4,3	525
Makrofytter	Tør natur	0,00	0,00	0,01	0,01	7,7	525
Makrofytter	Intens landbrug	0,00	0,00	<0,001	0,02	8,2	525
Makrofytter	Bebyggelse	0,00	0,00	0,02	0,01	5,6	525
Makrofytter	Landbrug	0,00	0,00	0,02	0,01	5,2	525

I analyserne antages det, at menneskelig aktivitet nær søbredden fungerer som indikator for den generelle modificeringsgrad nær søerne. Som det fremgår af Tabel 4.6 og 4.7, havde alle de anvendte statistiske metoder en særdeles lav forklaringsgrad (R^2 /pseudo R^2), og det kan derfor ikke anbefales, med de eksisterende data, at anvende søbreddens struktur til at klassificere de hydromorfologiske påvirkninger på tilstanden i danske søer generelt. Det er dog sandsynligt, at modificering af søbredden kan påvirke tilstanden negativt for individuelle søer, uden dette er afspejlet som en samlet tendens for alle danske søer.

Tabel 4.7. Signifikante resultater af binomiale logistiske regressioner for 100 meter zonen.

Kvalitetsselement	Areatype	Estimat	Standardafvigelse	Statistik	P	Konfidensinterval			Pseudo R^2
						lav	høj	N	
Makrofytter	Bar jord	1,41	0,14	2,39	0,02	1,10	2,01	757	0,02
Makrofytter	Tør natur	1,01	0,01	2,34	0,02	1,00	1,02	757	0,01
Makrofytter	Bebyggelse	0,97	0,02	-2,11	0,03	0,93	0,99	757	0,01
Fytobenthos	Rekreation	1,07	0,03	2,10	0,04	1,00	1,15	136	0,08
Makrofytter	Udefineret	1,02	0,01	2,02	0,04	1,00	1,05	757	0,01

Årsagen til den lave forklaringsgrad for søbreddens struktur er sandsynligvis, at andre faktorer såsom næringsstoffer og sigtddybe spiller en langt større rolle i forhold til tilstanden af de biologiske kvalitetselementer.

Der er meget få data omkring effekten af menneskelig aktivitet i bredzonen på tilstanden af danske søer. Metoderne anvendt i denne rapport er baseret udelukkende på tilgængelige GIS data, og er derfor også begrænsede. Der er eksempelvis ikke direkte evidens for modificering af bredzonen, dette er blot antaget ud fra arealanvendelse. Derfor er det heller ikke muligt på det eksisterende datagrundlag at udvikle indekser eller grænseværdier for effekten af menneskelig påvirkning af bredzonen på de biologiske kvalitetselementer.

4.3 Konklusioner, forslag og anbefalinger for hydromorfologiske støtteelementer

Efter gennemgangen af hydromorfologiske støtteelementer er det tydeligt, at der på nuværende tidspunkt ikke er et godt dansk datagrundlag til udvikling af brugbare indekser for hverken hydrologi eller morfologi.

Den primære årsag hertil er, at der ikke findes data for, hvordan de hydromorfologiske støtteelementer påvirkes af menneskelig aktivitet.

På nuværende tidspunkt er en eventuel implementering af de hydromorfologiske støtteelementer baseret på eksisterende overvågningsdata. Selvom disse data er af høj kvalitet, er de ikke indsamlet med det formål at vurdere hydromorfologiske støtteelementer. Derfor giver analyserne i denne rapport forsimplede løsninger uden potentiale til at vurdere, hvordan menneskelige ændringer af hydromorfologi påvirke søernes tilstand.

I denne rapport er der gjort forsøg på at anvende nye metoder, der inddrager menneskelige påvirkninger gennem analyser af bredzonen ved hjælp af GIS-data (afsnit 5.2.6). Disse analyser viste ikke signifikante sammenhænge med biologiske kvalitetselementer, men GIS-data indgår imidlertid som et element i det britisk udviklede Lake Habitat Survey (LHS) (Rowan m.fl., 2006), og det er sandsynligt at der vil være en sammenhæng hvis arealanvendelse i bredzonen analyseres i kombination med andre data som også observeret i Ladwig m.fl., (2025).

Det britiske LHS samt det afledte Lake Habitat Survey Poland (LHS_PL) er centrale eksempler på veludviklede indekser for hydromorfologiske støttelementer udviklet af EU-lande (Kutyla m.fl., 2021, se afsnit 3.3 for mere). Det oprindelige LHS (2006) er udviklet til at opfylde kravene i EU's vandrammedirektiv, mens LHS_PL (2015) er en tilpasning af metoden til polske forhold. Af de seks hydromorfologiske støttelementer er det kun grundvand, som ikke indgår i LHS-metoderne. Det er med det eksisterende metoder svært at kvantificere grundvandsforbindelsen til søer og som følge deraf også den menneskelige påvirkning af denne. Det bør vurderes, om et dansk 'LHS_DK'-indeks skal inkludere grundvand som delelement – baseret på metoderne præsenteret i den seneste GEUS-rapport (GEUS, 2025) – eller om det kan antages, at der ikke er nogen markant effekt.

Den væsentligste forskel mellem det britiske LHS og det polske LHS_PL vedrører fordelingen af point og udvælgelsen af målestationer. I det polske system anvendes altid 10 målestationer pr. sø, og der indsamles data for et større antal parametre. I det britiske system benyttes der enten fire eller 10 målestationer, afhængigt af den ønskede præcision, hvor fire stationer som udgangspunkt vurderes tilstrækkeligt til at repræsentere den menneskelige påvirkning.

Begge LHS-indeks er udviklet med henblik på at kvantificere påvirkning fra menneskelig aktivitet, og langt størstedelen af indeksen delkomponenter udgør derfor estimater for antropogene påvirkninger. Det oprindelige engelske LHS-indeks er relativt gammelt, og der foreligger kun få studier, som undersøger sammenhængen mellem LHS og biologiske kvalitetselementer. En undtagelse er en undersøgelse af relationen til det engelske makroinvertebratindeks, hvor der ikke blev fundet god sammenhæng med LHS (McGoff m.fl., 2013). I samme studie anbefaler forfatterne en revision af scoringssystemet. Det polske LHS_PL repræsenterer en sådan opdatering og er blevet testet mod flere polske, interkalibrerede biologiske kvalitetselementer, hvor der blev påvist god statistisk sammenhæng for flere af disse (Kutyla m.fl., 2021). Der er ingen garanti for at det polske indeks kan implementeres direkte på danske søer med samme succes. LHS indeksets metoder er dog velfunderede og Polske søer minder i høj grad om danske hvorfor de også er inkluderet i nabotjekket. Der er derfor rimelig grund til at forvente en tilsvarende respons på danske søer.

I forhold til den nuværende implementeringsstatus for hydromorfologiske støttelementer i Danmark vurderes det fordelagtigt at tilpasse LHS-metoden til danske søtyper og drage nytte af de erfaringer, der allerede er opnået i Polen. Vurderingen af de hydromorfologiske parametre i både LHS og LHS_PL minder i praksis om principperne bag Det Fysiske Indeks for Vandløb, der anvendes i Danmark. Derfor foreslås det, at LHS-metoderne testes på danske forhold med udgangspunkt i at udvikle en ny teknisk anvisning for et hydromorfologisk indeks for søer, baseret på metoderne anvendt i LHS og LHS_PL. Begge metoder kan eventuelt afprøves, og metoden med den bedste respons på de biologiske kvalitetselementer kan vælges, eller indekset kan tilpasses danske data.

Et dansk indeks baseret på LHS (LHS_DK) vil kunne bygge videre på et allerede velafprøvet europæisk koncept. Dette vil reducere behovet for nyudvikling og samtidig sikre metodisk sammenlignelighed med andre EU-lande i forhold til vandrammedirektivet. Det anbefales, at indekset udvikles og efterfølgende afprøves på danske søer, med udgangspunkt i det polske eksempel,

hvor metoden blev testet på 30 søer. Dette vil kræve indsamling af de relevante data beskrevet for LHS_PL i afsnit 1.2.

Som alternativ til test af LHS-metoden, kan der anvendes ekspertvurderinger, som i mange lande anvendes enten helt eller delvist til bestemmelse af hydromorfologisk tilstand. Ekspertvurdering tager udgangspunkt i pre-definerede kategorier for menneskelig påvirkning af hydromorfologisk tilstand. Ekspertvurderinger anvendes i mange lande, fordi de er letanvendelige, men problemer kan opstå, da de baserer sig mere på subjektivitet end objektivitet. Ekspertvurderinger anvendes derfor ofte som et sekundært alternativ til stærkere analysemetoder, hvis der mangles data. I en artikel af Rowan m.fl. (2012), blev et hydromorfologisk indeks testet mod ekspertvurderinger, og det blev fundet, at ekspertvurdering havde høj unøjagtighed i forhold til indekset. På baggrund af dette, var deres anbefaling, og ligeledes anbefalingen i nærværende rapport, at prioritere evidensbaserede metoder.

Samlet set konkluderes det, at det nuværende datagrundlag for hydromorfologiske støtteelementer ikke er tilstrækkeligt til at fastsætte grænseværdier for menneskelig påvirkning og dermed understøtte en tilstandsvurdering af søernes økologiske tilstand. Hvis man i højere grad ønsker at anvende de hydromorfologiske kvalitetselementer, anbefales det at målrette et undersøgelsesprogram mod de relevante parametre og ud fra disse udvikle et samlet indeks for hydromorfologi.

5 Referencer

- Alam, M. G. M., Jahan, N., Thalib, L., Wei, B., & Maekawa, T. (2001). Effects of environmental factors on the seasonally change of phytoplankton populations in a closed freshwater pond. *Environment International*, 27(5), 363–371. [https://doi.org/10.1016/S0160-4120\(01\)00087-3](https://doi.org/10.1016/S0160-4120(01)00087-3)
- Argillier, C., Carriere, A., Poikane, S., & van de Bund, W., Lake Hydromorphological Assessment and Monitoring Methodologies – European survey, EUR 31029 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2022. ISBN 978-92-76-49642-7, doi:10.2760/274896, JRC127847.
- Arts, G. H. P. (2002). Deterioration of Atlantic soft water macrophyte communities by acidification, eutrophication and alkalisation. *Aquatic Botany*, 73(4), 373–393. [https://doi.org/10.1016/S0304-3770\(02\)00031-1](https://doi.org/10.1016/S0304-3770(02)00031-1)
- Bakker, E. S., & Hilt, S. (2016). Impact of water-level fluctuations on cyanobacterial blooms: options for management. *Aquatic Ecology*, 50(3), 485–498. <https://doi.org/10.1007/s10452-015-9556-x>
- Bartels, P., Hirsch, P. E., Svanbäck, R., & Eklöv, P. (2012). Water transparency drives intra-population divergence in Eurasian perch (*Perca fluviatilis*). *PLoS ONE*, 7(8). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0043641>
- Bennion, H., Sayer, C. D., Tibby, J., & Carrick, H. J. (2010). Diatoms as indicators of environmental change in shallow lakes. *The Diatoms: Applications for the Environmental and Earth Sciences*, Second Edition, (November 2015), 152–173. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511763175.009>
- Blindow, I., & Schütte, M. (2007). Elongation and mat formation of *Chara aspera* under different light and salinity conditions. *Hydrobiologia*, 584(1), 697–706. <https://doi.org/10.1007/s10750-007-0578-9>
- Blottière, L., Jaffar-Bandjee, M., Jacquet, S., Millot, A., & Hulot, F. D. (2017). Effects of mixing on the pelagic food web in shallow lakes. *Freshwater Biology*, 62(1), 161–177. <https://doi.org/10.1111/fwb.12859>
- Bornette, G., & Puijalon, S. (2011). Response of aquatic plants to abiotic factors: A review. *Aquatic Sciences*, 73(1), 1–14. <https://doi.org/10.1007/s00027-010-0162-7>
- Brauns, M., Garcia, X., Walz, N., Pusch, M. T., Brauns, M., Garciat, X., ... Pusch, M. T. (2018). Effects of human shoreline development on littoral macroinvertebrates in lowland lakes. Published by : British Ecological Society. Linked references are available on JSTOR for this article: Effects of human shoreline development on littoral macroinvertebra, 44(6), 1138–1144. <https://doi.org/10.1111/lillj.1365-2664.2007.01376.x>
- Brodersen, K. P., Dall, P. C., & Lindegaard, C. (1998). The fauna in the upper stony littoral of Danish lakes: Macroinvertebrates as trophic indicators. *Freshwater Biology*, 2427.1998.00298.x 39(3), 577–592. <https://doi.org/10.1046/j.1365>

Brucet, S., Boix, D., Nathansen, L. W., Quintana, X. D., Jensen, E., Balayla, D., Meerhoff, M., & Jeppesen, E. (2012). Effects of temperature, salinity and fish in structuring the macroinvertebrate community in shallow lakes: Implications for effects of climate change. *PLoS ONE*, 7(2).
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0030877>

Cooney, P. B., & Allen, M. S. (2006). Effects of introduced groundwater on water chemistry and fish assemblages in central Florida lakes. *Hydrobiologia*, 556(1), 279–294. <https://doi.org/10.1007/s10750-005-0936-4>

Craig, J. F. (2008). A short review of pike ecology. *Hydrobiologia*, 601(1), 5–16. <https://doi.org/10.1007/s10750-007-9262-3>

Denys, L. (2007). Water-chemistry transfer functions for epiphytic diatoms in standing freshwaters and a comparison with models based on littoral sediment assemblages (Flanders, Belgium). *Journal of Paleolimnology*, 38(1), 97–116. <https://doi.org/10.1007/s10933-006-9064-z>

Dixit, S. S., & Smol, J. P. (1994). Diatoms as indicators in the Environmental Monitoring and Assessment Program-Surface Waters (EMAP-SW). *Environmental Monitoring and Assessment*, 31(3), 275–307. <https://doi.org/10.1007/BF00577258>

Dong, B., Qin, B., Li, W., & Gao, G. (2017). Growth and community composition of submerged macrophytes in Lake Taihu (China): Assessment of Changes in Response to Sediment Characteristics. *Wetlands*, 37(2), 233–243. <https://doi.org/10.1007/s13157-016-0861-5>

DTU AQUA. (2019). Fiskepleje.dk. Hentet 8. februar 2019, fra <https://www.fiskepleje.dk/fiskebiologi>

Elliott, J. A., Jones, I. D., & Thackeray, S. J. (2006). Testing the sensitivity of phytoplankton communities to changes in water temperature and nutrient load, in a temperate lake. *Hydrobiologia*, 559(1), 401–411. <https://doi.org/10.1007/s10750-005-1233-y>

Europa-Parlamentet og Rådet (2000). Direktiv 2000/60/EF af 23. oktober 2000 om fastlæggelse af en ramme for Fællesskabets vandpolitiske foranstaltninger. *Den Europæiske Unions Tidende*, L 327, 22.12.2000, s. 1–73. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DA/TXT/?uri=CELEX:32000L0060>

European Commission: Joint Research Centre (2025). A guide for assessing the hydromorphological quality of natural and artificial lakes. Publications Office of the European Union. <https://data.europa.eu/doi/10.2760/2602647>

Evtimova, V. V., & Donohue, I. (2016). Water-level fluctuations regulate the structure and functioning of natural lakes. *Freshwater Biology*, 61(2), 251–264. <https://doi.org/10.1111/fwb.12699>

Feuchtmayr, H., McKee, D., Harvey, I. F., Atkinson, D., & Moss, B. (2007). Response of macroinvertebrates to warming, nutrient addition and predation in large-scale mesocosm tanks. *Hydrobiologia*, 584(1), 425–432. <https://doi.org/10.1007/s10750-007-0588-7>

Fidlerová, D., & Hlúbiková, D. (2016). Relationships between benthic diatom assemblages' structure and selected environmental parameters in Slovak water reservoirs (Slovakia, Europe). *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, (417), 27. <https://doi.org/10.1051/kmae/2016014>

Findlay, D. L. (2003). Response of phytoplankton communities to acidification and recovery in Killarney Park and the Experimental Lakes Area, Ontario. *Ambio*, 32(3), 190–195. <https://doi.org/10.1579/0044-7447-32.3.190>

Flöder, S., & Burns, C. W. (2004). Phytoplankton diversity of shallow tidal lakes: Influence of periodic salinity changes on diversity and species number of a natural assemblage. *Journal of Phycology*, 40(1), 54–61. <https://doi.org/10.1046/j.1529-8817.2004.03050.x>

Frandsen, M., Nilsson, B., Engesgaard, P., & Pedersen, O. (2012). Groundwater seepage stimulates the growth of aquatic macrophytes. *Freshwater Biology*, 57(5), 907–921. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2012.02747.x>

Fritz, S. C., Juggins, S., & Battarbee, R. W. (1993). Diatom Assemblages and Ionic Characterization of Lakes of the Northern Great Plains, North America: A Tool for Reconstructing Past Salinity and Climate Fluctuations. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 50(9), 1844–1856. <https://doi.org/10.1139/f93-207>

Geelen, J. F. M., & Leuven, R. S. E. W. (1986). Impact of acidification on phytoplankton and zooplankton communities. *Experientia*, 42, 486–494. <https://doi.org/10.1360/zd-2013-43-6-1064>

Genovese, A., Hudon, C., Martel, A. L., & Cattaneo, A. (2016). Molluscan assemblages under multiple stressors in a large fluvial lake. *Fundamental and Applied Limnology / Archiv für Hydrobiologie*, 188(4), 289–307. <https://doi.org/10.1127/fal/2016/0916>

Hagerthey, S. E., & Kerfoot, W. C. (1998). Groundwater flow influences the biomass and nutrient ratios of epibenthic algae in a north temperate seepage lake. *Limnology and Oceanography*, 43(6), 1227–1242. <https://doi.org/10.4319/lo.1998.43.6.1227>

Hall, R. I., & Smol, J. P. (2010). Diatoms as indicators of lake eutrophication. I J. P. Smol & E. F. Stoermer (Red.), *The Diatoms: Applications for the Environmental and Earth Sciences*, Second Edition (s. 122–151). Cambridge University Press.

Haller, W. T., Sutton, D. L., & Barlowe, W. C. (1974). Effects of Salinity on Growth of Several Aquatic Macrophytes. *Ecology*, 55(4), 891–894. <https://doi.org/10.2307/1934427>

Havas, M., & Rosseland, B. O. (1995). Response of zooplankton, benthos, and fish to acidification: An overview I. *Water, Air and Soil Pollution*, (85), 51–62.

Havs och Vattenmyndigheten, Havs- och vattenmyndighetens författningssamling, Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten, 2019 (HVMFS).

Hintz, W. D., Arnott, S. E., Symons, C. C., Greco, D. A., McClymont, A., Brentrup, J. A., Cañedo-Argüelles, M., Derry, A. M., Downing, A. L., Gray, D. K., Melles, S. J., Relyea, R. A., Rusak, J. A., Searle, C. L., Astorg, L., Baker, H. K., Beisner, B. E., Cottingham, K. L., Ersoy, Z., Espinosa, C., Franceschini, J., Giorgio, A. T., Göbeler, N., Hassal, E., Hébert, M.-P., Huynh, M., Hylander, S., Jonassen, K. L., Kirkwood, A. E., Langenheder, S., Langvall, O., Laudon, H., Lind, L., Lundgren, M., Proia, L., Schuler, M. S., Shurin, J. B., Steiner, C. F., Striebel, M., Thibodeau, S., Urrutia-Cordero, P., Vendrell-Puigmitja, L., & Weyhenmeyer, G. A. (2022). Current water quality guidelines across North America and Europe do not protect lakes from salinization. *Ecology*, 119(9). <https://doi.org/10.1073/pnas.2115033119>

Jeppesen, E., Brucet, S., Naselli-Flores, L., Papastergiadou, E., Stefanidis, K., Nöges, T., Nöges, P., Attayde, J. L., Zohary, T., Coppens, J., Bucak, T., Menezes, R. F., Freitas, F. R. S., Kernan, M., Søndergaard, M., & Beklioglu, M. (2015). Ecological impacts of global warming and water abstraction on lakes and reservoirs due to changes in water level and related changes in salinity. *Hydrobiologia*, 750(1), 201–227. <https://doi.org/10.1007/s10750-014-2169-x>

Jeppesen, E., Søndergaard, M., Amsinck, S., Jensen, J.P., Lauridsen, T.L., Pedersen, L.K., Landkildehus, F., Nielsen, K., Ryves, D., Bennike, O., Krog, G., Schriver, P. & Christensen, I. (2002). Søerne i De Østlige Vejler. Danmarks Miljøundersøgelser. 92 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 394. http://www2.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fagrapporter/rapporter/FR394.pdf

Jeppesen, E., Søndergaard, M., Jensen, J. P., Havens, K. E., Anneville, O., Carvalho, L., Coveney, M. F., Deneke, R., Dokulil, M. T., Foy, B., Gerdeaux, D., Hampton, S. E., Hilt, S., Kangur, K., Köhler, J., Lammens, E. H. H. R., Lauridsen, T. L., Manca, M., Miracle, M. R., Moss, B., Nöges, P., Persson, G., Phillips, G., Portielje, R., Romo, S., Schelske, C. L., Straile, D., Tatrai, I., Wilén, E., & Winder, M. (2005). Lake responses to reduced nutrient loading - An analysis of contemporary long-term data from 35 case studies. *Freshwater Biology*, 50(10), 1747–1771. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2005.01415.x>

Jeppesen, E., Søndergaard, M., Kanstrup, E., Petersen, B., Henriksen, R. B., Hammershøj, M., Mortensen, E., Jensen, J. P., & Have, A. (1994). Does the impact of nutrients on the biological structure and function of brackish and freshwater lakes differ? *Hydrobiologia*, 275/276, 15–30.

Jeppesen, E., Søndergaard, M., Pedersen, A. R., Jürgens, K., Strzelczak, A., Lauridsen, T. L., & Johansson, L. S. (2007). Salinity induced regime shift in shallow brackish lagoons. *Ecosystems*, 10(1), 48–58. <https://doi.org/10.1007/s10021-006-9007-6>

Johansson, L.S., Søndergaard, M., Larsen, S.E. & Bjerring, R. (2019). Udvikling af biologisk indeks for fytobentos i danske søer. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 98 s. - Videnskabelig rapport nr. 324. <https://dce.au.dk/pub/SR324.pdf>

Jones, I. D., & Elliott, J. A. (2007). Modelling the effects of changing retention time on abundance and composition of phytoplankton species in a small

lake. *Freshwater Biology*, 2427.2007.01746.x 52(6), 988–997.

<https://doi.org/10.1111/j.1365>

Kelly, M., Teixeira, H., Lyche Solheim, A., Free, G., Phillips, G., Salas Her-rero, M.F., Kolada, A., Varbiro, G., & Poikane, S. (2024). Physico-chemical criteria to support Good Ecological Status in Europe, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2024. <https://doi.org/10.2760/355815>, JRC136407

Köhler, J., Hilt, S., Adrian, R., Nicklisch, A., Kozerski, H. P., & Walz, N. (2005). Long-term response of a shallow, moderately flushed lake to reduced external phosphorus and nitrogen loading. *Freshwater Biology*, 50(10), 1639–1650. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2005.01430.x>

Kolada, A., Pasztaleniec, A., Bielczyńska, A., Ochocka, A., Kutyla, S., & Izy-dorczyk, K. (2019). Ocena stanu rzek, jezior, wód przejściowych i przybrzeżnych w latach 2016-2018 [Assessment of the status of rivers, lakes, transitional and coastal waters in 2016-2018]. *Environmental Monitoring Lib-rary*. <https://doi.org/10.1016/j.ifacol.2015.06.031>

Konvention om grænseoverskridende luftforurening over store afstande. (1981). EF-Tidende, L 171, 13–24. <http://data.europa.eu/eli/conven-tion/1981/462/oj>

Kutyla, S., Soszka, H., & Kolada, A. K. (2021). Hydromorphological assess-ment of Polish lakes: Elaborating the Lake Habitat Survey for Polish Lakes (LHS_PL) method and determining ecologically based boundary values for lake classification. *Ecohydrology*, e2320. <https://doi.org/10.1002/eco.2320>

Ladwig, R., Bucak, T., Johansson, L. S., Berthelsen, A., & Søndergaard, M. (2025). Nitrogen as a limiting nutrient in Danish lakes. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. Under udgivelse.

Leira, M., & Cantonati, M. (2008). Effects of water-level fluctuations on lakes: An annotated bibliography. *Hydrobiologia*, 613(1), 171–184. <https://doi.org/10.1007/s10750-008-9465-2>

Lien, L., Raddum, G. G., Fjellheim, A., & Henriksen, A. (1996). A critical limit for acid neutralizing capacity in Norwegian surface waters, based on new analyses of fish and invertebrate responses. *Science of the Total En-vironment*, 177(1–3), 173–193. <https://doi.org/10.1016/j.ifacol.2015.06.031>

Levi, E.E., Berthelsen, A.S., Johansson, L.S., Søndergaard, M., Pacheco, J.P. 2025. The effect of hydraulic residence time on chlorophyll a response to to-tal phosphorus in Danish lakes Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 32 pp.

Mathes, J., Plambeck, G., & Schaumburg J. (2002). Das Typisierungssystem für stehende Gewässer in Deutschland mit Wasserflächen ab 0,5 km² zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. Aktuelle Reihe, 15-23.

McCullough, I. A., Sun, X., Hanly, P. J., & Soranno, P. A. (2024). Knowing your limits: Patterns and drivers of nutrient limitation and nutrient-chloro-phyll relationships in US lakes. *Limnology and Oceanography Letters*, 9(6), 725–734. <https://doi.org/10.1002/lol2.10420>

- McGoff, E., Solimini, A. G., Pusch, M. T., Jurca, T., & Sandin, L. (2013). Does lake habitat alteration and land-use pressure homogenize European littoral macroinvertebrate communities? *Journal of Applied Ecology*, 50(4), 1010–1018. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12106>
- Mehner, T., Diekmann, M., Brämick, U., & Lemcke, R. (2005). Composition of fish communities in German lakes as related to lake morphology, trophic state, shore structure and human-use intensity. *Freshwater Biology*, 50(1), 7085. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2004.01294.x>
- Middelboe, A. L., & Markager, S. (1997). Depth limits and minimum light requirements of freshwater macrophytes. *Freshwater Biology*, 37(3), 553–568. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1997.00183.x>
- Miljøstyrelsen. (2025). MiljøGIS: Hent data udstillet på MiljøGIS. <https://mst.dk/erhverv/tilskud-miljoeviden-og-data/data-og-databaser/miljoegis-data-om-natur-og-miljoe-paa-webkort/hent-data-udstillet-paa-miljoegis>
- Miranda, L. E. (2011). Depth as an organizer of fish assemblages in flood-plain lakes. *Aquatic Sciences*, 73(2), 211–221. <https://doi.org/10.1007/s00027-0100170-7>
- Møller, A. B., Børgesen, C. D., Bach, E. O., Iversen, B. V., & Moeslund, B. (2018). DCA rapport 135: Kortlægning af dræned arealer i Danmark. DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug. <https://www.dca.au.dk>
- Nielsen, D. L., Brock, M. A., Rees, G. N., & Baldwin, D. S. (2003). Effects of increasing salinity on freshwater ecosystems in Australia. *Australian Journal of Botany*, 51(6), 655–665. <https://doi.org/10.1071/BT02115>
- Nilsson, B., Søndergaard, M., Johansson, L. S., Olesen, A., Kazmierczak, J., Thorling, L., & Trolborg L. (2019). Vurdering af grundvandets kemiske og kvantitative påvirkning af søer. Rapport til Miljøstyrelsen fra GEUS og AU.
- O'Toole, C., Donohue, I., Moe, S. J., & Irvine, K. (2008). Nutrient optima and tolerances of benthic invertebrates, the effects of taxonomic resolution and testing of selected metrics in lakes using an extensive European database. *Aquatic Ecology*, 42, 277–291.
- Oberflächengewässerverordnung (2016). Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung - OGewV). Bundesministeriums der Justiz und für Verbraucherschutz. <https://www.gewaesserbewertung.de/media/ogewv2016.pdf>
- Olsen, S. K. M., Søndergaard, M., Jeppesen, E., Zhao, S., & Li, W. (2016). Spiller kvælstof en rolle for tilstanden i søerne? *Vand & Jord*, (2).
- Pedersen, O., Baadstrup-Spohr, L., Madsen-Østerbye, M., Kristensen, E., Kragh, T., Andersen, M. R., Andersen, F. Ø., & Sand-Jensen, K. (2016). Lobeliesøer - trusler og restaurering. *Vand og Jord*, 2, 63–66.
- Périllon, C., & Hilt, S. (2016). Groundwater influence differentially affects periphyton and macrophyte production in lakes. *Hydrobiologia*, 778(1), 91–103. <https://doi.org/10.1007/s10750-015-2485-9>

Phillips G., Kelly M., Teixeira H., Salas F., Free G., Leujak W., Pitt J. A., Lyche Solheim A., Varbiro G., Poikane S. (2018). Best practice for establishing nutrient concentrations to support good ecological status, EUR 29329 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2018, ISBN 978-92-79-92906-9, doi:10.2760/84425, JRC112667.

Phillips, G., Teixeira, H., Kelly, M., Lyche Solheim, A., Free, G., Salas Herrero, M.F., Kolada, A., Varbiro, G., Poikane, S.: Establishing supporting element standards. A revised approach and applications, European Commission: Joint Research Centre, Publications Office of the European Union, 2024, <https://data.europa.eu/doi/10.2760/55461>

Phillips, G., Teixeira, H., Kelly, M.G., Salas Herrero, F., Várbiro, G., Lyche Solheim, A., Kolada, A., Free, G., & Poikane, S. (2024). Setting nutrient boundaries to protect aquatic communities: The importance of comparing observed and predicted classifications using measures derived from a confusion matrix, *Science of the Total Environment*, 912, Article 168872. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.168872>

Radomski, P., & Goeman, T. J. (2001). Consequences of human lakeshore development on emergent and floating-leaf vegetation abundance. *North American Journal of Fisheries Management*, 21(1), 46–61. [https://doi.org/10.1577/1548-8675\(2001\)021<0046:COHLDO>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8675(2001)021<0046:COHLDO>2.0.CO;2)

Riedmüller U., Mischke U. Pottgeisser, T. Böhmer, J. Deneke, R. Ritterbusch D., Stelzer D. & Hoehn, E. (2022): Steckbriefe der deutschen Seetypen. Begleittext und Steckbriefe.

Riis, T., & Sand-Jensen, K. (1998). Development of vegetation and environmental conditions in an oligotrophic Danish lake over 40 years. *Freshwater Biology*, 40(1), 123–134. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1998.00338.x>

Ringkøbing amt (2005). NOVANA-rapportering, Indikatorrapport. Miljøtilstand i Ringkøbing Fjord og Nisum Fjord 2004. <https://mst.dk/media/123157/indikatorrapport-2004-rf-og-nf.pdf>

Rooney, N., & Kalff, J. (2000). Inter-annual variation in submerged macrophyte community biomass and distribution: The influence of temperature and lake morphometry. *Aquatic Botany*, 68(4), 321–335. [https://doi.org/10.1016/S0304-3770\(00\)00126-1](https://doi.org/10.1016/S0304-3770(00)00126-1)

Roubeix, V., Daufresne, M., Argillier, C., Dublon, J., Maire, A., Nicolas, D., Raymond, J.-C., & Danis, P.-A. (2017). Physico-chemical thresholds in the distribution of fish species among French lakes. *Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems*, (418), 41. <https://doi.org/10.1051/kmae/2017032>

Rowan, J. S., Carwardine, J., Duck, R. W., Bragg, O. M., Black, A. R., Cutler, M. E. J., Soutar, I., & Boon, P. J. (2006). Development of a technique for Lake Habitat Survey (LHS) with applications for the European Union Water Framework Directive. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 16(6), 637–651. <https://doi.org/10.1002/aqc.786>

Rowan, J. S., Greig, S. J., Armstrong, C. T., Smith, D. C., & Tierney, D. (2012). Development of a classification and decision-support tool for assessing lake

hydromorphology. *Environmental Modelling & Software*, 36, 86–98.

<https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2011.09.006>

Rychla, A., Benndorf, J., & Buczyński, P. (2011). Impact of pH and conductivity on species richness and community structure of dragonflies (Odonata) in small mining lakes. *Fundamental and Applied Limnology / Archiv für Hydrobiologie*, 179(1), 41–50. <https://doi.org/10.1127/1863-9135/2011/0179-0041>

Sanders, T. G. J., Biddanda, B. A., Stricker, C. A., & Nold, S. C. (2011). Benthic macroinvertebrate and fish communities in Lake Huron are linked to submerged groundwater vents. *Aquatic Biology*, 12(1), 1–12.

<https://doi.org/10.3354/ab00318>

Sand-Jensen, K., & Møller, C. L. (2014). Reduced root anchorage of freshwater of freshwater plants in sandy sediments enriched with fine organic matter. *Freshwater Biology*, 59, 427–437.

Sand-Jensen, K., & Lindegaard, C. (2004). *Ferskvandsøkologi*. Gyldendal.

Schartau, A. K., Moe, S. J., Sandin, L., McFarland, B., & Raddum, G. G. (2008). Macroinvertebrate indicators of lake acidification: Analysis of monitoring data from UK, Norway and Sweden. *Aquatic Ecology*, 42(2), 293–305. <https://doi.org/10.1007/s10452-008-9186-7>

Scheuerell, M. D., & Schindler, D. E. (2004). Changes in the spatial distribution of fishes in lakes along a residential development gradient. *Ecosystems*, 7(1), 98–106. <https://doi.org/10.1007/s10021-003-0214-0>

Schindler, D. E., Geib, S. I., & Williams, M. R. (2000). Patterns of fish growth along a residential development gradient in north temperate lakes. *Ecosystems*, 3(3), 229–237. <https://doi.org/10.1007/s100210000022>

Schönfelder, I., Gelbrecht, J., & Steinberg, C. E. W. (2002). Relationships between littoral diatoms and their chemical environment in northeastern German lakes and rivers. *Ecology*, 82, 66–82.

Scottish Environment Protection Agency (SEPA) (2009). *Hydromorphological Literature Reviews for Lakes*. 46 Scottish Environment Protection Agency (SEPA). (2014). *Environmental Protection - The Scotland River Basin District (Standards) Directions 2014*, 75. Hentet fra <http://www.scotland.gov.uk/Publications/2014/08/6532/downloads>

Søndergaard M., Jeppesen E., & Johansson L. S. (2020). Anvendelsen af biologiske kvalitetselementer i ikke-interkalibrerede søtyper. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 144 s. - Videnskabelig rapport nr. 365 <http://dce2.au.dk/pub/SR365.pdf>

Søndergaard, M., Johansson, L. S., & Levi, E. (2018). Danske søtyper. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 162 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 282 <http://dce2.au.dk/pub/SR282.pdf>.

Søndergaard, M., Johansson, L. S., Levi, E., Olesen, A., & Davidson, T. (2019a). Anvendelsen af fysisk-kemiske støttelementer til understøttelse af

økologisk tilstandsvurdering i søer. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 74s. - Videnskabelig rapport nr. 330.
<http://dce2.au.dk/pub/SR330.pdf>

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

Søndergaard, M., Lauridsen, T. L., Johansson, L. S., & Jeppesen, E. (2017). Tilstanden i danske råstofsøer. *Vand & Jord*, 24, 116–113.

Søndergaard, M., Lauridsen, T. L., Johansson, L. S., et al. (2017). Nitrogen or phosphorus limitation in lakes and its impact on phytoplankton biomass and submerged macrophyte cover. *Hydrobiologia*, 795(1), 35–48.
<https://doi.org/10.1007/s10750-017-3110-x>

Søndergaard, M., Lauridsen, T. L., Kristensen, E. A., Baattrup-Pedersen, A., Wiberg-Larsen, P., Bjerring, R. & Friberg, N. (2013). Biologiske indikatorer i danske søer og vandløb. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi.

Umweltbundesamt (UBA) (2018). Unterstützende Qualitätskomponenten. Hentet 18. december 2024, fra https://www.gewaesser-bewertung.de/index.php?article_id=33&clang=0

Van den Brink, F. W. B., & van der Velde, G. (1993). Growth and morphology of four freshwater macrophytes under the impact of the raised salinity level of the Lower Rhine. *Aquatic Botany*, 45(4), 285–297.
[https://doi.org/10.1016/0304-3770\(93\)90029-V](https://doi.org/10.1016/0304-3770(93)90029-V)

Van Geest, G. J., Wolters, H., Roozen, F. C. J. M., Coops, H., Roijackers, R. M. M., Buijse, A. D., & Scheffer, M. (2005). Water-level fluctuations affect macrophyte richness in floodplain lakes. *Hydrobiologia*, 539(1), 239–248.
<https://doi.org/10.1007/s10750-004-4879-y>

Vestergaard, O., & Sand-Jensen, K. (2000). Aquatic macrophyte richness in Danish lakes in relation to alkalinity, transparency, and lake area. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57(10), 2022–2031.
<https://doi.org/10.1139/f00-156>

Wiberg-Larsen, P., & Rasmussen, J. J. (2016). A new Danish macroinvertebrate index for lakes - a method to assess ecological quality. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 38 pp. Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 223.
<http://dce2.au.dk/pub/SR223.pdf>

Wilhm, J., & McClintock, N. (1978). Dissolved oxygen concentration and diversity of benthic macroinvertebrates in an artificially destratified lake. *Hydrobiologia*, 57(2), 163–166. <https://doi.org/10.1007/BF00016460>

Wollheim, W. M., & Lovvorn, J. R. (1995). Salinity effects on macroinvertebrate assemblages and waterbird food webs in shallow lakes of the

Wyoming High Plains. *Hydrobiologia*, 310(3), 207–233.
<https://doi.org/10.1007/BF00006832>

Yi, Y., Sun, J., Yang, Y., Zhou, Y., Tang, C., Wang, X., & Yang, Z. (2018). Habitat suitability evaluation of a benthic macroinvertebrate community in a shallow lake. *Ecological Indicators*, 90(October 2017), 451–459.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.03.039>

Zhang, P., Blonk, B. A., van den Berg, R. F., & Bakker, E. S. (2018). The effect of temperature on herbivory by the omnivorous ectotherm snail *Lymnaea stagnalis*. *Hydrobiologia*, 812(1), 147–155. <https://doi.org/10.1007/s10750-016-2891-7>

ANVENDELSEN AF HYDROMORFOLOGISKE OG FYSISK-KEMISKE STØTTEELEMENTER TIL UNDERSTØTTELSE AF ØKOLOGISK TILSTANDSVURDERING I SØER

Økologisk tilstand i vandrammedirektivet vurderes primært ud fra de biologiske kvalitetselementer med fysisk-kemiske og hydromorfologiske kvalitetselementer som støtteparametre. Denne rapport vurderer relevansen af disse støtteelementer ud fra EU-anbefalinger, et litteraturstudie af praksis i Sverige, Tyskland og Polen samt analyser af danske data. Der findes en stærk sammenhæng mellem biologiske kvalitetselementer og eutrofieringsrelaterede fysisk-kemiske parametre, især næringsstoffer og sigtdybde, mens øvrige parametre primært afspejler afledte effekter af eutrofiering. Det anbefales derfor kun at anvende næringsstoffer og sigtdybde som fysisk-kemiske støtteelementer og at fravige fra 'one-out-all-out'-princippet. For hydromorfologiske støtteelementer mangler der tilstrækkelige data til anvendelse, og et målrettet overvågningsprogram anbefales før fremtidig implementering af disse i tilstandsvurderingen.